

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**Evaluación y manejo del recurso marino
Haliotis spp. (abulón) en la península de
Baja California, México mediante un
modelo pesquero-climático**

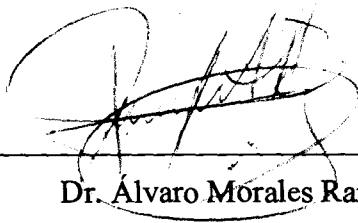
Tesis sometida a la consideración de la Comisión del Programa de Posgrado en
Gestión Integrada de Áreas Costeras Tropicales (GIACT), para optar
al grado de M. Sc. en Gestión Integrada de Áreas Costeras Tropicales.

Friedemann Keyl

Agosto 2004, Ciudad Universitaria “Rodrigo Facio”, San Pedro, San José, Costa Rica

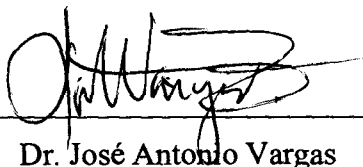
Esta tesis fue aceptada por la Comisión del Programa de Posgrado en Gestión Integrada de Áreas Costeras Tropicales (GIACT) de la Universidad de Costa Rica en San Pedro, San José, como requisito parcial para optar al grado de Magíster Scientiae en Gestión Integrada de Áreas Costeras Tropicales.

Miembros del Tribunal:



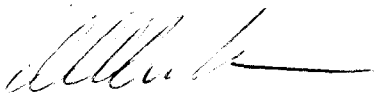
Dr. Alvaro Morales Ramírez

Representante de la Sra. Decana del SEP

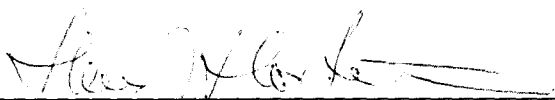


Dr. José Antonio Vargas

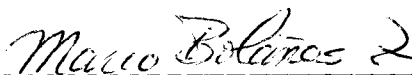
Representante del Sr. Director de la Maestría GIACT



Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota – Tutor de Tesis



Dr. Hans Hartmann – Asesor de Tesis



M. Sc. Marco Bolaños Zamora – Asesor de Tesis

Sustentante:

Dedico este trabajo

A mis padres Albrecht y Brigitte Keyl que me enseñaron a pensar independientemente y cuestionar autoridades y opiniones establecidas si necesario – las suyas incluidas.

A mi viejo profesor Dr. Klaus Kontermann de la Technische Oberschule en Stuttgart y a John Steinbeck, el autor de la novela “Cannery Row” para dirigir mi atención e interés a la belleza de la biología.

Agradecimiento

A Daniel Lluch por aceptarme como estudiante de tesis.

A los compañeros y colegas en el CIBNOR en La Paz que me ayudaron mucho, especialmente a Germán Ponce y Chava Lluch que tuvieron que soportar muchas preguntas mías y siempre encontraron tiempo para escuchar y ayudar y a Carlos Pacheco que siempre tenía la solución en caso de broncas con la compu.

A los amigos de La Paz dándome el bienvenido mexicano tan cordial desde el primer momento.
A Vero “la Vero” Castañeda Fernández de Lara, la mejor compañera de piso que se podría imaginarse con el apellido más largo que se podría imaginarse.

A Gerar y los Nicas por su compañía, amistad y ayuda en el GIACT
A Oscar por su paciencia revisando mi tesis
A Diana, Lineth y César que me dieron su amistad y lugar en su casita en Sabanilla.

A la RED-ALFA y la Unión Europea por otorgarme la beca.
A la Universidad de Bremen y el ZMT por enviarme a Costa Rica.
A Matthias Wolff y Hans Hartmann por respaldarme en asuntos oficiales.

Al CIBNOR por su infraestructura y ayuda científica.
A la Universidad de Bremen y el Alfred-Wegener-Institut de Bremerhaven por mi buena formación en biología marina, ecología y geología.

Al constructor anónimo de mi guitarra y los programadores desconocidos de REASON y CUBASE y las playas, fiestas y bares que me brindaron distracción, relajación y el ambiente necesario en los peores momentos de estrés.

Y sobre todo a los viejos amigos de Bremen y en el mundo por no olvidarme.

¡Gracias! ¡Viva la vida!

Índice general

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Antecedentes | 1 |
| 1.1 | Objetivo general..... | 2 |
| 1.2 | Objetivos específicos | 2 |
| 1.3 | Justificación | 3 |
| 2 | Introducción | 4 |
| 2.1 | El genero <i>Haliotis</i> en México | 4 |
| 2.1.1 | Distribución y hábitats..... | 4 |
| 2.1.2 | Ciclo de vida y biología..... | 6 |
| 2.1.3 | Ecología de <i>H. fulgens</i> y <i>H. corrugata</i> | 8 |
| 2.2 | Pesquería..... | 9 |
| 2.2.1 | Desarrollo histórico, organización y manejo..... | 9 |
| 2.2.2 | Equipo y arte de pesca..... | 12 |
| 2.2.3 | Evaluación del stock..... | 12 |
| 2.2.4 | Procesamiento y comercialización de las capturas..... | 13 |
| 2.2.5 | Socio-economía | 14 |
| 2.2.6 | Marco jurídico | 15 |
| 2.3 | Evaluación y manejo pesquero | 16 |
| 2.3.1 | Evaluación de recursos pesqueros | 16 |
| 2.3.2 | Puntos de referencia como objetivos de manejo | 16 |
| 2.3.3 | Manejo pesquero | 17 |
| 2.4 | Modelos empleados en la evaluación de stocks pesqueros..... | 18 |
| 2.4.1 | Clasificación general de modelos | 18 |
| 2.4.2 | Desarrollo de modelos usados para la evaluación de recursos pesqueros | 19 |
| 2.5 | Los modelos de producción excedente | 20 |
| 2.5.1 | El modelo de Graham y Schaefer | 20 |
| 2.5.2 | El Modelo de Hilborn & Walters | 21 |
| 2.5.3 | El modelo de la observación y sus problemas..... | 22 |
| 2.5.4 | Incorporación de errores..... | 24 |
| 2.5.5 | Usos históricos de los modelos de producción excedente | 24 |
| 2.6 | La región del Vizcaíno y el Sistema de Corrientes de California..... | 26 |
| 2.6.1 | Características generales | 26 |
| 2.6.2 | Principales corrientes..... | 27 |

| | | |
|-------|--|----|
| 2.6.3 | Variabilidad abiótica y biótica del CCS | 28 |
| 2.6.4 | Las regiones sur del CCS | 28 |
| 2.6.5 | Las comunidades fitobénticas..... | 29 |
| 2.7 | Influencia del clima sobre los ecosistemas marinos | 30 |
| 2.7.1 | Conceptos generales | 30 |
| 2.7.2 | Efectos ambientales en abulón | 31 |
| 2.8 | Los ciclos climáticos del Pacífico..... | 33 |
| 2.9 | Los recursos marinos bajo la influencia de pesca y clima | 35 |
| 2.9.1 | Los modelos pesqueros, la variabilidad de ecosistemas y el clima | 35 |
| 2.9.2 | Incorporación de efectos climáticos y su pronóstico..... | 36 |
| 2.10 | Hipótesis | 38 |
| 3 | Datos y metodología | 39 |
| 3.1 | Datos y su origen | 39 |
| 3.1.1 | Área de estudio..... | 39 |
| 3.1.2 | Resolución temporal de las series de tiempo..... | 40 |
| 3.1.3 | Series pesqueras | 40 |
| 3.1.4 | Series climáticas | 42 |
| 3.2 | Análisis de las series de tiempo climáticas | 45 |
| 3.2.1 | Estacionalidad y serie de anomalías | 46 |
| 3.2.2 | Análisis de componentes principales (<i>principal components analysis</i> – PCA)..... | 46 |
| 3.2.3 | Análisis de Fourier | 47 |
| 3.3 | Modelos para evaluación y pronóstico del recurso..... | 48 |
| 3.3.1 | Incorporación de la variabilidad climática | 48 |
| 3.3.2 | Modelo pesquero | 49 |
| 3.3.3 | Modelo sinusoidal del PDOI y simulación Monte Carlo | 52 |
| 3.4 | Puntos de referencia biológicos PRB..... | 52 |
| 3.5 | La verosimilitud como criterio de la calidad del ajuste | 53 |
| 3.6 | Sucesión de modelos y definición del éxito..... | 55 |
| 3.7 | Restricciones y referencias para los ajustes de los modelos | 56 |
| 4 | Resultados | 59 |
| 4.1 | Modelos pesqueros de producción excedente según Hilborn & Walters..... | 59 |
| 4.1.1 | Resultados de los parámetros | 59 |
| 4.1.2 | Los modelos de producción con ML en el detalle..... | 59 |
| 4.2 | Modelos de observación independientes | 61 |
| 4.2.1 | Modelo con la transformación del CPUE por ACE | 61 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 4.2.2 | Modelo con los valores de la CPUE..... | 62 |
| 4.3 | Modelos de producción excedente con ecuación de observación no lineal | 63 |
| 4.3.1 | Resultados de los parámetros de los modelos | 63 |
| 4.3.2 | Los modelos con MNL en el detalle..... | 64 |
| 4.4 | Series de tiempo climáticas..... | 65 |
| 4.4.1 | Componentes estacionales..... | 65 |
| 4.4.2 | Auto-correlación y límites de confianza de las PC de las series climáticas | 66 |
| 4.4.3 | Series de anomalías y primer componente principal | 67 |
| 4.5 | Vínculos entre la CPUE observada y el clima | 72 |
| 4.6 | Resultados de los modelos pesqueros con influencia climática..... | 75 |
| 4.6.1 | Los parámetros de los modelos | 75 |
| 4.6.2 | Los modelos pesquero-climáticos en el detalle | 77 |
| 4.7 | Puntos de referencias del manejo..... | 79 |
| 4.8 | Pronóstico del PDOI | 80 |
| 4.9 | Pronóstico de la pesquería | 81 |
| 4.9.1 | Abulón amarillo..... | 82 |
| 4.9.2 | Abulón azul | 87 |
| 5 | Discusión..... | 89 |
| 5.1 | Calidad de datos..... | 89 |
| 5.2 | Modelos pesqueros | 90 |
| 5.2.1 | Modelo de producción excedente según Hilborn & Walters..... | 90 |
| 5.2.2 | Modelos pesqueros con ecuación de observación no lineal | 91 |
| 5.3 | La variabilidad climática como factor adicional..... | 93 |
| 5.4 | Correlaciones entre series de CPUE y clima | 95 |
| 5.5 | Modelos pesquero-climáticos | 96 |
| 5.6 | Resultados de los puntos de referencia del manejo..... | 104 |
| 5.7 | El modelo del PDOI..... | 105 |
| 5.8 | Los pronósticos..... | 106 |
| 6 | Conclusiones y recomendaciones..... | 109 |
| 7 | Referencias..... | 112 |
| 8 | Anexo | 121 |

Índice de ilustraciones

| | |
|--|----|
| Figura 1: Mapa del área de estudio con las cuatro zonas de pesca de la extracción de abulón y la ubicación de las nueve cooperativas de la zona centro: 1 Isla Cedros; 2 Isla Natividad; 3 San Hipólito; 4 Punta Abreojos; Bahía Tortugas tiene tres cooperativas, Bahía Asunción dos. | 5 |
| Figura 2. Ciclo de vida generalizado del abulón <i>Haliotis</i> spp.; León-Carballo & Muciño-Díaz (1996) según McShane (1992). Tamaños de los diferentes estados del ciclo de vida no en escala. | 6 |
| Figura 3: Serie de capturas históricas (INP 2000) con las medidas del manejo aplicadas (Guzmán-del Prío 1992). M: explotación del recurso exclusiva para nacionales; I: veda de enero a marzo; V: cambio de la veda del invierno al verano; C: introducción de cuotas máximas por cooperativas (TACC); T: vedas prolongadas y aumentado de las tallas mínimas; A: obligación de desembarcar los abulones en concha para verificación de las tallas mínimas. | 10 |
| Figura 4: Capturas totales y de las dos especies de las cooperativas de la zona centro. Línea gris: capturas total; línea negra: capturas <i>H. corrugata</i> ; línea discontinuada: capturas <i>H. fulgens</i> | 11 |
| Figura 5: Esquema de la circulación del CCS durante el año con las mayores corrientes, eddies y jets que influyen la producción biológica local (según Strub, en: U.S.GLOBEC 1994). | 27 |
| Figura 6: Series de tiempo del PDO (primer PC de la SST del Pacífico norte del este [K]) (línea sólida es el promedio móvil) superpuesto con la gráfica de las capturas de abulón (azul y amarillo; puntos negros) en B.C. y B.C.S. [1000 t] (comunicado por Lluch-Cota DB, CIBNOR). Las rayas muestran los períodos “cálidos” del PDO, los espacios entre las rayas los períodos “fríos” según Mantua & Hare (2002). | 32 |
| Figura 7: Curva de respuesta con los efectos de diferentes intensidades de factores sobre un organismo (según Townsend et al. 2003). | 37 |
| Figura 8: Mapa de la península de Baja California con las estaciones de SLH y UI y las áreas de las cuales provienen los datos de SST, UW y VW; la parte superior del área 5 está fuera del área mostrada; CSL: Cabo San Lucas; LAP: La Paz; SCA: San Carlos, ICE: Isla Cedros; SQU: San Quintín; ENS: Ensenada; SDI: San Diego. | 39 |
| Figura 9: Comparación de la serie de capturas proveída por el INP (2000) con la serie de capturas pesadas totales de las cooperativas. La correlación entre las dos series es $r = 0.9900$ ($p < 0.0000$). | 42 |
| Figura 10: Serie de tiempo del PDO. | 42 |
| Figura 11: Serie de tiempo del MEL. | 43 |
| Figura 12: El modelo de observación para diferentes valores de β y dos diferentes capturabilidades Q_1 y Q_2 | 50 |

| | |
|---|----|
| Figura 13: Diagrama de flujo del procedimiento y sucesión de los modelos en el presente trabajo; se usan las formas según la metodología de los diagramas de flujo (paralelogramos: datos, rectángulos: procesos, rombos: decisiones, círculo estirado: punto final)..... | 55 |
| Figura 14: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero ajustado a la CPUE observada del abulón amarillo; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas. | 60 |
| Figura 15: Trayectoria de CPUE y biomasa del modelo pesquero ajustado a la biomasa observada del abulón amarillo. La pequeña gráfica en la gráfica de la biomasa amplifica los valores los años de 1985 hasta 2002; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas. | 60 |
| Figura 16: Trayectoria de CPUE y biomasa del modelo pesquero ajustado a la biomasa observada del abulón azul; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas..... | 61 |
| Figura 17: Resultados de la transformación de las CPUE de las dos especies mediante ACE graficados contra la biomasa [t]; puntos y círculos: valores de la transformación de ACE; líneas: modelos encontrados mediante CurveExpert 1.37 para los puntos; B_{lim} : Biomasa límite; círculos: valores inferior a B_{lim} | 62 |
| Figura 18: Gráfica de CPUE [t/mil mareas] contra biomasa [t] de las dos especies. El modelo (línea) se calculó para los valores de CPUE correspondiente a una biomasa más alta que 100 t o bien 25 t (puntos), los círculos son los valores debajo de este límite y no fueron considerados en el modelo... | 63 |
| Figura 19: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL ajustado a la CPUE observada del abulón amarillo; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas. | 64 |
| Figura 20: Trayectoria de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL ajustado a la biomasa observada del abulón azul; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas. | 64 |
| Figura 21: Promedios mensuales de las series climáticas; abreviaciones de las estaciones del SLH según tabla 4 y tabla 6. | 65 |
| Figura 22: Gráficas de los eigenvalores de las componentes principales de las series climáticas con sus límites de confianza; los valores son los porcentajes de la varianza total explicada para cada uno de los PC. | 67 |
| Figura 23: Series de anomalías de SST en las cinco áreas frente de la península de Baja California y su primer PC. Unidad de las anomalías es [K]. | 68 |
| Figura 24: Series de anomalías del viento U en las cinco áreas frente de la península de Baja California y su primer PC. Unidad de las anomalías es [m/s]. | 69 |
| Figura 25: Series de anomalías del viento V en las cinco áreas frente de la península de Baja California y su primer PC. Unidad de las anomalías es [m/s]. | 70 |

- Figura 26: Series de anomalías del índice de surgencia (UI) para las cuatro estaciones frente de la península de Baja California y su primer PC. Unidad de las anomalías es $[m^3 \cdot s^{-1} \cdot (100 m)^{-1}]$71
- Figura 27: Series de anomalías del nivel del mar en las siete estaciones de la península de Baja California y el primer PC de las series SLP y SDI. La serie SLP (Cabo San Lucas/La Paz) es la combinación de las series de CSL y LAP. Unidad de las anomalías es [m].72
- Figura 28: Series observada y filtrada del PDOI transformada de frecuencia de datos mensual a anual mediante el promedio de la época del desove.74
- Figura 29: Correlaciones simples entre los rendimientos pesqueros y las series del PDOI desove 54321 para *H. fulgens* y *H. corrugata*.74
- Figura 30: Trayectorias de los parámetros anuales K, r y q contra el PDOI para el modelo del abulón amarillo.76
- Figura 31: Trayectorias de los parámetros anuales K, r y q contra el PDOI para el modelo del abulón azul.76
- Figura 32: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL y incorporación de la variabilidad climática mediante parámetros K y r para el abulón amarillo; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.77
- Figura 33: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL y incorporación de la variabilidad climática mediante parámetros anuales K, r y q para el abulón amarillo; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.78
- Figura 34: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL y incorporación de la variabilidad climática mediante parámetros K y r para el abulón azul; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.78
- Figura 35: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL y incorporación de la variabilidad climática mediante parámetros K, r y q para el abulón azul; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas79
- Figura 36: Resultados del análisis de Fourier y el modelo del PDOI de la transformación del promedio de la época del desove (meses 7 a 11) del PDO mensual. Arriba: gráfica de densidades espectrales con filtro de Parzen 5; flechas indican las frecuencias significantes; medio: PDOI transformado con su modelo sinoidal; abajo: residuos del modelo.80
- Figura 37: Series de PDOI filtradas construidos mediante el modelo del PDOI y el método de Monte Carlo (de 2004 hasta el 2025). Arriba: la serie del PDOI filtrada (con peso 54321) original completa con PP 1; líneas gruesa: valores observados; líneas delgadas: valores del modelo con Monte Carlo.81
- Figura 38: Abulón amarillo: manejo de cuotas fijas de la mortalidad pesquera F; trayectorias de biomazas (líneas negras) y capturas (puntos) bajo diferentes condiciones climáticas (PDOI: líneas grises, en la

| | |
|--|----|
| eje y secundaria) con las capturas acumuladas (C_{ac}) y las cuotas de mortalidad pesquera correspondientes (F)..... | 84 |
| Figura 39: Abulón amarillo: manejo de crecimiento anual de 10% de la biomasa; trayectorias de biomasa (líneas negras) y capturas (puntos) bajo diferentes condiciones climáticas (PDOI: líneas grises en la eje y secundaria) con las capturas acumuladas (C_{ac})..... | 85 |
| Figura 40: Abulón amarillo: manejo de crecimiento anual de 10% de la biomasa con veda inicial; trayectorias de biomasa (líneas negras) y capturas (puntos) bajo diferentes condiciones climáticas (PDOI: líneas grises en la eje y secundaria) con las capturas acumuladas (C_{ac}) y la duración de las vedas iniciales (V)..... | 86 |
| Figura 41: Pronóstico para el rendimiento del recurso abulón azul bajo diferentes escenarios de manejo con las capturas acumuladas (C_{ac}) y las cuotas de mortalidad pesquera correspondientes (F). Arriba a la izquierda la trayectoria de la CPUE; línea gris: PDOI [K] en la eje y secundaria; líneas negras: CPUE o bien biomasa, puntos: capturas. | 87 |
| Figura 42: Capturas (izquierda) y CPUE (derecha) de <i>H. corrugata</i> en función del esfuerzo pesquero. | 93 |
| Figura 43: Capturas (izquierda) y CPUE (derecha) de <i>H. fulgens</i> en función del esfuerzo pesquero. | 94 |

Índice de tablas

| | |
|--|-----|
| Tabla 1: Distribuciones y tamaños de las diferentes especies de abulón en la península de Baja California. Datos según Vega et al. (1994, citado en León-Carballo & Muciño-Díaz 1996) y Lindberg (1992, con asterisco). | 4 |
| Tabla 2: Regulaciones de la pesca por zonas (ver figura 1) y especies, y contribución relativa de las especies a la captura total. Según León-Carballo y Muciño-Díaz, 1996..... | 11 |
| Tabla 3: 2.5° x 2.5°-áreas y sus coordenadas céntricas..... | 43 |
| Tabla 4: Datos de las estaciones de muestreo para las series de tiempo de SLH; UNAM: Universidad Autónoma de México; CICESE: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada | 44 |
| Tabla 5: Los coeficientes de correlación simple r entre las series de tiempo de SLH | 45 |
| Tabla 6: Datos de las estaciones del UI..... | 45 |
| Tabla 7: Parámetros y valores de las verosimilitudes de los modelos de producción excedente..... | 59 |
| Tabla 8: Resultados del modelo de observación para las transformaciones de CPUE mediante ACE; se muestra también el coeficiente de correlación para el modelo lineal (con $\beta = 1$). | 61 |
| Tabla 9: Resultados de los parámetros y calidad del ajuste del modelo de observación. | 62 |
| Tabla 10: Parámetros y valores de las verosimilitudes de los modelos de producción MNL..... | 63 |
| Tabla 11: Valores de N y los promedios del tamaño efectivo N* para las series climáticas. | 66 |
| Tabla 12: Coeficientes de los primeros componentes principales..... | 67 |
| Tabla 13: Correlaciones entre los rendimientos observados (I obs) y PDOI, MEI y los primeros PC de las variables climáticas filtradas. Transformación de las series mensuales a valores anuales mediante el promedio anual; valores en negrita: correlación significativa ($p < 0.05$); celdas grises: correlaciones más altas. | 73 |
| Tabla 14: Correlaciones entre los rendimientos observados (I obs) y el PDOI transformado de resolución mensual a anual con diferentes métodos. Valores en negrita: correlación significativa ($p < 0.05$); celdas grises: correlaciones más altas. | 73 |
| Tabla 15: Resultados de los parámetros y valores de las verosimilitudes de los modelos pesqueros con incorporación del clima. | 75 |
| Tabla 16: Resultados de los puntos de referencias del manejo para los modelos de ambas especies sin y con clima. | 79 |
| Tabla 17: Valores de los parámetros del modelo sinodal del PDO de la época del desove. | 121 |

Abreviaciones y acrónimos

| | |
|--------|--|
| ACE | estimaciones de expectativas condicionales alternando (<i>alternating conditional expectation estimates</i>) |
| B | biomasa |
| B.C. | Baja California, estado federal de los Estados Unidos de México |
| B.C.S. | Baja California Sur, estado federal de Estados Unidos de México |
| C | captura |
| CAY | captura anual actual (<i>current anual yield</i>) |
| CC | Corriente de California (<i>Californian current</i>) |
| CCS | Sistema de Corrientes de California (<i>Californian current system</i>) |
| CICESE | Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada |
| CLP | serie combinada de SLH de las estaciones de CSL y LAP |
| CPC | Climate Prediction Center |
| CPUE | captura por unidad de esfuerzo pesquero |
| CRIP | Centro Regional de la Investigación Pesquera, entidades regionales del Instituto Nacional de la Pesca de México (INP) |
| CSL | serie de SLH de la estación Cabo San Lucas, B.C.S. |
| CUC | Corriente subsuperficial de California (<i>Californian undercurrent</i>) |
| D_e | densidad espectral |
| E | esfuerzo pesquero |
| ENS | serie de SLH de la estación Ensenada, B.C. |
| ENSO | El Niño – oscilación del sur (<i>El Niño – southern oscillation</i>) |
| EOF | funciones ortogonales empíricas (<i>empirical orthogonal functions</i>) nombre para el PCA en las geociencias. |
| EUA | Estados Unidos de América |
| FA | análisis de factores (<i>factor analysis</i>) |
| IATTC | Comisión Interamericana Tropical de Atún (<i>Interamerican Tropical Tuna Comisión</i>) |
| ICC | corriente de la orilla (<i>inshore countercurrent</i>) |
| ICCAT | Convención Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (<i>International Convention for the Conservation of the Atlantic Tuna</i>) |
| ICE | serie de SLH de la estación de Isla Cedros, B.C. |
| ICSEAF | Comisión Internacional de la Pesquería del Atlántico Sureste (<i>International Commission for</i> |

| | |
|-------|---|
| | <i>the South East Atlantic Fisheries)</i> |
| INP | Instituto Nacional de la Pesca de México |
| IPHC | Comisión Internacional del Lengado del Pacífico (<i>International Pacific Halibut Comisión</i>) |
| K | capacidad de carga |
| L | verosimilitud |
| LAP | serie de SLH de la estación La Paz, B.C.S |
| LL | verosimilitud logarítmica |
| LLH | verosimilitud logarítmica (<i>log-likelihood</i>) |
| LME | ecosistema grande marino (<i>large marine ecosystem</i>) |
| MAY | rendimiento máximo promedio (<i>maximum average yield</i>) |
| MCY | captura máxima constante (<i>maximum constant yield</i>) |
| MEI | índice multivariada del ENSO (<i>multivariate ENSO index</i>) |
| M_K | máximo de la función de campana de la capacidad de carga K |
| ML | modelo pesquero de producción excedente con modelo (también denominado ecuación) de observación lineal |
| MNL | modelo pesquero de producción excedente con modelo (también denominado ecuación) de observación no lineal |
| M_q | máximo de la función de campana del factor de observación q |
| M_r | máximo de la función de campana de la tasa de crecimiento intrínseca r |
| N^* | tamaño efectivo de una serie de tiempo |
| NAO | oscilación del Atlántico norte (<i>north Atlantic oscillation</i>) |
| NMFS | National Marine Fisheries Service de la EUA |
| NOAA | National Oceanic and Atmospheric Administration de la EUA |
| PC | componente principal (<i>principal component</i>) |
| PCA | análisis de componentes principales (<i>principal components analysis</i>) |
| PDO | oscilación decadal del Pacífico (<i>Pacific decadal oscillation</i>) |
| PDOI | índice de la oscilación decadal del Pacífico (<i>Pacific decadal oscillation index</i>) |
| p_f | valor del periodograma de la frecuencia f_k |
| PFEL | Pacific Fisheries Environmental Laboratories |
| P_K | posición del máximo de la función de campana de la capacidad de carga K |
| P_q | posición del máximo de la función de campana del factor de observación q |
| P_r | posición del máximo de la función de campana la tasa de crecimiento intrínseca r |
| Q | capturabilidad |
| q | factor de observación, en caso que $\beta = 1$ el factor de observación es igual a la capturabilidad (<i>sensu</i> Hilborn & Walters 1992: $q = Q$) |

| | |
|-----------------|---|
| r | tasa de crecimiento intrínseco |
| RMS | rendimiento máximo sostenible, en otros textos también MRS (máximo rendimiento sostenible) |
| RO | rendimiento óptimo (<i>optimal yield</i>) |
| rr | ruido rojo |
| SCA | serie de SLH de la estación San Carlos, B.C.S |
| SCB | Bahía de California Sur (<i>Southern Californian Bight</i>) |
| SCC | Contracorriente de California Sur (<i>southern Californian countercurrent</i>) |
| SCE | eddy de California sur (<i>southern Californian eddy</i>) |
| SDI | serie de SLH de la estación San Diego, CA |
| SLH | nivel del mar (<i>sea level hight</i>) |
| SLP | presión atmosférica al nivel del mar (<i>sea level pressure</i>) |
| SO | oscilación del sur (<i>southern oscillation</i>) |
| SOI | índice de la oscilación del sur (<i>southern oscillation index</i>) |
| SQU | serie de SLH de la estación San Quintín, B.C. |
| SST | temperatura superficial del mar (<i>sea surface temperature</i>) |
| TACC | cuotas máximas de capturas totales por cooperativa (<i>total allowable catch per cooperative</i>) |
| UHSLC | Sea Level Center de la Universidad de Hawaii |
| UI | índice de surgencias (<i>upwelling index</i>) |
| U_K | kurtosis de la función de campana de la capacidad de carga K |
| UNAM | Universidad Nacional Autónoma de México |
| U_q | kurtosis de la función de campana del factor de observación q |
| U_r | kurtosis de la función de campana la tasa de crecimiento intrínseca r |
| viento u | componente zonal (este – oeste) del viento, la dirección positiva es hacia este |
| viento v | componente meridional (norte – sur) del viento, la dirección positiva es hacia norte |
| β | parámetro de relación (<i>beta</i>) |
| γ | factor de agotamiento (<i>gama</i>) |
| $\Delta\lambda$ | límite de confianza del eigenvalor λ |
| ε | residuales, residuos o error (<i>epsilon</i>) |
| λ | eigenvalor (<i>lambda</i>) |
| ρ | autocorrelación (<i>rho</i>) |
| σ | desviación estándar (<i>sigma</i>) |
| χ^2 | distribución chi cuadrado |

Resumen

Keyl, Friedemann

Evaluación y manejo del recurso marino *Haliotis spp.* (abulón) en la península de Baja California, México, mediante un modelo pesquero-climático.

Tesis de Maestría en Gestión Integrada de Áreas Costeras Tropicales (GIACT). San José, CR: F. Keyl (2004)

138 h.: 44 il. – 146 refs.

Muchos recursos pesqueros se han evaluado mediante modelos de producción excedente con la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como indicador de la abundancia pero los resultados del manejo basándose tanto en estos modelos como en otros tipos de modelos en el pasado han sido poco exitoso. Especialmente con recursos que forman agrupaciones la relación lineal normalmente usada entre CPUE y biomasa ha sido dudada. La variabilidad del ambiente, un factor que influye el rendimiento de los stocks, con muy pocas excepciones no ha sido tomado en cuenta.

La familia de *Haliotis* (Gastropoda: Haliotidae) es un recurso pesquero con alto valor y distribución global. En la península de Baja California, México tiene gran importancia para la sobrevivencia de las comunidades costeras. A pesar de mucho esfuerzo para evaluar los stocks y organizar la pesquería del recurso, hoy en día el recurso está agotado.

Para la evaluación de las dos especies con importancia para la pesquería (*H. corrugata* y *H. fulgens*) se aplicó tres diferentes variaciones del modelo de producción excedente según Hilborn & Walters a los datos pesqueros (capturas y esfuerzo) y a los datos de un monitoreo (biomasa): 1) el mismo modelo propuesto por los autores mencionados, 2) un modelo ampliado con un modelo de observación no lineal en vez del modelo lineal del modelo original y 3) un modelo pesquero-climático incorporando la variabilidad climática en los parámetros del modelo que reflejan los procesos denso-dependientes, denso-independientes y pesqueros de los recursos. En los modelos pesquero-climáticos se empleó el índice de la oscilación decadal del Pacífico (PDOI) que cuenta con dos regímenes (“frío” y “cálido”) con duraciones entre 15 y 30 años.

Los resultados indican una influencia fuerte de la variabilidad climática sobre el rendimiento del stock de *H. corrugata* (rendimiento bajo durante regímenes “cálidos”) y a través de la abundancia de esta especie

indirectamente sobre la pesquería de *H. fulgens*. En la zona está última especie muestra poca variabilidad en su rendimiento biológico respecto a la variabilidad climática. Se asume que la variable ambiental más importante sea la temperatura del agua y se propone que la CPUE como indicador para la abundancia del recurso abulón tiene que ser rechazado.

El pronóstico mediante los modelos pesquero-climáticos muestra que con el manejo en vigor en el momento y el régimen frío en que entró la oscilación del Pacífico (PDO) alrededor del 2000 el recurso se recuperará hasta cierto grado. Es importante monitorear siempre el estado del ambiente y tomar en cuenta que en años desfavorables las cuotas pesqueras tienen que ser adaptadas al rendimiento entonces inferior del recurso. Se propone medir los factores climáticos (temperatura, corrientes y surgencias) en los mismos bancos de abulón para mejorar los modelos pesquero-climáticos. Eventualmente sería mejor usar diferentes variables climáticas para los diferentes parámetros. Es importante que se entienda que los resultados no son validos para recursos de *Haliotis* en otros sitios.

F.K.

Abulón, Haliotis, Baja California, Pesquería, Evaluación, Modelo de producción excedente, Variabilidad climática, Manejo, Pronóstico

Tutor: Dr. Daniel B. Lluch-Cota

Sistema de Estudios de Posgrado

1 Antecedentes

La pesquería siempre ha afectado los recursos explotados aunque al principio y hasta al menos los finales del siglo XIX, el hombre no estaba consciente de este hecho, como lo indica una cita de Huxley (1884), un reconocido biólogo y pensador en su era:

“I believe then that [...] fisheries are inexhaustible; that is to say that nothing we do seriously affects the numbers of fish. And any attempt to regulate these fisheries seems consequently, from the nature of the case to be useless.”

En el siglo XX, después del agotamiento de los primeros recursos marinos económicamente importantes, se formó la disciplina de la biología pesquera que se ha dedicado a la evaluación de estos recursos pesqueros con el objetivo de evitar futuros fracasos, y de mantenerlos en estado favorable para la pesquería. Hasta hoy en día la metodología en su mayoría se ha restringido a la consideración de la dinámica poblacional de los stocks y sus pesquerías. En los últimos años, debido a los fracasos del manejo de muchos recursos pesqueros, se ha reconocido que esto no es suficiente. Se consideró en muchas publicaciones recientes que la variabilidad climática puede ser el factor que hace falta en la metodología biológica-pesquera aunque hasta ahora su incorporación no les parece factible a muchos investigadores, como muestra la cita de Hilborn & Mangel (1997):

“Since fishing pressure can be managed but the environment cannot, the default assumption in fisheries models has been to assume that the changes are due to fishing pressure. Thus, we use models without systematic environmental changes and leave the challenge of realistically considering environmental change for the next generation...”

El recurso cuyo rendimiento (y el rendimiento de la pesquería de este recurso) se considera en el presente trabajo, es el recurso de *Haliotis spp.* en la península de Baja California. Muchas de las condiciones bajo las cuales se explotan este recurso son muy favorables según la metodología pesquera convencional para obtener la sustentabilidad del recurso.

El recurso con un valor de USD 100 y más por kilogramo es muy valioso y su explotación se realiza por cooperativas con derechos exclusivos tanto del recurso de abulón como de los otros recursos en las áreas asignadas a estas cooperativas. Ellas mismas organizan además la vigilancia del recurso y algunas son dueñas de las plantas de procesamiento que preparan las capturas para la exportación. Gracias a la comer-

cialización por una compañía paraestatal los beneficios en caso del recurso abulón se quedan en su mayoría con los pescadores. Intermediarios, que en muchas pesquerías se aprovechan de grandes partes de las ganancias, en la pesquería de abulón no existen. La explotación del recurso en su totalidad está bien organizada con los entes regionales del Instituto Nacional de la Pesca de México, los cuales evalúan y monitorean las abundancias de los stocks detalladamente. El manejo es organizado por leyes y regulaciones razonables y científicamente comprobadas, que además son aceptadas por los pescadores. Por lo demás existen series de capturas y esfuerzos pesqueros históricas que permiten examinar los rendimientos del recurso y su pesquería en el pasado, dando la posibilidad de evaluar el futuro rendimiento mediante modelos pesqueros. Otro punto muy favorable para el manejo del recurso de forma sostenible es que existen otros recursos en la área que son igual de valiosos como la langosta u otros que hasta ahora casi no son explotados o no han sido explotados (ej. diferentes especies de peces escamas y varios moluscos). El uso de estos recursos teóricamente podría ayudar a disminuir la presión sobre el mismo recurso de abulón.

A pesar de todos estos puntos favorables ya hace casi 30 años el recurso de abulón está en estado de agotamiento, como muchos otros recursos pesqueros en el mundo; y por muchos años no ha mostrado señales de mejoramiento, lo que indica la influencia de un factor que hasta hoy en día no ha sido considerado suficientemente. Muchos autores de la ciencia de biología-pesquera propusieron que este factor podría ser la variabilidad climática aunque no lo incorporaron en la metodología.

1.1 Objetivo general

Incorporar la variabilidad climática como factor adicional a la metodología pesquera convencional para explicar el rendimiento del recurso *Halotis spp.* en la zona central de la península de Baja California, México y su pesquería.

1.2 Objetivos específicos

Obtener datos pesqueros y climáticos para ser usados en modelos pesquero-climáticos de diferentes fuentes: las páginas de varias instituciones internacionales en el *internet*, las cooperativas pesqueras de la península de Baja California, los entes regionales del Instituto Nacional de la Pesca (INP) de México y de la bibliografía científica.

Procesar y preparar las series obtenidas mediante diferentes métodos de la matemática, estadística y estadística multivariada de la biología-pesquera, la oceanografía y la meteorología para usarlas en los modelos.

Construir modelos de producción excedente para las dos especies económicamente importantes para la pesquería en la zona (*Haliotis fulgens* y *H. corrugata*).

Emplear los datos disponibles de la biomasa para controlar la aptitud de la captura por unidad de esfuerzo pesquero (CPUE) como indicador de la abundancia del recurso.

Relacionar las series pesqueras con las series climáticas para encontrar la influencia más importante de la variabilidad climática, y vincular esta serie con el índice de la oscilación decadal del Pacífico (PDOI) que tiene dos regímenes con duraciones de alrededor de 20 años.

Diseñar modelos pesquero-climáticos que incorporan las series climáticas más importantes para el rendimiento del recurso y su pesquería.

Construir un modelo para el PDOI mediante el cual, junto con los modelos pesquero-climáticos se quiere predecir el rendimiento del recurso y las posibles capturas sostenibles bajo diferentes tipos de manejo.

Comprobar si el manejo aplicado actualmente por las autoridades es adecuado y proponer otros tipos de manejo.

1.3 Justificación

El presente trabajo, con lo cual se quiere adquirir el título de Máster Scientae en la Maestría Gestión Integrada de Áreas Costeras Tropicales (GIACT) de la Universidad de Costa Rica, crea y aplica nuevos métodos incorporando la variabilidad climática en un modelo pesquero para la evaluación y el manejo del recurso abulón en la península de Baja California de la manera sostenible. Este recurso tiene una muy alta importancia socio-económica para las comunidades a lo largo de la orilla del mar en la zona, y permite la sobrevivencia de estas comunidades.

Se quiere aportar conocimiento científico y contribuir al mejoramiento de la metodología de la evaluación pesquera con respecto a la incorporación de variabilidad del rendimiento de poblaciones y sus pesquerías provocado por la variabilidad climática. El autor de esta tesis entiende que tiene que ser parte de la nueva generación de biólogos pesqueros *sensu* Hilborn & Mangel (1997) y por lo tanto intentará ser parte de ella.

2 Introducción

2.1 El genero *Haliotis* en México

2.1.1 Distribución y hábitats

El género *Haliotis* (Gastropoda: Haliotidae) tiene una distribución mundial con varias especies en diferentes zonas. El género se encontró por primera vez en el cretácico de California, EUA y Europa, el género moderno comprende entre 60 y 70 especies (Lindberg 1992). Para la región noroeste de México se han reportado cinco especies de abulones: *Haliotis fulgens* Philippi 1845, *Haliotis corrugata* Gray 1828, *Haliotis cracherodii* Leach 1817, *Haliotis rufescens* Swainson 1822 y *Haliotis sorenseni* Bartsch 1940 (Guzmán-del Prío 1992).

La tabla 1 muestra las distribuciones geográficas y verticales en México de las diferentes especies (ver también figura 1). Las distribuciones verticales dadas para las especies son los valores extremos reportadas en la bibliografía (Guzmán-del Prío 1992, Lindberg 1992 y Vega et al. 1994 citado en: León-Carballo & Muciño-Díaz 1996).

Tabla 1: Distribuciones y tamaños de las diferentes especies de abulón en la península de Baja California. Datos según Vega et al. (1994, citado en León-Carballo & Muciño-Díaz 1996) y Lindberg (1992, con asterisco).

| Nombre común | Nombre científico | Distribución geográfico | Mayor abundancia | Distrib. vertical [m] | Talla máx. [cm] |
|-----------------|-----------------------|--|--|-----------------------|-----------------|
| Abulón Azul | <i>H. fulgens</i> | CA, EUA hasta Islas Margaritas | Isla Coronado hasta Isla Margarita | 0...24 | 25 |
| Abulón Amarilla | <i>H. corrugata</i> | CA, EUA hasta Islas Margaritas | Isla de Cedros hasta Punta Abreojos | 7...44 | 18 |
| Abulón Negro | <i>H. cracherodii</i> | Oregon, EUA, hasta Punta Prieta, B.C.S. | Isla de Cedros hasta Isla Asunción | 0...5* | 15 |
| Abulón Rojo | <i>H. rufescens</i> | Islas Coronado, hasta Punta Blanca, B.C. | Región aledaña a Bahía el Rosario B.C. | 0...100 | 30 |
| Abulón chino | <i>H. sorenseni</i> | Punta CA, EUA hasta Punta San Hipólito, B.C.S. | Bahía el Rosario, B. C., hasta Isla Natividad, | 10...50 | 17 |

En los traslapes de las distribuciones verticales se encuentra híbridos entre las diferentes especies (McLean 1966). El origen de estos traslapes radica en la tolerancia térmica de las larvas y juveniles de las diferentes especies; por ejemplo, el mayor crecimiento de los juveniles del abulón amarillo ocurre a los 21°C, mientras que el intervalo es entre los 24°C y 27°C con el máximo en 26°C para el abulón azul

(Leighton 1974). Al menos para cinco poblaciones del abulón azul en la zona central (zonas de pesca dos y tres, ver figura 1) se sabe que forman un grupo genéticamente homogéneo y deben ser considerado como la misma población (Zúñiga et al. 2000).

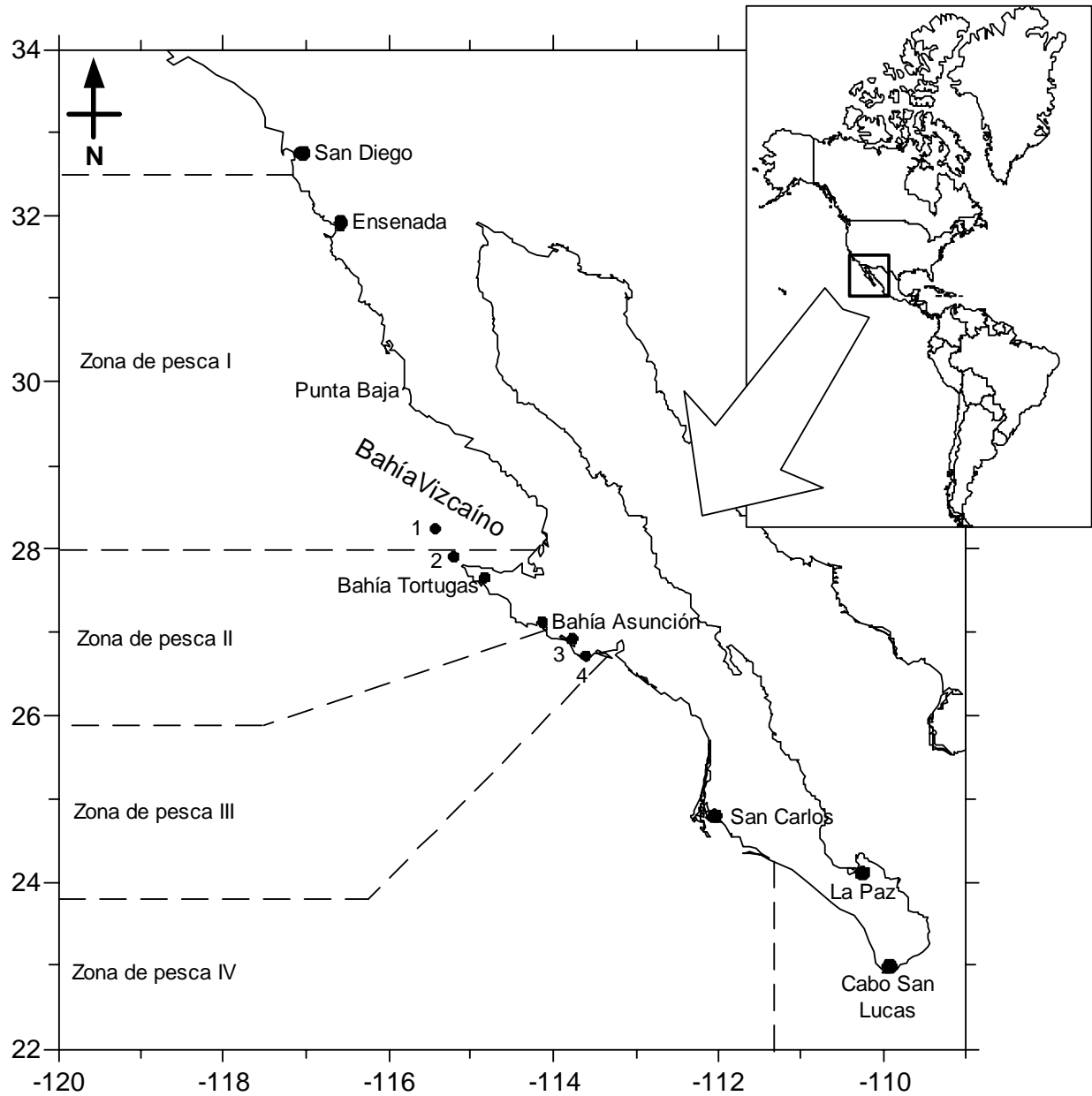


Figura 1: Mapa del área de estudio con las cuatro zonas de pesca de la extracción de abulón y la ubicación de las nueve cooperativas de la zona centro: 1 Isla Cedros; 2 Isla Natividad; 3 San Hipólito; 4 Punta Abreojos; Bahía Tortugas tiene tres cooperativas, Bahía Asunción dos.

2.1.2 Ciclo de vida y biología

Los abulones son animales univalvos parecidos a caracoles y tienen una concha oval y aplanada con una hilera antero-lateral de varias trematas (poros respiratorios). Los poros son formados y cerrados en períodos regulares debido al crecimiento del animal. Todas las especies son herbívoras estrictas, alimentándose de macroalgas como *Macrocystis*, *Sargassum*, *Eisenia*, *Gelidium* y otros, y del pasto marino *Phyllospadix torreyi* (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996, Serviere-Zaragoza et al. 1998). Para su estrategia de defensa necesitan sustrato rocoso: en peligro utiliza su pío (epipodium) musculoso y fuerte para adherirse al sustrato, y ponen su valva sobre su cuerpo blando (Middlebrook 2003).

Aunque no existe dimorfismo sexual, se puede distinguir el sexo por el color de las gónadas. Las de los machos tienen un color blanco-amarillo, las de las hembras un color de verde a café-oscuro y las de los animales inmaduros un color café-grisáceo (León-Carballo et al. 1992). La proporción entre los sexos se desvía claramente del normal y varía entre zonas y años: puede ser tan alto como 1:1.8 (machos: hembras) para el abulón amarillo, y de 1:2.8 en el caso del abulón azul (Guzmán-del Prío 1992).

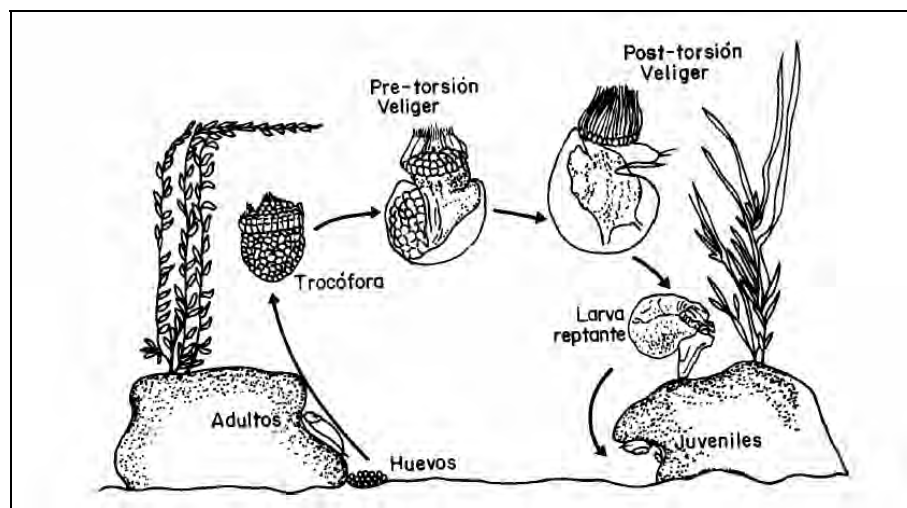


Figura 2. Ciclo de vida generalizado del abulón *Haliotis* spp.; León-Carballo & Muciño-Díaz (1996) según McShane (1992). Tamaños de los diferentes estados del ciclo de vida no en escala.

No existen estudios sobre los estados larvales de las especies mexicanas (Guzmán-del Prío 1992) si bien McShane (1992) brinda información sobre otras especies de abulón. Sus huevos no flotan, y después de solo 24 horas de ser fertilizados las larvas salen del huevo. Tres estadios de larvas son pelágicos (McShane 1992, ver figura 2) y lecitróficos. La trocófora (primera larva) nada hacia la superficie, las siguientes, las dos larvas veliger, nadan hacia abajo.

Las larvas, que son casi esféricas, nadan mediante cilios y no tienen control sobre su dirección (McShane 1992). El tiempo que permanecen en la columna de agua depende de la temperatura del agua, y varía entre 4 y 15 días, período en que las larvas puedan llegar a sitios considerablemente alejados dependiendo de la situación hidrodinámica. Generalmente se está de acuerdo en que los patrones de corrientes que dejan las larvas cerca del banco natal son favorables, pero Zúñiga et al. (2000) sugieren que existe un intercambio larval entre poblaciones como indica la homogeneidad genética del stock de la zona centro de la península de Baja California. Al contrario, los stocks de *H. corrugata* en Isla Cedros e Islas San Benito son considerados como poblaciones independientes (Del Río-Portilla & González-Avilés 2001).

McShane (1992) apunta que encontrar larvas en el mar es muy difícil, esto explica la carencia de investigaciones, datos y publicaciones respecto de larvas de abulón.

Después de los tres estadios larvales pelágicos sigue otro estadio larval pero reptante, y luego los animales entran al estadio juvenil que por definición comienza con la formación del primer poro (entre uno y tres meses). El estadio juvenil termina hasta alcanzar la madurez sexual. El asentamiento de las larvas depende de señales químicas, la topografía del sustrato y la presencia o ausencia de depredadores. Se asume que tanto la abundancia de larvas como la del estadio juvenil son muy variables, y no es claro si hay una relación entre el tamaño del stock y el reclutamiento (McShane 1992).

El período de vida varía para las diferentes especies, en la bibliografía se encuentran edades máximas de hasta 21 años para *H. corrugata* y de 20 años para *H. fulgens*, calculadas mediante el conteo de las capas de nácar. Los abulones crecen durante toda su vida, los individuos más grandes de abulón azul encontrados tienen más de 230 mm longitud de la concha, y 210 mm en caso del abulón amarillo, otras especies crecen a tallas todavía superiores.

La talla que corresponde a la madurez sexual varía en las diferentes zonas de pesca de los dos estados mexicanos con los valores más pequeños en las zonas sur, sin que las causas de este fenómeno sean claras (Lelevier et al. 1989). La madurez sexual según Vega et al. (1994, citado en León-Carballo & Muciño-Díaz 1996) alcanzan con tallas mínimas entre 60 y 110 mm. Guzmán-del Prío (1992) encontró valores diferentes: entre 117 y 145 mm para el abulón azul en diferentes lugares, y entre 102 y 138 mm para el abulón amarillo.

La fertilización de los huevos ocurre en la columna de agua, después de la expulsión sincrónica de huevos y espermatozoides. Según diferentes autores la temporada de desove es amplia, con dos o tres expulsiones anuales dependiendo de la especie, la localidad y las características ambientales (ej. temperatura y corrientes).

Generalmente las gónadas están maduras entre julio y diciembre, y el máximo desove ocurre durante los meses de octubre y noviembre. No existe información con respecto a la fecundidad del abulón azul. Para el abulón amarillo se encontró valores de 3.8 a 9.5 millones de huevos/individuo en ejemplares de la Isla Benito con un tamaño entre 123 y 149 mm de longitud de la concha mientras que en abulón rojo (*H. rufescens*) el número de huevos es mucho más variable. Se halló entre 0.56 y 28.7 millones huevos por individuo (Guzmán-del Prío 1992).

En general existe poca información sobre las especies del género *Haliotis* respecto a otros aspectos básicos por lo que se ha identificado la necesidad de realizar investigaciones sobre sus tasas de reclutamiento, la relación de stock/reclutamiento, la dependencia del reclutamiento respecto del asentamiento y la mortalidad de juveniles con tamaños inferiores a 80 mm (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996).

2.1.3 Ecología de *H. fulgens* y *H. corrugata*

Los abulones están asociados a hábitats béticos en sustratos rocosos, y en especial a los bosques de macroalgas que es una comunidad rica en especies (Cox 1962). La concha de abulón puede servir de sustrato a hasta 90 especies de diferentes grupos de invertebrados y algas (Middlebrook 2003).

La estructura de edad de las poblaciones de las dos principales especies explotadas hoy en día es diferente de la observada durante los setentas y ochentas. En 1997 para el abulón amarillo se encontraron individuos con una edad máxima de 16 años, y menos del 5% de la población mayores de 11 años, en investigaciones anteriores los individuos más viejos encontrados tuvieron 18, 20 y 21 años. Para el abulón azul la situación es parecida aunque no tan marcada: en 1997 se encontró una edad máxima de 20 años (sin evidencia de los grupos de edad de 16, 18 y 19 años), anteriormente había individuos con una edad de hasta de 25 años y individuos en todas clases de edad (Gluyas-Millán & Talavera-Maya 2003).

La densidad de las poblaciones explotadas también ha variado en el tiempo. En el período de 1984 a 1989 había densidades de 0.01 hasta 0.2 Ind/m² para el abulón amarillo, y de 0.6 hasta 0.8 para el abulón azul. Las otras especies, si se encontraban, presentaban densidades no mayores de 0.1 Ind/m². Posteriormente, en el periodo de 1990 a 1996 las estimaciones de densidad fueron constantemente inferiores (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996) si bien se reconocen variaciones entre zonas, hábitats, años y especies. Respecto de los hábitats, las densidades más altas ocurren en sustratos rocosos con *Macrocystis pyrifera*, así como en lugares expuestos y con niveles de turbulencia relativamente elevados (Guzmán-del Prío 1992).

Los depredadores naturales de los abulones son la nutria (*Enhydra lutris*) que no más se encuentra en la zona, peces demersales como vieja y mantarrayas (*Scorpaenichthys sp.* y *Myliobatis sp.*), pulpos (*Octopus spp.*), caracoles (*Kelletia sp.*, *Cerastostoma sp.*), langosta (*Panulirus spp.*), cangrejos (*Cancer spp.*, *Loxorhynchus sp.*, *Taliepus sp.*) y estrellas de mar (*Pisaster spp.*). Sin embargo, el depredador (o bien el usuario) más importante del recurso es el hombre (Salas-Garza 2000).

Respecto de otras interacciones ecológicas Guzmán-del Prío (1992) indicó que no existe competencia entre los abulones y los erizos de las especies de *Strongylocentrotus purpuratus* y *S. franciscanus* por espacio y alimentos, pese a que ocupan los mismos hábitats a lo largo de la costa pacífica de la Baja California. Por su parte otros estudios han identificados parásitos y agentes patógenos (bacterias y virus entre otros) que afectan las especies del género *Haliotis* (ej. Margolis 1996 o Bower 2003). En particular, destaca el denominado síndrome de deshidratación (*withering syndrome*), causado por un procarionte intracelular, que desde mediados de los ochentas ha amenazado las poblaciones de abulón en California, EUA (Moore et al. 2002) y que está asociado a la presencia de temperaturas anómalamente cálidas (Raimondi et al. 2002).

2.2 Pesquería

2.2.1 Desarrollo histórico, organización y manejo

La pesquería de abulón ha sido la principal actividad económica para diversas comunidades en los estados mexicanos de Baja California (B.C.) y Baja California Sur (B.C.S.) durante muchas décadas. Posiblemente tan temprano como en 1860, pescadores chinos empezaron la pesca en la zona intermareal y luego, a partir de 1900, pescadores japoneses, que ya usaban un sistema de buceo básico (Guzmán-del Prío 1992). Después de la exclusión de los japoneses en 1940, ingresaron pescadores mexicanos, que fundaron pueblos y campos pesqueros a lo largo de la costa occidental y crearon las primeras cooperativas pesqueras.

El manejo del recurso empezó temprano. Guzmán-del Prío (1992) menciona que las primeras medidas, las tallas mínimas, basadas en las existentes en este tiempo en California, EUA fueron implementadas en 1926. Desde el año 1956 había una veda (de enero a marzo) que cambió en 1972 a la época de julio a agosto, debido a nuevos conocimientos sobre el desove. En 1956 también entró en vigor una nueva regulación más restrictiva sobre la base de las tallas mínimas que se subieron nuevamente en 1981. A pesar de ello, la captura declinó drásticamente a partir de los años setentas y hasta los noventas (ver figura 3). En las últimas décadas hubo diferentes intentos de mejorar la situación del recurso a través de nuevas regula-

ciones (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996). Las regulaciones que por el momento están en vigor son las siguientes:

- Tallas mínimas y vedas (cinco meses) por zonas de pesca y especie,
- cuotas máximas de capturas totales por cooperativa (*total allowable catch per cooperative* – TACC),
- entrega viva de la captura para la verificación de las tallas mínimas y
- vedas de bancos de abulón de dos o tres años, reducción del esfuerzo y tallas mínimas superiores a las oficiales (medidas realizadas voluntariamente por las cooperativas).

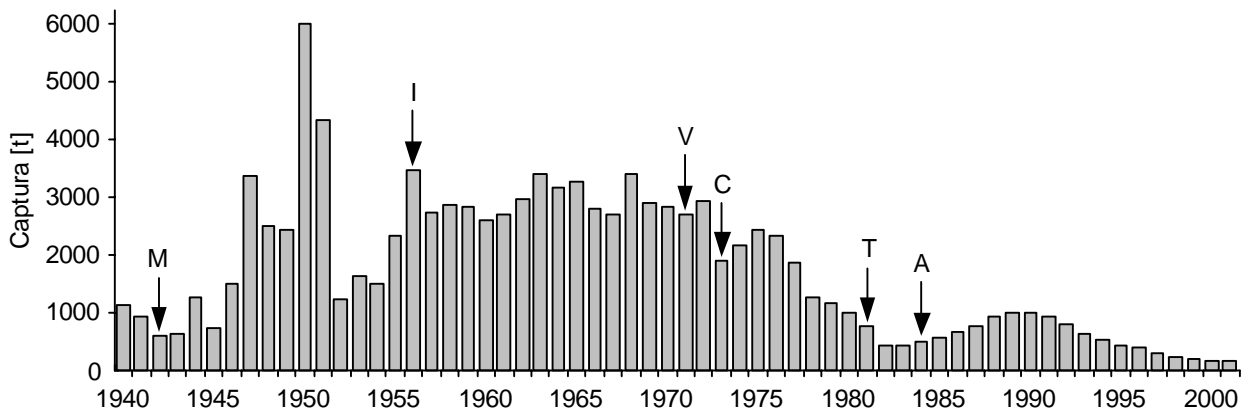


Figura 3: Serie de capturas históricas (INP 2000) con las medidas del manejo aplicadas (Guzmán-del Prío 1992). M: explotación del recurso exclusiva para nacionales; I: veda de enero a marzo; V: cambio de la veda del invierno al verano; C: introducción de cuotas máximas por cooperativas (TACC); T: vedas prolongadas y aumento de las tallas mínimas; A: obligación de desembarcar los abulones en concha para verificación de las tallas mínimas.

La pesquería actualmente está organizada en cuatro zonas (creadas en 1981, ver figura 1), cada una con sus propios períodos de veda, tallas mínimas (ver tabla 2) y cuotas de captura. La zona I se encuentra en el estado federal mexicano de Baja California, las tres sureñas en el estado de Baja California Sur (INP 2000). Al menos 80% de la captura de abulón proviene de las zonas de pesca II y III (Guzmán-del Prío 1992). El término de “zona centro” se refiere a estas dos últimas zonas más la cooperativa de la Isla Cedros que pertenece a la zona de pesca I. La zona centro cuenta con el 90% y más de la producción total de abulón en México.

Las cooperativas gozan de permisos y concesiones sobre distintas áreas de pesca en las que se subdivide cada una de las cuatro zonas. Aunque la nueva ley de pesca del 25 de Junio de 1992 permite otorgar las concesiones de pesca particulares, hasta la fecha el recurso sigue siendo explotado exclusivamente por pescadores organizados en 22 cooperativas pesqueras (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996) que integran 1305 socios (Ponce-Díaz et al. 1998).

Tabla 2: Regulaciones de la pesca por zonas (ver figura 1) y especies, y contribución relativa de las especies a la captura total. Según León-Carballo y Muciño-Díaz, 1996.

| Zona de pesca | Veda | Tallas mínimas de captura [mm] | | | | |
|-----------------------------|------------------|--------------------------------|-------------|----------|----------|---------|
| | | A. azul | A. amarillo | A. negro | A. chino | A. rojo |
| I | 1 jul. – 30 nov. | 150 | 140 | 120 | 140 | 165 |
| II | 1 ago. – 31 dic. | 145 | 135 | 120 | 135 | 165 |
| III | 1 ago. – 31 dic. | 140 | 130 | 120 | 130 | - |
| IV | 1 sep. – 31 ene. | 120 | 110 | 120 | 110 | - |
| Contribución a la pesca [%] | | 75 | hasta 23 | 1...3 | >1 | >1 |

Las trayectorias de las capturas de las dos especies más importantes, el abulón amarillo y abulón azul, revelan diferentes comportamientos de los dos stocks (ver figura 4), como un cambio en contribución relativa de las especies a la captura total a partir de 1980: antes la especie más importante para la pesquería era *H. corrugata*, y a partir de este año ha sido *H. fulgens* que hasta los finales de los ochentas mantuvo más o menos el mismo nivel de capturas. Este stock cayó a partir de 1990, y no como lo observado con el del abulón amarillo que había caído desde 1969.

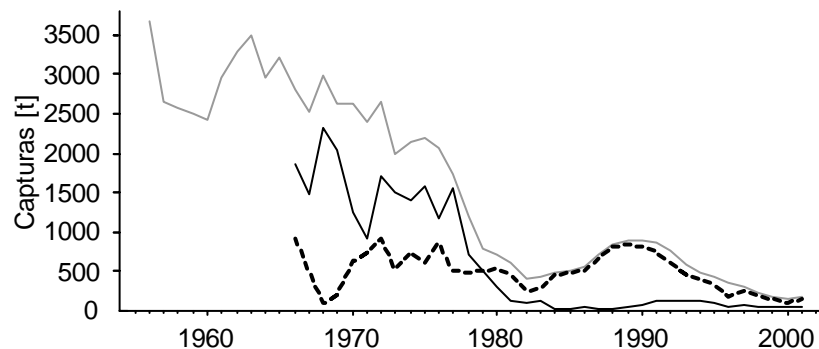


Figura 4: Capturas totales y de las dos especies de las cooperativas de la zona centro. Línea gris: capturas total; línea negra: capturas *H. corrugata*; línea discontinuada: capturas *H. fulgens*.

En síntesis, puede afirmarse que el manejo del recurso de las últimas décadas ha sido poco exitoso: actualmente la pesquería de abulón se encuentra en un mínimo histórico, con una captura total de 200 t en el 2000, unas 30 veces inferior al máximo histórico capturado en 1951, cuando las cooperativas pescaron casi 6000 t (INP 2000). Los planes para el futuro manejo del recurso incluyen la prohibición de la captura de las especies *H. cracherodii*, *H. rufescens* y *H. sorensis* y el establecimiento de un programa para la recuperación de las poblaciones silvestres con vedas alargadas a medio año y tallas mínimas superiores a las presentes (INP 2000).

2.2.2 Equipo y arte de pesca

En los dos estados de la Baja California existen 153 equipos abuloneros, que consisten de embarcaciones pequeñas (lanchas o pangas) tripuladas por tres personas (Ponce-Díaz et al. 1998). Estos equipos realizan viajes diarios con duración de tres a cinco horas, durante las cuales se extraen los abulones con equipos de buceo semiautónomo tipo Hooka. Con este tipo de buceo se realiza una explotación desde la zona intermareal hasta una profundidad de 25 m (INP 2000).

Cada uno de los miembros del equipo tiene sus tareas. Dos personas se dedican a la propia extracción: el buzo, que realiza la extracción y el cabo de vida, que ayuda al buzo con el equipo, los accesorios, en el ascenso y descenso, así como en el mantenimiento de la comunicación. El tercer tripulante (el remero) está encargado del manejo de la embarcación y del compresor. El buzo cuenta con un traje de buceo de neopreno, visor, cinturón de plomos y guantes.

El arte de pesca es el arrancador, un instrumento metálico de un ancho de 1.5 a 3 cm y un largo de hasta 20 cm con un mango de madera. Los abulones capturados se colocan en una bolsa de malla, llamada java. El arrancador tiene marcas que ayudan al buzo a estimar la talla del abulón extraído. Según las regulaciones, los abulones capturados tienen que ser entregados vivos en las plantas de procesamiento para verificar las tallas (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996).

Gracias a que la generalidad de los buzos son experimentados y a la medición de la talla de cada individuo *in situ* suele asumirse que los niveles de pesca de las tallas sublegales son mínimos (ej. 0.2% en la zona pesquera III). Tampoco existen capturas incidentales de otros recursos, ya que el arte de pesca es completamente selectivo (INP 2000). No obstante, en algunas zonas, especialmente en el sur, donde la vigilancia no es tan organizada, se reconoce un nivel significativo de pesca ilegal que, a la fecha no ha sido cuantificado (Ponce-Díaz 2003).

2.2.3 Evaluación del stock

Para determinar de las cuotas máximas de capturas totales por cooperativa (*total allowable catch per cooperative* – TACC) se han usado diferentes métodos de evaluación. En los primeros 15 años de la existencia de esta regulación (de 1973 a 1988) se fijaron las TACC mediante negociación entre las cooperativas y la autoridad, el Instituto Nacional de la Pesca, sobre la base de las capturas y rendimientos pesqueros (captura por unidad de esfuerzo pesquero – CPUE) observados en años anteriores. A partir del año 1989 se establecieron evaluaciones anuales de la biomasa, y a partir de 1997 se ha usado un modelo dinámico de producción excedente según Hilborn & Walters que incorpora las anomalías de la temperatura superficial

del mar (Ramada-Villanueva et al. 1998). Se negocian las TACC cada año antes del inicio de la pesquería en enero. Las biomásas que entran al modelo son calculadas según las investigaciones anuales realizadas por buzos de las cooperativas supervisados por investigadores de la INP en las lanchas. Así se quiere evitar la sobreestimación de la biomasa común en recursos marinos que forman bancos que tiene su origen en el uso de la ecuación de observación en los modelos (Breen 1992, ver capítulo 2.5.1).

2.2.4 Procesamiento y comercialización de las capturas

En Baja California Sur están situadas las ocho plantas que procesan este recurso. Debido a su alto valor, la mayoría del producto es exportado a EUA y a países en Asia (China, Japón y Corea del Sur). El mercado nacional de México recibe solamente un porcentaje muy pequeño del producto de la calidad más baja (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996). Respecto a la comercialización del producto final existe un fuerte oligopolio, casi el 100% del volumen es comercializado por la compañía paraestatal *Ocean Garden Products Inc.* que asegura a las cooperativas un alto beneficio de su producción (INP 2000) y que evita situaciones comunes en otras pesquerías en que los intermediarios obtienen ganancias desproporcionadamente elevadas.

Casi toda la producción de abulón es enlatada. Los abulones llegan vivos a las plantas para la verificación de las tallas, y el proceso de enlatado comienza por desconchar los animales y lavarlos por cuatro a seis horas en agua de mar y salmuera. Los siguientes pasos son el recorte, la clasificación de la calidad, el llenado de las latas con una precocción y el cierre de las latas; el proceso termina con la esterilización en la autoclave. Para el control de calidad frecuentemente se toma muestras durante la producción. Después de un tratamiento contra la oxidación de las latas, 48 latas de 454g son empacadas en cada caja para la exportación. Estas cajas valen hasta 2200 USD para primera calidad, lo que significa que el kilo se vende hasta un precio de más de 100 USD (Ponce Díaz et al. 1998); más aún, por la escasez del recurso se prevee que los precios en un futuro todavía suban más (Gordon & Cook 2001). Algunas cooperativas comercializan una parte de sus capturas enteras y vivas; este producto también se distribuye a los mismos países que el producto en latas. Si bien existen cada vez más compañías de mariculturas de abulón, pero los productos derivados no compiten con los de la pesca por ser vendidos con tamaños inferiores a los de los abulones provenientes del medio natural (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996).

Las conchas de abulón son usadas tanto en México como en el extranjero para productos artesanales y como fuente de nácar para artículos de joyería. Por eso, las conchas de los abulones son comercializadas también. De las diferentes especies, las conchas del abulón negro son las más valiosas, con precios que llegaron a alcanzar los 11000 USD/t en el pasado. Las conchas de las otras especies fueron menos cotiza-

das, con precios de 7600 USD/t (abulón azul) y 2600 USD/t (abulón amarillo). Después de 1992, debido a la competencia con otros productores de otras regiones del mundo los precios se redujeron hasta niveles de 1000 USD/t para la concha de abulón azul. Para las otras especies (abulón amarillo) los precios actuales son todavía más bajos o ni siquiera son capturadas en el presente, como es el caso con el abulón negro (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996). Según INP (2000) las conchas dejaron ser exportadas a partir de 1992, si bien para el año 2000 nuevamente los precios en el mercado nacional eran de hasta 2800 USD/t para la concha del abulón azul.

2.2.5 Socio-economía

Existen unos 30 asentamientos humanos en la región que dependen casi únicamente de la pesquería de abulón y langosta y que totalizan unos 10,000 habitantes. Entre los años 1990 y 1997 la población creció casi 40% aumentando el número de personas que dependen de los recursos pesqueros (Ramada-Villanueva et al. 1998). La mayoría de la población está concentrada en asentamientos permanentes como: Isla de Cedros, Isla Natividad, Bahía Tortugas, Bahía Asunción, La Bocana y Punta Abreojos (ver figura 1), pero existen al menos siete campos pesqueros habitados durante las temporadas de pesca (Ponce-Díaz et al. 1998).

En total las cooperativas de la zona centro cuentan con 1,305 socios que representan más del 13% de la población total en esta zona. Si se consideran alrededor de 350 empleados en las ocho plantas de procesamiento, la proporción de la población directamente empleada en la producción de abulón es más del 17%. En consecuencia, es posible asumir que esta región estaría despoblada sin la industria pesquera. El nivel de infraestructura de todo tipo es relativamente bajo, debido a las distancias a otros poblados, al acceso difícil y a la inversión limitada por parte del gobierno estatal y federal (Ponce-Díaz et al. 1998). En los asentamientos de la zona existen problemas de alcoholismo y, en forma creciente, adicción a drogas ilegales (Keyl F, Universidad de Costa Rica, datos no publicados).

El alto valor de este recurso y la alta demanda en los mercados internacionales son incentivos fuertes para los pescadores y las demás personas que dependen de este recurso. Se asumió que en total hasta 20,000 personas en los dos estados de la península, vivieron en forma directa o indirecta de esta pesquería (Ortiz-Quintanilla & León-Carballo 1988). Por estos factores el recurso siempre ha estado en riesgo de sobreexplotación.

Debido a la baja oferta mundial, ocasionada por una fuerte disminución de las capturas a nivel global (con la excepción de la pesquería australiana), en los últimos años el valor del abulón en los mercados subió

notablemente (Gordon & Cook 2001), lo que en México ayudó a que los ingresos no bajaran al igual que las capturas, las cuales se encuentran en un nivel bajo desde hace ya 20 años. Pese a ello, en el 2000 el valor total que representó la producción de abulón fue de menos de 20 millones USD (INP 2000). En el momento un buzo gana entre USD 5.000 y 13.000 por temporada, antes los ingresos han sido más altos (Ponce-Díaz 2003).

Los costos de producción están compuestos de las partes: captura, procesamiento, vigilancia y los derivados de la evaluación y el manejo del recurso, en proporciones del 68%, 23%, 5% y 4% respectivamente. Los costos para la vigilancia del recurso han aumentado en los últimos años debido al incremento en los intentos de pesca ilegal (Ponce-Díaz et al. 1998).

2.2.6 Marco jurídico

Las cooperativas pesqueras operan bajo un marco jurídico que está en vigor desde 1938, y que en 1992 fue modificado y modernizado. Bajo las nuevas leyes que regulan el otorgamiento de concesiones, la entrada del sector privado está permitida aunque en caso de este recurso la explotación sigue siendo realizada únicamente por pescadores organizados en las cooperativas. Mediante las nuevas leyes se quiso fomentar la reestructuración de la administración y constitución de las cooperativas, que perdieron subsidios gubernamentales y ahora tienen que gastar más en servicios sociales (Ponce-Díaz et al. 1998, Ramade-Villanueva et al. 1998).

En 1992 también se modificó la Ley Federal de Pesca con la finalidad de promover un manejo de los recursos más responsable, y de brindar a los inversionistas potenciales la posibilidad de planificar la explotación a largo plazo. Ahora se otorgan permisos renovables en el sector pesquero para 20 años, que exigen estrategias de co-manejo para integrar aspectos sociales y ecológicos (Ponce-Díaz et al. 1998).

Las zonas de pesca, las vedas, la evaluación y el procedimiento de la decisión para determinarlas se especifican en la Norma Oficial Mexicana NOM-005-PESC-1993 (Diario Oficial de la Federación, 31.12.1993) y en la NOM-009-PESC-1993 (Diario Oficial de la Federación, 4.04.1994). Las tallas mínimas están publicadas en el Diario Oficial de la Federación (22.08.1981), y actualmente están vigentes de acuerdo con la NOM-005-PESC-1993 (INP 2003). En contraste las TACC son negociadas anualmente, si bien los procedimientos al efecto son materia de la misma Norma Oficial Mexicana (INP 2000).

2.3 Evaluación y manejo pesquero

En términos generales, el manejo exitoso de un recurso natural requiere de conocer el recurso lo suficiente como para obtener la posibilidad de pronosticar el comportamiento y rendimiento de su abundancia, así como la producción que la sociedad o sus comunidades pueden derivar del recurso sin afectar su sustentabilidad. Siempre entonces, la primera parte es la evaluación del recurso que suministra la base para tomar decisiones. Generalmente, es entendido que el manejo de un recurso tiene que ser de una forma que permita el uso sustentable (o sostenible) del recurso, aunque no siempre es claro qué exactamente es la sustentabilidad. Los grupos interesados en un recurso siempre son numerosos y muchas veces cada uno tiene sus propias ideas sobre qué es la sustentabilidad del recurso y cómo lograrla (Hilborn & Walters 1992).

2.3.1 Evaluación de recursos pesqueros

Se evalúa los stocks pesqueros para poder predecir su reacción cuantitativamente ante diferentes tipos y modos del manejo. Es importante entender que la evaluación de stock es interdisciplinaria y solamente puede dar repuestas graduales; el si y el no en la evaluación no existen. Según Megrey & Wespestad (1989) la evaluación es el conocimiento del estado del recurso y de los impactos de la explotación del mismo. Para la evaluación se tiene que investigar tanto la biología y ecología de la especie objetivo como la situación social y los intereses económicos vinculados con el uso de un recurso.

La evaluación moderna debe diseñar un sistema de manejo que sea capaz de responder a la variabilidad natural. Debido a la dificultad de obtener datos exactos, el problema más grave de la evaluación de stocks pesqueros y su manejo es que el nivel de sobrepesca se detecta casi únicamente cuando el stock ya ha sido sobreexplotado. Generalmente se asume que la incertidumbre de los resultados obtenidos en la evaluación de la parte biológica, en el mejor de los casos, es del 20%; aunque diferentes autores suponen que puede ser hasta el 100% del valor real (Hilborn & Walters 1992, Caddy y Mahon 1995, Caddy 1998). Otro problema a considerar en la evaluación es que la puesta en práctica de las decisiones y políticas adecuadas de manejo no es instantánea (Hilborn & Walters 1992).

2.3.2 Puntos de referencia como objetivos de manejo

Para traducir los resultados de la evaluación al proceso de toma de decisiones se intenta manifestar los objetivos de los grupos involucrados en la explotación de un recurso como puntos de referencia (PR). Para eso, a partir de los objetivos o intereses de los grupos involucrados en la explotación de un recurso pesquero se formula un criterio conceptual, que se puede convertir en un punto de referencia técnico (PRT) que pueda ser implementado cuantitativamente en el manejo de la pesquería (Caddy & Mahon 1995).

Los objetivos del manejo pesquero normalmente son mucho más que la simple maximización de la captura practicada en el pasado. En 1958 en la Convención de las Naciones Unidas sobre los océanos en Ginebra identificaron objetivos económicos, sociales y biológicos bajo el término teórico de rendimiento óptimo (RO). El RO incluye términos como comerciabilidad y desarrollo del valor de un recurso, ganancia económica, exportación y tipos de cambio, situación laboral, contribución al desarrollo de áreas rurales, turismo y subsistencia entre otros (en: Caddy & Mahon 1995). Mucho de los puntos de referencias empleados en el manejo pesquero tienen su origen en la modelación pesquera (Hilborn & Walters 1992).

Se distingue entre puntos de referencia objetivos (PRO) que son PR hacia los cuales es deseable manejar un stock, y puntos de referencia límite (PRL), que indican límites de un recurso que se tienen que evitar mediante el manejo. El manejo tradicional se llevó a cabo mediante los PRO, la necesidad para los PRL se formuló a finales de los años 80. Mediante los PRL se responde ante condiciones extremas con medidas negociadas de antemano con los grupos involucrados en el uso de un recurso (Caddy & Mahon 1995).

El rendimiento máximo sostenible (RMS) es un PRO, y fue usado por décadas por ser tan obvio y fácil como objetivo del manejo pesquero. No obstante, la experiencia en la práctica y en el desarrollo de la teoría pesquera ha mostrado que el RMS como objetivo de manejo es muy limitado, debido al alto riesgo de agotar un stock (Hilborn & Walters 1992).

Existen otros puntos de referencias, como por ejemplo el rendimiento máximo promedio (*maximum average yield* – MAY), la captura máxima constante (*maximum constant yield* – MCY) o la captura anual actual (*current annual catch* – CAY). Además hay criterios de manejo pesquero como rendimiento por reclutamiento, tamaños individuales de las capturas, tasa de mortalidad natural o tasa de mortalidad entre otros. Muchas veces también es importante desarrollar conceptos para una captura máxima relacionados con criterios económicos y también con criterios de interacciones entre especies y ecosistemas (Caddy & Mahon 1995).

2.3.3 Manejo pesquero

El manejo de todos los recursos naturales, incluidos los pesqueros, debe ser interdisciplinario a fin de que se puedan valorar todas las partes y los grupos involucrados en el uso de los recursos naturales. En vez de solamente considerar la biología y ecología del uso de un recurso, las decisiones tomadas tienen que ser justificadas también bajo un enfoque socio-económico, lo que produce problemas de comunicación y entendimiento entre los expertos involucrados (Hilborn & Walters 1992). El manejo siempre tiene que tomar en cuenta los riesgos económicos, el valor del uso alternativo, el valor actual del uso de un recurso y las

necesidades dentro del marco social. El manejo nunca debe olvidarse de la situación jurídica y política dentro de la cual se realiza la explotación.

Una definición de manejo de recursos naturales es la toma de decisiones entre varias alternativas que brinda el mejor resultado. Las preguntas clásicas del manejo desde el punto de vista del biólogo pesquero son ¿cuál es el esfuerzo óptimo? y ¿cuál es el máximo rendimiento sostenible? (Hilborn & Walters 1992). Sin embargo, para un manejo moderno exitoso estas preguntas no son suficientes. Muchos autores (ej. Megrey & Wespenstad 1989, Hilborn y Walters 1992, Caddy & Mahon 1995, Hilborn & Mangel 1997) exigen que el manejo de recursos pesqueros tenga que ser más amplio como lo reflejan los nuevos tipos de puntos de referencia (ver capítulo 2.3.2).

2.4 Modelos empleados en la evaluación de stocks pesqueros

Tradicionalmente, la evaluación del tamaño o del rendimiento de un recurso y los efectos de la pesquería sobre este recurso han sido dimensionados mediante modelación. El mayor problema de la ciencia pesquera es que no existe una forma práctica de medir un recurso directamente, sea debido a la falta de metodología adecuada, a los altos costos involucrados, o a ambas causas. Además, la evaluación pesquera se enfrenta con la dificultad derivada de una tercera dimensión, la profundidad, que en la ecología terrestre se halla solamente como un problema marginal (Haddon 2001). La necesidad de la evaluación y con ella del uso de modelos comenzó con la introducción de barcos pesqueros de vapor y con ellos la capacidad de sobreexplotar los recursos marinos. Uno de los primeros recursos pesqueros importantes sobreexplotados fue el arenque del Mar del Norte a principios del siglo XX (Megrey & Wespenstad 1989).

2.4.1 Clasificación general de modelos

El uso de modelos en general tiene como finalidad entender un sistema, predecir los valores de sus diferentes variables y tomar decisiones para cambiar sus trayectorias. Hilborn & Mangel (1997) clasifican los tipos de modelos según diferentes criterios:

- Determinístico o estocástico: sin o con elementos de incertidumbre.
- Estadístico (también denominado descriptivo) o científico (explicatorio): los modelos estadísticos renuncian a buscar las razones que vinculan la naturaleza con los datos y solamente describen la relación entre ambos.
- Estático o dinámico: sin o con cambios de parámetros en diferentes momentos de la modelación.
- Cuantitativo o cualitativo: clasificación de las salidas o bien resultados de un modelo.

El modelo que se usa en el presente trabajo para vincular el recurso de abulón en la península de Baja California con la pesquería y el clima es estocástico, en parte estadístico, dinámico y cuantitativo.

2.4.2 Desarrollo de modelos usados para la evaluación de recursos pesqueros

Entre los primeros modelos aplicados a pesquerías se encuentran los de producción excedente que tienen su origen en los trabajos básicos de Petersen (1884), Garstang (1900), Russell (1931), Thompson & Bell (1934) y Graham (1935) entre otros (todos citados en Megrey & Wespestad 1989) y que en la segunda mitad del siglo XX fueron la base de los trabajos de otros científicos pesqueros. Entre ellos, Schaefer (1954) aplicó el modelo del crecimiento sigmoïdal al stock del lenguado del Pacífico Norte y posteriormente al atún aleta amarilla del Pacífico tropical (Schaefer 1957), demostrando el vínculo teórico entre la abundancia y las capturas, del que se derivó un método simple para la evaluación de recursos pesqueros (Haddon 2001). Por su parte, la cuantificación del reclutamiento, que empezó en la primera mitad del siglo XX, facilitó la evolución de los modelos de Ricker en 1954 y de Beverton & Holt en 1957 (en: Megrey & Wespestad 1989), que permiten calcular la captura máxima en función del reclutamiento mediante la relación entre reproductores y los reclutas.

La introducción de nuevas artes de pesca más eficientes y la expansión de pesquería multiespecíficas produjeron severos problemas respecto a la posibilidad de usar la captura por unidad de esfuerzo pesquero como indicador de la abundancia de un recurso. Esta dificultad se refleja en la introducción de los modelos de análisis virtual de la población (*virtual population analysis* – VPA) en 1965 por Gulland & Murphy que no utilizan los datos de esfuerzo (Megrey & Wespestad 1989).

En las últimas décadas se desarrollaron modelos más amplios y detallados de análisis y simulación, y se incorporaron métodos estadísticos (Megrey & Wespestad 1989).

Los primeros modelos ecológicos, y también pesqueros, se calcularon mediante ecuaciones diferenciales con períodos infinitesimales, y al menos en parte estaban limitados por las capacidades de cálculo de la época. Con la introducción de computadoras, el método de modelación se movió hacia períodos discretos (Sparre et al. 1989).

El uso de modelos para la evaluación del recurso *Haliotis* en general está muy restringido. El análisis de cohortes no es posible debido al crecimiento desigual entre individuos, lo mismo ocurre con modelos que consideran relaciones entre stock y reclutamiento por la carencia de datos respecto a los estados larvales y juveniles antes del reclutamiento (Breen 1992). Aunque la aplicabilidad del modelo de producción exce-

dente se pone en duda para los recursos de abulón y para otras pesquerías, su uso generalmente es posible cuando existen registros de las capturas y del esfuerzo pesquero aplicado.

2.5 Los modelos de producción excedente

Los modelos de producción excedente no usan clases de edad (o longitud) de la población sino que se modela el crecimiento de la población en su conjunto. La mortalidad natural, tanto como la provocada por la pesquería, es simplemente un crecimiento negativo que inhibe en cierto grado el crecimiento de la población. El proceso en que se enfocan estos modelos es el de la regeneración de biomasa (el cambio del nivel de la población total) y no se basa en procesos biológicos como crecimiento, mortalidad o reclutamiento de los diferentes grupos dentro de una población. Tampoco considera procesos medioambientales más complejos que influyen en la dinámica del stock. Los modelos son auto-correlacionados y calculan el tamaño del stock mediante el del último año (Sparre et al. 1989).

Por su simplicidad, estos fueron los primeros modelos usados en la biología pesquera para la evaluación, y en su forma discreta, siguen siendo importantes en la evaluación de muchos recursos marinos. Las ventajas de los modelos de producción son el uso de pocas variables, lo que repercute en bajos costos de evaluación. Sus desventajas son la dificultad de incluir información adicional a la captura y el esfuerzo, la exclusión de competencia, depredación y otras interacciones entre especies y el no considerar cambios de capacidad y del estado del ecosistema debido al clima o a influencias humanas (por ejemplo contaminación). Por lo demás son poco realistas respecto de los procesos biológicos que provocan la producción excedente, la asumida reacción instantánea de los parámetros, y al asumir una reacción instantánea de los parámetros del crecimiento poblacional, una relación lineal entre la captura por unidad de esfuerzo y la biomasa, y al no considerar factores socio-económicos que pueden influir fuertemente el uso de un recurso marino (Megrey & Wespestad 1989).

2.5.1 El modelo de Graham y Schaefer

Los modelos de producción excedente y los conceptos básicos de la modelación en la biología pesquera según Schaefer (1954 y 1957) y otros autores se basan en la formulación verbal de Russell de 1931 (en: Haddon 2001), si bien el origen de este tipo antecede los años 30s del siglo XIX (Quinn & Deriso 1999). El primer modelo pesquero cuantitativo fue construido por Graham en 1935 (en: Megrey & Wespestad 1989), pero Schaefer mostró teóricamente que existe un vínculo entre la abundancia y las capturas sostenibles posibles.

Entonces teóricamente es posible monitorear el rendimiento del recurso mediante la CPUE (Quinn & Deriso 1999). Debe enfatizarse que el modelo de Schaefer realmente consiste en dos modelos: el modelo sigmoideal del crecimiento poblacional y el modelo de observación que asume la CPUE como indicador de la biomasa que, en caso de los recursos marinos, a menudo no puede ser medida directamente. En la bibliografía, la existencia de una relación directa entre la CPUE y la biomasa frecuentemente ha sido cuestionada, especialmente en el caso de recursos que forman bancos o cardúmenes. Varios autores proponen funciones cuadráticas, logarítmicas o de otro tipo, que toman en cuenta el problema de la relación a biomasa bajas (por ejemplo Hilborn & Walters 1992, Coppola & Pascoe 1996, Punt & Hilborn 1996, Quinn & Deriso 1999, Haddon 2001)

El concepto teórico del RMS, que proviene de los modelos de producción excedente, es un punto de referencia biológico para el manejo de recursos, pero tiene varios problemas graves, generalmente relacionados con el problema del conocimiento insuficiente de los recursos evaluados. Más complicaciones surgen por el error en la obtención de los datos y por el hecho de que el modelo no toma en cuenta el retraso de la respuesta del sistema ante los cambios inducidos por la pesquería y porque se asume que la captura siempre emana de la producción excedente (Hilborn & Walters 1992, Haddon 2001). Se sugieren además otros problemas relacionados con cambios en la estructura de la población después de un periodo de sobrepesca que puede tener consecuencias para el reclutamiento y el crecimiento del stock (Beddington & May 1977).

Pronto surgieron dudas señaladas por diferentes autores (ej. Doubleday 1976, Hilborn 1979, Henemuth et al. 1980) sobre el concepto del equilibrio, que introdujo Schaefer para ser capaz de calcular los modelos. Los mencionados autores indicaron que la explotación de un recurso, sin tomar en cuenta la variabilidad natural como fuente de variabilidad de reclutamiento y rendimiento de los stocks pesqueros, podría ser problemática. Pese a que en el pasado se usó el modelo de producción excedente en el equilibrio por la posibilidad de obtener una solución analítica, con las microcomputadoras modernas hoy es fácil emplear el modelo en su forma discreta. Así, el modelo en estado de equilibrio ha sido abandonado con fines de la evaluación de recursos pesqueros (Hilborn & Walters 1992, Punt & Hilborn 1996, Haddon 2001).

2.5.2 El Modelo de Hilborn & Walters

Para evitar los problemas asociados al uso del modelo en el equilibrio de la forma original, Walters & Hilborn (1976) expresaron este modelo por primera vez en su forma discreta considerando el período anual como la base de cálculo de la biomasa en el año t (descrito más exhaustivo en Hilborn & Walters 1992):

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

correspondiendo al modelo de observación también en forma discreta:

$$CPUE_t = \frac{C_t}{E_t} = qB_t \quad (2)$$

donde B_t y B_{t+1} son las biomazas de dos años sucesivos, r es la tasa intrínseca de crecimiento, K es la capacidad de carga del ecosistema, C_t y E_t son la captura y el esfuerzo pesquero del año t y q el factor de observación (en otros trabajos denominado como capturabilidad).

El modelo, tanto en forma discreta como en la formulación original de Schaefer según sus autores idealmente es aplicable a recursos más o menos longevos con una tasa intrínseca r relativamente baja. Para recursos con una r muy alta, como por ejemplo para sardina o la anchoa, y con una resolución anual, la forma dinámica produce resultados poco confiables. En estos casos es mejor utilizar datos con mayor resolución temporal, si están disponibles (Punt & Hilborn 1996). Más aun, a valores de la tasa de crecimiento intrínseca $r > 2.5$, el modelo adquiere un comportamiento caótico.

2.5.3 El modelo de la observación y sus problemas

La disponibilidad de datos en muchas pesquerías no permite investigar la relación entre la captura por unidad de esfuerzo, que se puede medir con cierta precisión, y la biomasa actual de un recurso, por lo que asumirse como lineal según la ecuación (2). No obstante, se reconoce que este supuesto puede ser una fuente de error, debido por ejemplo a la formación de bancos y a que los pescadores que no pescan al azar. Generalmente estos factores provocan una híper-estabilidad, que implica que la CPUE permanece alta aunque la biomasa haya disminuido, es decir, que el recurso podría estar más agotado de lo que indicaría una relación lineal entre la biomasa y la CPUE. El fenómeno contrario, el híper-agotamiento, describe valores de CPUE menos que los esperados a partir de la relación lineal; y corresponde por ejemplo a casos en que partes del stock resultan inaccesibles para la pesquería (Hilborn & Walters 1992).

En consecuencia, diferentes autores ha propuestos funciones no lineales entre la biomasa y la CPUE (Hilborn 1979, Tsoa et al. 1985, Sparre et al. 1989, Hilborn & Walters 1992, Coppola & Pascoe 1996, Hilborn & Mangel 1997, Spencer 1997, Quinn & Deriso 1999), si bien la práctica general sigue siendo asumir una relación lineal, dada la falta de datos de abundancia para estimar la relación. Para el presente trabajo se contó con estimaciones de abundancia independientes de la pesquería que permitieron aplicar un mode-

lo de observación más generalizado que, al menos teóricamente, permite evaluar relaciones no lineales entre las dos variables.

El modelo de observación no lineal sugerido por Tsoa et al. (1985) se basa en una función de producción de Cobb-Douglas, como ecuación de observación que relaciona la captura con el esfuerzo pesquero y la biomasa:

$$C = qE^\alpha B^\beta \quad (3)$$

donde α y β son parámetros que describen la forma de la relación entre I y B . Valores de $\alpha < 1$ implican una disminución de las capturas conforme se incrementa el esfuerzo. Si se especifica $\alpha = \beta = 1$, el modelo equivale a la versión lineal del modelo de Schaefer. Para valores de $\beta < 1$ el modelo permite describir fenómenos de hiper-estabilidad e hiper-agotamiento en el sentido Hilborn & Walters (1992). Con $\beta > 1$ el modelo estima valores de CPUE más pequeños (hiper-agotamiento) que el modelo lineal, mientras que con $\beta < 1$ se obtiene valores de CPUE más altos (hiper-estabilidad).

El término E^α implica una dependencia de los rendimientos respecto del esfuerzo. El parámetro $\alpha < 1$ provoca una relación no lineal entre capturas y el esfuerzo. Quinn & Deriso (1999) señalan que valores de $\alpha < 1$ describen una saturación de arte de pesca, lo que significa que la adición de esfuerzo no provoca el incremento de la captura que correspondería a una relación lineal (efecto anti-sinérgico). Por el contrario con $\alpha > 1$ se obtiene un efecto sinérgico para el arte de pesca, en el que más esfuerzo resulta en capturas adicionales más altas de las que se esperarían de una función lineal.

Esta dependencia tiene implicaciones adicionales, por ejemplo en términos de la viabilidad económica de la explotación de un recurso. En el caso del recurso de abulón, no obstante, es factible asumir que el alto valor económico del producto permite siempre una rentabilidad suficiente. Por otra parte, no existe la información que permita evaluar esta situación, por lo que para fines del presente trabajo se considera el modelo más simple con $\alpha = 1$ para obtener:

$$C = qEB^\beta \quad (4)$$

y entonces:

$$CPUE = \frac{C}{E} = qB^\beta \quad (5)$$

2.5.4 Incorporación de errores

Para tomar en cuenta el hecho de que ni las mediciones pueden ser exactas ni los procesos perfectamente representados en la modelación, se hace indispensable incorporar estimaciones de incertidumbre a los modelos utilizados. Generalmente existen dos tipos de error o incertidumbre, que se mide mediante la comparación de los valores observados con los estimados. El primer tipo de error es el error de proceso que intenta considerar que cualquier modelo es una simplificación de la realidad, y que no puede incorporar todos los factores que influyen en el sistema modelado. El segundo es el error de la observación, que busca considerar el problema de la medición, que nunca puede ser completamente exacta sino que siempre incorpora un cierto sesgo (Hilborn & Walters 1992).

En el principio los modelos de producción excedente fueron aplicados para calcular el RMS y el E_{RMS} (el esfuerzo pesquero correspondiente a RMS) sin tomar en cuenta ningún error y posteriormente se desarrollaron los modelos pesqueros primero con error de proceso y luego con error de observación. Aunque diferentes autores reconocen que por lo general ambos tipos error pueden estar involucrados, en general su consideración simultánea no resulta viable en función de la información disponible (Hilborn y Walters 1992, Chen & Andrew 1998, Haddon 2001, Punt 2003). En el caso que sólo se considere un tipo de error, por lo general se ha demostrado que la incorporación del error de observación brinda mejores resultados (Ludwig & Walters 1989, Williams & Prager 2002).

2.5.5 Usos históricos de los modelos de producción excedente

Los primeros modelos, predecesores de los modelos de producción fueron aplicados para el Mar del Norte en la década de los 1930s (Smith 1988). Posteriormente, el modelo de Schaefer fue ampliamente aplicado en especial a la evaluación de stocks de diferentes especies de atún manejados por los agencias internacionales de atún, como la Convención Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (International Convention for the Conservation of the Atlantic Tuna – ICCAT) y la Comisión Interamericana Tropical de Atún (Interamerican Tropical Tuna Commission – IATTC). Otras organizaciones, como la Comisión Internacional de la Pesquería del Atlántico Sureste (International Commission for the South East Atlantic Fisheries – ICSEAF) o la Comisión Internacional del Lenguado del Pacífico (International Pacific Halibut Commission – IPHC), también realizaron evaluaciones de stocks pesqueros (como por ejemplo pez de pico, merluza y lenguado) mediante este modelo (Hilborn & Walters 1992 y Hilborn y Mangel 1997). Schaefer publicó sus dos trabajos fundamentales sobre los modelos de producción excedente en el boletín de la IATTC. En su publicación de 1954 estimó el rendimiento del lenguado del pacífico y en la de 1957 trabajó sobre atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Pacífico Tropical Oriental. Los modelos de producción excedente también se usaron para modelar poblaciones de ballenas y de especies de peces con poca

dinámica poblacional, como el *Hoplostethus atlanticus* (Punt & Hilborn 1996). Este pez es uno de los más longevos conocidos y crece muy lento (Froese & Pauly 2003).

En su revisión sobre el uso de los modelos de producción excedente en la pesquería de stocks de pelágicos pequeños Csirke (1988) dio ejemplos de colapsos no predichos por los modelos, tanto para la sardinela en diferentes países de África como para la anchoveta peruana. Al respecto, propuso que mejorar la evaluación y el manejo de estos recursos demandaría la incorporación de efectos climáticos mediante una posible variación de la capacidad de carga K .

Estos modelos también fueron muy utilizados en pesquerías tropicales, básicamente por su capacidad de utilizar poca información que además puede ser obtenida con relativa facilidad (Pauly 1988). Así, han sido aplicados a la evaluación y manejo de pesquerías en Indonesia, en el Caribe (Jamaica) y en el norte de Australia (en Sparre 1989) entre otros ejemplos. Además, es posible encontrar diferentes ejemplos de la aplicación de estos modelos en pesquerías de camarones tropicales (en Garcia 1988 y Sparre 1989).

Los modelos de producción excedente también han sido aplicados a los stocks de abulón tanto en México como en otros países. Internacionalmente, el modelo se aplicó a la evaluación de los stocks de dos especies de *Haliotis* en Australia y *Haliotis discus discus* en Japón; concluyéndose que el uso de la CPUE como indicador de la biomasa mediante el modelo de observación lineal resultaba cuestionable (Breen 1992). Por su parte, Hilborn & Walters (1987) aplicaron su modelo a un stock de abulón en Australia Sur.

En México, algunos antecedentes son los trabajos de Arreguín-Sánchez (1991), que calculó los tiempos de recuperación de los stocks de abulón mediante estos modelos y de Ramade-Villanueva et al. (1998) que propusieron el manejo de abulón en la península de Baja California mediante un modelo de Hilborn & Walters modificado. Más recientemente Lluch-Cota y Ponce-Díaz (2000) desarrollaron un modelo de producción excedente incorporando la temperatura superficial del mar. Así mismo el INP en su última evaluación de los stocks de abulón azul y amarillo, aplicó un modelo de producción excedente que incorpora anomalías térmicas (INP 2000).

2.6 La región del Vizcaíno y el Sistema de Corrientes de California

2.6.1 Características generales

La región marina alrededor de la península de Vizcaíno, de donde proviene la mayor parte de las capturas de abulón de México, se ubica en la porción sur del sistema de corrientes de California (*Californian current system* – CCS), conectada con las regiones pelágicas y costeras más norteñas de este sistema por factores físico-oceanográficos y ecológicos. El CCS es un gran ecosistema marino (*large marine ecosystem* – LME) ubicado frente la costa del Pacífico del Norteamérica. Por su patrón de corrientes y sus condiciones especiales de vientos costeros brinda condiciones favorables para la producción biológica marina. El sistema es una zona de actividad alta de *eddies*, algunos de ellos muy estables debido a fenómenos regionales y locales de surgencias que resultan en productividades de entre 150 y 300 $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, lo que lo ubica como un ecosistema marino con producción moderadamente alta (U.S.GLOBEC 1994).

El sistema se extiende desde 50°N (Vancouver Island, Canadá) hasta 25°N (Baja California Sur, México), y está delimitado hacia el norte por la corriente del Pacífico Norte y hacia el sur por el giro subtropical. Su extensión oceánica asciende a 1000 km, varias veces la extensión de la plataforma continental (Miller et al. 1999). El CCS es una zona de transición entre las regiones subárticas y subtropicales, y según Lluch-Cota et al. (2001) es influenciada tanto por el fenómeno del ENSO (*El Niño Southern Oscillation*) como por la Oscilación Decadal del Pacífico (*Pacific Decadal Oscillation* – PDO). La región Vizcaíno es el área de la pesquería de abulón considerada en el presente trabajo.

El CCS se ha dividido latitudinalmente en cuatro regiones, con límites en Cape Blanco (Oregon, EUA, 43°N), Point Conception (California, EUA, 34°N) y Punta Baja (Baja California, México, 30°N). Estas se distinguen en función de factores abióticos, de la morfología costera, de la cantidad de agua dulce que ingresa, del estrés derivado del viento, de los niveles de surgencias y de la influencia que representa la advección de aguas que ingresan a la Corriente de California procedentes de la divergencia subártica. Todos estos factores resultan en regiones biogeográficas con comunidades ecológicas y composiciones específicas particulares, incluyendo sus propias especies endémicas. Otras especies más generalistas se distribuyen en todo el sistema (U.S.GLOBEC 1994).

Los fenómenos climáticos, tanto el ENSO y el PDO como el calentamiento global, afectan las corrientes y surgencias del CCS, mediante interacciones oceánicas y teleconexiones atmosféricas. Durante años con fenómenos de El Niño se observa un incremento en el transporte de masas de agua hacia el norte, termó-

clinas más profundas, y temperaturas superficiales del mar y niveles medios del mar superiores (U.S.GLOBEC 1994). Además, se presentan cambios en los patrones de los vientos locales que reducen la intensidad de las surgencias costeras (Anónimo 2003^a).

La producción biológica es determinada por los procesos físicos que incluyen los *eddies*, *jets* y meandros de mesoescala, por las surgencias costeras, por los procesos de advección a lo largo de la costa y por la mezcla vertical de las masas de agua. Las regiones con las mayores niveles de surgencias inducidas por el viento son Cape Mendocino (California, EUA) y Punta Baja (Baja California, México; Anónimo 2003b). Todos los procesos mencionados son influenciados por fenómenos climáticos de escala global (Anónimo 2003^a). Por ejemplo, Bakun (1996) y Lluch-Cota et al. (1995) identificaron efectos del ENSO en los patrones migratorios de stocks de pelágicos menores, y en la ubicación de sus áreas de desove.

2.6.2 Principales corrientes

El CCS cuenta con tres corrientes mayores, con extensiones de más de 500 km. La dominante es la Corriente de California, una corriente ancha (hasta 1000 km), poco profunda (hasta 500 m) y relativamente lenta (10 m/s), que todo el año fluye hacia sur (Bateen et al. 2003, ver figura 5).

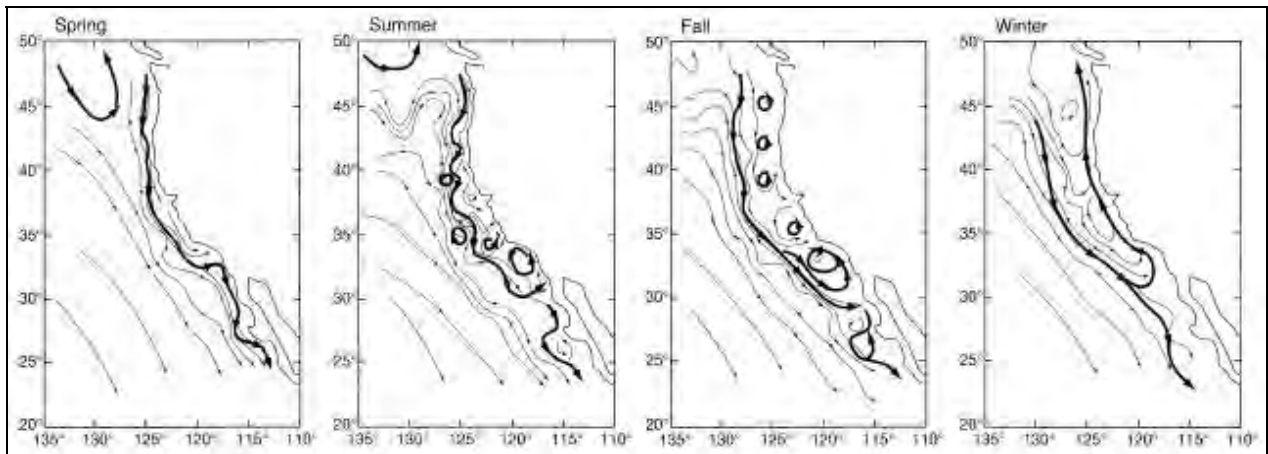


Figura 5: Esquema de la circulación del CCS durante el año con las mayores corrientes, eddies y jets que influyen la producción biológica local (según Strub, en: U.S.GLOBEC 1994).

La segunda corriente mayor es la Corriente Subsuperficial de California (*California undercurrent* – CUC) que fluye hacia el norte, es relativamente estrecha (10 a 40 km), más lenta (entre 2 m/s y 10 m/s) y se ubica en profundidades de entre 100 y 300 m. La CUC es paralela a la línea de la costa y se junta en algunos lugares con la tercera corriente mayor de sistema, la (contra) Corriente de Davidson, que en general es débil y que se presenta sólo durante los meses de octubre a abril (U.S.GLOBEC 1994). Esta resulta de la

existencia del *eddy* del sur de California, y no se prolonga más al sur de este punto (Batten et al. 2003). Otros autores como Lynn & Simpson (1987) identifican una contracorriente de invierno a la cual, en conjunto con la corriente de Davidson, se refieren como Contracorriente Costera de California (*inshore counter-current* – ICC), que, según estos autores, tiene una alta variabilidad en cuanto a su posición, velocidad y a la profundidad de su núcleo.

2.6.3 Variabilidad abiótica y biótica del CCS

La alta productividad biológica, tanto primaria como total, tiene su origen en las aguas ricas en nutrientes que surgen hacia la superficie por el efecto del viento. Adicionalmente, existe enriquecimiento de las capas superficiales por la actividad de *eddies* en el sistema. Debido a que ambos fenómenos varían estacionalmente, la producción biológica cambia durante el año (Miller 1996). Aparentemente, existe una correlación negativa entre la productividad en el CCS y la del Golfo de Alaska más al norte (Brodeur & Ware 1995), explicada por diferentes autores que suponen la existencia de teleconexiones atmosféricas e interacciones oceánicas entre el CCS y el sistema de presión baja de las islas Aleutianas (Royer 1979, Simpson 1983, Bakun 1996). Miller (1996) supone que la variabilidad de este sistema ocurre también en la escala decadal y que además las termoclínicas son influenciadas por la actividad interanual de ondas tropicales que propagan hacia el norte a lo largo de la costa.

A la fecha, no es claro si parte de la variabilidad de baja frecuencia del CCS, tanto abiótica como biótica guarda relación con el calentamiento global antropogénico, o si la variabilidad tiene su origen principalmente en fenómenos cíclicos naturales a largo plazo no bien conocidos. Tampoco queda claro cuales son los posibles efectos del posible calentamiento en el CCS. Por ejemplo, aunque se ha sugerido que este fenómeno puede resultar en una intensificación de las surgencias, ello no necesariamente significa una producción biológica más alta, debido a la posibilidad de que se excedan los valores óptimos implícitos en el modelo de la ventana ambiental óptima. Bakun (1996) considera el balance de la triada de surgencias – concentración – retención, afectado por los fenómenos climáticos, como condición indispensable para que se presenten niveles elevados de producción secundaria.

2.6.4 Las regiones sur del CCS

Las dos regiones III y IV del sistema presentan ciclos estacionales de producción que no son tan marcados como los de las regiones norteñas. El arrastre de agua dulce es muy escaso y las surgencias inducidas por vientos son menos intensas, especialmente durante los meses de verano. No obstante y según diversos

resultados derivados de modelación (Batteen et al. 2003), esta porción sur aparentemente tiene un papel importante en la formación de los patrones de corrientes, los *eddies* y los *jets* en todo el sistema.

En la región de la península Sebastián Vizcaíno (también denominado como zona centro), la corriente de California vira hacia oeste y se une con el giro subtropical. Hacia el sur de la Punta Eugenia (28°50'N), las surgencias inducidas por el viento costero son relativamente moderadas y provee condiciones favorables para el desove y crianza de muchas subpoblaciones de diversas especies del CCS. Este, entre otras causas, debido a que las larvas y organismos juveniles (que no son capaces de nadar contra la corriente) no son advectadas hacia el océano abierto con la misma intensidad que en otras porciones del sistema (Bakun, 1996). En contraste durante el verano la región está expuesta a huracanes y fuertes tormentas tropicales.

Las temperaturas superficiales del mar en el área pueden bajar hasta los 12-13°C debido a la corriente de California, que provoca fuertes surgencias durante los meses de febrero a junio. En los meses de octubre a enero se desplaza esta corriente hacia mar afuera, lo que permite la intrusión de aguas tropicales (Arntz & Fahrbach 1996). En años de El Niño las surgencias se debilitan y se encuentran temperaturas hasta 3 o 4 K por arriba de las presentes en otros años sin influencia de este fenómeno climático. Estos aumentos de temperatura llegan a provocar que las poblaciones de *Macrocystis pyrifera* y otras macroalgas, fuentes de alimentación de los abulones, lleguen a desaparecer temporalmente de la zona (Shephard et al. 1998).

2.6.5 Las comunidades fitobénticas

La macroalga *Macrocystis pyrifera*, el alimento más importante de los abulones (ej. León-Carballo & Muñiño-Díaz 1996, Serviere-Zaragoza et al. 1998), está distribuida desde Santa Cruz en California, EUA hasta San Pablo en B.C.S (Hernández-Carmona et al. 2001) y forma grandes mantos. Las investigaciones de los últimos 40 años han mostrado estas poblaciones han cambiado significativamente en repetidas ocasiones, tanto en su distribución como respecto de su biomasa. Estos cambios fueron especialmente obvios durante los años de El Niño (Tegner et al. 1996). Ejemplos de estos efectos se han encontrado a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California como mínimos en las cosechas comerciales de *Macrocystis* especialmente notable tras el evento de 1982-83. Tras este evento y a raíz de la desaparición de esta macroalga, otras especies como *Eisenia arborea* incrementaron significativamente su abundancia (Hernández-Carmona 1987). *Macrocystis* tardó en recuperarse hasta el otoño de 1994 (Hernández-Carmona 1988) y desapareció nuevamente durante el intenso El Niño de 1997-98 (Ladah et al. 1999).

2.7 Influencia del clima sobre los ecosistemas marinos

2.7.1 Conceptos generales

En muchas investigaciones se ha mostrado que el desarrollo de los recursos pesqueros no solamente depende de la mortalidad ocasionada por la pesquería, sino también por otros factores dependientes de la variabilidad ambiental capaces de impactar significativamente en el rendimiento del stock (ej. Lluch-Cota y Ponce-Díaz 2000, Anónimo 2001), tanto en forma positiva como negativa (Guzmán-del Prío et al. 2003).

Las posibles relaciones entre los factores climáticos y los ecosistemas no han sido bien establecidas, y muchas veces resultan ser muy complejas. Según diferentes autores, existen diferentes posibles efectos en la estructura poblacional y/o en la dinámica trófica, derivados de:

- competencia espacial,
- diferentes tasas de depredación y competencia por recursos,
- aumento o disminución de agentes de enfermedades,
- disponibilidad de alimentos,
- cambios en la distribución de las poblaciones y de los centros de distribución (tanto horizontal como verticalmente),
- traslapes entre las áreas de distribución de diferentes especies (tanto horizontal como verticalmente),
- cambios de los sitios, las condiciones y las temporadas para el desove,
- variaciones en la maduración de huevos,
- cambios en el crecimiento individual de larvas, juveniles y adultos y/o
- variaciones en procesos fisiológicos individuales (según la regla de Q_{10}).

Todos estos factores no solo son en sí mismo complejos, sino que además interactúan entre si y dificultan la determinación exacta de los efectos particulares sobre los ecosistemas y los stocks (Lluch-Cota y Ponce-Díaz 2000).

Entre los factores abióticos más frecuentemente mencionados la temperatura tiene un efecto importante, tanto en el crecimiento y desarrollo individual como en el rendimiento poblacional. Un ejemplo básico respecto de esta dependencia del rendimiento individual está dado por la regla Q_{10} , la cual describe la actividad enzimática en relación con la temperatura: la velocidad de la reacción de procesos bioquímicos dentro un cierto rango “normal” para una especie, más o menos se duplica con cada incremento de la temperatura de 10 K. Además, la función de las enzimas puede ser inhibida por desnaturalización ante tempera-

turas extremas para un organismo específico. Se conocen ejemplos de invertebrados marinos cuyas enzimas muestran este efecto ya a temperaturas de 30°C (Lehninger et al. 1998 y Margalef 1998).

Otros ejemplos del efecto de la temperatura se han documentado respecto de la sobrevivencia sin alimentación, de cambios en los niveles de competición, tanto intraespecífica como interespecífica, de la distribución de conespecíficos y de la incidencia de agentes de enfermedades y de diferentes tasas de desarrollo morfológico. Otro ejemplo importante, especialmente para especies marinas y límnicas, es la duración de la fase del huevo en dependencia con la temperatura acumulada (Townsend et al. 2003).

Para 175 stocks de peces se publicaron relaciones entre la mortalidad natural, parámetros de crecimiento y el promedio de la temperatura ambiental (Pauly 1980). En EUA los primeros stocks con gran importancia económica que se relacionaron con el clima fueron los de los salmónidos de la parte nortea del CCS y Alaska (Mantua et al. 1997). Pörtner et al. (2001) encontraron varios efectos de la temperatura medioambiental sobre el crecimiento, la actividad individual y el rendimiento poblacional de dos especies de peces marinos (*Gadus morhua* y *Zoarces viviparus*). Además reportan el cambio de su distribución geográfica y los efectos sobre las pesquerías de estos recursos.

Otros autores han postulado relaciones no lineales entre la temperatura y la tasa de crecimiento y actividad metabólica como en caso de la sardina del Golfo de California donde tal relación se describió como un domo no simétrico (Lluch-Cota et al. 2001). Esta forma genérica de domo o campana entre un parámetro climático y su respuesta biológica también ha sido propuesta para otros peces pelágicos menores en el mundo (Cury & Pauly 2000), y para una medusa con distribución global (Odum 1987). Otro ejemplo es el de la relación entre la distribución y abundancia de sardina del Pacífico (*Sardinops sagax*) y diversas variables medioambientales en el Golfo de California (Nevárez-Martínez et al. 2001).

2.7.2 Efectos ambientales en abulón

En comparación con otras especies, en especial las de pelágicos menores, hasta ahora existen relativamente pocas investigaciones en torno de recursos bentónicos. De hecho, algunos investigadores han sugerido que en las especies longevas, como muchas especies bentónicas, los efectos de la variabilidad ambiental son poco significativos.

No obstante, Lluch-Cota y Ponce-Díaz (2000) encontraron que especies del género *Halotis* presentan una fuerte relación entre el rendimiento del stock y la temperatura superficial del mar (*sea surface temperature* – SST) del Pacífico este ecuatorial. Mediante el uso del modelo pesquero de Hilborn & Walters (1992)

sustituido en sus diferentes términos por funciones matemáticas lineales de la SST. Un vínculo más directo se puede observar claramente en la figura 6 que muestra las capturas de este recurso comparadas con las anomalías de la temperatura.

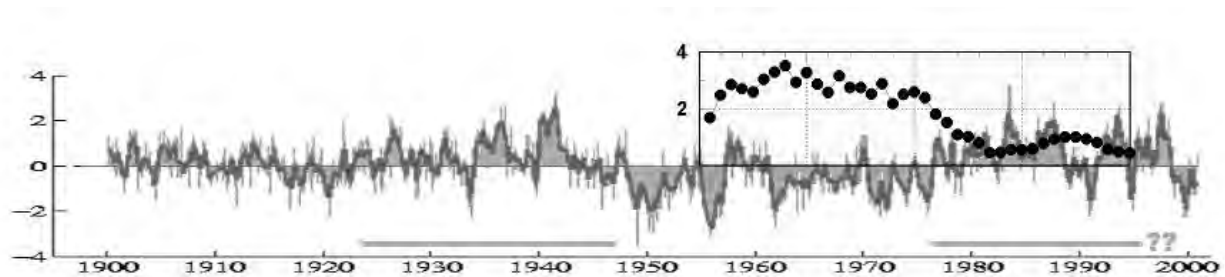


Figura 6: Series de tiempo del PDO (primer PC de la SST del Pacífico norte del este [K]) (línea sólida es el promedio móvil) superpuesto con la gráfica de las capturas de abulón (azul y amarillo; puntos negros) en B.C. y B.C.S. [1000 t] (comunicado por Lluch-Cota DB, CIBNOR). Las rayas muestran los períodos “cálidos” del PDO, los espacios entre las rayas los períodos “fríos” según Mantua & Hare (2002).

Ponce-Díaz et al. (2003), entre muchos otros, sugieren una relación entre los ciclos reproductivos y la sobrevivencia diferencial de postlarvas y juveniles de diferentes especies en Bahía Asunción, B.C.S y la variación térmica provocada por la variación climática del Pacífico. Al efecto se asume que los cambios de regimenes del PDOI (variaciones de baja frecuencia con duración de décadas a un siglo) corresponden a diferentes estados para las comunidades biológicas a lo largo de la costa de la península de Baja California. Notaron que las tendencias de la CPUE muestran dos niveles (de 1961 hasta 1975 y de este año hasta 1995), que corresponden con periodos de de enfriamiento y calentamiento de las anomalías de la temperatura superficial del Pacífico Oriental. Esto sugiere la influencia de factores climáticos, como lo proponen Lluch-Cota y Ponce-Díaz (2000). Por su parte, Vega et al. (1997) concluyeron que las caídas en recursos marinos explotados, incluido el abulón, son ocasionadas tanto por factores climáticos como pesqueros. (Shepherd et al. 1998) apuntaron que las anomalías de la temperatura superficial del mar tienen un efecto importante en la supervivencia de larvas y el reclutamiento del stock de abulón en la Isla Natividad, B.C.S..

Raimondi et al. (2002) proponen un vínculo indirecto entre la biomasa y la temperatura en caso de la especie *H. cracherodii*. Al analizar mortandades masivas de la especie (más del 90 % en algunas zonas de California, EUA) ocasionadas por el síndrome de deshidratación (*withering syndrome*), los autores encontraron indicios de una dependencia del agente desconocido con aumentos de la temperatura del agua, ya que las mortandades ocurrieron durante eventos El Niño así como en zonas con temperaturas elevadas aledañas a la descarga de una central eléctrica.

León-Carballo y Muciño-Díaz (1996) encontraron cambios en la abundancia de especies bentónicas, tanto de invertebrados como de algas, y suponen que son asociados a la presencia de los fenómenos de El Niño. Un ejemplo es la desaparición de dos especies de macroalgas (*Macrocystis pyrifera* y *Eisenia arborea*), de cuales se alimentan los abulones en diferentes zonas de la península de Baja California (ej. Tegner et al. 2001, Guzmán del Prío et al. 2003 y Carreón-Palau et al. 2003). Las causas de estas bajas en la abundancias de macroalgas incluyen cambios en la temperatura del agua, en la disponibilidad de nutrientes y en las relaciones de competencia por sustrato y luz. Se ha sugerido que la tolerancia de los gametófitos y esporófitos pequeños podría ser un factor limitante en la distribución de las macroalgas (Deysher & Dean 1986), mientras que otros autores (Reed et al. 1996 y Hernández-Carmona et al. 2001) han encontrado que la sobrevivencia de los individuos de *Macrocystis* bajo condiciones extremas tiene relación con la temperatura del agua.

En otros lugares (ej. en la costa Pacífica norte de Costa Rica) se ha reportado la desaparición de vastos pastos marinos por los efectos mecánicos de tormentas locales en los años 1990s (J. Cortés, CIMAR, Costa Rica, comunicación personal). Para California, Tegner et al. (2001) sugieren que el colapso del stock del abulón rojo que ocurrió a mediados de los 1970s proviene del cambio de régimen del PDO que se puede observar en la figura 6, nuevamente en relación con sus efectos sobre las poblaciones de macroalgas.

En conjunto, toda esta evidencia indica que existen cambios del ecosistema que afectan a múltiples especies, no sólo de abulón sino también de sus competidores, depredadores y aquellas de las que se alimenta.

2.8 Los ciclos climáticos del Pacífico

Hare & Mantua (2000) documentaron cambios de régimen en el Pacífico norte y subtropical en más de 60 series de abundancia de poblaciones, y en casi 40 series de factores climáticos locales (terrestres, límnicos y marinos), en los años de 1925, 1946, 1977 y posteriormente en la segunda mitad de los 1990s. Estos cambios implican la alternancia de periodos cálidos y fríos en el Pacífico Tropical Oriental y a lo largo de toda la costa de las Américas, así como cambios en los patrones de los vientos ecuatoriales. Respecto de sus efectos biológicos, éstos se han documentado en términos de la producción primaria y secundaria, y algunos autores (citados en Mantua & Hare 2002) también han encontrado relaciones con poblaciones de mamíferos y aves marinas. En el Pacífico costero de la península de Baja California se encuentran especies cuyas abundancias están aparentemente relacionadas con factores climáticos (Lluch-Belda et al. 1989, Gúzman-del Prío et al. 2003). Por su parte, Clarke & Lebedev (1999) encontraron fuertes variaciones en las biomásas de diversos recursos a lo largo de la costa del Pacífico americano, desde California hasta Perú, en respuesta a cambios climáticos.

El Pacífico de la región de la península de Baja California (de 23° N hasta 32° N) forma parte del sistema de corrientes de California (*Californian Current System* – CCS). Está ubicada en una zona de transición climática, lo que implica que el clima y tiempo regionales están gobernados por fenómenos de origen tanto tropical, en especial el ENSO, como extratropicales, como las oscilaciones del Pacífico Norte. Lluch-Belda et al. (2000) postulan al menos tres oscilaciones activas para el CCS con diferentes escalas de variabilidad con efectos sobre la distribución de especies marinas en la región de la Baja California: una oscilación con alta frecuencia (< 10 años), una con frecuencia decadal o bidecadal (entre 10 y 25 años) y la tercera con una baja frecuencia (> 40 años). La oscilación decadal-bidecadal de estos autores corresponde a la denominada oscilación decadal del Pacífico (*Pacific decadal oscillation* – PDO) de Mantua et al. (1997). Según Lluch-Cota et al. (2001), existe una dominancia moderada de la señal de ENSO (hasta 31° N, casi el límite con EUA) en B.C. y B.C.S., con una influencia fuerte también del PDO. Otros autores (Mestas-Núñez & Enfield 1999 y Enfield & Mestas-Núñez 1999) además postulan dependencias directas e indirectas del Pacífico de la región de la península de Baja California de la oscilación del Atlántico Norte (*North Atlantic Oscillation* – NAO).

A nivel regional, estas señales se ven reflejadas en cambios en la SST, en variaciones de los afloramientos de aguas subsuperficiales debidas a cambios del régimen de los vientos costeros, en cambios en el nivel del mar y en la profundidad de la termoclina. Todos estos fenómenos tienen vastos efectos sobre la ecología de peces e invertebrados, como por ejemplo los pelágicos menores, la macarela y camarón (Lluch-Cota et al. 1995). Un ejemplo, relacionado con la disminución en los niveles de surgencia de agua fría y rica en nutrientes, es que la biomasa del macro-zooplankton en el CCS en los primeros años de los 1990s solamente fue del 25% de los valores observados en los años 1970s (Clarke & Lebedev 1999). Lluch-Cota (2002) encontró una influencia negativa del ENSO sobre la concentración de pigmentos fitoplanctónicos, con posibles interacciones del ENSO y el PDO que podrían explicar que dichos efectos se hayan prolongado a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California. Por su parte, Mantua et al. (1997) postulan un control del tipo “*bottom-up*” para la abundancia de la mayoría de las especies costeras del CCS, basado en que las biomásas de los stocks dependen, en última instancia, de la disponibilidad de nutrientes para la producción primaria así como de las condiciones físico-químicas. Otros científicos (Bakun 1996 y Anónimo 2001) consideran también la posibilidad del control “*top-down*” a partir de cambios en el ciclo de vida, el comportamiento y el hábitat de las especies de los niveles tróficos más altos.

2.9 Los recursos marinos bajo la influencia de pesca y clima

2.9.1 Los modelos pesqueros, la variabilidad de ecosistemas y el clima

Aunque en las últimas décadas se ha avanzado en el desarrollo de metodología pesquera tanto para la evaluación como para el manejo de los recursos, los resultados positivos han sido pocos. En éstos, incluso, se ha cuestionado en qué medida son resultado de condiciones ambientales favorables o bien de una buena evaluación y del manejo (Hilborn & Walters 1992, Hilborn & Mangel 1997). En general, puede afirmarse que son pocos los casos en los que la metodología pesquera ha incorporado efectos climáticos, pese a que la generalidad de los autores identifican la necesidad de hacerlo (Hilborn & Walters 1992, Hilborn & Mangel 1997, Quinn & Deriso 1999, Haddon 2001 entre muchos otros).

La idea de la estabilidad de ecosistemas, aunque en parte ya abandonada (i.e., por lo general ya no se asume un estado del equilibrio), permaneció como una premisa básica de la modelación pesquera debido a una falta de interacción entre la ciencia pesquera y otros campos de la ecología. En su lugar, la modelación pesquera se enfrascó en desarrollos matemáticos cada vez más complejos, que han inhibido la incorporación de nuevas ideas derivadas de la biología y ecología general. Aunque existen algunos modelos para la evaluación de recursos marinos que han intentado dicha incorporación, en general han sido propuestos por científicos no formados en las ciencias pesqueras. En un caso de estudio (Lluch-Cota et al. 2001a y 2001b), por ejemplo, se ha llegado incluso a descartar los efectos de la pesquería sobre las variaciones en la abundancia del recurso sardina, llegándose a pronosticar la probabilidad de desove en función sólo de factores ambientales como los niveles de surgencias y la temperatura superficial del mar.

En el caso de la evaluación de stocks de abulón, se encontraron tres ejemplos que incorporaron la variabilidad del clima: 1) una modificación del modelo de Hilborn & Walters (1992), con una función lineal entre clima y la tasa intrínseca de crecimiento para obtener valores anuales para este parámetro (INP 2000); 2) una modificación del mismo modelo de producción excedente con valores anuales para los parámetros K , r y q , obtenidos como funciones lineales de la SST (Lluch-Cota & Ponce-Díaz 2000); y 3) un modelo espacial para explorar la dinámica poblacional incorporando la temperatura superficial del mar, propuesto por Tegner et al. (2001), que pronostica la migración y eventual extinción del abulón de California, EUA, independiente de la presión pesquera sobre el recurso y debido a la persistencia de condiciones climáticas desfavorables.

2.9.2 Incorporación de efectos climáticos y su pronóstico

El modelo de producción excedente de Hilborn & Walters, empleado en este trabajo, no es capaz de incorporar otro tipo de variabilidad que la debida a la pesquería. El modelo estima la biomasa de cada año a partir de la biomasa del año anterior, asumiendo que la capacidad de carga del ecosistema K , la tasa de crecimiento intrínseca r y el factor de capturabilidad q de un stock pesquero no cambien en el tiempo. Ante la creciente evidencia (ej. Pauly 1980, Mantua & Hare 2002) de que las abundancias de muchos stocks, tanto sometidos a explotación como inexplorados, muestran cambios significantes en respuesta a cambios climáticos, la premisa de constancia del modelo parece cada vez menos realista.

En el presente trabajo, se buscó la incorporación de la posible reacción entre el rendimiento pesquero y el clima mediante los parámetros K y r del modelo de Hilborn & Walters, expresados no como constantes sino como funciones de variables ambientales que permitieron obtener valores anuales de dichos parámetros. Al efecto, se asumió que la variabilidad de dichos parámetros está determinada por su relación con los factores climáticos locales, regionales y/o globales. De forma equivalente, se incorporó la variabilidad climática mediante el parámetro q del modelo de observación.

Respecto del tipo de relación entre los parámetros del modelo y los factores climáticos, se consideró que en general las respuestas biológicas, tanto a nivel individual como poblacional, suelen presentarse como un máximo ubicado entre dos mínimos. La teoría biológica asume que se puede distinguir hasta cuatro diferentes intervalos de los factores abióticos en función de las respuestas individuales: el óptimo (también denominado preferéndum), en el que se puede reproducir un organismo; intervalos que le permite el crecimiento individual; intervalos que le permite sobrevivir; y valores que resultan letales para el organismo, con los últimos tres tipos de intervalo presentes a ambos lados del óptimo (Townsend et al. 2003, ver figura 7). En la bibliografía es posible encontrar numerosos ejemplos de este patrón general, tanto para diversas especies como para diferentes factores abióticos (Cury & Pauly 2000, Lluch-Cota et al. 2001 entre otros y varias citas en: Margalef 1998 y Townsend et al. 2003).

Para los fines del presente trabajo, los parámetros K y r del modelo fueron estimados mediante una función en forma de domo entre variables físicas y biológicas, para lo que se eligió una función normal modificada. Si bien esta función puede presentar limitantes, fue seleccionada porque brinda gran flexibilidad al modelo pesquero modificado. Sus ventajas incluyen el poder adoptar pendientes negativas y positivas muy variables, así como tendencias asintóticas y kurtosis variables. Su mayor desventaja es asumir una simetría que no necesariamente existe en la naturaleza, si bien este problema potencial se considera poco significativo en virtud de que la variabilidad ambiental en el área del estudio difícilmente abarca el intervalo total en el que ocurren las respuestas fisiológicas y ecológicas de las dos especies de abulón.

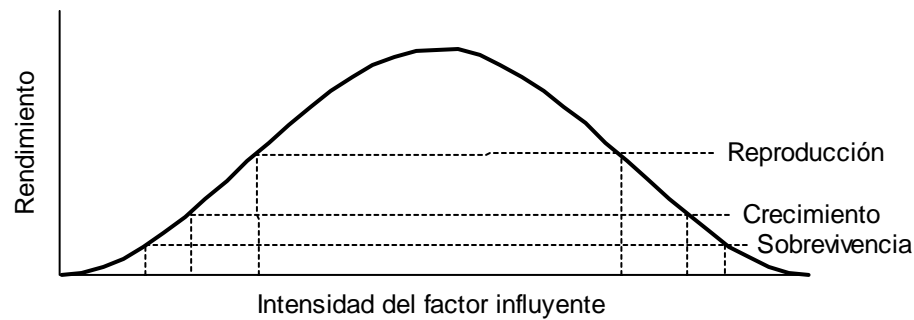


Figura 7: Curva de respuesta con los efectos de diferentes intensidades de factores sobre un organismo (según Townsend et al. 2003).

Como posibles variables climáticas para ser incorporadas a la modelación pesquera, se consideraron la temperatura superficial del mar (SST), los componentes del viento zonal y meridional, el índice de surgencias (UI), y el nivel del mar (SLH). Las series de tiempo de dichas variables provienen de entre cuatro y seis estaciones y áreas a lo largo de la costa pacífica de la península de Baja California. Para obtener la variabilidad común a todas las series de cada variable, se aplicó el análisis de componentes principales (*principle components análisis* – PCA). Se consideró la serie de amplitud del primer componente principal como un índice de la variabilidad ambiental de escala regional que tiene efectos comunes a todos los stocks de las especies en estudio.

A fin de llegar a un pronóstico del futuro rendimiento del recurso, se buscó la mejor relación posible entre las series de amplitud del primer componente principal de cada variable y el PDOI, que mostró la mejor correlación con el rendimiento del stock y que es además un índice que refleja tanto las bajas como las altas frecuencias identificadas en la región. La interacción de las frecuencias del PDO produce un comportamiento general de regímenes “fríos” y “cálidos”, con transiciones entre los dos estados muy marcadas (Mantua et al. 1997, Lluich-Belda et al. 2000, Lluich-Cota DB 2001, Mantua & Hare 2002). A partir de dicha relación, se realizó el pronóstico estadístico de la probable trayectoria futura del PDOI mediante un modelo sinusoidal simple; es decir, asumiendo que la señal de este índice consiste de frecuencias particulares que una vez identificadas pueden sumarse para estimar la variabilidad total. Este modelo para el PDOI, combinado con el modelo pesquero-climático construido, dio la posibilidad de realizar pronósticos del rendimiento del recurso ante diferentes escenarios ambientales y de manejo.

2.10 Hipótesis

La hipótesis central de este trabajo es que el rendimiento del recurso abulón, a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California, está determinado no sólo por los niveles de su explotación sino también por los efectos de la variabilidad climática. Al efecto de evaluar esta hipótesis, se parte de las siguientes premisas:

- 1) que la variabilidad climática relevante en términos del recurso puede describirse a partir de series de tiempo de la temperatura superficial del mar (SST), del viento zonal y meridional, de la intensidad de las surgencias y del nivel superficial del mar.
- 2) que dicha variabilidad está dada por fenómenos de gran escala, particularmente la Oscilación del Sur y los fenómenos interanuales de El Niño y La Niña (ENSO), y por la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO).
- 3) que es posible pronosticar la variabilidad local a partir de la serie del PDOI (*Pacific Decadal Oscillation Index*), que a su vez puede pronosticarse mediante un modelo estadístico simple.
- 4) que lo anterior hace factible aplicar un modelo pesquero tradicional, modificado a fin de incorporar las series climáticas como predictoras de los parámetros claves (capacidad de carga K , tasa de crecimiento intrínseca r y factor de observación q) para predecir el futuro rendimiento del stock; y por tanto para evaluar estrategias de manejo que permitan una explotación sustentable.

3 Datos y metodología

3.1 Datos y su origen

3.1.1 Área de estudio

El área de estudio es la costa occidental de la península de Baja California, particularmente en la región de Sebastián Vizcaíno. Esta corresponde a la porción sur del Gran Ecosistema Marino (LME) del Sistema de Corrientes de California (CCS).

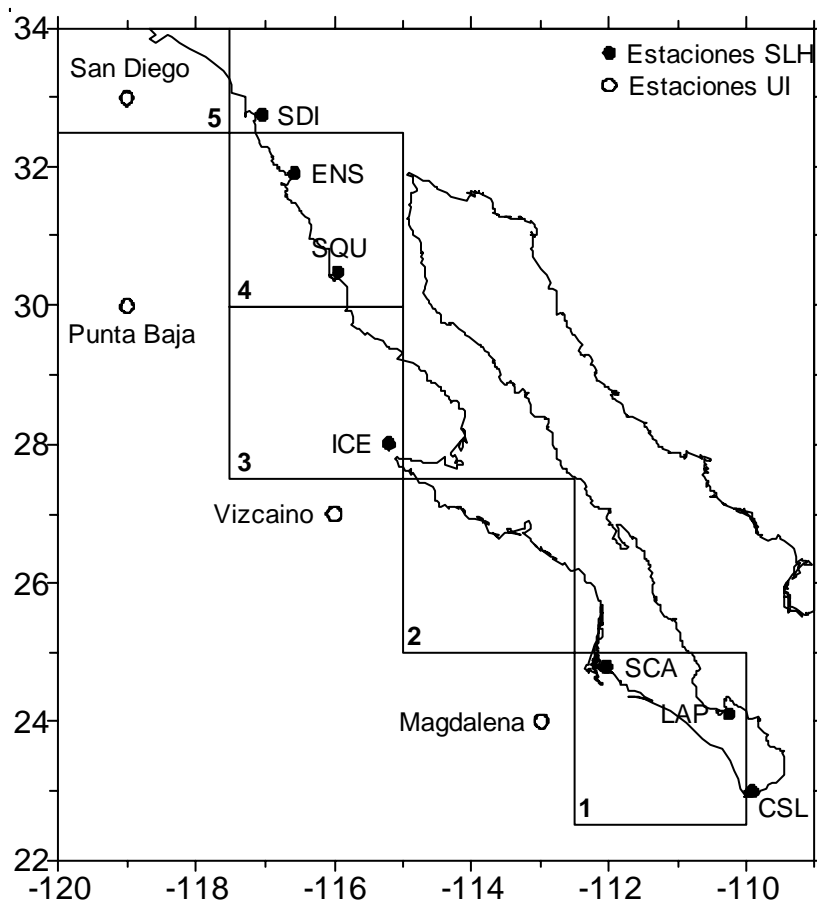


Figura 8: Mapa de la península de Baja California con las estaciones de SLH y UI y las áreas de las cuales provienen los datos de SST, UW y VW; la parte superior del área 5 está fuera del área mostrada; CSL: Cabo San Lucas; LAP: La Paz; SCA: San Carlos, ICE: Isla Cedros; SQU: San Quintín; ENS: Ensenada; SDI: San Diego.

El mapa en la figura 1 muestra el área de estudio, los principales asentamientos pesqueros, y las cuatro zonas definidas por parte de la autoridad pesquera para el manejo de la pesquería de abulón. Por su parte, la figura 8 muestra la ubicación de las áreas y estaciones correspondientes a las series climáticas analizadas.

3.1.2 Resolución temporal de las series de tiempo

Las series de captura y esfuerzo analizadas son anuales, mientras que las series ambientales tienen resolución mensual. A fin de hacerlas comparables, las series climáticas fueron transformadas a series anuales, considerando para cada año los doce valores mensuales correspondientes al periodo que va de julio del año anterior hasta junio del año en cuestión. Esta consideración permitió abarcar, en el mismo año, desde la época de reproducción hasta el final de la temporada de pesca subsiguiente. Sobre esta base, se derivaron las siguientes series anuales:

- serie promedio anual, como las medias de los doce valores considerados en cada periodo anual,
- serie promedio de la época de reproducción, como las medias de los cinco valores correspondientes al periodo julio a noviembre de cada periodo anual,
- serie de valores extremos máximos, como los valores máximos observados en cada periodo anual,
- serie de valores extremos mínimos, como los valores mínimos observados en cada periodo anual

3.1.3 Series pesqueras

Capturas y Esfuerzo

Las series analizadas son los registros de las nueve cooperativas que operan en la zona centro (zonas de pesca II y III más la cooperativa de la Isla Cedros que pertenece a la zona de pesca I), en conjunto aportan más del 95% de la producción total. Los registros consignan el esfuerzo pesquero (medido en mareas, como localmente se denomina al viaje de pesca), y capturas asociadas (en kilogramos), que en ocasiones se presentan separadas por especie (abulón azul y amarillo) y en otras como captura total. En este último caso, se procedió a estimar la captura por cada especie sobre la base de aplicar a la captura total, no separada, las proporciones observadas en los registros que sí distinguen entre ambas especies. Al efecto, se calculó la captura $C_{i,t}$ de cada año t de las dos especies mediante las muestras $M_{i,t}$ del año t y las capturas totales C_t :

$$C_{1,t} = \frac{M_{1,t} + M_{2,t}}{M_{1,t}} \cdot C_t \quad (6)$$

En términos generales, los registros de capturas totales abarcan el periodo desde 1956 hasta el 2002, mientras que los registros por especie cubren de 1967 hasta el 2002. Otro problema encontrado fue que, si bien existen registros de las capturas totales (i.e., sumadas todas las cooperativas), algunas de las series de cada cooperativa presentan huecos de información, especialmente en los primeros años. Para lograr estimaciones no sesgadas de dichos valores faltantes a partir de la captura total, se tomó en consideración que las principales cooperativas (las que contribuyen más a la producción total) reportan con mayor frecuencia que las cooperativas más pequeñas. En consecuencia, se procedió a calcular un factor de corrección f para cada cooperativa como:

$$f_i = \frac{\sum C_i}{\sum C} \quad (7)$$

donde C_i son las capturas de la cooperativa i y C son las capturas de todas las cooperativas. Luego se calculó la captura para cada año según:

$$C_{p,t} = \frac{\sum C_t}{\sum f_t} \quad (8)$$

esto es, como la suman de las capturas ponderadas con los factores de corrección correspondientes. El procedimiento se aplicó tanto para las capturas de las dos especies como para las capturas totales (vea capturas pesadas en la figura 9). El mismo procedimiento se aplicó al derivar las series del esfuerzo pesquero $E_{p,t}$.

Una vez derivadas las series de captura y esfuerzo, las series de rendimientos pesqueros (CPUE) se estimaron según:

$$CPUE = \frac{C_p}{E_p} \quad (9)$$

En adelante, las series derivadas de los procedimientos descritos se refieren como de captura C , esfuerzo E y capturas por unidad de esfuerzo CPUE.

Serie de capturas del INP (2000)

A fin de contar con una serie de referencia de la captura histórica, se digitalizó una serie de capturas de INP (2000) que inicia en 1940 y que cubre también el año 1950, el año con el máximo histórico de capturas en la península de Baja California (ver figura 3). Dicha serie sirvió para validar las series de capturas ponderadas por cooperativa (ver figura 9) y para obtener una primera idea del valor del factor de agotamiento γ (descrito en el capítulo 3.3.2)

Series de biomásas de INP (2000)

Se obtuvieron series de estimaciones de biomasa por especie, independientes de la pesquería, para las diferentes cooperativas mediante la digitalización de las gráficas presentadas en INP (2000), que junto con las series de captura y esfuerzo de cada cooperativa permitieron desarrollar un modelo de observación no lineal. La información de biomásas comprende a siete cooperativas en el caso del abulón azul y a seis para el abulón amarillo. La información disponible permitió calcular una serie de biomásas con datos de 1990 hasta 2000, que se usó para la construcción de modelos pesqueros sin ecuación de observación.

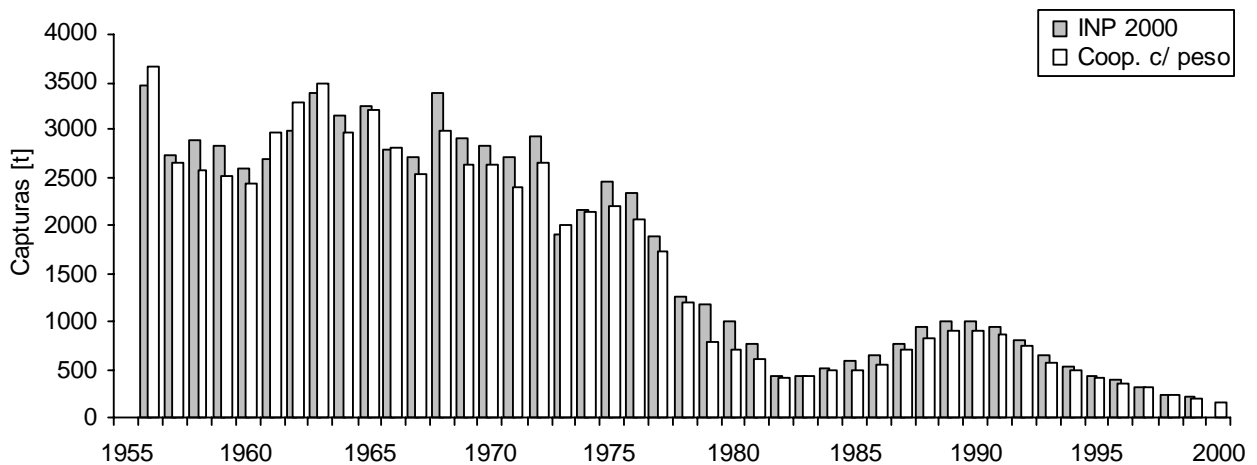


Figura 9: Comparación de la serie de capturas proveída por el INP (2000) con la serie de capturas pesadas totales de las cooperativas. La correlación entre las dos series es $r = 0.9900$ ($p < 0.0000$).

3.1.4 Series climáticas

Índice de la Oscilación Decadal del Pacífico (*Pacific Decadal Oscillation Index – PDOI*)

El PDOI es el primer componente principal de las anomalías de la temperatura de la superficie del mar (*sea surface temperature – SST*) del Pacífico al norte de 20°N, y fue diseñado por Mantua et al. (1997).

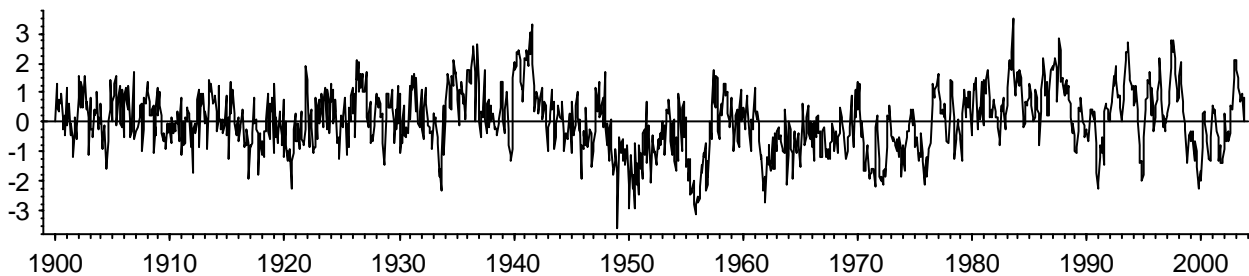


Figura 10: Serie de tiempo del PDO.

La serie se obtuvo de <http://www.cdc.noaa.gov/ClimateIndices/Analysis/#PDO> del CDC de la NOAA y contiene todos los valores mensuales de 1900 hasta el 2003 (ver figura 10).

Índice Multivariado de la ENSO (*Multivariate ENSO Index – MEI*)

El MEI (ver figura 11) está diseñado para el monitoreo del ENSO y es el primer componente principal de seis variables climáticas combinadas del Pacífico tropical entre 30°N y 30°S (siguientes abreviaciones por sus siglas en inglés): presión atmosférica en el nivel del mar (SLP), componentes zonales y meridionales del viento en el nivel del mar (U y V respectivamente), la temperatura superficial del mar (SST), la temperatura del aire en el nivel del mar y la fracción de nubosidad del cielo total (C). La serie se obtuvo de K. Wolter del CDC, NOAA vía la página red <http://www.cdc.noaa.gov/~kew/MEI/table.html>.

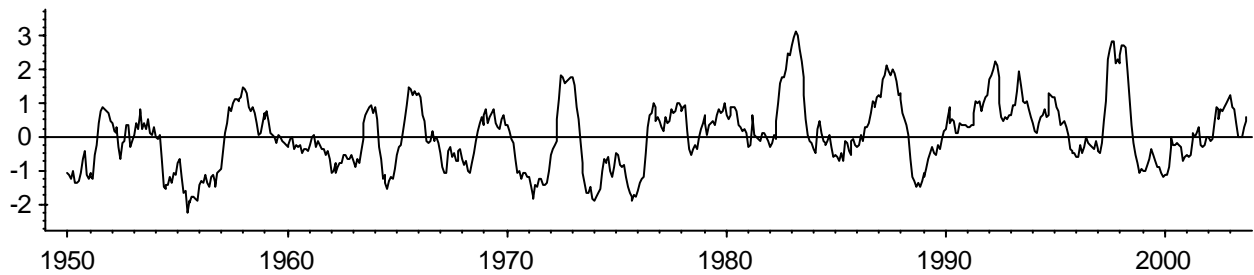


Figura 11: Serie de tiempo del MEI.

Series de temperatura y vientos

Las series de la SST (temperatura superficial del mar) y de los vientos zonales (UW) y meridionales (VW) describen los valores de estas variables climáticas en cinco áreas de 2.5° x 2.5° (ver tabla 3 y figura 8). Tanto las series de tiempo de la SST como las para los vientos zonales (dirección este-oeste) y meridionales (dirección norte-sur) se obtuvieron del NCEP/NCAR Reanalysis Project de la NOAA/NCEP (National Oceanic and Atmospheric Administration/ Nacional Centers for Environmental Prediction, con la página red <http://www.cdc.noaa.gov/cgi-bin/Timeseries/timeseries1.pl>)

Tabla 3: 2.5° x 2.5°-áreas y sus coordenadas céntricas.

| Área | Coordenadas [lat long] |
|------|------------------------|
| 1 | 23.75°N 111.25°W |
| 2 | 26.25°N 113.75°W |
| 3 | 28.75°N 116.25°W |
| 4 | 31.25°N 116.25°W |
| 5 | 33.75°N 118.75°W |

Las series incluyen los datos diarios disponibles en un área que fueron integrados a promedios mensuales que cubren el período de 1948 hasta el 2003. Las velocidades del viento fueron medidas en [m/s] en el nivel del mar, las SST en [°C]. Todas las series cubren la totalidad del periodo analizado.

Nivel del mar (*sea level height* – SLH)

Las series de nivel medio del mar fueron obtenidas del Sea Level Center de la Universidad de Hawaii (UHSLC, a partir de la página red con la dirección <http://ilikai.soest.hawaii.edu/uhsdc/data.html>). Las coordenadas de las estaciones, el periodo de las series de tiempo, la proporción del periodo para el que existe información y la fuente original de los datos se presentan en la tabla 4 y en la figura 8.

Los datos mensuales de estas series se calcularon en la UHSLC como promedio de los datos diarios si no carecen más que siete valores diarios y se refieren a puntos de referencias locales. Para todas las estaciones hay valores problemáticos en el rango de unos diez centímetros y en algunas ocasiones se corrigieron la referencias de las diferentes estaciones debido a errores obvios comparado con las demás estaciones en el área.

Tabla 4: Datos de las estaciones de muestreo para las series de tiempo de SLH; UNAM: Universidad Autónoma de México; CICESE: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada .

| Serie | Abrev. | Coordenadas [lat long] | Período | Índice de Totalidad [%] | Proveedor |
|----------------|--------|---------------------------|-----------|-------------------------|------------------------|
| San Diego | SDI | 32°43'N 117°01'W | 1906-2003 | 97 | National Ocean Service |
| Ensenada | ENS | 31°51'N 116°38'W | 1956-1991 | 84 | UNAM |
| San Quintín | SQU | 30°29'N 115°59'W | 1977-1990 | 97 | CICESE |
| Isla Cedros | ICE | 28°06'N 115°11'W | 1976-1989 | 75 | CICESE |
| San Carlos | SCA | 24°47'N 112°07'W | 1970-1983 | 51 | UNAM |
| La Paz | LAP | 24°10'N 110°21'W | 1952-1983 | 71 | UNAM |
| Cabo San Lucas | CSL | 22°53'N 109°55'W | 1976-2001 | 84 | CICESE |
| CSL y LAP | CLP | - | 1952-2001 | 86 | UNAM y CICESE |

La mayoría de las series de nivel del mar no cubren más de 30 años. Para obtener una serie más larga representativa de la porción sur de la zona de estudio, se combinaron las dos series de Cabo San Lucas (CSL) y La Paz (LAP). Al efecto, se estimó la recta de regresión entre ambas y se calcularon los datos faltantes de de la serie CSL a partir de los valores de la serie LAP. La correlación lineal entre las dos series es $r = 0.9333$ con $p < 0.0000$.

La tendencia de todas las series de SLH se removió restando las líneas de regresión de los valores observados. Posteriormente se calcularon anomalías, restando los valores medios del mes calendario. A fin de

evitar la pérdida de información derivada de los huecos en las series, sólo las dos más largas fueron usadas para el análisis de componentes principales (CLP y SDI). Cabe hacer notar que los coeficientes de correlación simple entre las demás series de anomalías y las dos series consideradas para el PCA son suficientemente altos como para validar el procedimiento señalado (ver tabla 5).

Tabla 5: Los coeficientes de correlación simple r entre las series de tiempo de SLH

| | CSL | LAP | SCA | ICE | SQU | ENS |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| CLP | 0.9801 | 0.8757 | 0.6958 | 0.7253 | 0.6817 | 0.5761 |
| SDI | 0.7153 | 0.7478 | 0.6946 | 0.8623 | 0.8865 | 0.7240 |

Índice de surgencia (*upwelling index* – UI)

Los valores de este índice son generados por el Pacific Fisheries Environmental Laboratories (PFEL, NOAA) para 15 puntos de estimación a lo largo de la costa Norteamericana, sobre la base de estimaciones mensuales de las surgencias inducidas por vientos en el mar. Las series analizadas fueron obtenidas de <http://las.pfeg.noaa.gov/las>. El cálculo se basa en el componente ortogonal a la costa del transporte de Ekman estimado a partir de viento geostrofico; los valores negativos indican hundimiento (PFEL 2003). El índice tiene unidades de $m^3 \cdot s^{-1} \cdot 100 m^{-1}$ de línea de costa. Las estaciones consideradas en el presente trabajo, denominadas Magdalena, Vizcaíno, Punta Baja y San Diego, están listadas en la tabla 6. Las series de tiempo del índice de surgencia no presentan datos faltantes y cubren el periodo de 1946 hasta 2003.

Tabla 6: Datos de las estaciones del UI.

| Serie | Abrev. | Coordenadas [lat long] |
|------------|--------|------------------------|
| Magdalena | MAG | 24N 113W |
| Vizcaíno | VIZ | 27N 116W |
| Punta Baja | PBA | 30N 119W |
| San Diego | SDI | 33N 119W |

3.2 Análisis de las series de tiempo climáticas

La diferencia más básica e importante entre una serie de tiempo y un muestreo aleatorio es que en la primera la medición se realiza a intervalos regulares. Las dos metas básicas del análisis de series de tiempo son 1) identificar el patrón detrás una serie y 2) pronosticar futuros valores de la serie. Al efecto, se asume que la serie está compuesta de un componente sistemático que puede estar oscurecido por otro aleatorio (i.e., ruido), lo que obliga a aplicar diferentes métodos y filtros para resaltar los patrones relevantes (Statsoft 2004). En el presente trabajo, se asume además que las series de tiempo climáticas son determinísticas

y periódicas complejas, y que por tanto pueden ser descritas y analizadas mediante el análisis de Fourier (Laws 1997, ver capítulo 3.2.3).

3.2.1 Estacionalidad y serie de anomalías

Generalmente se considera que una serie de tiempo se forma por diferentes componentes, que pueden ser separados y removidos en función de las necesidades particulares del análisis a realizar. Al efecto, en el presente trabajo se consideró un modelo aditivo en que los diferentes componentes suman al valor de la variable dependiente de la serie como suministrado por Statsoft (2004):

$$Y = T + C + S + I \quad (10)$$

donde Y es la variable dependiente, T es el componente de tendencia, C es el componente cíclico, S es el componente de la estacionalidad, e I es la componente irregular. En el caso de las series analizadas se encontró una marcada señal estacional que, junto con el componente irregular, normalmente obscurecen la contribución de los componentes cíclicos no estacionales y dificultan el entendimiento de la trayectoria general de la serie. Para evitarlo, las series originales se transformaron a series de anomalías, mediante:

$$Y = sA + S \quad (11)$$

donde S es el componente estacional y sA es la nueva serie de anomalías que contiene los componentes T , C e I .

Las anomalías mensuales de una serie de tiempo se calculan restando de cada valor observado el medio del correspondiente mes-calendario. Ello resulta en una serie de anomalías sA que está ajustada estacionalmente. Para el mes t es válido:

$$sA_t = Y_t - \bar{m}_t \quad (12)$$

3.2.2 Análisis de componentes principales (*principal components analysis* – PCA)

Se aplicó un análisis independiente por cada una de las variables consideradas (SST, SLH, viento zonal y viento meridional), a fin de extraer el primer componente principal sobre la base de la matriz de correlación de las series de anomalías, que salvo en el caso del nivel medio del mar presentan un número de observaciones considerado adecuado para la aplicación de este método (Tabachnick & Fidell 2001). La extracción se realizó con el programa STATISTICA 6.0 de Statsoft Inc.

Límites de confianza de los componentes principales

Un problema potencial del PCA es la posibilidad de obtener componentes degenerados debido a errores de muestreo. Este problema se presenta cuando los límites de confianza de los eigenvalores de componentes sucesivos se traslapan, lo que significa que los componentes extraídos no son estadísticamente significativos. A fin de identificar si este problema estaba presente, se estimaron los límites de confianza de los eigenvalores de los componentes principales mediante la fórmula (según Lluch-Cota DB 2001):

$$\Delta\lambda = \lambda \sqrt{\frac{2}{N^*}} \quad (13)$$

donde $\Delta\lambda$ es el límite de confianza para el eigenvalor λ y N^* es el promedio de los tamaños de muestra efectivos. El cálculo de los últimos se describe en la próxima parte.

Autocorrelación y tamaño efectivo de una serie de tiempo

Otro problema común al analizar series de tiempos es su grado de autocorrelación, que puede resultar artificialmente alto cuando la velocidad del cambio del proceso muestreado es inferior al intervalo del muestreo. Para resolver este problema un método es estimar el número de grados de libertad efectivos N^* , que para el caso de una correlación pareada puede estimarse según Chelton (1984):

$$\frac{1}{N^*} = \frac{1}{N} + \frac{2}{N} \sum_{j=1}^{\rho_{max}} \rho_{XX_j} \cdot \rho_{YY_j} \quad (14)$$

donde N es el número de casos, ρ_{XX_j} y ρ_{YY_j} son las auto-correlaciones de las series X y Y y ρ_{max} es el último desfase considerado. Para obtener una estimación de N^* para un conjunto series de tiempo, puede calcularse el promedio de todos los N^* de los casos pareados (Lluch-Cota 2001). En el presente trabajo, la ecuación se aplicó para desfases hasta de 120 meses ($\rho_{max} = 120$), asumiendo que para periodos mayores la función de autocorrelación ya no registra valores significativos.

3.2.3 Análisis de Fourier

El también llamado análisis espectral se emplea para la exploración de series periódicas complejas, y permite obtener sus componentes cíclicos más importantes. Como resultado se obtienen las funciones sinusoidales (suma del seno y el coseno) para cada frecuencia particular.

En el presente trabajo, las series fueron analizadas mediante el programa STATISTICA 6 conforme a los procedimientos usualmente recomendados: previo al análisis se agregaron ceros hasta alcanzar series de longitud $2N$ (i.e., padding) y se aplicó un filtro especial al 10% de los valores en ambos extremos de la serie original (i.e., *tapering*), y posteriormente los valores del periodograma obtenido fueron suavizados con un filtro de Parzen de cinco términos como estimador de densidad espectral. Previamente, los valores del periodograma p fueron reescalados con un factor de $1/0.875$ a fin de compensar por los efectos del filtrado de los extremos de la serie (Lluch-Cota 2001).

Para comprobar la significancia de los picos espectrales identificados con el modulo del análisis de Fourier del programa STATISTICA 6 se calcularon sus límites de confianza con $\alpha = 0.05$ mediante la ecuación propuesta por Laws (1997):

$$\text{lím} = \frac{D_e \cdot 2n}{\chi_{crit}^2} \tag{15}$$

donde D_e es el valor de la densidad espectral, n la anchura del filtro para obtener la densidad espectral (en el trabajo: $n = 5$) y χ_{crit}^2 es el valor crítico de la distribución χ^2 con $2n = 10$ grados de libertad y el nivel de confianza de $\alpha = 0.05$. Para el límite superior entonces es válido: $\chi_{2n,1-\alpha/2}^2$ para χ_{crit}^2 y para el límite inferior es $\chi_{2n,\alpha/2}^2$. Una vez estimado, el límite de confianza inferior se comparó con un estimado del ruido rojo de la serie, rr , obtenido al aplicar al mismo periodograma un filtro de Parzen de 52 términos (Lluch-Cota 2001).

3.3 Modelos para evaluación y pronóstico del recurso

3.3.1 Incorporación de la variabilidad climática

Para incorporar la variabilidad climática al modelo pesquero se aplicó la siguiente función de campana con tres parámetros que puede ser variada en su máximo, en la ubicación del máximo y en su kurtosis:

$$\theta_t = \theta_{fijo} + \left(M \cdot e^{-\left(\frac{Y_t - P}{2}\right)^2} \right)^U \tag{16}$$

donde θ_t es el valor del parámetro del modelo (K , r o q) del año t , M es valor máximo del parámetro θ , Y_t es el valor de la serie de anomalías climáticas del año t , P es la ubicación del máximo de la función y U es la kurtosis. θ_{fijo} es un valor básico para cada parámetro. El ajuste se aplicó para cada uno de los parámetros

capacidad de carga K , la tasa de crecimiento intrínseca r del modelo de producción y a al factor de observación q mediante el módulo “SOLVER” del programa Excel.

3.3.2 Modelo pesquero

El modelo de Hilborn & Walters (1992), que es la forma dinámica del modelo de Schaefer, está compuesto por dos modelos elementales: el de producción excedente y el de observación. El segundo se aplica, en la generalidad de las veces, debido a la falta de evaluaciones directas de la abundancia del recurso, lo que obliga a usar la captura por unidad de esfuerzo pesquero (CPUE) como indicador de la abundancia. En el presente trabajo se construyeron dos diferentes modelos pesqueros: uno con la serie de CPUE y otro con la serie de biomasa; éste último no utiliza el modelo de observación

Modelo de la producción excedente

Este modelo con los parámetros K y r variables calculados mediante la ecuación (16) quedó expresado de la siguiente manera:

$$B_{t+1} = B_t + r_t B_t \left(1 - \frac{B_t}{K_t} \right) - C_t \quad (17)$$

donde B_t y B_{t+1} son las biomazas del stock en los años t y $t+1$, r_t es la tasa del crecimiento intrínseca del año t , K_t la capacidad de carga del año t y C_t la captura en el año t . Por las características del modelo de Schaefer, que son válidas también para el modelo de Hilborn & Walters, es frecuente usar el RMS (rendimiento máximo sostenible) y su correspondiente esfuerzo y mortalidad pesquera F_{RMS} como criterios o puntos de referencia (ver las ecuaciones abajo). En el caso del modelo aplicado, se tiene que tomar en cuenta que estos puntos de referencias también varían anualmente, como resultado de especificar K y r como dependientes de la variabilidad ambiental (ver capítulo 3.4).

Modelo de observación

Para construir el modelo pesquero a partir de la CPUE es necesario establecer una relación entre CPUE y la biomasa; dicha relación es denominada modelo o ecuación de observación. En general esta relación suele asumirse como lineal, pero en el presente trabajo se aplicó una función potencial general que incluye la forma lineal como caso particular (con $\beta = 1$):

$$C_t = q_t E_t B_t^\beta \quad (18)$$

y entonces:

$$CPUE_t = \frac{C_t}{E_t} = q_t B_t^\beta \tag{19}$$

La capturabilidad $Q = \Delta CPUE / \Delta B$ (la primera derivación de la ecuación de observación que en caso del modelo lineal con $\beta = 1$ es igual a q) para el modelo potencial es:

$$Q = \frac{\Delta CPUE}{\Delta B} = q\beta B^{\beta-1} \tag{20}$$

Consecuentemente, en el presente trabajo se denomina q como factor de observación, y no como capturabilidad como cuando se asume linealidad. En el caso más general, la capturabilidad Q depende de la biomasa, del factor de observación q y del parámetro de relación β . Los términos B y q varían anualmente. Con valores de $\beta < 1$ la capturabilidad es más alta cuando la biomasa es menor, mientras que si $\beta > 1$ la más alta biomasa se obtiene con cuando el recurso se ubica en su capacidad de carga K (ver figura 12).

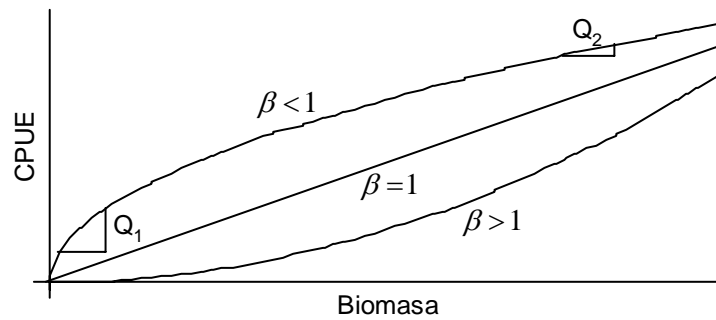


Figura 12: El modelo de observación para diferentes valores de β y dos diferentes capturabilidades Q_1 y Q_2 .

La razón de aplicar el modelo más general es que la existencia de evaluaciones independientes de biomasa (INP 2000) para el caso de este recurso hace posible explorar la forma de la relación implícita en la ecuación de observación. Al efecto, se exploró la posible forma de la relación entre los datos de biomasa y los valores de CPUE mediante el algoritmo ACE (*alternating conditional expectations*) del programa Q-Parvus 3.0 de la Universidad de Génova. Sobre la base de esta exploración, se ajustó el modelo de observación general mediante el programa CurveExpert 1.37 para obtener una primera estimación de β y q .

Incorporación de incertidumbre al modelo pesquero

La incorporación de errores cambia el modelo pesquero determinístico, según las ecuaciones (17) y (19) en un modelo estocástico. Al efecto se incorporó el error de observación como error logarítmico-normal en la ecuación del modelo de observación de la abundancia debido a la distribución de la CPUE:

$$I_t = q_t B_t^\beta \cdot \varepsilon^{\eta_t} \quad (21)$$

donde η_t es el error de observación logarítmico-normal del año t . Para calcular el modelo pesquero con error de observación se aplicaron las siguientes ecuaciones para estimar las biomazas de cada año t , modificadas de Hilborn & Mangel (1997) para incorporar la variación anual de los parámetros r y K :

$$\hat{B}_{t+1} = \hat{B}_t + \hat{r}_t \hat{B}_t \left(1 - \frac{\hat{B}_t}{\hat{K}_t} \right) - C_t \quad (22)$$

La forma potencial del modelo de observación, una vez incorporado el error de observación para el modelo basado en la CPUE, es entonces:

$$\hat{I}_t = \hat{q}_t \hat{B}_t^{\hat{\beta}} \quad (23)$$

En el modelo construido mediante la serie de biomasa no se incorporó el error de observación.

Dado que la explotación inició antes de que se llevaran registros, es necesario considerar que los stock de abulón no se encontraban en su estado virgen al inicio del periodo analizado, como exige el modelo de Hilborn & Walters en su forma original. Ello significa que no es factible asumir que $B_0 = K_0$, siendo necesario introducir el factor de agotamiento γ :

$$B_0 = \gamma K_{-1} \quad (24)$$

donde γ establece la relación entre la capacidad de carga del ecosistema para una especie y la biomasa inicial B_0 del año $t = 0$ en que comienza la documentación de captura y esfuerzo (Hilborn y Mangel 1997) y K_{-1} es el valor del año 1966 siendo 1967 el primer año para que existe información sobre las dos especies.

3.3.3 Modelo sinusoidal del PDOI y simulación Monte Carlo

Para tener la posibilidad de pronosticar el futuro comportamiento del recurso mediante el enfoque propuesto, es necesario pronosticar también la serie del PDOI anual. Para ello se ajustó un modelo sinusoidal con un componente para cada una de las frecuencias con densidades espectrales significativas f encontradas mediante el análisis de Fourier. Las contribuciones de cada frecuencia son sumadas para obtener el modelo completo del PDOI:

$$PDOI = \varepsilon + \sum a_f + b_f \sin(2\pi ft + c_f) + d_f \cos(2\pi ft + e_f) \quad (25)$$

donde los parámetros a hasta e describen el ciclo de cada frecuencia f . Este modelo se ajustó a los valores de la serie desde 1901 hasta 2003, minimizando la suma de cuadrados con la herramienta “SOLVER” del programa Excel.

Para incorporar también el ruido que se manifiesta en los residuos ε , y que no es capturado mediante el modelo sinusoidal, se aplicó el método Monte Carlo añadiendo a cada valor estimado por el modelo un residuo generado al azar a partir de una distribución normal estándar.

Las aplicaciones Monte Carlo suelen generar hasta miles de salidas para obtener resultados estadísticamente robustos; no obstante, para los fines del presente trabajo se usó el método únicamente para obtener algunos juegos de datos que incluyan la estructura de error del modelo. De éstos, se eligieron diez salidas como representativas de los extremos de las posibles trayectorias del PDOI.

3.4 Puntos de referencia biológicos PRB

Schaefer (1954 y 1957) definió diferentes puntos de referencia para el manejo de un recurso pesquero, correspondientes a la producción excedente máxima cuando $B = K/2$, que es el punto de inflexión de la curva de crecimiento logístico. En el equilibrio, siempre es válido que la captura máxima sostenible es igual a la producción excedente de la biomasa presente. La captura máxima de la producción excedente máxima se denomina rendimiento máximo sostenible (RMS), y se calcula mediante:

$$RMS = rB_{RMS} \left(1 - \frac{B_{RMS}}{K}\right) \quad \text{y} \quad B_{RMS} = \frac{K}{2}$$

substituyendo se obtiene:

$$RMS = \frac{rK}{4} \quad (26)$$

El esfuerzo E_{RMS} correspondiente es:

$$E_{RMS} = \frac{rK}{4q} \left(\frac{K}{2} \right)^{-\beta} \quad (27)$$

y la tasa de mortalidad pesquera F_{RMS} correspondiendo al RMS es:

$$F_{RMS} = \frac{r}{2} \quad (28)$$

Con $\beta = 1$ se obtiene la ecuación dada por Schaefer (1954 y 1957) para calcular el esfuerzo pesquero en el rendimiento máximo sostenible. Se usa el RMS como punto de referencia límite, o sea se propone medidas de manejo para no llegar a este punto debido al alto riesgo de agotamiento del recurso, como indica la experiencia en la ciencia pesquera.

Con la incorporación de la variabilidad del clima a los parámetros K , r y q de los modelos de producción y observación, los puntos de referencias estimados mediante estos parámetros también varían. No dejan de ser PRB, pero en el manejo se tendría que tomar en cuenta todo su intervalo de variación en relación con las condiciones climáticas en cada año.

3.5 La verosimilitud como criterio de la calidad del ajuste

Para ajustar el modelo propuesto a las series de captura y esfuerzo existen varias posibilidades, como el método de los mínimos de la sumas de cuadrados (*least square sum* – LSS), el de verosimilitud o bien el de verosimilitud logarítmica, entre otros. Mediante la verosimilitud es posible calcular un intervalo de confianza para los parámetros incorporados al modelo (Haddon 2001).

Los datos de entrada al modelo discreto de la producción excedente son cualquier combinación de dos series de las siguientes tres variables: esfuerzo pesquero E , captura C y captura por unidad de esfuerzo pesquero (CPUE). El tercer valor de un año siempre se calcula mediante los otros dos según la definición para la CPUE:

$$CPUE = \frac{C}{E} \quad (29)$$

El modelo ajustado a la serie de biomasa solamente necesita la serie de capturas. Se empleó el ajuste mediante la verosimilitud con un estimador de error con varianza constante ($\varepsilon = N(0;\sigma^2)$). Según diferentes autores este método brinda los mejores resultados (ej. Chen & Andrews 1998, Williams & Prager 2002). La verosimilitud L para una observación X de un conjunto de datos se calcula según Haddon (2001):

$$L\{X|\mu,\sigma\} = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{\left(-\frac{(X-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)} \quad (30)$$

donde σ es la desviación estándar y μ la distribución conocida de X . La verosimilitud total de n casos se calcula mediante:

$$L\{X|\mu,\sigma\} = \prod_{t=1}^n \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{\left(-\frac{(X_t-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)} \quad (31)$$

Los valores de la verosimilitud usualmente son tan pequeños que pueden producir errores por redondeo. Para evitar este problema se usa la verosimilitud logarítmica LL :

$$LL\{X|\mu,\sigma\} = \sum_{t=1}^n \ln \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{\left(-\frac{(X_t-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)} \quad (32)$$

Según la bibliografía (ej. Punt & Hilborn 1996, Hilborn & Mangel 1997, Quinn & Deriso 1999, Haddon 2001) la CPUE tiende a tener una distribución logarítmica-normal que implica el uso de un estimador de error logarítmico-normal ($\ln I_t - \ln \hat{I}_t$).

Para facilitar el procedimiento del cálculo del modelo pesquero se computa la verosimilitud logarítmica positiva mediante la ecuación propuesta por Hilborn & Mangel (1997) para cada año t :

$$LL_t = -\ln \sigma - \frac{1}{2} \ln 2\pi - \frac{(\ln I_t - \ln \hat{I}_t)^2}{2\sigma^2} \quad (33)$$

y la desviación estándar σ total:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{t=2}^n (\ln I_t - \ln \hat{I}_t)^2} \quad (34)$$

Para el ajuste del modelo pesquero a la serie de la biomasa se usó la misma metodología que para la CPUE.

Los ajustes se realizaron por iteración, mediante el módulo “SOLVER” del programa Excel que permitió buscar una solución para los términos del modelo pesquero y del modelo de observación maximizando la suma de las verosimilitudes logarítmicas de todos los casos. Los parámetros de ajuste son la capacidad de carga K , la tasa intrínseca del crecimiento r y el factor de agotamiento γ del modelo de producción, y los parámetros q (factor de observación) y β (parámetro de relación) del modelo de observación. Para los modelos con función de observación lineal, ajustados con fines comparativos, se define $\beta = 1$. En caso de la incorporación de la variabilidad climática como predictor de los parámetros K , r y q se añaden al ajuste los tres términos M , P y U que permiten las estimaciones anuales de los parámetros referidos.

3.6 Sucesión de modelos y definición del éxito

La figura 13 muestra el procedimiento y la sucesión planificada de los modelos pesqueros, con los dos tipos de modelo de observación y con la incorporación de la variación climática. El criterio más importante que define el éxito de un modelo es la respuesta positiva a la pregunta: “¿Logra el modelo explicar ambas series observadas (de CPUE y biomasa) al mismo tiempo?”

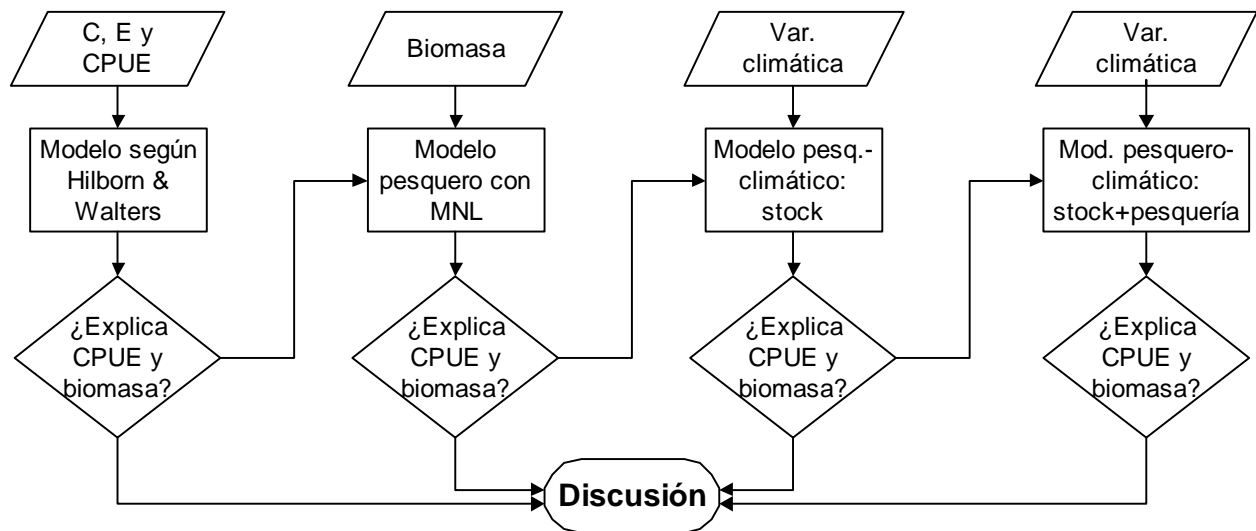


Figura 13: Diagrama de flujo del procedimiento y sucesión de los modelos en el presente trabajo; se usan las formas según la metodología de los diagramas de flujo (paralelogramos: datos, rectángulos: procesos, rombos: decisiones, círculo estirado: punto final).

Los diferentes modelos que se usaron para explicar las dos series observadas son:

- 1) el modelo pesquero convencional con el modelo de observación lineal (ML) según Hilborn & Walters,

- 2) el modelo pesquero con el modelo observación no lineal (MNL),
- 3) el modelo pesquero-climático en el cual se incorpora la variabilidad climática al rendimiento del stock a través de los parámetros de la capacidad de carga K y la tasa de crecimiento r y
- 4) el mismo modelo pesquero-climático pero con la variabilidad climática también incorporada al rendimiento pesquero a través del factor de observación q .

Se repitió el mismo procedimiento para ambas especies y se usó el modelo que logra explicar las series de biomasa y CPUE al mismo tiempo para el pronóstico del recurso y su pesquería.

3.7 Restricciones y referencias para los ajustes de los modelos

Los ajustes de los modelos a los datos, pese a que se obtengan con altas verosimilitudes, no necesariamente son realistas pese a ser correctos en un sentido matemático. Una desventaja del método iterativo es su incapacidad de discriminar entre estas soluciones irreales y soluciones que, pudiendo ser sub-óptimas en términos de ajuste, son más adecuadas desde el punto de vista biológico-pesquero. La solución a este problema radica en condicionar los ajustes, introduciendo restricciones que impidan derivar la iteración hacia soluciones no deseadas. En el presente, dichas restricciones se derivaron de las siguientes consideraciones y análisis complementarios que se basan en los datos de INP (2000).

La restricción más básica es la de no permitir valores de biomasa anuales iguales o menores de cero, lo que equivale a asumir que el recurso no puede ser extinguido por la pesquería. Ello se logró restringiendo las biomasa estimadas a valores iguales o mayores de de 0.1 t (Punt & Hilborn 1996).

La relación entre captura y biomasa en un año

Una segunda restricción fue mantener la relación B_t/C_t dentro de límites superior e inferior. Ambos límites se definieron como la mediana de los diez valores extremos observados, superiores e inferiores respectivamente. Para el abulón amarillo, se averiguó un límite inferior $B_t/C_t = 2.7$, y como límite superior $B_t/C_t = 17.8$. En caso del abulón azul el límite inferior resultó $B_t/C_t = 2.4$, y el límite superior $B_t/C_t = 14$.

En caso del abulón amarillo, la práctica indicó como tolerables soluciones que rebasaran el límite superior hasta en cinco ocasiones. No se permitió ninguna violación del límite inferior. Los ajustes del abulón azul se rechazaron si para uno de los dos límites había más de tres violaciones.

Tasa de crecimiento intrínseca r

La diferencia más grande entre las biomásas de dos años consecutivos fueron usadas para estimar el valor máximo de la tasa intrínseca del crecimiento poblacional según:

$$\frac{B_{t+1}}{B_t} = \frac{B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right)}{B_t} \quad (35)$$

El máximo crecimiento r_{max} de la biomasa se obtiene con $B_t = K/2$ y $C_t = 0$. Substituyendo y transformando se obtiene para r_{max} :

$$r_{max} = 2 \frac{B_{t+1}}{B_t} - 2 \quad (36)$$

Al efecto, se emplearon las estimaciones de biomasa del INP (2000) para cada cooperativa, de los que se seleccionaron los diez valores más altos de B_{t+1}/B_t para finalmente obtener su mediana como valor de referencia al restringir los ajustes. Cabe notar que lo anterior implica una subestimación del valor máximo posible, dado que es poco probable encontrar el stock en el nivel de $K/2$. Con las medianas de las diez extremos de B_{t+1}/B_t de 1.34 (abulón amarillo) y 1.83 (abulón azul), para el abulón amarillo se estimó r_{max} en 0.7 para el abulón azul r_{max} en 1.7.

Rendimiento máximo sostenible RMS

Para obtener un valor de referencia del RMS, se consideró que en la época más estable de la pesquería de abulón, entre 1955 y 1972, se presentaron capturas sostenidas en un nivel de 2500 t anuales, estimándose que dichas capturas estaban compuestas de alrededor de 1500 t anuales sostenidas para el abulón amarillo y de unas 1000 t sostenidas para el abulón azul. Estos valores se asumieron como de referencia del RMS de cada especie, que a su vez se usó para obtener un control adicional sobre el ajuste de r y para calcular K .

Capacidad de carga K

Para obtener valores de referencia de K se usó el RMS y r de referencia anteriormente descritos, aplicándose la siguiente ecuación:

$$K = \frac{4RMS}{r} \quad (37)$$

Referencias para el modelo de observación

Como referencia del parámetro β se usaron los resultados del ajuste de las estimaciones independientes de biomasa contra la CPUE. Dicho valor, junto con los valores máximos y mínimos de las biomásas y las CPUE, permitieron estimar valores de referencia mínimos y máximos del factor de observación q según:

$$q_{\max,\min} = \frac{I_{\max,\min}}{B_{\max,\min}^\beta} \quad (38)$$

Además se aplicó la solución analítica para \hat{q} de Punt & Hilborn (1996), como referencia para controlar el ajuste del modelo:

$$\hat{q} = e^{\frac{1}{n} \left(\sum_{t=1}^n \ln(I_t) - \ln(\hat{B}_t^\beta) \right)} \quad (39)$$

4 Resultados

4.1 Modelos pesqueros de producción excedente según Hilborn & Walters

4.1.1 Resultados de los parámetros

Los valores de la verosimilitud logarítmica (LL) correspondientes a los mejores ajustes obtenidos muestran que el modelo de producción excedente no puede ajustarse bien a ambos criterios, CPUE y biomasa, de forma simultánea (ver tabla 7). En caso del abulón azul, ni siquiera fue posible ajustar el modelo a los valores de la CPUE dentro de las restricciones asumidas. Al respecto, debe tomarse en cuenta que las verosimilitudes de los ajustes de CPUE y biomasa no son directamente comparables, debido a la diferencia del número de observaciones de los dos criterios: 36 en el caso de la CPUE, y sólo 12 para las estimaciones de biomasa.

Tabla 7: Parámetros y valores de las verosimilitudes de los modelos de producción excedente.

| | K [t] | r | γ | q | LLH B | LLH I |
|------------|---------|------|----------|--------|----------|----------|
| Amarillo I | 20759 | 0.32 | 0.32 | 0.0162 | -11.9569 | -16.7206 |
| Amarillo B | 29847 | 0.13 | 0.41 | 0.0166 | 10.1891 | -33.0789 |
| Azul | 14195 | 0.23 | 0.22 | 0.0121 | 7.9930 | -31.4655 |

Los valores estimados de los parámetros K y r sugieren que el recurso del abulón amarillo tiene más capacidad que el azul de soportar niveles altos de explotación. Por su parte, los valores encontrados para el factor de agotamiento γ sugerirían que ya en 1966 los recursos se encontraban por debajo de sus niveles óptimos en términos de la producción máxima de los stocks.

4.1.2 Los modelos de producción con ML en el detalle

Los ajustes de los modelos de producción excedente tradicionales, considerando el modelo de observación lineal (ML) se presentan en la figura 14 y en la figura 15. La primera muestra que el ajuste a la CPUE observada (izquierda) deja sin explicación la biomasa observada (derecha), además de sobre estimar los valores tanto de la primera época (de 1966 hasta 1977) como de la última (1998 hasta 2002).

Cabe destacar, además, que para los cuatro últimos años las estimaciones del modelo sobrepasan el valor de referencia de biomasa máxima, según el cual la biomasa no debería ser más de 17.8 veces la captura del mismo año.

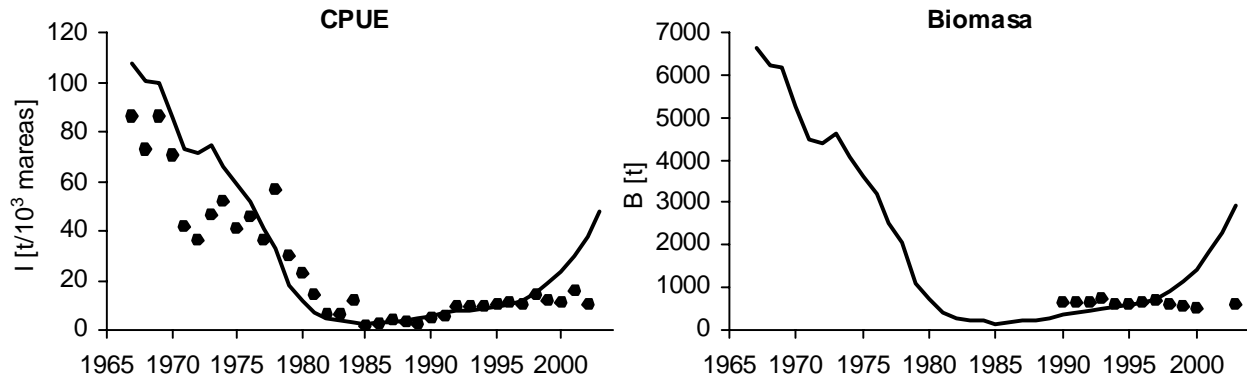


Figura 14: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero ajustado a la CPUE observada del abulón amarillo; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.

Por su parte, el ajuste del modelo a los datos de biomasa (figura 15) arrojó resultados contrarios. Si bien explica mejor la trayectoria de la biomasa observada, no permite un buen ajuste de la CPUE. Especialmente en la primera época (de 1966 hasta 1977), sobrestima gravemente la CPUE y no logra explicar por completo los valores bajos observados de 1982 a 1991. En los cuatro años con las capturas más bajas (1985, 86, 88 y 89), el ajuste no logra respetar el límite máximo de la biomasa en proporción a la captura.

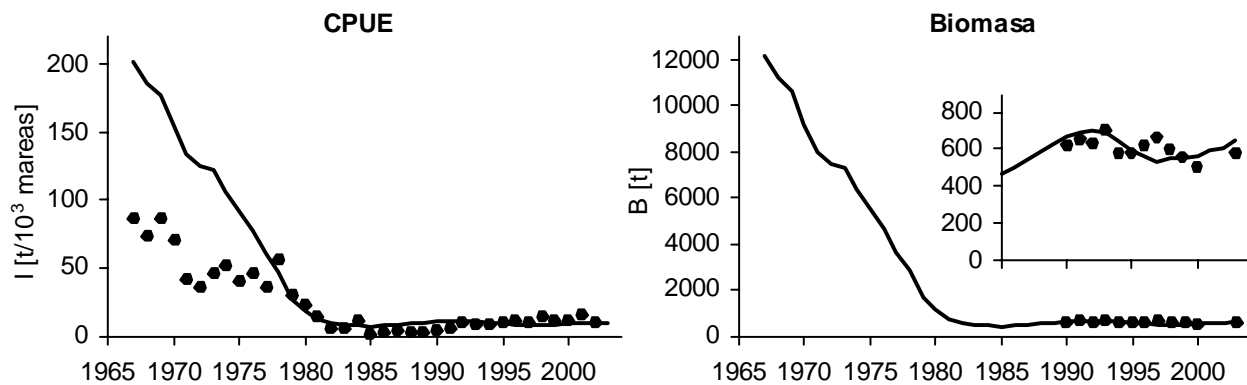


Figura 15: Trayectoria de CPUE y biomasa del modelo pesquero ajustado a la biomasa observada del abulón amarillo. La pequeña gráfica en la gráfica de la biomasa amplifica los valores los años de 1985 hasta 2002; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.

El ajuste del mismo modelo a las biomasa observadas del abulón azul produjo los mismos problemas: el modelo no logra explicar las CPUE observadas sin caer en ajustes que violentan las restricciones derivadas de los valores de referencia de la capacidad de carga, de la tasa de crecimiento y de las biomasa

máximas y mínimas. Estos resultados, junto con los del análisis de la relación entre la biomasa y la CPUE (ver figura 16) permiten proponer que en el caso del abulón azul se tiene que rechazar la hipótesis de una relación lineal entre ambas variables

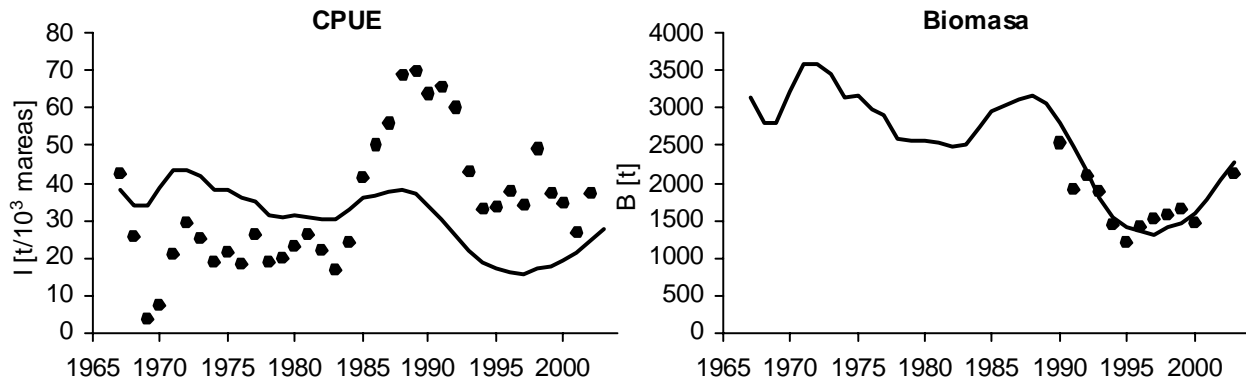


Figura 16: Trayectoria de CPUE y biomasa del modelo pesquero ajustado a la biomasa observada del abulón azul; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.

4.2 Modelos de observación independientes

4.2.1 Modelo con la transformación del CPUE por ACE

Los resultados de las transformaciones empíricas no lineales (ACE) sugieren que la relación entre la biomasa de ambas especies y los rendimientos pesqueros correspondientes siguen una función discontinua, con poca o ninguna relación a biomasa bajas y un cierto nivel a partir del cual la relación se fortalece (ver figura 17 y tabla 8).

Tabla 8: Resultados del modelo de observación para las transformaciones de CPUE mediante ACE; se muestra también el coeficiente de correlación para el modelo lineal (con $\beta = 1$).

| | β | q | coef. de corr. no lin. | coef. de corr. lin. |
|----------|---------|--------|------------------------|---------------------|
| Azul | 0.6877 | 0.0341 | 0.95 | 0.97 |
| Amarillo | 0.5013 | 0.1649 | 0.93 | 0.88 |

Este umbral se evaluó visualmente a partir de las gráficas presentadas, estimándose en alrededor de 100 t para el abulón azul y en unas 25 t para el amarillo. Una vez identificado, se seleccionaron los datos correspondientes a niveles de biomasa por arriba de dicho umbral para encontrar la función que mejor describe la relación observada. Las causas de la discontinuidad observada no fueron objeto de análisis en el presente trabajo.

Como muestra la figura 17 los resultados del modelo de observación ajustado para ambas especies de abulón arrojan valores de β menores a 1, en concordancia con los resultados de las transformaciones empíricas no lineales derivados del algoritmo ACE (ver tabla 8). Para comprobar la calidad del ajuste se calculó el coeficiente de correlación tanto para el modelo de observación no lineal como para el lineal. En caso del abulón azul, el ajuste del modelo lineal resultó un poco mejor que con el modelo no lineal.

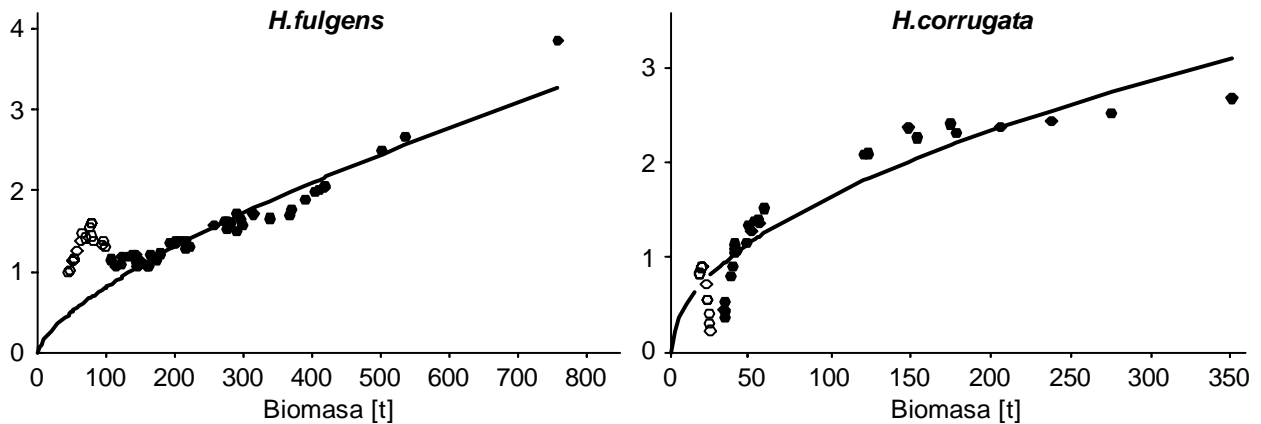


Figura 17: Resultados de la transformación de las CPUE de las dos especies mediante ACE graficados contra la biomasa [t]; puntos y círculos: valores de la transformación de ACE; líneas: modelos encontrados mediante CurveExpert 1.37 para los puntos; B_{lim} : Biomasa límite; círculos: valores inferior a B_{lim} .

4.2.2 Modelo con los valores de la CPUE

La figura 18 muestra la CPUE graficada contra la biomasa y el ajuste del modelo, para ambas especies. Ambas muestran evidencia de hiper-estabilidad. La tabla 9 muestra los valores de los parámetros del modelo de observación y la calidad del ajuste. Con fines comparativos, se incluye el coeficiente de correlación del ajuste lineal. Cabe hacer notar que en el ajuste no se incluyó el umbral de biomasa detectado para ambas especies, sino que se optó por una función continua con ordenada al origen igual a cero.

Tabla 9: Resultados de los parámetros y calidad del ajuste del modelo de observación.

| | β | q | coef. de corr. no lin. | relación | coef. de corr. lin. |
|----------|---------|--------|------------------------|-------------------|---------------------|
| Azul | 0.4966 | 2.1084 | 0.51 | hiper-estabilidad | 0.32 |
| Amarillo | 0.4042 | 1.9933 | 0.73 | hiper-estabilidad | 0.32 |

Otro punto a enfatizar es que el factor de observación q del modelo de observación no lineal no corresponde con el parámetro q del modelo lineal: en el último, éste representa la capturabilidad; en el primero es sólo un término constante de una capturabilidad variable, como se aprecia en la ecuación (20).

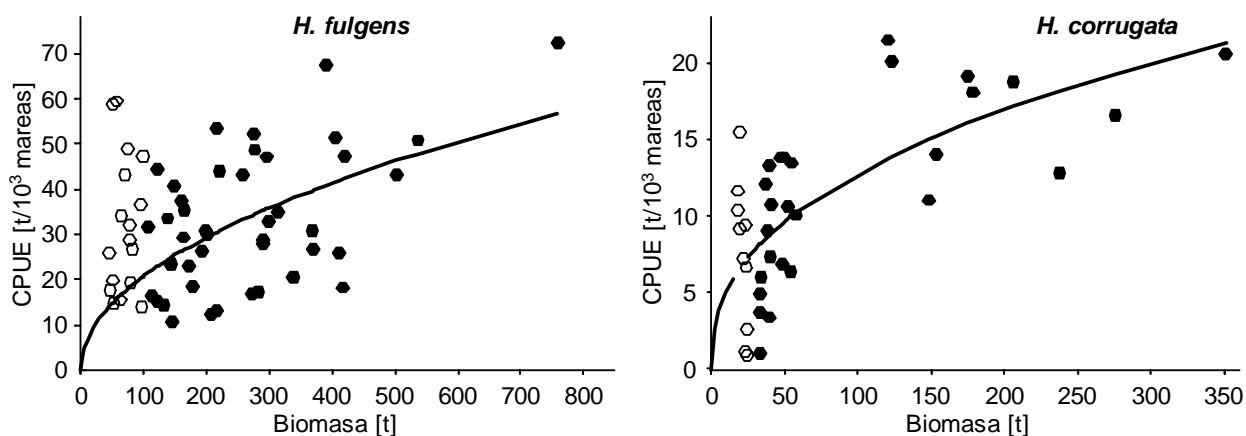


Figura 18: Gráfica de CPUE [t/mil mareas] contra biomasa [t] de las dos especies. El modelo (línea) se calculó para los valores de CPUE correspondiente a una biomasa más alta que 100 t o bien 25 t (puntos), los círculos son los valores debajo de este límite y no fueron considerados en el modelo.

4.3 Modelos de producción excedente con ecuación de observación no lineal

4.3.1 Resultados de los parámetros de los modelos

Los valores de los parámetros y de la verosimilitud logarítmica en el caso de los modelos de producción excedente con modelo de observación no lineal (MNL) no se distinguen mucho de los valores del modelo con observación lineal (ML, ver tabla 7 y tabla 10). Pese a la evidencia presentada, derivada de las estimaciones independientes de biomasa, la inclusión de una relación no lineal al modelo de observación no resolvió el problema básico del modelo en el sentido de que no es capaz de ajustar, simultáneamente, las trayectorias de la biomasa y de la CPUE.

Tabla 10: Parámetros y valores de las verosimilitudes de los modelos de producción MNL

| | K | r | γ | β | q | LLH B | LLH I |
|--------------|-------|------|----------|---------|--------|---------|----------|
| Amarillo MNL | 21107 | 0.33 | 0.31 | 0.87 | 0.0421 | -9.3212 | -13.7446 |
| Azul MNL | 14292 | 0.23 | 0.22 | 0.30* | 2.5890 | 7.9096 | -28.6908 |

*Valor restringido a 0.3 como límite inferior.

Ante esta dificultad se optó, para las dos especies, por ajustar el modelo a las estimaciones independientes de biomasa que, aunque representan un menor número de observaciones, son más confiables que la CPUE como indicador de abundancia. Una vez conseguido dicho ajuste, se permitió al programa intentar adecuarse a la trayectoria de la CPUE, aceptándose el nuevo ajuste siempre que fuera consistente con el primero y no resultara en estimaciones irreales respecto de los valores de referencia.

4.3.2 Los modelos con MNL en el detalle

En la figura 19 se muestran las trayectorias de la CPUE (a la izquierda) y de la biomasa (a la derecha), junto con el modelo con MNL ajustado para la CPUE del abulón amarillo.

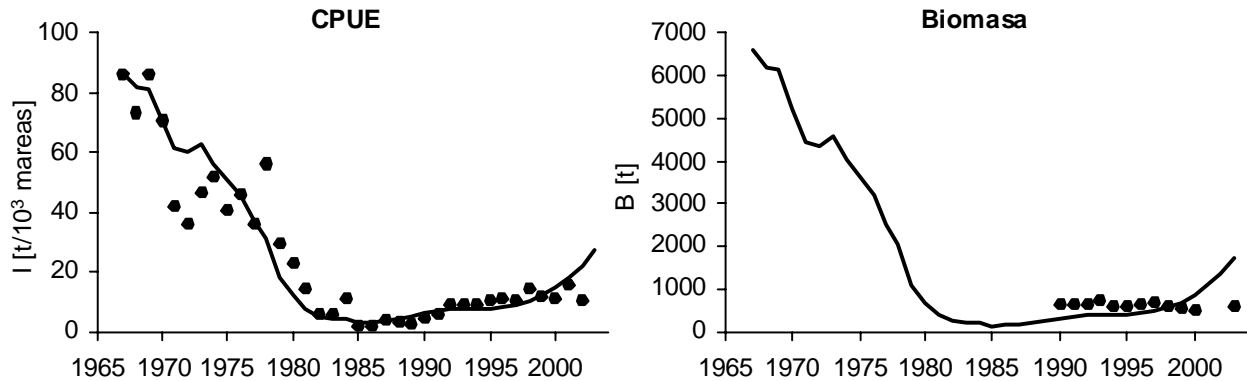


Figura 19: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL ajustado a la CPUE observada del abulón amarillo; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.

En comparación con el modelo lineal, en este caso se logró un mejor ajuste de la trayectoria observada, si bien persiste cierta sobreestimación para los años de 1971 a 1975 y para los últimos años, en los cuales se rebasa el valor de referencia de la proporción de biomasa máxima en relación con la captura.

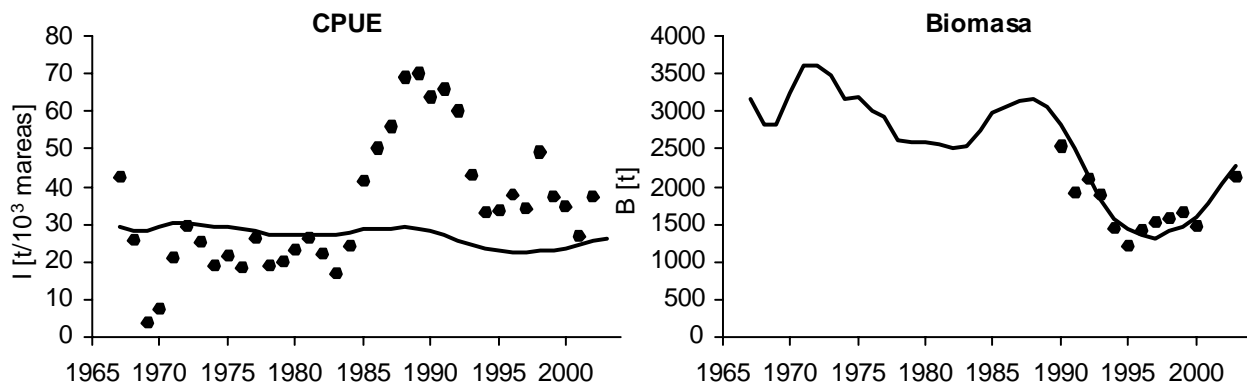


Figura 20: Trayectoria de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL ajustado a la biomasa observada del abulón azul; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.

Otras inconsistencias del ajuste son el bajo valor estimado para 1978, y las subestimaciones en años posteriores y hasta 1984. La aplicación del modelo no lineal al abulón azul tampoco resultó en una mejoría notable; y nuevamente resultó imposible encontrar un ajuste simultáneo para la biomasa y la CPUE (ver figura 20).

4.4 Series de tiempo climáticas

4.4.1 Componentes estacionales

Los promedios mensuales de las diferentes estaciones de las series climáticas de la SST, de los vientos zonales y meridionales, del UI y del SLH se presentan en los paneles de la figura 21.

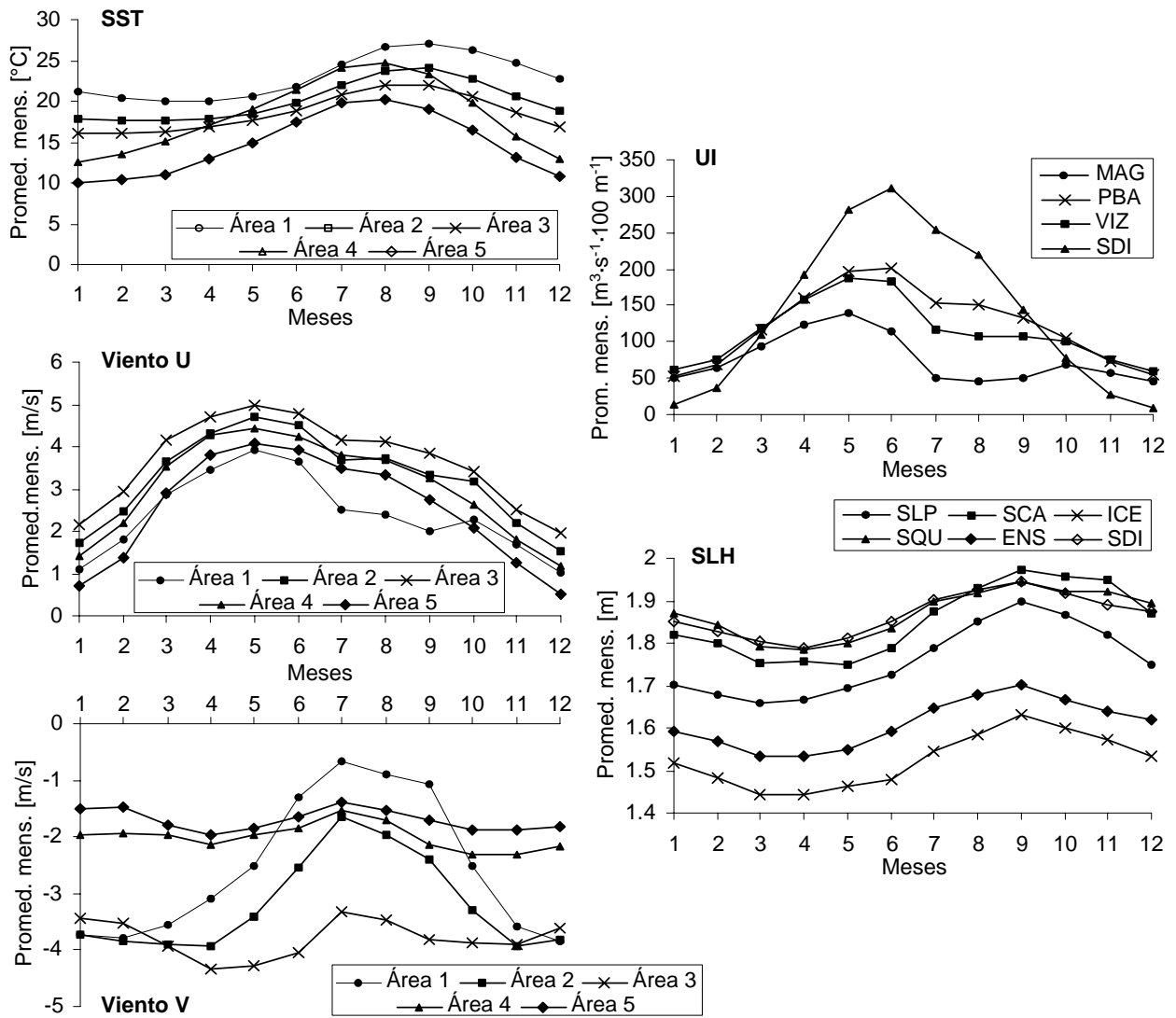


Figura 21: Promedios mensuales de las series climáticas; abreviaciones de las estaciones del SLH según tabla 4 y tabla 6.

En general, el componente estacional de las series climáticas resultó ser importante en cuanto a su amplitud, y lo homogéneo que se esperaría de la variabilidad estacional dentro del sistema de la Corriente de California. No obstante, es factible apreciar diferencias latitudinales para variables como la SST, con las

áreas norteñas alcanzando su máximo más rápidamente (en agosto) que las áreas del sur (en setiembre). Además, cabe notar que la diferencia entre el mes más calido y el más frío es mayor en el norte.

Los componentes estacionales de los vientos zonales (UW) y meridionales (VW) se presentan también en la Figura 21. Puede apreciarse que, pese a algunas diferencias latitudinales, la circulación predominante es de vientos noroestes (i.e., con componente zonal positivo y meridional negativo) a todo lo largo de la costa y durante todo el año.

En congruencia, el componente estacional de las surgencias muestra valores positivos del índice en toda la costa y durante todo el año. Pese a esta homogeneidad, es evidente la tendencia hacia niveles de surgencia más altos en el norte (ej. los valores máximos en junio frente a San Diego, SDI). En contraste, las surgencias en el sur tienden a valores intermedios pero relativamente constantes a lo largo del año.

Finalmente, la trayectoria del componente estacional de las series de nivel medio del mar (SLH) tiene forma sinusoidal y es muy parecida en todos los casos, salvo por las estaciones de San Quintín y San Diego que difieren ligeramente hacia la segunda mitad del año.

4.4.2 Auto-correlación y límites de confianza de las PC de las series climáticas

La tabla 11 muestra los promedios del tamaño efectivo N^* de las series de anomalías; como se indicó en apartados anteriores, dicha estimación se aplicó al cálculo de los límites de confianza de los eigenvalores para evaluar la significancia estadística de los componentes principales extractados. Todas las series mostraron alta autocorrelación, que resultó en valores reducidos de N^* .

Tabla 11: Valores de N y los promedios del tamaño efectivo N^* para las series climáticas.

| | SST | Viento u | Viento v | Índice de surgencias | Nivel del mar |
|----------------|-----|----------|----------|----------------------|---------------|
| N serie | 670 | 669 | 669 | 693 | 599 |
| N^* promedio | 383 | 227 | 410 | 180 | 96 |

Las gráficas de los eigenvalores (denominados también como *screeplots*, figura 22) muestra que, pese a la alta autocorrelación presente en las series analizadas, en todos los casos fue posible extraer el primer componente principal de cada variable sin registrar problemas de degeneración y logrando capturar una proporción elevada de la varianza original.

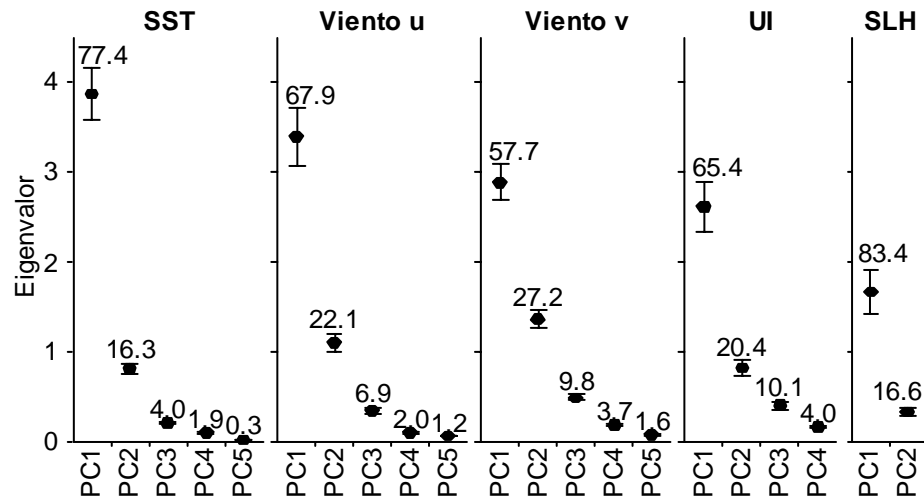


Figura 22: Gráficas de los eigenvalores de las componentes principales de las series climáticas con sus límites de confianza; los valores son los porcentajes de la varianza total explicada para cada uno de los PC.

4.4.3 Series de anomalías y primer componente principal

Coefficientes de los PC₁

La tabla 12 muestra los coeficientes de los primeros componentes principales (PC₁) de cada una de variables analizadas. Los coeficientes indican una relación buena entre cada componente principal y las series de anomalías correspondientes.

Tabla 12: Coeficientes de los primeros componentes principales.

| Área | SST | UW | VW | Estación | UI | SLH |
|------|---------|---------|--------|----------|--------|--------|
| 1 | -0.8440 | -0.6387 | 0.5183 | SLP | - | 0.9133 |
| 2 | -0.9476 | -0.8672 | 0.7808 | MAG | 0.7812 | - |
| 3 | -0.9634 | -0.9186 | 0.9290 | VIZ | 0.9073 | - |
| 4 | -0.8698 | -0.9012 | 0.8666 | PBA | 0.8437 | - |
| 5 | -0.7592 | -0.7605 | 0.6261 | SDI | 0.6871 | 0.9133 |

SST

Las series de anomalías de las cinco áreas consideradas son muy parecidas entre sí, si bien las dos áreas más norteñas muestran una variabilidad más alta que las tres del sur (ver figura 23). El primer componente principal de estas series explica una alta proporción de su variabilidad (77.4%).

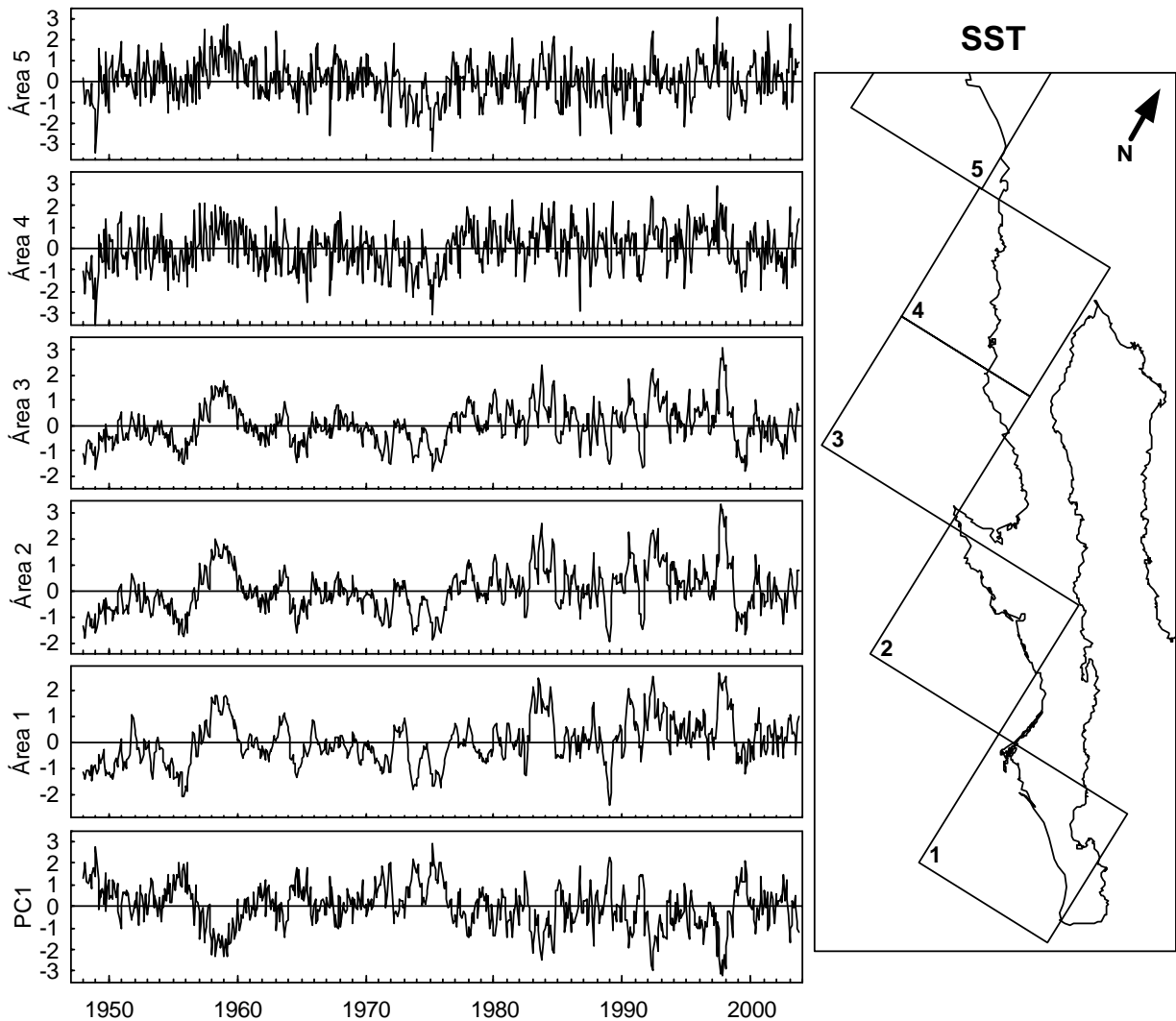


Figura 23: Series de anomalías de SST en las cinco áreas frente de la península de Baja California y su primer PC. Unidad de las anomalías es [K].

Viento zonal (componente U)

Las series de anomalías, las áreas de las cuales provienen y la serie de amplitud de su primer componente principal se presentan en la figura 24. Puede apreciarse que la variabilidad del viento zonal es espacialmente homogénea, salvo por la del área uno que se distingue de las demás durante algunas épocas en que cambia la dirección del viento, así como por la ausencia de eventos extremos presentes en las demás áreas. Así, el PC_1 de las series de anomalías logró explicar el 67.9% de la variabilidad total.

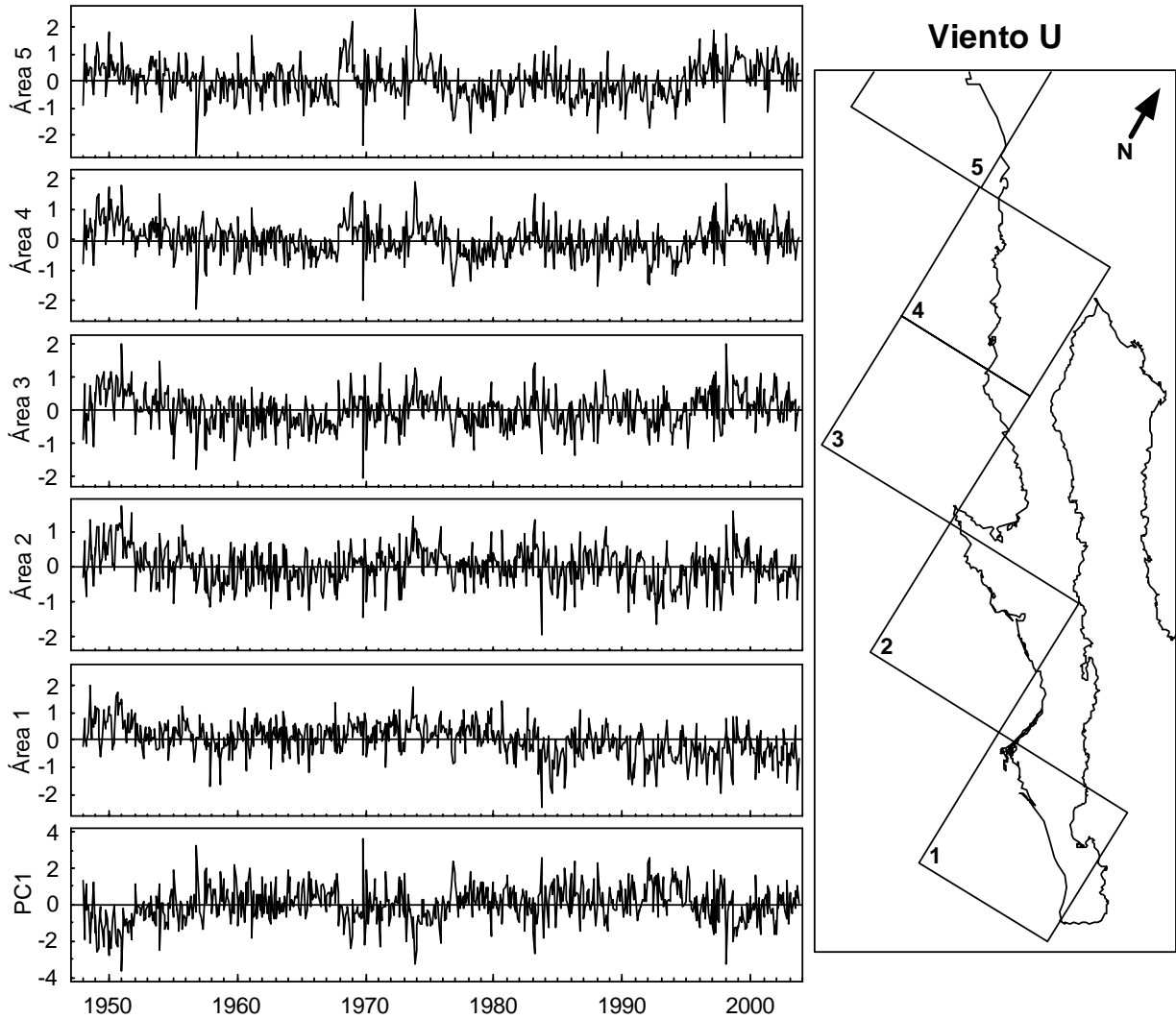


Figura 24: Series de anomalías del viento U en las cinco áreas frente de la península de Baja California y su primer PC. Unidad de las anomalías es [m/s].

Viento meridional (componente V)

La figura 25 muestra las series de anomalías del viento meridional, que pueden ser agrupadas en tres conjuntos: las dos áreas del sur, las áreas tres y cuatro, y el área más norteña. El primero presenta una variabilidad relativamente elevada, que disminuye en las áreas del segundo, mientras que el área cinco (y hasta cierto grado también en las áreas tres y cuatro) se distingue por eventos extremos. Dadas estas diferencias regionales en los vientos meridionales, en este caso el PC_1 logró explicar una proporción un poco menor de la varianza total (57.7%).

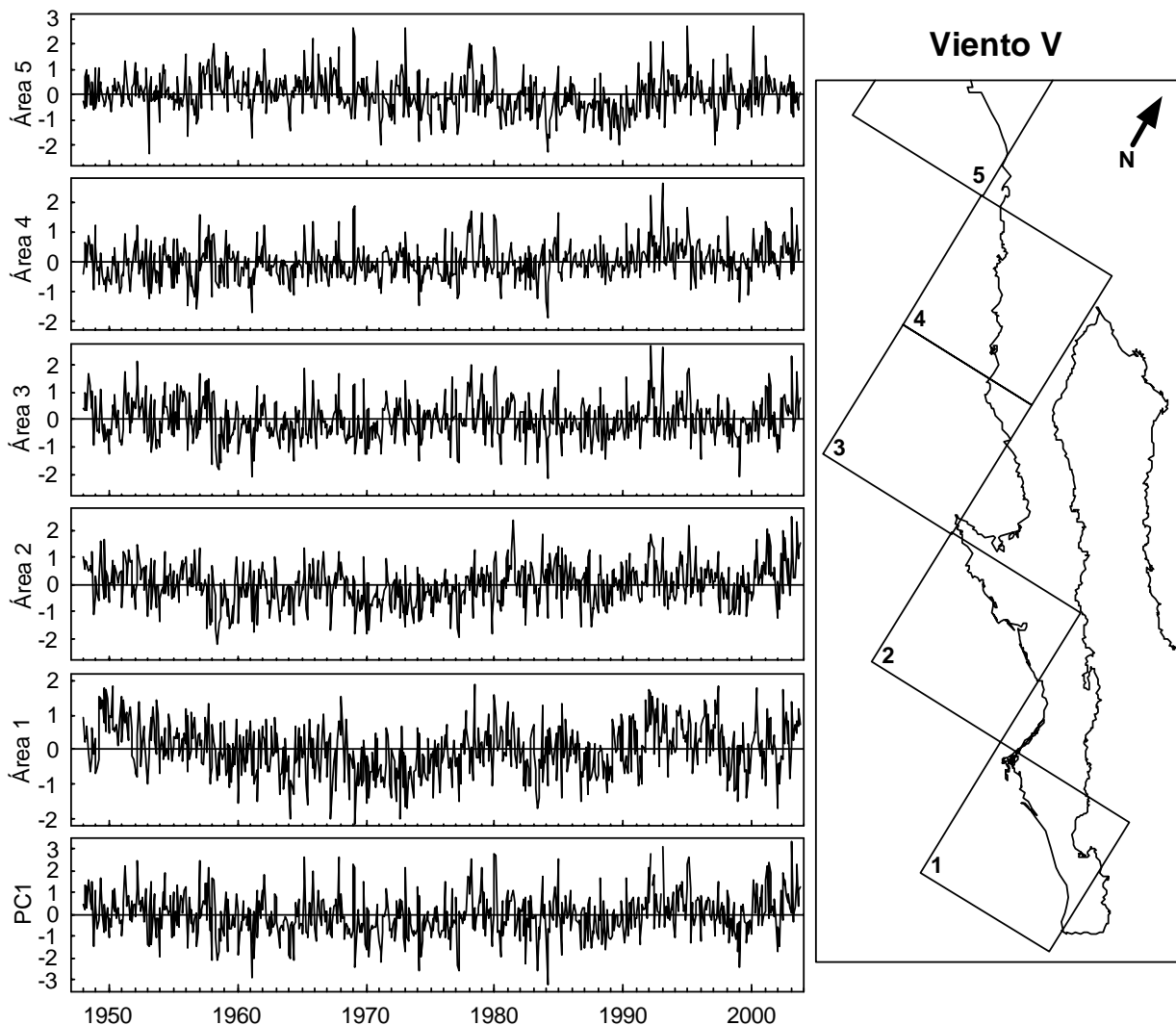


Figura 25: Series de anomalías del viento V en las cinco áreas frente de la península de Baja California y su primer PC. Unidad de las anomalías es [m/s].

Índice de surgencia (UI)

Las series de anomalías de la actividad de surgencia (ver figura 26) muestran una variabilidad espacialmente homogénea, salvo por el área más norteña donde se observó una alta variabilidad hasta los años sesentas que disminuyó en las décadas posteriores. En este caso, el primer componente principal logró captar el 65.4% de la variabilidad total.

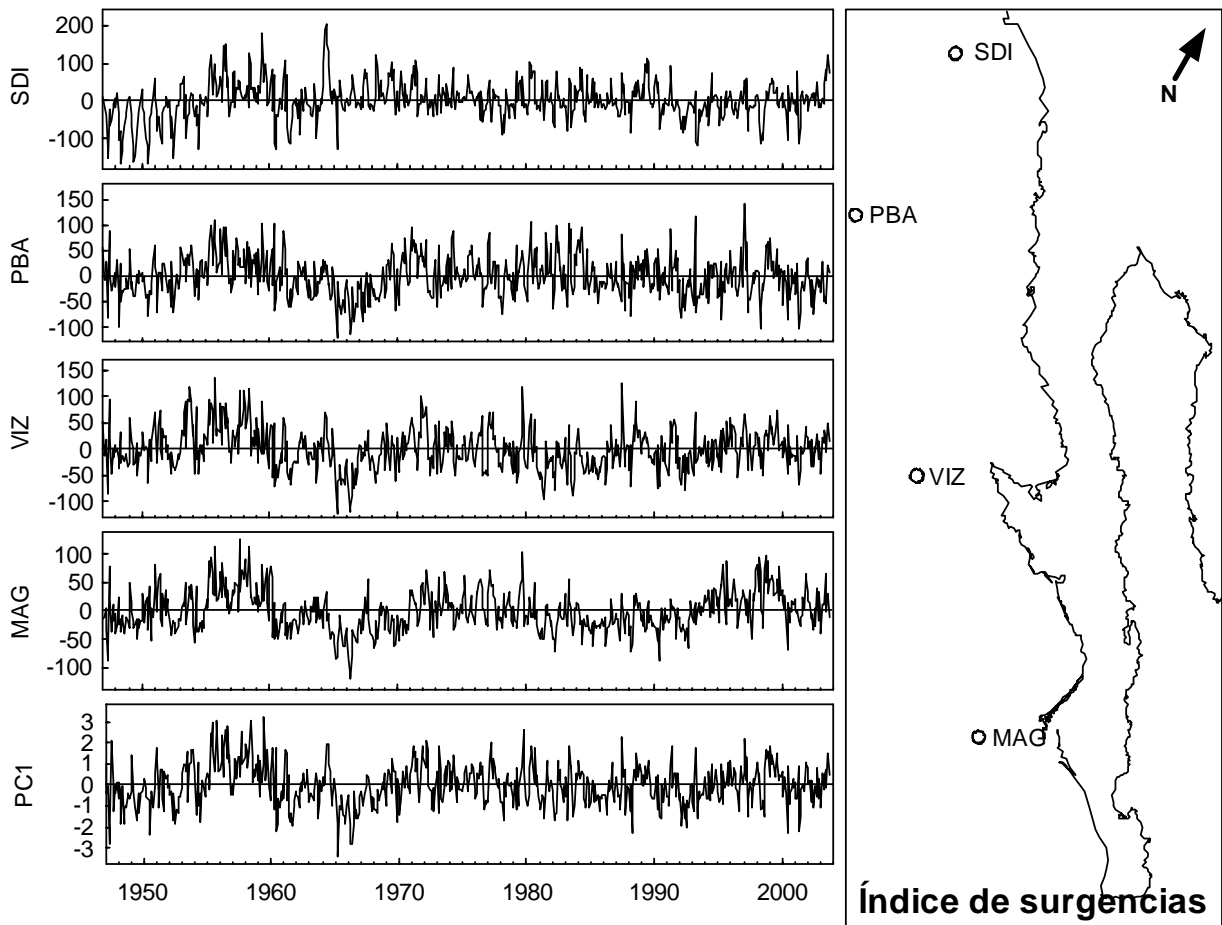


Figura 26: Series de anomalías del índice de surgencia (UI) para las cuatro estaciones frente de la península de Baja California y su primer PC. Unidad de las anomalías es $[m^3 \cdot s^{-1} \cdot (100 m)^{-1}]$.

Nivel del mar (SLH)

En función de la disponibilidad de datos (ver figura 27), el análisis de componentes principales de esta variable tuvo que realizarse únicamente con la serie compuesta (SLP) del sur y la de San Diego en el norte, obteniéndose un PC₁ que explica el 83.4% de la variabilidad total. Pese a las limitantes derivadas de la escasez de información, es factible asumir que la serie de amplitud del PC1 es representativa de la variabi-

lidad a lo largo de toda la región, ya que se encontraron altas correlaciones entre el PC1 y las series disponibles (ver tabla 5).

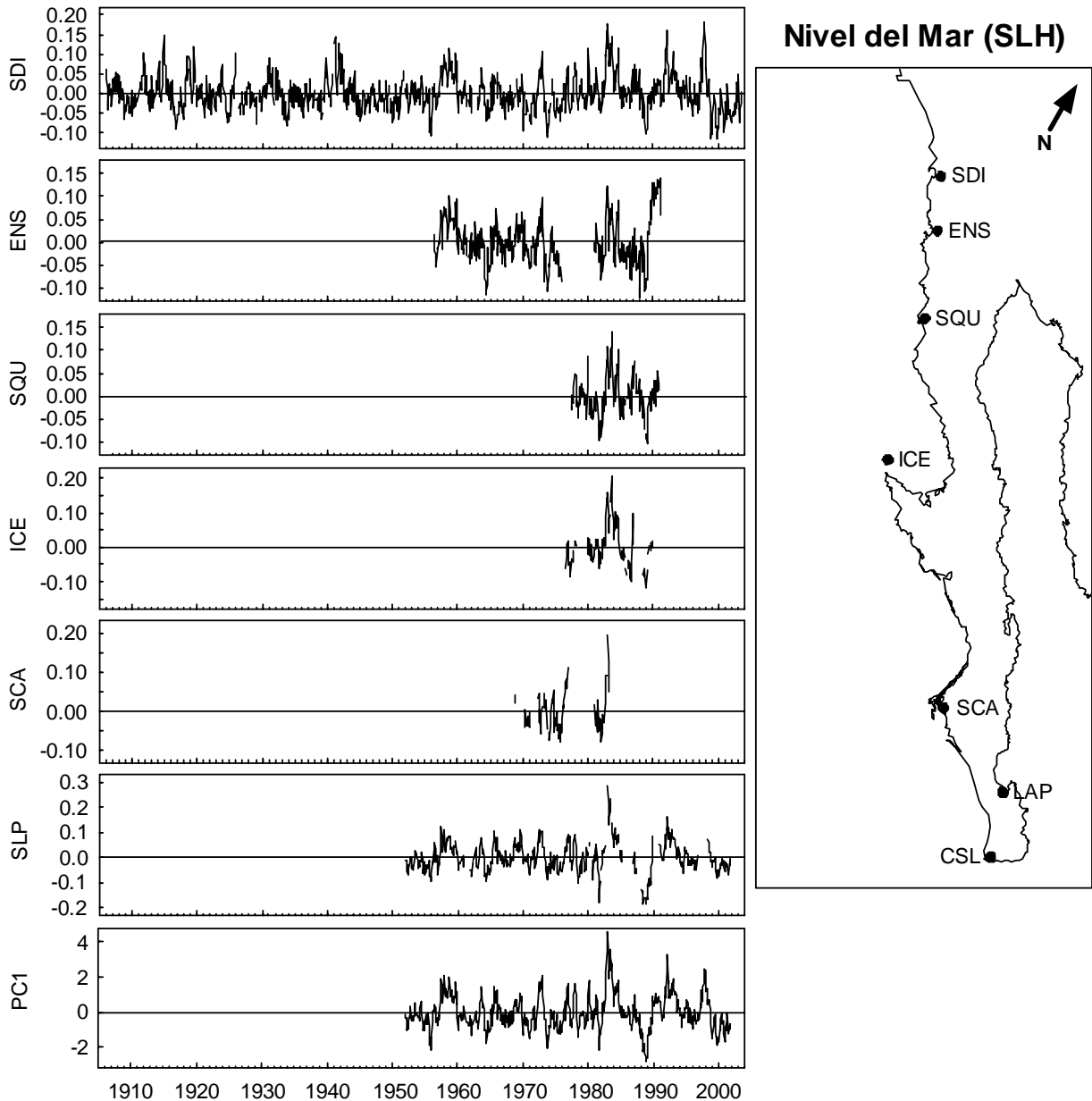


Figura 27: Series de anomalías del nivel del mar en las siete estaciones de la península de Baja California y el primer PC de las series SLP y SDI. La serie SLP (Cabo San Lucas/La Paz) es la combinación de las series de CSL y LAP. Unidad de las anomalías es [m].

4.5 Vínculos entre la CPUE observada y el clima

En general, se encontraron bajas correlaciones directas (mostrados en la tabla 13 en la columna “sin filtro”) entre las series de CPUE y las series de amplitud de los PC₁. Asumiendo como hipótesis que dicha

relación existe, una de las razones que explicarían este resultado es que buena parte de la variabilidad ambiental son fluctuaciones de un año a otro que no se reflejarían directamente en los rendimientos, debido a que, siendo ambas especies relativamente longevas, éstos integrarían las variaciones de varias temporadas.

Tabla 13: Correlaciones entre los rendimientos observados (I obs) y PDOI, MEI y los primeros PC de las variables climáticas filtradas. Transformación de las series mensuales a valores anuales mediante el promedio anual; valores en negrita: correlación significativa ($p < 0.05$); celdas grises: correlaciones más altas.

| | Serie | sin filtro | 11111 | 31111 | 54321 |
|----------|----------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Amarillo | PDOI | -0.4273 | -0.7944 | -0.795 | -0.8131 |
| | MEI | -0.2722 | -0.6611 | -0.5938 | -0.653 |
| | SST | 0.3436 | 0.6332 | 0.6288 | 0.6337 |
| | Viento V | -0.2313 | -0.3779 | -0.4097 | -0.3798 |
| | Viento U | -0.2551 | -0.2451 | -0.268 | -0.211 |
| | SLH | -0.1033 | -0.3448 | -0.3467 | -0.3438 |
| | UI | -0.0245 | -0.2722 | -0.2394 | -0.2665 |
| Azul | PDOI | 0.2251 | 0.6104 | 0.6688 | 0.6782 |
| | MEI | 0.1688 | 0.4071 | 0.4016 | 0.4117 |
| | SST | -0.2577 | -0.4113 | -0.4588 | -0.4264 |
| | Viento V | 0.1324 | 0.0557 | 0.0541 | 0.0277 |
| | Viento U | 0.3833 | 0.3813 | 0.36 | 0.2991 |
| | SLH | -0.0997 | 0.0021 | 0.123 | 0.0925 |
| | UI | -0.2161 | -0.1154 | -0.0984 | -0.0586 |

A efecto de probar esta idea, la series ambientales fueron filtradas mediante promedios móviles de cinco términos centrados en el último, periodo que corresponde al del reclutamiento a la pesquería. Se probaron filtros tanto planos como pesados, con resultados que se muestran en la tabla 13 y que apuntan hacia la existencia de una relación entre el clima y los rendimientos de ambas especies, particularmente fuerte respecto del índice de la Oscilación del Pacífico Norte (PDOI).

Tabla 14: Correlaciones entre los rendimientos observados (I obs) y el PDOI transformado de resolución mensual a anual con diferentes métodos. Valores en negrita: correlación significativa ($p < 0.05$); celdas grises: correlaciones más altas.

| | Serie | sin filtro | 11111 | 31111 | 54321 |
|----------|----------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Amarillo | anual | -0.4273 | -0.7944 | -0.795 | -0.8131 |
| | desove | -0.3387 | -0.7961 | -0.7864 | -0.8361 |
| | mes máx. | -0.4446 | -0.7792 | -0.7727 | -0.782 |
| | mes mín. | -0.3407 | -0.7979 | -0.7811 | -0.825 |
| Azul | anual | 0.2251 | 0.6104 | 0.6688 | 0.6782 |
| | desove | 0.2794 | 0.664 | 0.6919 | 0.7109 |
| | mes máx. | 0.201 | 0.5974 | 0.6395 | 0.658 |
| | mes mín. | 0.2477 | 0.6323 | 0.6703 | 0.6805 |

Sobre la base de estos resultados, se intentó encontrar correlaciones todavía más altas mediante cuatro diferentes diseños de la serie anualizada del PDOI: (1) medias anuales; (2) medias del periodo reproductivo (julio a noviembre); (3) media mensual del mes más calido; y (4) media mensual del mes más frío. Para ambas especies, las relaciones más estrechas se observaron respecto del índice ambiental diseñado sobre la base del periodo reproductivo, y resultó directa para el abulón azul e inversa en el caso del abulón amarillo (ver tabla 14 y figura 28).

Las correlaciones más fuertes entre las series de CPUE y las series del PDOI se encontraron en ambos casos con el PDOI transformado mediante el promedio de la época del desove (ver figura 28). La CPUE del abulón amarillo se correlaciona negativamente, la CPUE del abulón azul directamente (ver tabla 14).

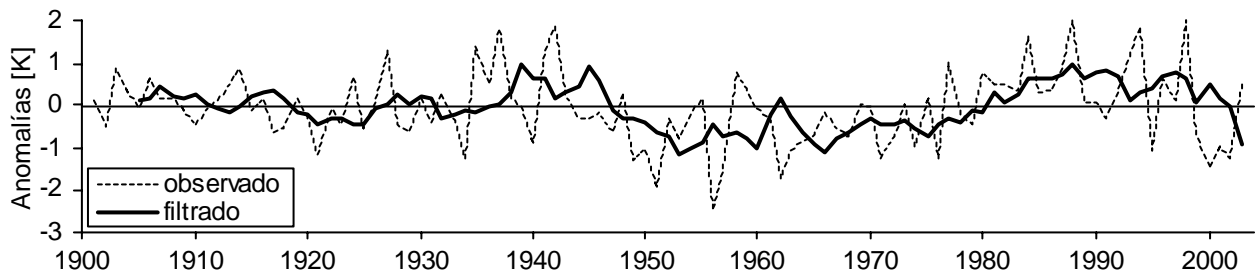


Figura 28: Series observada y filtrada del PDOI transformada de frecuencia de datos mensual a anual mediante el promedio de la época del desove.

Sobre la base de estos resultados, se seleccionó el PDOI anualizado como la media del periodo reproductivo, y filtrado con un promedio móvil de cinco términos, centrados en el último, y pesados como 54321, como la serie ambiental a asimilarse en la modelación del recurso (figura 29).

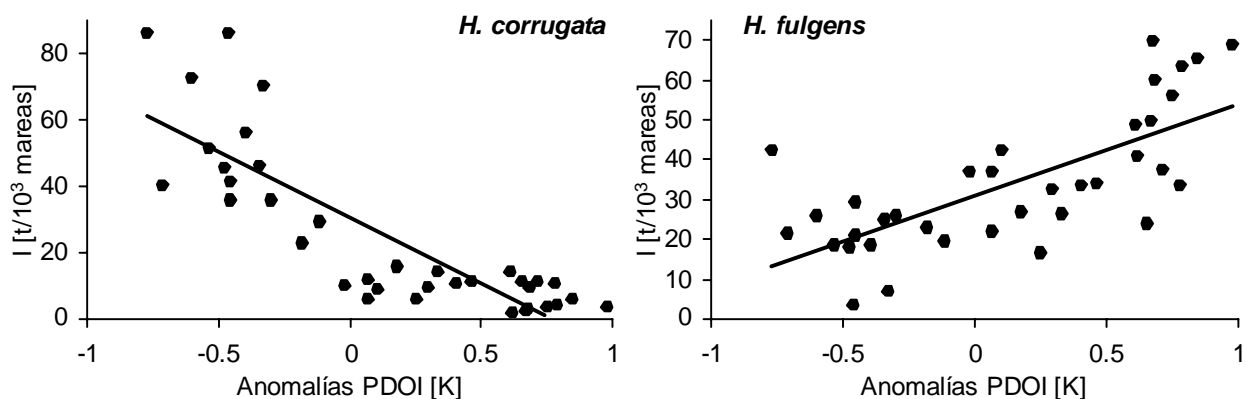


Figura 29: Correlaciones simples entre los rendimientos pesqueros y las series del PDOI desove 54321 para *H. corrugata* y *H. fulgens*.

Dos aclaraciones son pertinentes: la primera, que pese a las altas correlaciones encontradas éstas no se consideran evidencia suficiente a favor de la hipótesis de la relación clima-recurso, en virtud de las transformaciones *ad hoc* del índice ambiental. Así, se reserva como comprobación de la hipótesis la comparación entre el desempeño de los modelos con y sin influencia ambiental. La segunda es que si bien en este análisis exploratorio se aplicaron correlaciones lineales, la asimilación de la influencia ambiental en los modelos no se basa en una función lineal sino en una normal, más probable como respuesta biológica.

4.6 Resultados de los modelos pesqueros con influencia climática

4.6.1 Los parámetros de los modelos

La asimilación de la serie ambiental a los modelos permitió buenos ajustes tanto para la trayectoria de la CPUE como para la de las estimaciones de biomasa. Como se recordará, esto no fue posible mediante la aplicación de los modelos sin información ambiental, que si bien resultaron en buenos ajustes considerando ambos indicadores de abundancia de manera independiente, no lograron ningún ajuste razonable para ambas trayectorias consideradas de manera simultánea.

Tabla 15: Resultados de los parámetros y valores de las verosimilitudes de los modelos pesqueros con incorporación del clima.

| | Amarillo | | Azul | |
|------------|-----------|--------------|-----------|--------------|
| | MNL K y r | MNL K, r y q | MNL K y r | MNL K, r y q |
| K_{\min} | 16289 | 16289 | 11233 | 11233 |
| K_{\max} | 16307 | 16307 | 11972 | 11972 |
| r_{\min} | 0.07 | 0.07 | 0.25 | 0.25 |
| r_{\max} | 0.38 | 0.38 | 0.27 | 0.27 |
| γ | 0.54 | 0.54 | 0.25 | 0.25 |
| β | 1.05 | 0.71 | 0.30* | 0.30* |
| q_{\min} | 0.0067 | 0.0356 | 1.5065 | 1.5161 |
| q_{\max} | | 0.1311 | | 6.7364 |
| LLH B | 8.2361 | 8.2361 | 7.8238 | 7.8199 |
| LLH I | -21.3496 | -15.1896 | -36.0923 | -17.3453 |

*Valor restringido a 0.3 como límite inferior.

La asimilación de la información climática a los modelos se hizo en dos formas: a través de especificar K y r como funciones del clima (i.e., como efectos en el crecimiento poblacional), y añadiendo una tercera función para q (i.e., como efectos en la capturabilidad). En ambos casos, la modelación del abulón amarillo arrojó valores de capacidad de carga K inferiores en un 20% a los encontrados con los modelos sin información climática, más probables considerando los valores de referencia para este parámetro. Los

valores de la tasa de crecimiento r de los modelos sin clima se encuentran dentro del rango estimado por los modelos con clima, mientras que el factor de agotamiento γ resultó claramente superior (ver tabla 15 y figura 30).

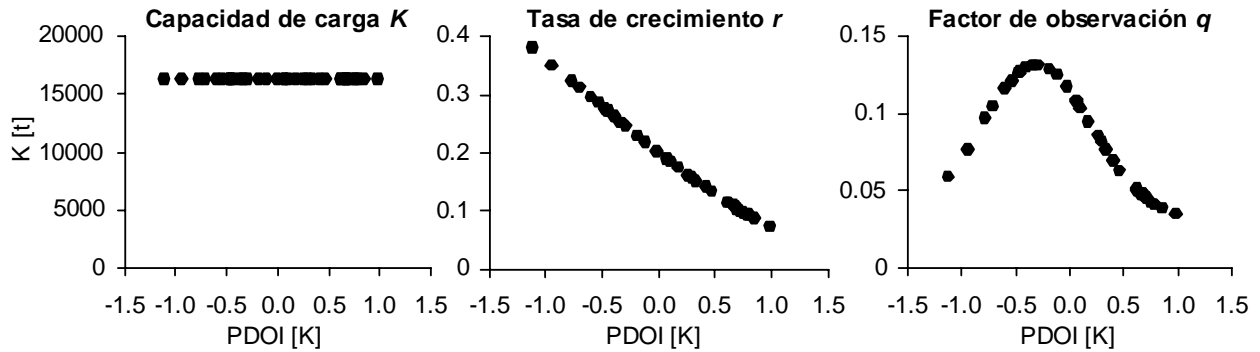


Figura 30: Trayectorias de los parámetros anuales K , r y q contra el PDOI para el modelo del abulón amarillo.

Los resultados sugieren que el efecto del clima en el crecimiento poblacional se da más en términos de la tasa de crecimiento que en la capacidad de carga, que mostró una reducida variabilidad. Así mismo, los ajustes sugieren que el factor de observación q podría ser altamente variable en función del clima.

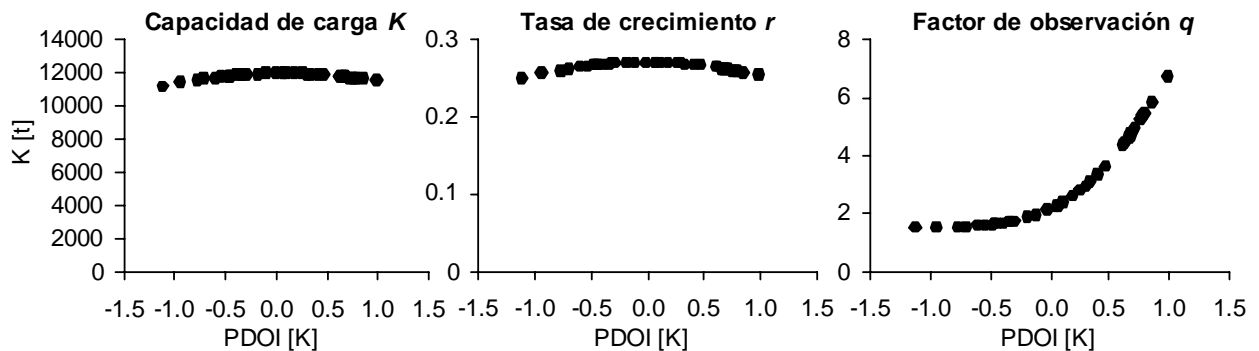


Figura 31: Trayectorias de los parámetros anuales K , r y q contra el PDOI para el modelo del abulón azul.

En contraste, los resultados obtenidos para el abulón azul sugieren que no existen efectos significativos del clima sobre el crecimiento poblacional, en función de que tanto la capacidad de carga como la tasa de crecimiento intrínseca resultaron prácticamente constantes (ver tabla 15 y figura 31). En contraste, la asimilación de la información climática vía el factor q sugiere que la trayectoria observada de la CPUE está determinada, al menos en parte, por cambios en la capturabilidad que son reflejo de la variabilidad ambiental.

4.6.2 Los modelos pesquero-climáticos en el detalle

Pese a que, en términos generales, los resultados son consistentes con la hipótesis planteada, la modelación con asimilación de información climática no resultó en modo alguno perfecto. Por ejemplo, no se encontraron ajustes con niveles de biomasa estimada menores a los correspondientes al límite máximo definido por la relación biomasa-captura para el periodo de 1985 hasta 1989, en el que se presentaron las capturas más bajas (ver figura 32).

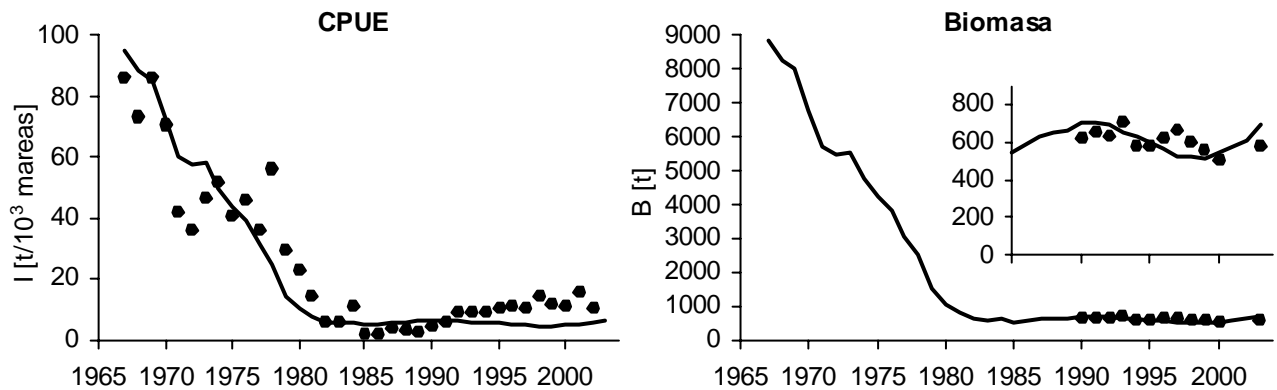


Figura 32: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL y incorporación de la variabilidad climática mediante parámetros K y r para el abulón amarillo; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.

El modelo, si bien en los primeros 15 años explica bastante bien la trayectoria de la CPUE, no logra en cambio explicar la fuerte caída del año 1971, ni el valor alto observado en 1978. A partir de 1976 y hasta 1981 subestima la CPUE, igual que en los años a partir de 1993, sin lograr trayectorias como las de los valores más bajos observados en la segunda mitad de los años 80s. Respecto de la biomasa, su trayectoria es aproximadamente la misma que la CPUE, cumpliendo en términos generales con la hipótesis básica según la cual la CPUE es un indicador de abundancia. Aunque alternando subestimaciones y sobrestimaciones de los valores observados, el modelo fue capaz de reproducir las tendencias generales de la trayectoria de la biomasa observada.

En el caso del abulón amarillo, la modelación con asimilación de información del clima en los tres parámetros (K , r y q , ver figura 33) permitió un mejor ajuste de la trayectoria de la CPUE. Los resultados se distinguen de los obtenidos con el modelo sin efecto climático en los primeros dos años, en que permite valores inferiores, en que explica parcialmente el valor observado en 1978, y en que reproduce bien la caída observada de 1974 hasta 1983. Logra además mejores ajustes de los bajos valores de 1985 y 1986, y estima mejor la trayectoria en años posteriores y hasta el 2002; si bien la trayectoria estimada muestra

diferencias respecto de la observada. En contraste, el ajuste a la biomasa no cambió respecto del obtenido con los modelos sin efecto ambiental.

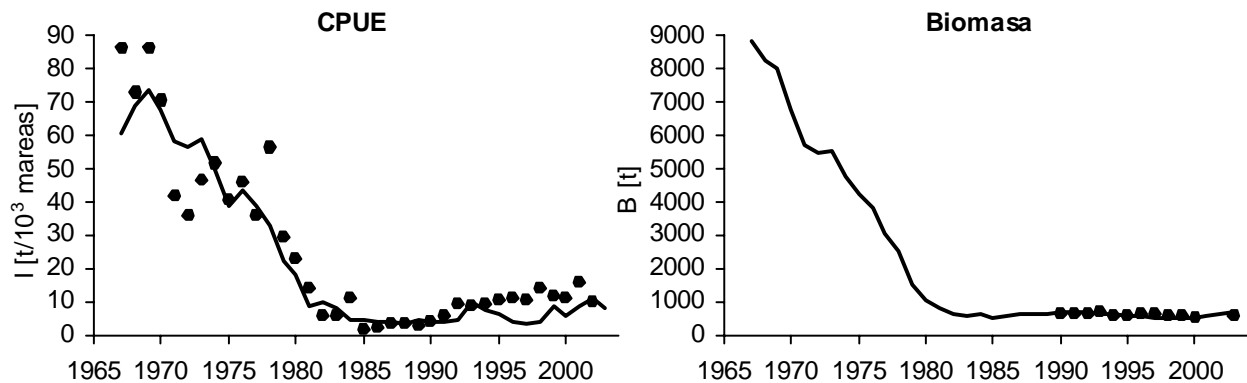


Figura 33: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL y incorporación de la variabilidad climática mediante parámetros anuales K, r y q para el abulón amarillo; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.

A diferencia de los resultados obtenidos para el abulón amarillo, el modelo con efecto climático asimilado en los parámetros de crecimiento poblacional en caso del abulón azul no logró mejorar significativamente los resultados obtenidos con el modelo sin información ambiental (ver figura 34).

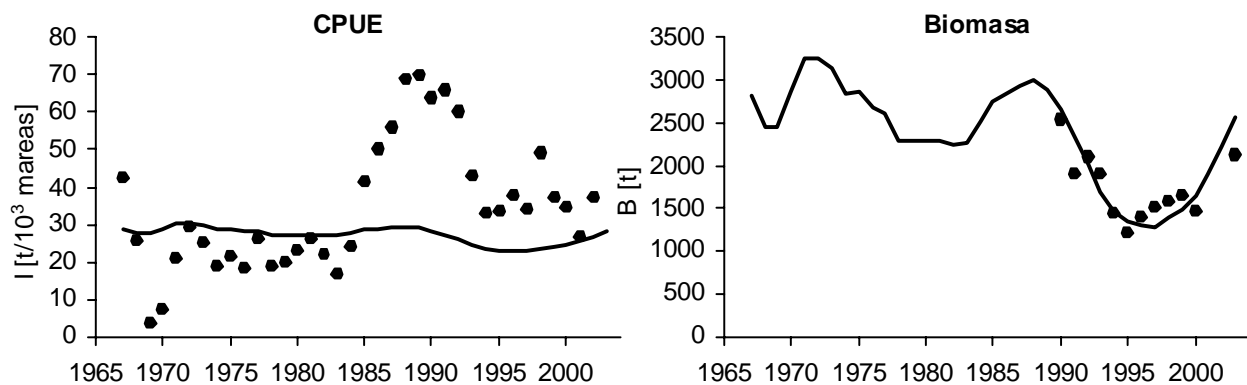


Figura 34: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL y incorporación de la variabilidad climática mediante parámetros K y r para el abulón azul; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas.

En contrario, la asimilación de la información ambiental vía la capturabilidad sí resultó en buenos ajustes para ambos indicadores de abundancia (biomasa y CPUE, ver figura 35), si bien en tres años se rebasa el valor de referencia de la biomasa máxima en relación con la captura obtenida: en 1969, con las capturas más bajas, y en los años 2001 y 2002. Pese a estas inconsistencias, es evidente que el modelo reproduce las tendencias más generales de la CPUE a lo largo del periodo analizado.

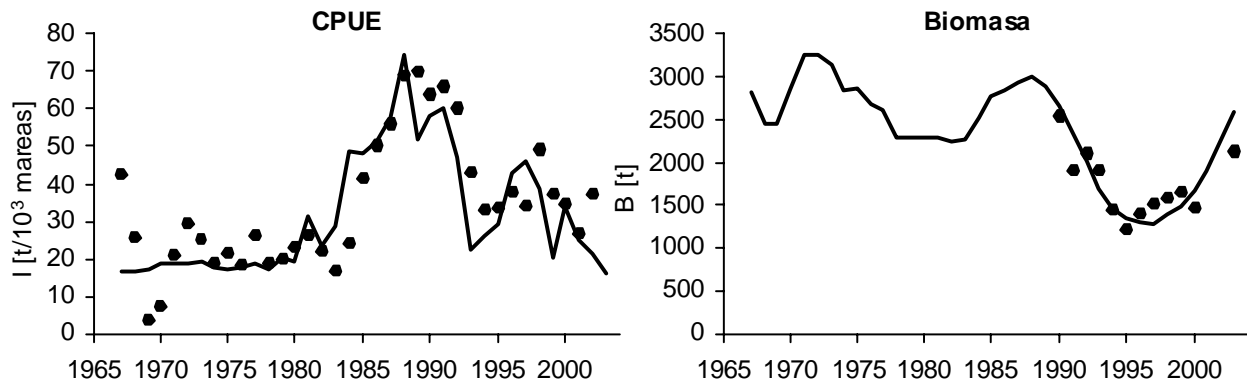


Figura 35: Trayectorias de CPUE y biomasa del modelo pesquero con MNL y incorporación de la variabilidad climática mediante parámetros K , r y q para el abulón azul; líneas: CPUE y biomasa estimadas; puntos: CPUE y biomasa observadas

4.7 Puntos de referencias del manejo

Los puntos de referencia (PR) para el manejo, especialmente en el caso del abulón amarillo, revelan una importante diferencia entre los modelos de producción excedente con y sin influencia del clima. El rendimiento máximo sostenible (RMS) estimado con los modelos sin información climática resultó, casi siempre, claramente superior a los valores máximos estimados mediante los modelos con efecto ambiental (ver tabla 16). Las máximas tasas de mortalidad pesquera F_{RMS} correspondientes al RMS estimadas de los modelos con asimilación de la variabilidad ambiental se encuentran en el mismo nivel que las estimadas mediante los modelos sin información del clima, pero las tasas mínimas son un cuarto de este valor.

Tabla 16: Resultados de los puntos de referencias del manejo para los modelos de ambas especies sin y con clima.

| | | RMS_{min} | RMS_{max} | $F_{RMS,min}$ | $F_{RMS,max}$ |
|----------|-------------|-------------|-------------|---------------|---------------|
| Amarillo | ML I | 1684 | | 0.16 | |
| | ML B | 973 | | 0.07 | |
| | MNL I | 1719 | | 0.16 | |
| | MNL K, r | 296 | 1315 | 0.04 | 0.16 |
| | MNL K, r, q | 296 | 1315 | 0.04 | 0.16 |
| Azul | ML | 821 | | 0.12 | |
| | MNL | 820 | | 0.11 | |
| | MNL K, r | 729 | 808 | 0.13 | 0.14 |
| | MNL K, r, q | 729 | 808 | 0.13 | 0.14 |

4.8 Pronóstico del PDOI

El análisis de Fourier del índice ambiental usado en la modelación reveló cuatro frecuencias significativas, con periodos de 51, 5.7, 2.5 y 2.1 años (ver figura 36, panel arriba).

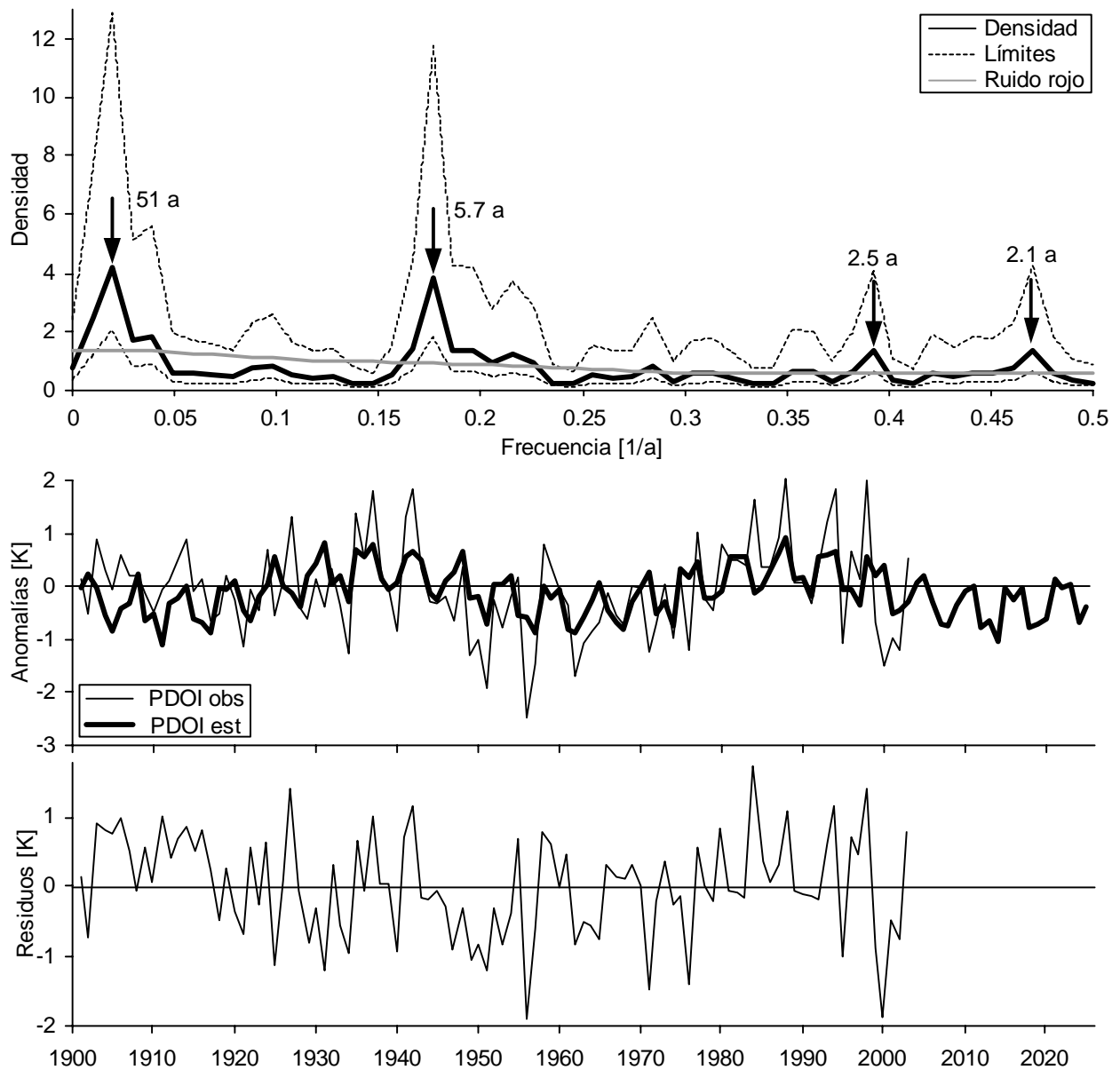


Figura 36: Resultados del análisis de Fourier y el modelo del PDOI de la transformación del promedio de la época del desove (meses 7 a 11) del PDO mensual. Arriba: gráfica de densidades espectrales con filtro de Parzen 5; flechas indican las frecuencias significativas; medio: PDOI transformado con su modelo sinoidal; abajo: residuos del modelo.

A partir de dichas frecuencias, se construyó un modelo periódico del índice según la ecuación (25) que se presenta graficado junto con la serie del PDOI en la figura 36. Los resultados de los parámetros del modelo se presentan en la tabla 17 en el anexo. Si bien el modelo explica bien la tendencia general del PDO, no

logra reproducir las variaciones más extremas de la serie, lo que es evidente en el panel inferior de la figura 36 que presenta los residuos obtenidos. No obstante, las señales consideradas fueron suficientes para que el modelo pronostique un enfriamiento del Pacífico en los próximos 25 años.

Este modelo, complementado con un componente estocástico mediante el método Monte Carlo, fue usado para generar diez series de tiempo del índice ambiental (denominadas PP1 hasta PP 10) para el pronóstico del futuro rendimiento de los stocks de abulón (ver figura 37).

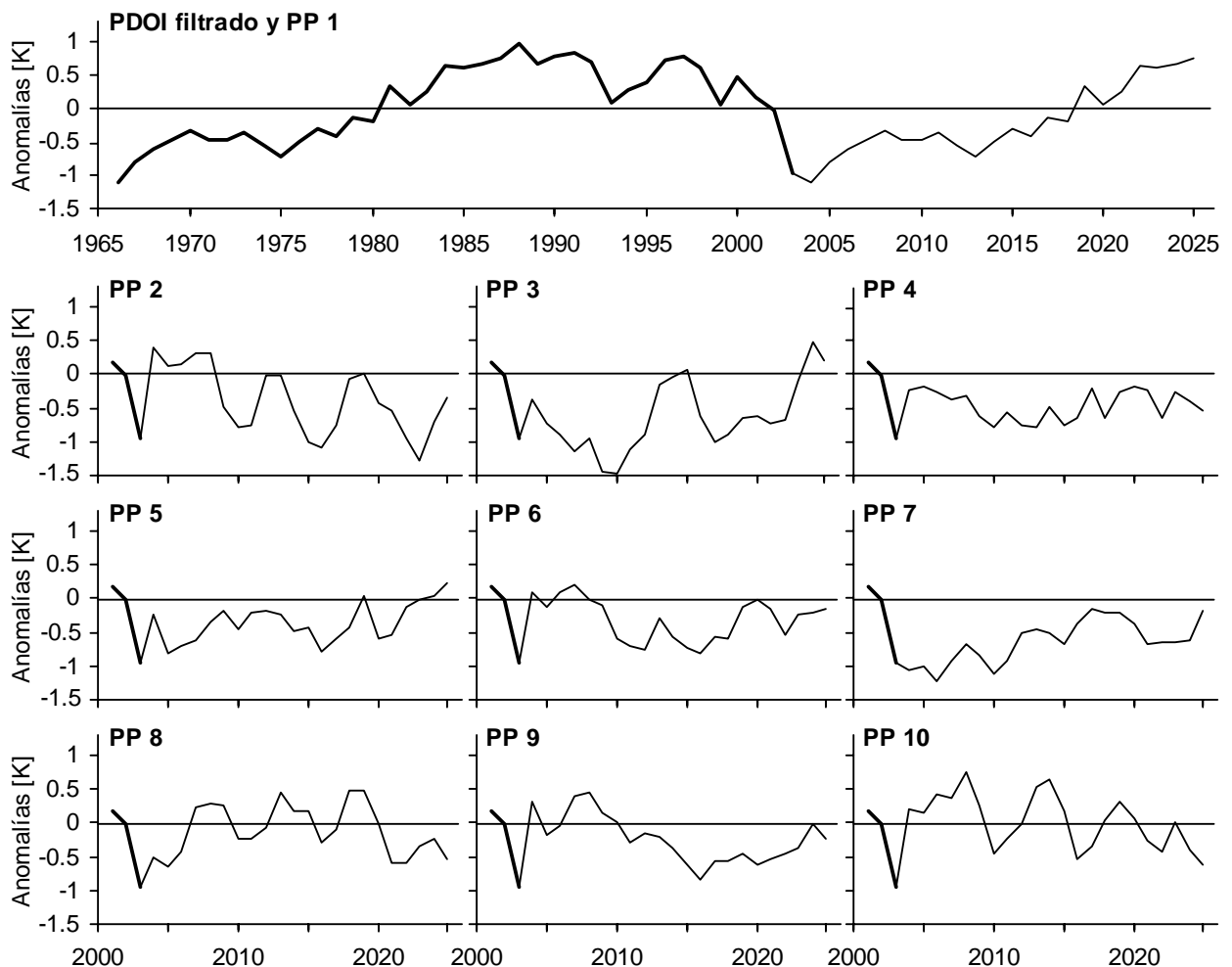


Figura 37: Series de PDOI filtradas construidos mediante el modelo del PDOI y el método de Monte Carlo (de 2004 hasta el 2025). Arriba: la serie del PDOI filtrada (con peso 54321) original completa con PP 1; líneas gruesa: valores observados; líneas delgadas: valores del modelo con Monte Carlo.

4.9 Pronóstico de la pesquería

Los pronósticos realizados, además de incorporar la posible variabilidad ambiental futura, se basaron en tres diferentes tipos de manejo:

- cuota fija de captura
- permitir un crecimiento anual de la biomasa de 10% y
- aplicar una veda inicial total, permitiendo posteriormente un crecimiento anual de la biomasa de 10%.

Para evaluar el éxito relativo de estos enfoques, se consideró como criterio el acumulado de las capturas hasta el 2025, así como el tamaño del stock en ese año.

En caso del abulón amarillo, con su fuerte dependencia de las condiciones climáticas, se aplicaron estos escenarios de manejo a cada una de las diez series del PDOI construidas, lo que no era necesario para el abulón azul que en su crecimiento no es influenciado por el PDOI. Para este recurso se usó únicamente la serie PP 1.

4.9.1 Abulón amarillo

Manejo con cuotas fijas

En la figura 38 se graficó los resultados bajo las diferentes condiciones climáticas y con las mejores cuotas correspondientes. Bajo este tipo de manejo se obtuvieron capturas acumuladas entre 4083 t en el caso de la serie más desfavorable (PP 10) y 11658 t en el de la más favorable (PP 3). Las cuotas de la mortalidad pesquera F que brindan las mejores cantidades de capturas acumuladas son muy parecidas para las diferentes condiciones climáticas. Se encuentran los resultados hallados por el “SOLVER” entre 0.10 y 0.13, reflejando condiciones climáticas desfavorables y favorables. El escenario en que el PDOI tiene los valores más bajos (más favorable para el rendimiento del stock del abulón amarillo) corresponde con las capturas acumuladas y cuotas de capturas más altas (PP 3) y al revés (PP 10). El tamaño del stock también varía enormemente bajo las diferentes condiciones climáticas. Con la serie PP 10 con 4255 t otra vez se estimó la cantidad de capturas acumuladas inferiores, bajo las condiciones más favorables se obtendría 9406 t, siendo segundo valor más alto superado solamente por la biomasa del escenario con la serie PP 7 con 9759 t. Los últimos valores se encuentran ya más de mil toneladas arriba de la biomasa que brinda la mejor producción (unos 8100 t). La biomasa estimada bajo las condiciones de la serie PP 7 son superiores porque esta serie en los últimos años es más favorable para el abulón amarillo que la serie PP 3 que, según la estimación, obtuvo la biomasa más grande dos años antes (9816 t), pero estaba cayendo otra vez por llegar a condiciones menos favorables, en las cuales el stock no soporta la cuota alta aplicada.

Manejo con 10% crecimiento anual de la biomasa

Este tipo de manejo es parecido al planteado por el INP y tiene como meta un cierto crecimiento anual de la biomasa. Se calculó la captura posible para obtenerlo en el modelo mediante:

$$C_t = P_t - 0.1B_t \quad (40)$$

En años en que la biomasa no creció el 10% planificado sin sacar capturas se concedió como captura la mitad de la producción excedente estimada para este año.

En la figura 39 se muestra las trayectorias de las biomazas y capturas junto con las series del PDOI construidas. La captura acumulada estimada más baja con 4048 t se obtendría con la serie PP 10, la más alta con PP 7 donde serían 7157 t. La captura acumulada inferior sería casi igual que la bajo un manejo con cuota de mortalidad pesquera fija. La biomasa máxima alcanzada en los casos que la biomasa son 5688 t en todos los años creció el 10% pero bajo tres condiciones climáticas la biomasa no todos los años creció estos 10%. En estos tres casos (series PP 1, PP 3 y PP 10) la biomasa llegó a valores de 4809 t, 5405 t y 5152 t respectivamente. El manejo de recuperación aplicado por el INP desde el 2000 es muy parecido a este tipo de manejo de con crecimiento anual fijo del 10 %.

Manejo con veda inicial y 10% crecimiento anual de la biomasa

Para investigar la influencia de vedas iniciales sobre la captura acumulada bajo un manejo del crecimiento anual de 10% en cada uno de los diez escenarios climáticos, se reemplazó las capturas anuales calculadas mediante la ecuación (40) con capturas de 0 toneladas comenzando en el 2003 siguiendo año tras año hasta que el valor de la captura acumulada no continuó subiendo. En algunos escenarios la subida de las capturas acumuladas entre los dos últimos años fue muy pequeña y entonces no se eligió el año con las capturas acumuladas máximos del escenario sino el año anterior. Las duraciones de las vedas son entre un año y cuatro años. La captura acumulada máxima de todos los escenarios climáticos se estimó en 9058 t con una veda inicial de 4 años (PP 3, ver figura 40), la mínima en 4239 t con una veda de un año. Además las biomazas llegaron a niveles más altos, en tres casos (series de PP 1, PP3 y PP5) nuevamente las biomazas no en todos los años crecieron el 10% planificado. En todas condiciones climáticas una veda inicial mejoró el resultado tanto de las capturas como del nivel de biomasa del stock. En general las capturas acumuladas obtenidas mediante este método son superiores que las del manejo sin veda inicial descrito anteriormente con las diferencias más grandes bajo condiciones favorables.

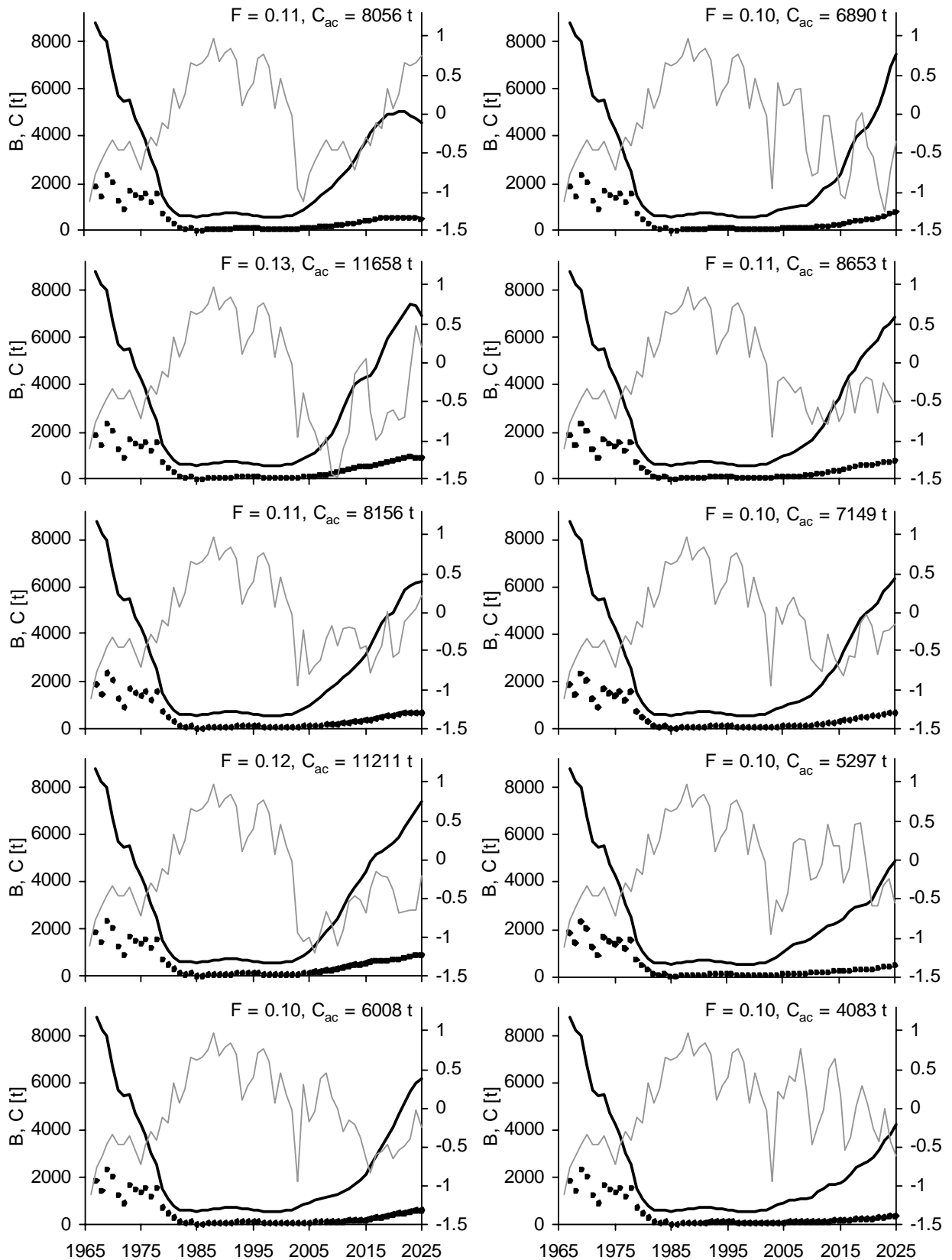


Figura 38: Abulón amarillo: manejo de cuotas fijas de la mortalidad pesquera F ; trayectorias de biomazas (líneas negras) y capturas (puntos) bajo diferentes condiciones climáticas (PDOI: líneas grises, en la eje y secundaria) con las capturas acumuladas (C_{ac}) y las cuotas de mortalidad pesquera correspondientes (F).

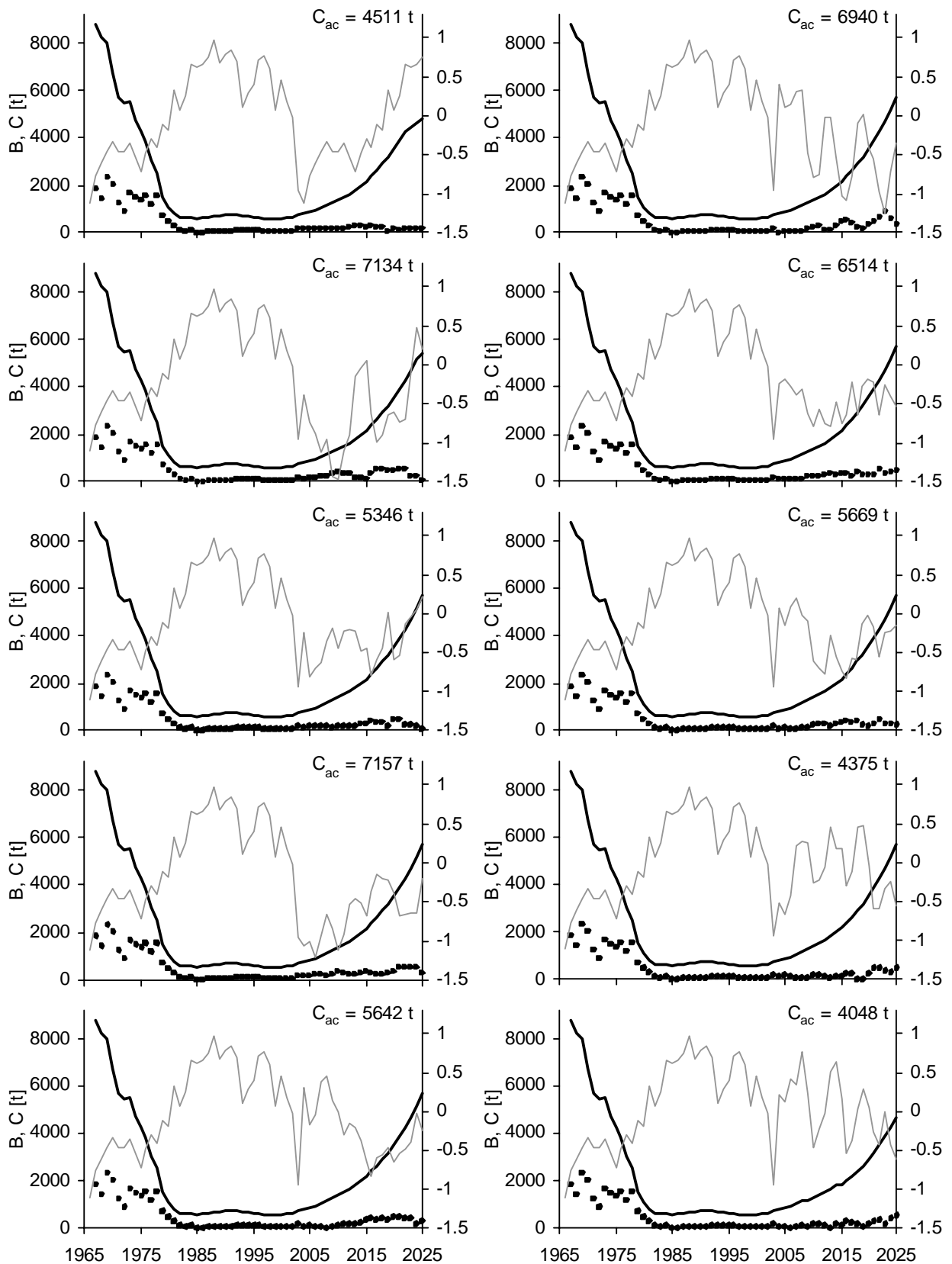


Figura 39: Abulón amarillo: manejo de crecimiento anual de 10% de la biomasa; trayectorias de biomasa (líneas negras) y capturas (puntos) bajo diferentes condiciones climáticas (PDOI: líneas grises en la eje y secundaria) con las capturas acumuladas (C_{ac}).

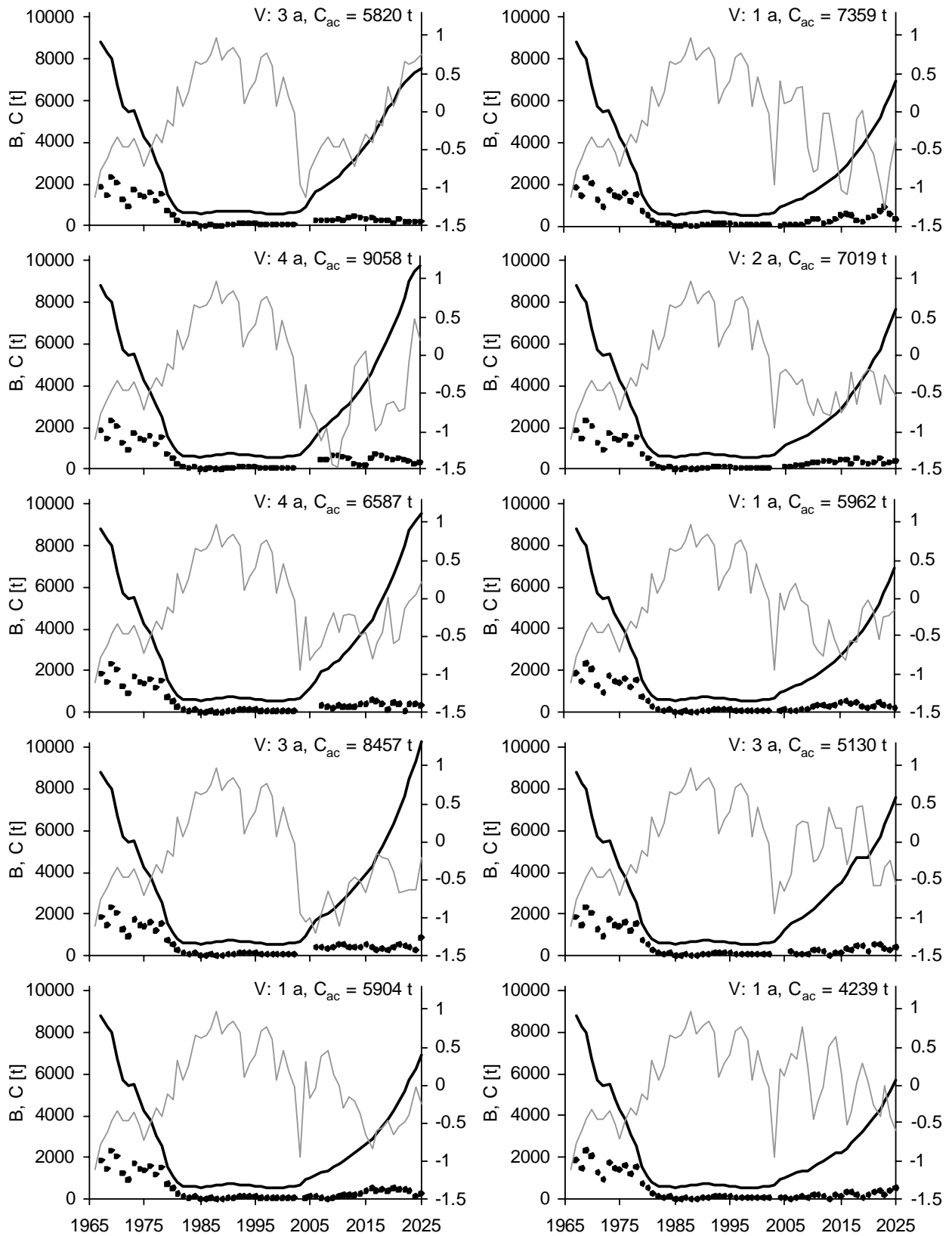


Figura 40: Abulón amarillo: manejo de crecimiento anual de 10% de la biomasa con veda inicial; trayectorias de biomazas (líneas negras) y capturas (puntos) bajo diferentes condiciones climáticas (PDOI: líneas grises en la eje y secundaria) con las capturas acumuladas (C_{ac}) y la duración de las vedas iniciales (V).

4.9.2 Abulón azul

Para el abulón azul se eligió la serie PP 1 como única condición climática, debido a que el rendimiento biológico del recurso, al menos en la zona central de la península de B.C.S. no depende del clima sino únicamente del rendimiento pesquero. Se calcularon las capturas acumuladas para 5 diferentes cuotas de mortalidad pesquera fijas. El manejo mediante el crecimiento anual de 10% en caso de este recurso no tiene sentido, ya que solo en el primer año el recurso llega a crecer con esta tasa.

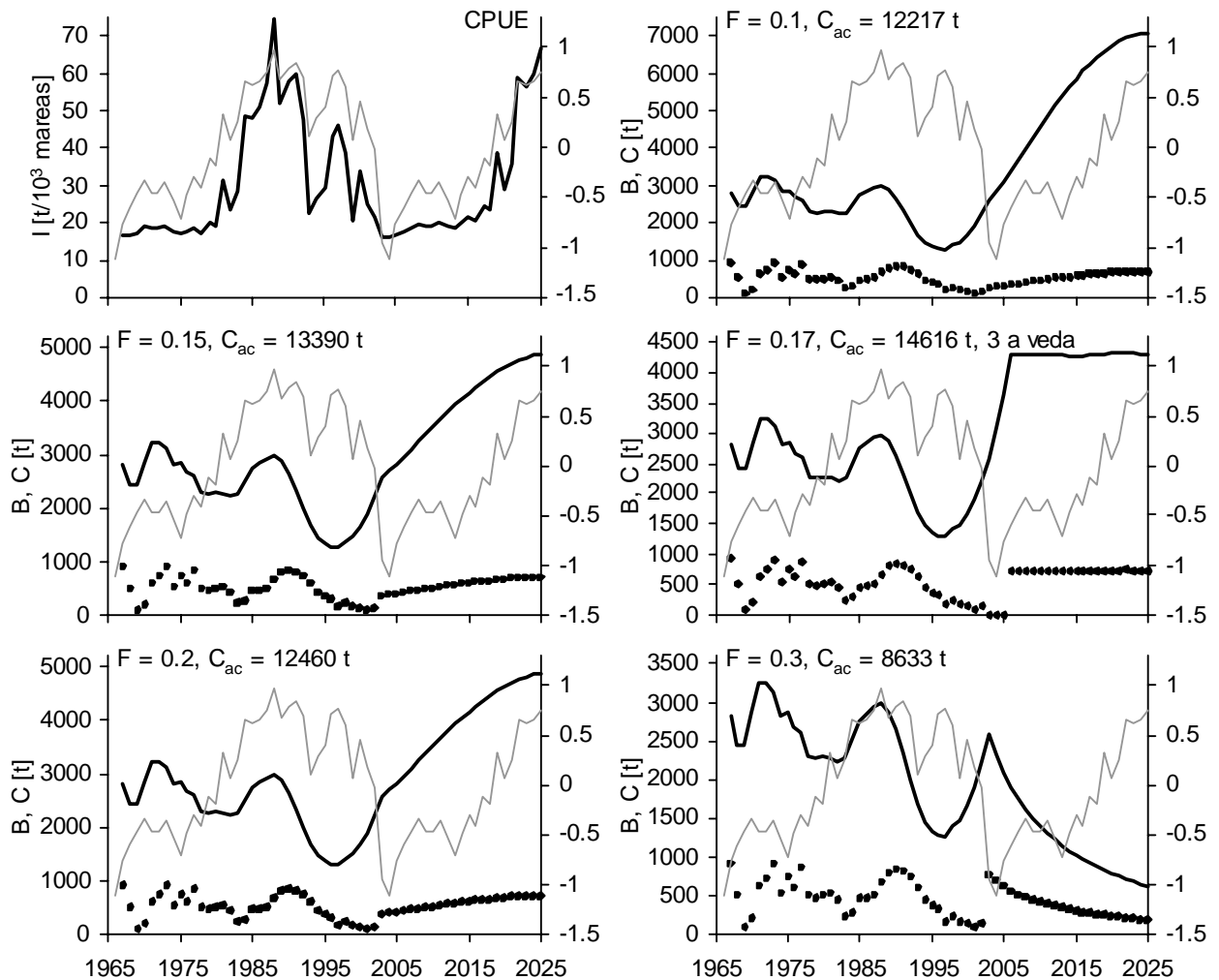


Figura 41: Pronóstico para el rendimiento del recurso abulón azul bajo diferentes escenarios de manejo con las capturas acumuladas (C_{ac}) y las cuotas de mortalidad pesquera correspondientes (F). Arriba a la izquierda la trayectoria de la CPUE; línea gris: PDOI [K] en la eje y secundaria; líneas negras: CPUE o bien biomasa, puntos: capturas.

La cuota con la captura acumulada máxima sin veda se buscó mediante “SOLVER” obteniendo una cuota de $F = 0.15$ y 13390 t (ver figura 41, graficada en el panel a la derecha en el medio). Con una veda inicial de 3 años cambió la cuota ideal a 0.17 y se estimó la captura acumulada a 14616 t. Otra cuotas brindan

menos capturas y cuotas igual o superior de $F = 0.25$ resultan en colapsos de la biomasa. Los niveles de biomasa a que llega el recurso hasta 2025 bajo las diferentes cuotas con la excepción de $F = 0.1$ son inferiores a el nivel que brinda el RMS del recurso ($B_{RMS} = K/2 = 6000$ t). La cuota de 0.17 con veda inicial de 3 años pone el recurso a un estado estable pero inferior a B_{RMS} . En general las capturas acumuladas estimadas de las diferentes cuotas según el modelo pesquero-climático son muy parecidas siempre que la cuota puesta no deteriore el recurso.

5 Discusión

En el presente trabajo se diseñó un modelo que combina las influencias de la pesquería y de la variabilidad climática sobre un recurso marino con alto valor económico e importancia social. Se intentó obtener resultados cuantitativos tan precisos como fuera posible. Según Vasconcellos (2001) esto significa que un modelo es menos realista y menos general. Los tres criterios mencionados (realismo, generalidad y precisión) fueron propuestos por Costanza et al. (1993) que postuló que ningún modelo puede satisfacer los tres criterios al mismo tiempo.

El modelo pesquero-climático ahora empleado no es la excepción. Es un modelo simple y sus debilidades respecto de no incorporar procesos ecológicos, fisiológicos y físicos-químicos son grandes. Solamente puede distinguir efectos de pesquería, biomasa y clima sobre el rendimiento de la pesquería y procesos denso-dependientes y denso-independientes en una forma muy poco detallada y no específica. Además, modelos construidos para ser usados en otras zonas o para otros recursos deben que ser modificados notablemente.

5.1 Calidad de datos

Como en cualquier otro trabajo también en este los datos no son perfectos, y con series de datos más largas se hubieran mejorado los resultados. Especialmente la calidad de los datos pesqueros no es perfecta, pero satisfizo las necesidades del trabajo. De esta manera las series de captura y esfuerzo pesquero provienen directamente de las cooperativas en la zona central, lamentablemente en los primeros diez años (1966 en adelante) son especialmente incompletas. Entre 1956 y 1965 solamente existen datos de las capturas totales y no se distinguió entre las dos especies. Generalmente se notó que las cooperativas más grandes tuvieron registros más completos por lo cual se sobreestimaría las capturas de estos años si se hubiera usado la suma de los promedios. El procedimiento usado para evitar errores sistemáticos, que se originan en la adición de los datos de las nueve diferentes cooperativas, tampoco está exenta de problemas pero disminuye el error sistemático claramente. Como muestra la comparación de las capturas pesadas de las cooperativas obtenidas con los datos de las capturas digitalizadas del INP (2000) las dos series son muy parecidas pero no iguales.

Otra fuente de errores debido al procesamiento inicial de los datos pesqueros es la digitalización, pero se lo considera pequeño. Este error de todas formas es un error del tipo absoluto, por lo cual el error es relativamente más grande en caso de valores pequeños. De la digitalización provienen todos los datos de bio-

masas y la serie de captura total que antedata hasta el año 1940. Los datos de biomasa del INP (2000) contienen otro error potencial: se ha dicho que los buzos a propósito sobreestiman el número de individuos (comunicación personal anónima) pero se asume que los investigadores del INP (2000) al menos en la negociación de las capturas admisibles totales por cooperativa (TACC) toman en cuenta este hecho.

Las series climáticas provienen de diferentes institutos y científicos que se dedican a producir y actualizar sus series regularmente. Se asume que no contienen errores de ningún tipo.

Hay que añadir que en general cada procesamiento de datos permite errores y siempre más con cantidades de datos más grandes. Se supone que haya errores en los datos usados en los modelos, aunque se controló los datos de entrada y los resultados varias veces y con diferentes métodos (comparación del número de datos y formatos, operaciones matemáticas entre otros) antes y después de cada procesamiento.

5.2 Modelos pesqueros

5.2.1 Modelo de producción excedente según Hilborn & Walters

Para el uso del modelo de producción excedente en la evaluación de los recursos de abulón en el mundo existen varios ejemplos (Hilborn & Walters 1987 y citados en Breen 1992). En general se consideró que la CPUE como indicador de la biomasa en caso del abulón debe que ser usada en forma cautelosa, o incluso ser rechazada. Esta conclusión es coherente con los resultados del presente trabajo. Aparentemente los modelos se ajustaron bien o a la serie de CPUE o a la de biomasa, lo que indica hiper-estabilidad de la pesquería y/o la influencia de otro factor además de la pesquería.

En caso de *H. fulgens* el modelo no pudo ajustarse a los datos de CPUE sin violar fuertemente las restricciones consideradas necesarias para un ajuste "real". Se ajustó bien únicamente a la serie de biomasa y además de una manera que indica que el stock ha sido estable con variaciones alrededor de 3000 t hasta 1990, que no refleja el comportamiento con la serie de CPUE, que en los años ochentas subió de 25 t/mil mareas a 70 t/mil mareas. En los años 90, al contrario, la CPUE y la biomasa más o menos tienen la misma trayectoria. Para *H. corrugata* se observa el mismo fenómeno: el modelo de producción con observación lineal no pudo explicar ambas series observadas aunque la diferencia parece mucho menos grave. Ajustando el modelo a la serie de biomasa resulta en valores de CPUE demasiados altos.

En los ejemplos dados en Breen (1992) algunos investigadores trabajaron con el modelo en el equilibrio según Schaefer (1954), lo que seguramente añadió más problemas, siendo este un método que hoy en día

está rechazado. Sin embargo los investigadores en general están de acuerdo que por la distribución agrupada de los abulones la CPUE no refleja bien las biomásas. Los mismos autores del modelo pesquero usado en el presente trabajo aplicaron su modelo a la pesquería de abulón de Australia Sur y encontraron que la CPUE disminuyó mucho menos rápido que la biomasa del stock (Hilborn & Walters 1987). Varios autores citados en Breen (1992) encontraron o supusieron el mismo hecho para otros stocks en Australia y Canadá. Se supone que este fenómeno se origina no solamente en la agrupación, sino también en la reagrupación de los abulones después de la disminución por la pesquería, que se encontraron al menos en stocks de *H. rubris* en Australia (Officer et al. 2001a y 2001b). Un rol importante además tiene el conocimiento de los pescadores en la localización de los bancos que no pescan al azar como exige de antemano la metodología. En México con un mínimo de 60 años de experiencia este último punto todavía aplica más fuerte que por ejemplo en Australia, en donde todavía descubren bancos no explotados (Breen 1992). Estos puntos indican una hiper-estabilidad de la pesquería de abulón.

El modelo de producción excedente con modelo de observación lineal entre CPUE y biomasa por el carácter hiper-estable de la pesquería no es apto para ser aplicado en la evaluación de recursos de abulón, al menos de México. El problema más grave es que normalmente esto no puede ser descubierto tan fácil, debido al hecho de que en la mayoría de los casos no existen series de biomásas. En casos de pesquerías con este tipo de comportamiento los resultados obtenidos mediante el uso del modelo de observación lineal para la evaluación pueden ser altamente erróneos. En el presente trabajo el resultado del modelo pesquero de Hilborn & Walters para el abulón amarillo encontró un crecimiento fuerte a partir de 1997, que según la serie de biomasa no es real. Además los puntos de referencia RMS y F_{RMS} estimados con el ajuste de la serie de biomasa son mucho más bajos que los calculados con el ajuste a la CPUE, que es el resultado de la tasa de crecimiento intrínseca más que dos veces superior de este último ajuste. Otro problema lo muestran los ajustes a las series de biomasa y CPUE del abulón azul: sin las restricciones que provienen también del conocimiento de la biomasa hubiera sido muy probable que ni siquiera se hubiera encontrado el ajuste “irreal” a los datos de la CPUE. Todos estos puntos podrían inducir medidas de manejo equivocadas, y peor aun hubieran permitido capturas superiores a las capacidades sustentables del recurso de abulón.

5.2.2 Modelos pesqueros con ecuación de observación no lineal

Como ya fue mencionado en la bibliografía de la biología pesquera el concepto de la observación lineal se pone en duda especialmente para los recursos que forman bancos y cardúmenes (Hilborn & Walters 1987, 1992, Quinn & Deriso 1999, Haddon 2001 entre otros). Varios autores proponen funciones no lineales para el uso de la CPUE como indicador de la biomasa (Ricker 1975 en Quinn & Deriso 1999, Tsao et al.

1985, Coppola & Pascoe 1996, Hilborn & Walters 1992, Haddon 2001). De todas formas existen pocos ejemplos (ej. Tsao et al. 1985, Coppola & Pascoe 1996) en que realmente usaron un modelo no lineal en la evaluación de un recurso pesquero, posiblemente por la falta de datos. Por la misma razón tampoco existe la posibilidad de controlar o cuestionar los resultados obtenidos con los modelos de observación lineal de la metodología.

Los resultados de la aplicación del modelo de observación no lineal a los datos de biomazas y CPUE correspondiente indicaron una hiper-estabilidad de la CPUE pronosticada en teoría por los autores mencionados arriba. La consistencia de este hallazgo tanto en los ajustes apartes con las transformaciones de la CPUE mediante ACE y la CPUE, como en la mayoría de los modelos combinados (los modelos de producción con modelo de observación), respalda la hipótesis de la observación no lineal. La formación de agrupaciones y la reagrupación de los abulones después de la extracción de individuos que respaldan la suposición de la hiper-estabilidad está descrito también en la literatura (ver arriba).

Se concluye, basándose en los resultados de la pesquería de abulón, que en general sería posible usar el modelo de producción excedente con un modelo de observación no lineal para mejorar la evaluación de los recursos marinos que muestran agrupación y/o cuando los pescadores conocen bien el recurso.

Los problemas de Tsao et al. (1985) del ajuste de un modelo con más parámetros debido a extremos locales de la solución y divergencias de las soluciones existen, pero pueden ser superados mediante restricciones inteligentes de los modelos e intentos de proponer valores de entradas al modelo ya cercanos a la solución final. Lo más importante seguramente es no permitir biomazas de cero en el modelo (ver arriba). Además se supone que mediante un programa “inteligente”, que pueda memorizar soluciones de diferentes recorridos iterativos con diferentes “semillas” (valores de entrada) para los parámetros, y una búsqueda de valores más flexible y con más alcance para evitar o al menos mitigar la problemática de las soluciones locales facilitaría considerablemente el trabajo con modelos. El programa CurveExpert ya tiene la flexibilidad de su alcance para no “caer” en soluciones locales pero este programa no permite construir modelos muy complejos.

A pesar de lo mencionado los resultados de los modelos con observación no lineal mostraron el mismo problema que el de observación lineal: no se ajustaron a ambas series simultáneamente, aunque se mejoraron la calidad de los ajustes respecto a la verosimilitud tanto para el ajuste a la biomasa como para el de la CPUE. Obviamente la no linealidad no es el factor que les falta a los modelos para describir correctamente las observaciones de CPUE y biomasa.

En los modelos con observación no lineal se decidió no fijar β a los valores encontrado aparte porque los valores a disposición con parejas de datos de biomasa y CPUE cubren solamente la época de 1990 al 2000 que no representan los valores altos de biomasa y CPUE. En caso del abulón azul tampoco existen parejas de datos para la época en la cual ocurren los valores de CPUE más bajos (1966 hasta 1984). En caso del abulón azul el modelo pesquero con el modelo de observación no lineal (MNL) se intentó ajustar al promedio de la CPUE a través de un valor cercano a cero para el parámetro de relación β . Para evitar esto se restringió el modelo en este parámetro a valores superiores de 0.3 y así dando libertad al ajuste de soluciones conforme con el valor de 0.4 encontrado con el modelo de observación aparte. El valor en que el modelo se ajustó, es el límite dado ($\beta = 0.3$).

5.3 La variabilidad climática como factor adicional

Lo que demuestran los modelos pesqueros que no logran explicar las series de la biomasa y la CPUE al mismo tiempo, también lo indican las gráficas de las capturas y CPUE en función del esfuerzo pesquero de la pesquería de abulón amarillo (figura 42). Según la teoría de la biología pesquera la función que describe las capturas contra el esfuerzo es una parábola, la de la CPUE una recta con pendiente negativa (ej. Haddon 2001). En las gráficas no se puede identificar estas funciones. En ambas gráficas de la figura 42, que indican además la casi-linealidad entre capturas y CPUE, se identifica tres grupos de valores (años 67 hasta 78, 79 hasta 82 y 83 hasta 02). Los datos del 79 hasta 82 parecen formar una transición entre los otros dos grupos.

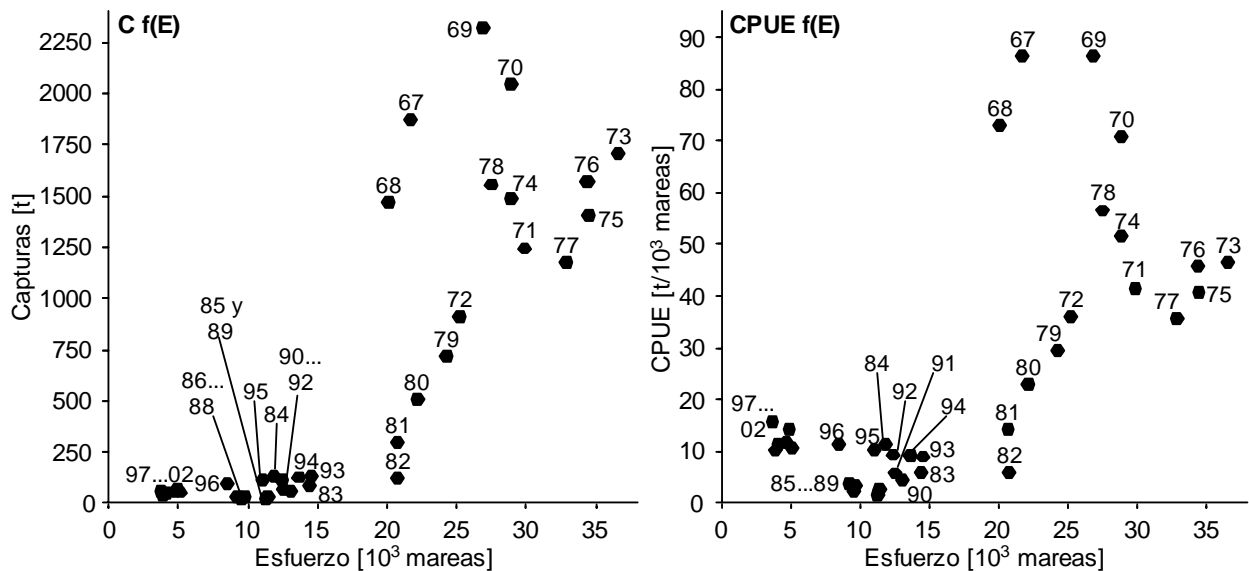


Figura 42: Capturas (izquierda) y CPUE (derecha) de *H. corrugata* en función del esfuerzo pesquero.

Se supone nuevamente que este sea el resultado de otro factor además de la pesca como el tamaño del stock o la variabilidad climática, pero por el cambio de régimen en el Pacífico, que ocurrió en 1977, se asume que sea más probable la variabilidad climática.

Al contrario, para la pesquería del abulón azul las gráficas muestran mucho más coherencia con la teoría pesquera, o bien las gráficas muestran que las funciones se acercan a la parábola (la mitad) y recta propuesto por la teoría del modelo pesquero (ver figura 43) aunque en caso de la CPUE se identifica cierta no-linealidad.

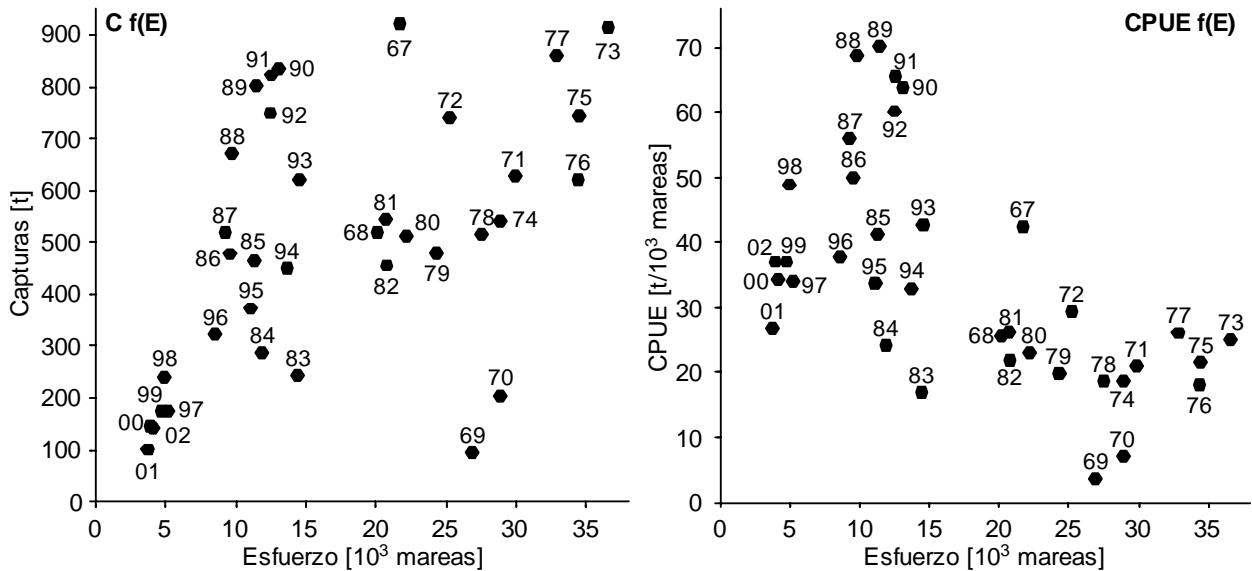


Figura 43: Capturas (izquierda) y CPUE (derecha) de *H. fulgens* en función del esfuerzo pesquero.

Se opina que las gráficas respaldan los resultados encontrados según los cuales existe una fuerte dependencia del stock del abulón amarillo de la variabilidad climática que se expresa mediante la agrupación sobre todo en la gráfica de la CPUE contra el esfuerzo. La recta con pendiente negativa que describe la relación entre CPUE y esfuerzo bajo el cambio del clima, se traslada hacia valores inferiores (diagonal hacia el origen) y además cambia su pendiente. En caso del abulón azul se observa únicamente el cambio de la pendiente, este cambio además ocurre al contrario que para el abulón amarillo.

Se interpretan los cambios de la pendiente que en ambos casos son más negativas con biomazas más altas, como el efecto de la biomasa sobre la CPUE descrito ya en el modelo de observación no lineal. Para la traslación de la línea recta en caso del abulón amarillo, se considera responsable a la variabilidad climática.

Más aún, la similitud entre las trayectorias de las capturas de las pesquerías de la zona central de la península de Baja California (los datos usados en el presente trabajo) y de California, EUA (datos proveídos en Anónimo 2004) indica la influencia de un factor regional o global, además de la pesquería al menos para el abulón amarillo. Las pesquerías de ambos países tuvieron su máximo en la primera mitad de los cincuentas (1950 y 52) y una fase estable con valores alrededor de la mitad de las capturas máximas hasta, más o menos, los principios de los años setentas con una fuerte caída luego. La caída de la pesquería en California ocurre antes que en México y es mucho más pronunciada. Según Lluch-Cota et al. (2001) la influencia del ENSO sobre las SST en las zonas costeras a lo largo del Pacífico Norte hacia el norte decrece cada vez más, y a partir de 31°N el PDO se vuelve el modo climático con la mayor importancia. Se supone entonces, aunque hasta ahora no se ha documentado, que las repercusiones locales del PDO sean el origen de la similitud de las series de capturas de las pesquerías de abulón, como lo respaldan también los resultados de los modelos empleados en este trabajo.

5.4 Correlaciones entre series de CPUE y clima

Se eligieron las series climáticas de SST, viento zonal y meridional, UI y SLH porque en otros trabajos se relacionó los stocks de abulón u otros stocks como langosta con la temperatura del mar, surgencias y corrientes y nivel del mar (Leighton 1974, Shepherd 1998, Tegner 2001, Guzmán-del Prío et al. 2003 entre otros). En caso del abulón hasta ahora se empleó solamente la SST (INP 2000). Las surgencias y corrientes locales y regionales al menos en parte son el resultado de vientos, por lo cual se usó también series de vientos meridionales y zonales. El MEI y especialmente el PDOI se quisieron usar para obtener la posibilidad de un mejor ajuste a través de los regímenes del Pacífico.

Los resultados de las correlaciones entre las series de CPUE y las series climáticas son sorprendentes. Se esperaba que las series de CPUE se correlacionen mejor o con las series climáticas de las estaciones y áreas o con sus primeros componentes principales que con el índice de la oscilación decadal del Pacífico. Se asumió de antemano que los primeros componentes de cada variable con la variabilidad común de todas las estaciones hubieran capturado mejor que el PDOI los factores locales que influyen el rendimiento de los recursos de abulón y su pesquería.

Varios autores describen las consecuencias locales y regionales de la PDO. Se está de acuerdo en que el océano a lo largo de la costa del Pacífico de América del Norte y hasta Perú experimenta cambios en la SST, en la profundidad de la termoclina y en la capa de mezcla y en vientos locales, con frecuencia decadal a bidecadal (Clarke y Lebedev 1998, Hare et al. 1999, Lluch-Belda et al. 2002 entre otros). Se supone que los orígenes de esta variabilidad sean cambios en las ubicaciones y intensidades de celdas de presión

atmosférica (Lluch-Belda et al. 2002) y debilitamiento y reforzamiento de los vientos alisios ecuatoriales (Clarke & Lebedev 1998). Qué parte de la variabilidad local realmente tiene su origen en la PDO depende de la posición latitudinal: según Lluch-Belda et al. (2002) el CCS es una zona de transición que tiene influencia tanto de la PDO como de la ENSO, con el grado de latitud 32°N como un límite; de este grado hacia el sur la ENSO tiene más importancia, hacia norte la PDO.

El área de estudio (con la extensión latitudinal de 26°N hasta 29°N) tendría que experimentar mayor influencia de la ENSO pero los resultados en caso del recurso abulón, con correlaciones más altas entre PDOI y CPUE, indican mayor influencia de la PDO. Se supone que el PDOI, que es el primer componente principal de la SST del Pacífico de 20°N , hasta cierto grado captura las anomalías de la ENSO y por eso describe muy bien las influencias de ambos fenómenos del Pacífico en el área de estudio.

Otra razón para la correlación entre PDOI y CPUE es la transformación necesaria de las series climáticas de frecuencia de datos mensual a anual, y sobre todo, el uso de filtros de cinco años representando el tiempo de reclutamiento de los individuos. Se supone que los cambios con frecuencias anuales e inter-
anuales inducidos por el ENSO son disfrazados.

5.5 Modelos pesquero-climáticos

Los modelos pesquero-climáticos diseñados describen hasta cuatro efectos de la pesquería y de la variabilidad del medioambiente sobre el recurso investigado. Son efectos que en los modelos pesqueros tradicionales con los parámetros de los modelos fijos no pueden ocurrir:

- El modelo de la observación explica el efecto del cambio de la biomasa sobre la eficiencia del esfuerzo pesquero o bien la capturabilidad Q .
- El segundo efecto se origina en la variabilidad del clima, y afecta los procesos denso-dependientes del stock a través de la capacidad de carga del ecosistema K .
- Otro efecto de la variabilidad climática es la influencia de los procesos denso-independientes del stock a través del crecimiento poblacional r .
- El último efecto cambia la capturabilidad a través del factor de observación q .

Cuáles de estos efectos realmente son importantes para el rendimiento de los dos stocks de abulón y su pesquería, y a través de qué factores y vínculos estos efectos influyen, es difícil de distinguir y describir. Aunque existen datos, faltan más investigaciones que se dediquen directamente a esta problemática. Muchas de las investigaciones que intentan describir la influencia de la variabilidad climática sobre el recurso de abulón en la zona centro de la península de Baja California asumen que esta variabilidad está causada

por la ENSO. Para entender mejor los procesos y vínculos entre biología y ecología y la variabilidad climática se propone la medición de varias variables abióticas directamente en los bancos de los abulones, como lo propuso para la temperatura del agua G. Ponce-Díaz (CIBNOR, México, com. personal). Se supone que además sería importante saber más sobre el movimiento del agua en los bancos, ya que entre otros factores parece importante para el asentamiento de las larvas pelágicas (ej. McShane 1992, Shepherd et al. 1998, Ponce-Díaz et al. 2000, Gluyas-Millán & Talavera-Maya 2003, ver también abajo).

Más que con un modelo pesquero convencional, es importante entender que los resultados de modelos pesquero-climáticos de un stock bajo ninguna circunstancia pueden ser empleados para la evaluación de otros stocks. La distribución geográfica y vertical depende de factores medioambientales, tanto abióticos como bióticos, que son los mismos factores que responden a la variabilidad climática. En el presente trabajo se usó un modelo para cada una de las dos especies para toda la zona central, lo que podría ser ya problemático debido a la índole de los modelos pesquero-climáticos usados. Debido al marco temporal, y más todavía a la carencia de datos climáticos con resoluciones espaciales más altas, no fue posible plantear modelos para cada cooperativa, o mejor todavía, para cada banco de abulón.

Los resultados de los diferentes parámetros indican que el stock del abulón amarillo está influenciado por tres factores no considerados en el modelo pesquero convencional: el tamaño del stock afecta el rendimiento de la pesquería a través el parámetro de relación β , la variabilidad climática afecta tanto el rendimiento de la pesquería (mediante el factor de observación q) como el rendimiento del stock a través los procesos denso-independientes del stock (tasa de crecimiento intrínseca r). En el caso del abulón azul casi únicamente el rendimiento de la pesquería es influenciado. La influencia de la variabilidad climática sobre los procesos tanto denso-dependientes (capacidad de carga K) como denso-independientes del stock de esta especie es pequeña, aunque no cero.

Para explicar el fuerte agotamiento del stock de abulón amarillo y la estabilidad del stock del azul al mismo tiempo se necesita uno o varios factores bióticos o abióticos que influyen casi exclusivamente los procesos denso-independientes del stock de abulón amarillo. Este factor, o bien estos factores locales, tienen que mostrar variabilidad en correlación con la PDO. Los factores que influyen los procesos denso-dependientes según los resultados de este trabajo no pueden tener fuerte influencia sobre el rendimiento de los dos stocks en la zona centro de la península de Baja California.

Varios autores suponen que la disponibilidad de macroalgas y especialmente la de *Macrocystis* como alimento para los abulones juveniles y adultos, y, como protección de los estados larvales al ser arrastrado por las corrientes, tienen influencia sobre el rendimiento y la mortalidad natural de las poblaciones de

abulón (Tutschulte & Connell 1981, Tegner & Dayton 1987, Dayton et al. 1992 y Tegner et al. 1997). La abundancia de las macroalgas es afectada negativamente por los fenómenos de El Niño, y después de estos eventos necesitan cierto tiempo para recuperarse. Los autores mencionados encontraron una disminución de las poblaciones de abulones durante la persistencia de estos fenómenos. Al contrario otros autores (Shepherd & Avalos-Borja 1997 y Shepherd & Turrubiates-Morales 1997) no encontraron cambios significativos de crecimiento individual o tasas de mortalidad alteradas durante los eventos de El Niño. Todos los trabajos mencionados no indican diferencias de los posibles efectos sobre las dos especies de abulón como las que se encontraron en el presente trabajo.

Shepherd et al. (1998) proponen hipotéticamente, que anomalías positivas de la SST, como ocurren durante eventos de El Niño, tienen efectos positivos sobre el reclutamiento de las poblaciones de abulón en la región Vizcaíno, pero suponen, que los eventos muy fuertes, como los de 1982/83 y 1997/98, producen efectos negativos y provocan la desaparición de los mantos de *Macrocystis*. Admiten que los datos sobre el reclutamiento disponibles son inadecuados para soportar esta hipótesis. Además asumen hasta 9 años en que los individuos llegan a ser reclutados al stock pesquero, lo que parece un periodo demasiado largo, tomando en cuenta los hallazgos de Leighton (1974) sobre el crecimiento individual, el trabajo de Doi et al. (1977) sobre el abulón amarillo y los de Guzmán-del Prío & López-Salas (1983), Shepherd et al. (1991) y Ponce-Díaz et al. (2000) sobre el abulón azul. En el presente trabajo el filtro de cinco años encontrado para la transformación del PDOI refleja la duración de cinco años de los individuos hasta su reclutamiento al stock pesquero, análogo con los mencionados autores.

Este filtro brinda la mejor correlación entre CPUE y PDOI a través de los pesos para cada año postula una mayor vulnerabilidad de las clases de edad inferiores (peso 5,4,3,2,1). Según este filtro la clase 0+ tiene cinco veces más importancia para el reclutamiento que la clase 4+ de la cual se supone que es la primera clase vulnerable a la pesquería. Se encontró este filtro mediante el método de prueba y error entre varios filtros con diferentes duraciones y pesos para los diferentes puntos o bien años del filtro. El resultado no puede explicar los hallazgos de Guzmán-del Prío et al. (2003) que encontraron una mortalidad natural elevada para las clases de edad 1+ a 3+ durante los años de El Niño. Durante El Niños obviamente sigue la fertilización y el asentamiento de los abulones (clase de edad 0+) casi igual que sin la influencia de este fenómeno climático, como muestra la investigación de estos autores en Bahía Tortugas, B.C.S.

La influencia de la variabilidad del clima sobre el recurso del abulón amarillo ha sido más importante que sobre el del abulón azul como indican los resultados de los parámetros de los resultados y como también suponen Rodríguez-Valencia & Caballero-Alegría (2002) considerando las poblaciones de las Islas San Benito al oeste de la Isla Natividad. Estos autores sugieren que los efectos de los eventos de El Niño, que,

según sus resultados, solamente parecen influenciar el reclutamiento del abulón amarillo, tienen que ser específicos para cada especie. Su trabajo es el único que directamente postula una diferencia entre las dos especies que se encontró también ahora.

Severas tormentas como los huracanes que pasan con frecuencia por la región tienen una influencia directa en la mortalidad de los abulones (Cox, 1962). Guzmán-del Prío et al. (2003) reportan rocas sublitorales giradas y grandes cantidades de sedimento arrastrado después del huracán Nora en octubre 1997. Encontraron en abundancia conchas de varias especies de gasterópodos entre ellos de abulón y esqueletos de erizos que interpretaron como elevada mortalidad. Los abulones adultos se encontraron en mal estado y las conchas se separaron del músculo aductor cuando estaban agarradas y posiblemente mal alimentados. No distinguen entre especies.

Se supone que existe una fuerte relación entre la temperatura del medioambiente marino y la distribución tanto latitudinal como vertical de las especies de abulón, como fue descrito en el trabajo fundamental de Leighton (1974) sobre los estados larvales y juveniles. Una de las variables alteradas por la variabilidad climática inducida tanto por la PDO como por la ENSO es la temperatura del agua. Para todos los estados del desarrollo individual el autor mencionado encontró para el abulón azul rangos térmicos más amplios y con los máximos superiores a los del abulón amarillo, que se expresó a través de crecimientos más rápidos y la supervivencia en temperaturas extremas más altas. Los diferentes estados al aumentar en edad son cada vez menos vulnerables a extremos térmicos. Por la independencia del abulón azul de la variabilidad del PDOI desove encontrado en este trabajo, se interpreta que la temperatura del agua siempre ha estado dentro de su rango térmico óptimo o del rango de sobrevivencia con crecimiento individual.

Además existe el adelanto del desove según las temperaturas medioambiente, que provoca el desove más temprano de lo normal con temperaturas superiores a las normales (Gluyas-Millán & Talavera-Maya 2003). Esto significa que los huevos, que son el estado más vulnerable del ciclo de vida respecto a la temperatura medioambiental, siempre serían expulsados y fertilizados en temperaturas dentro del rango térmico necesario. Además y al contrario de lo que suponen Gluyas-Millán & Talavera-Maya (2003) las larvas pelágicas y reptantes no dependen (o mucho menos) de la disponibilidad de macroalgas para su alimentación, sino de algas unicelulares y coralinas cotrosas (Leighton 1974), que no desaparecen durante eventos de El Niño como mostró el trabajo de Carreón-Palau et al. (2003) en Bahía Tortugas, B.C.S. Se asume (también indicado en Leighton 1974) que lo mismo es válido hasta cierto grado para los juveniles de la clase 0+. Siendo así al menos por razones alimenticias no disminuye la cantidad de la clase de edad 0+ de abulones. Esto es coherente con los hallazgos de Guzmán-del Prío et al. (2003) que encontraron una disminución en abundancia únicamente para las clases de edad 1+ hasta 3+, que son las edades en las cuales

la importancia de macroalgas como alimento sube (Leighton 1974, Serviere-Zaragoza et al. 1998 y 2001). La importancia de los bosques de macroalgas como barrera que disminuye la velocidad de corrientes, y no la disponibilidad de estos macroalgas como alimentos, puede explicar la leve disminución de la abundancia de individuos de la clase 0+ encontrado por los autores.

De todas formas es muy discutido en la comunidad científica si, cómo y en cuáles estados las poblaciones de abulón son vulnerables a efectos provocados por El Niño. La mayoría está de acuerdo que los efectos de El Niño son negativos sobre las poblaciones de abulones. Se indica generalmente que la variabilidad climática local provocada por eventos de El Niño afecta las comunidades biológicas y dentro de ellos las poblaciones de abulones a través de cambios en los patrones del movimiento del agua y sobre todo por la temperatura del agua. Prácticamente los únicos trabajos que proveen razones sobre las diferencias entre las dos especies son los que tienen un enfoque sobre la dependencia del crecimiento y desarrollo individual de la temperatura (especialmente Leighton 1974).

Se supone que la temperatura del agua es el factor que logra explicar los resultados del presente trabajo. No solamente existe una diferencia en el efecto de este factor sobre las dos especies, sino que también influye principalmente los procesos denso-independientes a través del crecimiento individual. El otro factor mencionado por muchos autores, la disposición de *Macrocystis* y otras macroalgas como alimentos, afecta los procesos denso-dependientes y además es más relacionado con los fenómenos de El Niño. Ambos hechos en relación con los resultados indican que este factor posiblemente no sea tan importante como pensaron estos autores. El segundo aspecto de la abundancia de los macroalgas parece más importante debido a su influencia sobre procesos denso-independientes a través del asentamiento larval: la formación de bosques que actúan como barreras frenando las corrientes posiblemente favorecen la abundancia de larvas reptantes. Pero mediante este factor no se puede explicar la diferencia de la influencia de la variabilidad climática entre las dos especies. Además se asuma que en muchos bancos de abulón las mismas corrientes, con o sin bosques de *Macrocystis*, son favorables o al menos no desfavorables para el asentamiento larval.

Los resultados en el presente trabajo indican un vínculo más fuerte con la PDO. No se investigó o vinculó los efectos de singulares eventos de El Niño y tampoco de La Niña sobre el rendimiento pesquero o capturas de las dos especies de abulón. De todas formas las correlaciones entre el índice multivariado del ENSO (MEI) y las series de CPUE de las dos especies también son significativas aunque mucho menos altas que las de CPUE y PDOI ($r_{\text{azul}} = 0.41$ y $r_{\text{amarillo}} = -0.65$ para el MEI y $r_{\text{azul}} = 0.71$ y $r_{\text{amarillo}} = -0.84$ para el PDOI desove).

Hasta ahora nadie ha intentado directamente relacionar el recurso de abulón con el PDOI, aunque investigaciones sobre otros recursos marinos muestran que son influenciados fuertemente por este ciclo climático (Lluch-Belda et al. 1989, Hollowed & Wooster 1992, Wooster & Hollowed 1995, Mantua et al. 1997, Clarke & Lebedev 1998, Hare et al. 1999, Hollowed et al. 2001 y Hare & Mantua 2000 entre otros). Ponce-Díaz et al. (2003) sugieren que existen diferentes estados (*sensu* de los regímenes del Pacífico) de las comunidades biológicas marinas a las cuales pertenecen las dos especies de abulón en la región de la península de Baja California. En el presente trabajo se encontró una influencia del rendimiento tanto del recurso *Haliotis* como de su pesquería de la oscilación decadal del Pacífico (PDO).

Se concluye que el presente trabajo no puede respaldar los hallazgos de varios otros trabajos buscando una vinculación entre la variabilidad climática provocada por la ENSO y el rendimiento de los stocks de abulón azul y amarillo, debido a la diferencia encontrada entre el rendimiento de las dos especies y la variabilidad climática originándose en la oscilación decadal del Pacífico (PDO).

Otro efecto mencionado por Shepherd et al. (1998), el efecto de Allee, que en el presente trabajo por la índole del modelo no se pudo tomar en cuenta, puede ser un factor adicional e independiente muy importante aunque contradice la posible reagregación de los individuos mencionada antes. Este efecto propone posibles fallas de fertilización debido a muy bajas densidades de individuos, y es independiente del clima y de la pesquería una vez que una población se encuentra abajo de a estas densidades problemáticas. El efecto de Allee según Shepherd et al. (1998) está descrito para varios moluscos. Se supone que especialmente en caso del abulón amarillo podría ser un factor para considerar en futuras investigaciones y que podría ser además una posible explicación si el recurso de este abulón no sube como está pronosticado por los modelos pesquero-climáticos diseñados en este trabajo.

Los valores estimados para la capacidad de carga K mediante los modelos finales incorporando el efecto de la variabilidad climática a los parámetros de capacidad de carga K , tasa de crecimiento r y factor de observación q requieren tamaños de los bancos de alrededor de 100 km² en caso del abulón amarillo y casi 17 km² para el abulón azul. Estos valores se calcularon con pesos individuales de 900 g (abulón azul) y 800 g para el abulón amarillo (Shepherd et al. 1998) con densidades máximas de 0.8 Ind/m² y 0.2 Ind/m² respectivas. Las densidades provienen de los años ochentas y se asume que especialmente los valores para el abulón amarillo antes fueron superiores (León-Carballo & Muciño-Díaz 1996). Asumiendo que las densidades del abulón amarillo han sido superiores antes, con un valor de 0.3 Ind/m² se calculó el área necesario para obtener una capacidad de carga de 16,300 t de este recurso en 68 km². Aunque no se tiene valores de la extensión total de los bancos de abulón las áreas calculadas no parecen demasiadas grandes.

Para encontrar los cuatro efectos sobre los procesos del recurso y, además, para facilitar los ajustes de los modelos a los datos, primero se añadió la variabilidad climática a los parámetros de la capacidad de carga K y la tasa de crecimiento r del modelo de producción excedente. En el caso del abulón amarillo este modelo logró explicar tanto la serie de CPUE como la de la biomasa. El modelo de la otra especie no cambió y siguió con el mismo problema que antes: no pudo explicar las dos series simultáneamente. Solamente con la variabilidad climática incorporada al factor de observación q del modelo de observación también se logró explicar ambas series del abulón azul.

La dependencia de la CPUE de factores climáticos o bien meteorológicos fue investigada antes con diferentes resultados. Harrison (1983) intentó estandarizar la CPUE de la pesquería de *Haliotis rubris*, un abulón de Tasmania (Australia), en relación con datos meteorológicos sin tener éxito, pero reconoció que posiblemente no tuvo datos adecuados. En Japón Kojima & Isibasi (1985 citado en Breen 1992) encontraron relaciones entre presión atmosférica y esfuerzo pesquero de tres buzos en una pesquería de abulón. Se supone entonces que la eficiencia de los buzos al menos hasta cierto grado dependa de las condiciones actuales del tiempo provocadas por el clima. Otros efectos que influyen la CPUE podrían ser turbulencias y turbidez en el agua, que inducen corrientes desconocidas por los buzos y eventualmente más fuertes y acompañadas de baja visibilidad. Además puede imaginarse que en el caso de corrientes superficiales y oleaje más fuertes el trabajo de los equipos abuloneros se dificulta.

Otra explicación para la fuerte dependencia de la pesquería del abulón azul de la variabilidad climática es la multiespecificidad de la pesquería, que no distingue entre los esfuerzos aplicado a cada una de las dos especies. La dependencia de la CPUE del abulón azul de la variabilidad climática sí existe como indican los resultados de la correlación entre esta serie y la serie del PDOI de desove pero se asume que esta relación encontrada entre el PDOI transformado y la CPUE realmente es indirecto debido a la mencionada multiespecificidad.

Los valores de la CPUE calculados para ambas especies de entrada son demasiados bajos debido a que siempre se aplicó todo el esfuerzo reportado a cada uno de las especies. Este método parece justificado porque la extracción de una especie en un área requería casi el mismo esfuerzo porque el recorrido buscando una cierta área tendría que ser el mismo. Solamente cambiará el total del tiempo de extracción de los animales por el hecho de que habría menos capturas. El tiempo aplicado a la propia extracción es la parte temporalmente más corta de la pesquería de abulón. Como lo sugiere el ajuste del modelo a los datos de la biomasa del abulón azul, se supone que la CPUE de la pesquería de abulón azul en los años de 1967 hasta 1986 o 87 tendría que estar realmente en un nivel parecido al de los años 1988 hasta 1993. Pero la CPUE observada de la primera época es más baja porque no existe una manera de aplicar una parte ade-

cuada del esfuerzo que corresponde a la explotación de cada una de las dos especies de abulón. A partir de los años 80 se cayó el stock y las capturas del abulón amarillo, lo que afectó la CPUE del abulón azul de manera que subió la CPUE al nivel verdadero. Se concluye que el efecto de la variabilidad climática sobre el rendimiento de la pesquería del abulón azul en su mayoría es un artefacto provocado por el efecto de la variabilidad climática sobre el rendimiento de la biomasa del abulón amarillo, transmitido indirectamente mediante el esfuerzo pesquero acoplado de las dos especies.

Aunque en la segunda época la CPUE corresponde con la biomasa, es muy importante entender que la CPUE, especialmente en caso del abulón azul, no puede ser un indicador de la biomasa del stock pesquero. El mismo hecho de la multiespecificidad también prohíbe el uso del punto de referencia del esfuerzo correspondiente al RMS E_{RMS} .

Los resultados de los modelos indican que eventualmente no sea necesario incorporar la variabilidad climática a los tres parámetros del modelo pesquero-climático. La variación de la capacidad de carga K en caso del modelo para el abulón amarillo es casi imperceptible y seguramente no significativa, la del modelo del abulón azul es poco más que el 6% del valor máximo. La variación de la tasa de crecimiento intrínseca r del abulón azul tampoco varía mucho más que el 7%. Mediante una prueba de sensibilidad se podría comprobar la necesidad de la incorporación de la variabilidad climática para estos parámetros. Para los otros parámetros – r del modelo del abulón amarillo y el factor de observación q de ambos modelos – la variación es mucho más grande.

La reducción de parámetros también mitigaría el problema de la relación entre el número de datos y el número de parámetros, que para los modelos pesqueros-climáticos es desfavorable y provoca inseguridad estadística. Más parámetros automáticamente mejora la calidad del ajuste, el extremo sería tener la misma cantidad de parámetros que datos. Para comprobar la necesidad del uso de un parámetro se puede comparar el modelo sin y con este parámetro mediante la prueba de sensibilidad y la prueba de Akaike. Esta prueba sería oportuno en caso del parámetro q del modelo pesquero-climático del abulón amarillo y los parámetros K y r en caso del modelo para el abulón azul. Se asume que aunque el valor de la verosimilitud logarítmica (LLH, o bien la calidad del ajuste) subió, eventualmente este incremento no es significativo sino producto de añadir otro parámetro.

Al emplear los modelos para tomar decisiones se aconseja que antes se tengan también comprobados los límites de confianza. Aunque ello no fue llevado a cabo en el presente trabajo debido a la falta de tiempo, por el uso de la verosimilitud logarítmico como criterio de la calidad de ajuste el cálculo de los límites de confianza puede ser ejecutado fácilmente como los describe Haddon (2001).

Otra posibilidad de mejorar un modelo que incorpora la variabilidad climática la propuso Lluch-Cota SE (CIBNOR, México, comunicación personal). En el presente trabajo se empleó la misma serie climática a todos parámetros del modelo, lo que no necesariamente es correcto. Se podría imaginar que el crecimiento poblacional esté más influenciado por cambios a largo plazo (Leighton 1974, Clarke & Lebedev 1999), o bien por los regimenes de la PDO, pero que la mortalidad natural podría ser sujeta de los fenómenos de El Niño (ver arriba). Un eventual hallazgo de este tipo explicaría la discrepancia que existe en algunas partes entre los resultados del presente trabajo, que postula la dependencia del recurso abulón de la PDO, y su influencia sobre los procesos denso-independientes y los resultados de otros investigadores que proponen una dependencia del ENSO y su influencia sobre los procesos denso-dependientes.

5.6 Resultados de los puntos de referencia del manejo

Especialmente los resultados del rendimiento máximo sostenible (RMS) y la mortalidad pesquera correspondiente (F_{RMS}) estimados por los diferentes modelos ajustados a la CPUE del abulón amarillo indican claramente por qué el uso de estos dos puntos de referencia produjeron enormes fracasos en el manejo pesquero en el pasado. El rango de valores anuales estimados por los modelos incorporando la variabilidad climática es enorme y además siempre abajo del resultado del modelo pesquero convencional (ver tabla 16). En el caso del RMS el valor máximo del modelo pesquero-climático estima 350 t (o el 22%) menos que el modelo pesquero sin influencia de clima, y el valor mínimo es casi 6 veces inferior al valor de RMS del modelo pesquero. Para la mortalidad pesquera F correspondiente al RMS el mínimo solamente es 4 veces inferior y el valor máximo es igual al valor encontrado por el modelo pesquero.

El resultado del modelo pesquero del abulón amarillo ajustado a la biomasa calcula el RMS un poco arriba de la mitad del modelo ajustado a la CPUE y el F correspondiente tiene menos que la mitad. Estos resultados nuevamente destacan el problema de la CPUE como indicador de la biomasa para el recurso abulón.

En caso del abulón azul las diferencias son menos pronunciadas pero el RMS de los modelos pesquero-climáticos también están un 11% inferior a los de los modelos convencionales. Este hallazgo parece coherente con la estabilidad de este recurso hasta los 90s.

Los resultados respaldan cuantitativamente la hipótesis de la biología-pesquera (ej. Caddy & Mahon 1995, Haddon 2001) de que el uso de estos dos puntos de referencia en el manejo pesquera convencional tiene que ser rechazado. Pero se propone que el uso en modelos pesquero-climáticos que calculan valores anuales de RMS y F_{RMS} podría ser viable. En el presente trabajo no se pudo profundizar en la temática.

5.7 El modelo del PDOI

El modelo del PDOI desove construido con las cuatro frecuencias significativas encontrados mediante el análisis espectral para el pronóstico del PDOI desove no puede explicar los valores extremos por lo cual se empleó también el método estadístico Monte Carlo.

La serie de error del modelo del PDOI revela una estructura que implica que el modelo no incorpora todos componentes ciclos de los cuales consiste el PDO. Se comprobó la incorporación de otros componentes cíclicos con períodos no significantes como uno de 100 años y/o 25 años, que por poco fueron rechazados por la análisis de Fourier (ver figura 36), pero no se logró quitar la estructura de error.

Los períodos con las duraciones de 51, 5.7, 2.5 y 2.1 años encontrados corresponden a las oscilaciones reportadas por diferentes autores para los diferentes modos climáticos del Pacífico norte y sus influencias en la zona costera del continente América Norte entre Alaska y Panamá. Las oscilaciones de 2.1 y 2.5 años es coherente con la oscilación casi-bianual encontrado por ejemplo por Ware (1995) o Lluch-Cota et al. (2003). La oscilación de 5.7 años corresponde con la oscilación de la ENSO con frecuencia baja 2 (*ENSO low frequency* – ELF_2) de Lluch-Cota et al. (2003), y la del ENSO de Ware (1995). La oscilación con baja frecuencia de 51 años duración ($f = 0.0196 \text{ a}^{-1}$) se relaciona con la frecuencia interdecadal de Lluch-Cota et al. (2003), que según estos autores son oscilaciones con más que 25 años de duración. Ware (1995) distingue entre una oscilación bidecadal y una con frecuencia muy baja con períodos entre 50 y 75 años.

La oscilación con 51 años seguramente es producto del método del análisis de Fourier por el problema de la serie de no ser infinita y el *leakage* que resulta. Como control se buscó no solamente los parámetros del modelo del PDOI de desove, sino también las frecuencias con el módulo “SOLVER” mediante la suma mínima de cuadrados (LSS). El resultado de un modelo con cinco componentes además de las componentes con períodos de 2.1, 2.6 y 5.6 años muestra dos oscilaciones con 43.9 y 63.8 años en vez de la de 51 años. Se supone que estos valores tampoco representan los períodos reales por la alta cantidad de 30 parámetros y la resultante problemática de soluciones mínimos locales que inhiben al “SOLVER” para encontrar la solución global. Para identificar definitivamente la, o las oscilaciones de baja o muy baja frecuencia se necesitaría series que antedatan más atrás. Una exploración de cinco series de temperatura de aire normalizada reconstruidas por aros de árboles en EUA y Canadá que comienza en 1600, reveló 3 oscilaciones: una interanual con 2 a 8 años (ENSO), una interdecadal con 20 a 40 años y una oscilación multidecadal con una período entre 60 a 80 años (Ware & Thomson 2000).

No obstante se usó los períodos encontrados mediante el análisis de Fourier, aunque no logran explicar completamente el PDOI. Se supone que para el pronóstico de las capturas sea suficiente tener series extremos construidas mediante el modelo insuficiente del PDOI desove y el Monte Carlo, que no necesariamente tengan que reflejar la realidad. Los valores usados para cada año respetan la desviación estándar del error del modelo basando en el valor del modelo.

5.8 Los pronósticos

Se eligieron los diez series del PDOI pronosticado (PP 1 hasta PP 10) subjetivamente para obtener series que reflejan los extremos de la variabilidad de la PDO, y así obtener la máxima diferencia posible del rendimiento del recurso y de las capturas acumuladas. Es claro que los resultados obtenidos mediante este procedimiento no son estadísticamente sólidos según la metodología de Monte Carlo, con la cual se tendría que usar al menos varias miles de diferentes series. Debido al posible error del modelo sinusoidal del PDOI que implica errores para el procedimiento del Monte Carlo, que se basa en la estructura del error del modelo, y la carencia de más tiempo, se usó una forma abreviada de este método con 10 series. Se asume que se eligieron series climáticas parecidas a las más extremas posibles, y que ninguna de las series empleados en el pronóstico del rendimiento del recurso (PP 1 hasta PP 10) refleja el resultado más probable. Los pronósticos únicamente quieren encontrar resultados para el rendimiento del stock alrededor de los más bajos y más altos posibles. Los resultados del rendimiento de los stocks y de las capturas acumuladas entonces tienen que ser vistos bajo dos restricciones: 1) los resultados son cerca de los extremos y 2) no se conoce el límite de confianza ni con qué probabilidad se obtendrían resultados más bajos o más altos que los más extremos pronosticados en el presente trabajo.

El manejo del recurso abulón como lo plantea el IPN desde 2000 es denominado “manejo de recuperación del recurso” y tiene como meta el crecimiento anual del recurso del 10%. Las capturas anualmente negociadas entre los Centros Regionales de la Investigación Pesquera (CRIP) de La Paz, B.C.S. y Ensenada B.C. y las cooperativas siempre se dan de una manera que permita lograr esta meta. Se basan en los modelos elaboradas por los CRIP para cada especie y cooperativa (Muciño-Díaz et al. 2003). En el presente trabajo se quiso comprobar la efectividad de este tipo de manejo, y además, en un segundo escenario de manejo para ver si existe una posibilidad de mejorarlo, se lo combinó con una veda inicial. Un tercer tipo, para también ser comparado con el manejo del INP, es el con una cuota fija para la mortalidad pesquera ($F = C/B$). Es claro que la comparabilidad con los resultados de los CRIP está limitada debido a que no se estimó los stocks de cada cooperativa aparte.

Resultados preliminares mostraron que en el caso del abulón azul el crecimiento de 10% no es viable, sino que el crecimiento (con la excepción del primer año) siempre es inferior a 10%. Para este especie entonces se aplicó solamente un manejo del tipo “cuota fija” estimando la captura acumulada C_{ac} bajo diferentes cuotas y, en un caso, con veda inicial de 3 años.

Bajo los tres diferentes tipos de manejo en caso del abulón amarillo se notó que en condiciones desfavorables la diferencia entre las capturas acumuladas es muy pequeña (compare los paneles de PP 10 abajo a la derecha en figura 38, figura 39 y figura 40). Además el recurso de abulón amarillo bajo condiciones climáticas favorables se recupera independientemente del manejo, siempre que las capturas no son exageradas ($F > 0.25$). Se opina que estos dos puntos respaldan lo dicho por Hilborn & Walters (1992), que asumen que el rendimiento de los recursos marinos muchas veces no son resultado del manejo sino de las condiciones climáticas. Mediante el manejo entonces únicamente se logra amplificar una tendencia del recurso inducida por la condición climática, siempre que el recurso sea vulnerable a la variabilidad climática en el sitio de la evaluación.

Se supone que los rendimientos de todos recursos de cierta manera son influenciados por la variabilidad climática. Pero la importancia de esta influencia depende de la ubicación geográfica de la población (Ponce-Díaz 2003), lo quiere decir, que una población, que en un lugar experimenta variaciones de las condiciones ambientales que están dentro de su rango de tolerancia, no va a tener mucha variabilidad en su respuesta a estas condiciones. Esto se observa en caso del abulón azul en la zona centro de la península de Baja California. Las variaciones en la capacidad de carga K y la tasa de crecimiento intrínseca de este especie según los resultados son pequeñas.

Los futuros rendimientos estimados mediante los modelos pesquero-climáticos, aunque inferior a los calculados por los modelos pesqueros convencionales, son muy positivos y parecen que pueden ser eventualmente excesivos. Se propone para el manejo de la pesquería que se tendría que usar siempre las cuotas y capturas de los escenarios climáticos más desfavorables para evitar repetir errores del pasado que agotaron muchos recursos marinos.

Abulón amarillo

En caso del abulón amarillo, el recurso que está influenciado por el clima, se supone que a través los puntos de referencia, que aplican las autoridades desde hace el año 2000, se encontrarán capturas permisibles que logran un futuro crecimiento del stock. Según los resultados, este crecimiento, durante el régimen frío, en que se encuentra el Pacífico en el momento, es independiente de la condición climática y logra, en casi todos los años, con todas series climática pronosticados (PP 1 hasta PP 10), llegar al 10% propuesto

por los CRIP. Con una veda inicial se podría mejorar el resultado, como muestra figura 40, pero la aplicación de una veda total en una pesquería es difícil de realizar. Sin embargo se asume que en el caso del abulón amarillo que por el momento tiene poca importancia para la pesquería en la Baja California sería viable una veda por un cierto tiempo.

Todavía sería mejor el tercer método de manejo mediante cuotas fijas de la mortalidad pesquera F . Mediante las cuotas fijas únicamente en condiciones muy desfavorables no se cosecharía más que con los otros métodos. Además mediante este método en 2025 se llegaría a biomasa ya parecidas a la biomasa con la producción máxima ($B_{RMS} = K/2 = 8000$ t). Para el recurso de abulón amarillo en tiempos favorables, o bien regimenes fríos, se propone un manejo con cuota de $F = 0.1$ que es la cuota que en todos escenarios climáticos brinda buen crecimiento del recurso. Cómo reaccionaría el stock en regimenes calidos se tendría que comprobar en un pronóstico que va más allá del año 2025, pero el PDOI desove pronosticado PP 10 (panel abajo, a la derecha en la figura 40) como una serie con muchos años con anomalías positivas indica que el recurso posiblemente también crecería. Es importante que se entienda que se tiene que aplicar cuotas inferiores durante los regimenes calidas.

Abulón azul

El otro stock de abulón en la zona centro de la península de Baja California no está influenciado fuertemente en su rendimiento biológico por la variabilidad climática. Aplicar el manejo del crecimiento del 10% no parece viable porque según resultados preliminares este crecimiento es demasiado alto y no se lo lograría ni sin la cosecha. La aplicación de diferentes cuotas fijas de la mortalidad pesquera F como manejo alternativa reveló que la mejor cuota sería la de 0.15, o con una veda inicial de 3 años una de 0.17, pero en este escenario de manejo la biomasa está detenida en su crecimiento. Se propone entonces la cuota 0.15, eventualmente con una veda inicial. Para el manejo de este recurso es muy importante que se entienda que el rendimiento de la pesquería, la CPUE, que altamente depende de la variabilidad climática no es un indicador de la abundancia (ver panel arriba a la izquierda en la figura 41). Una evaluación convencional con un modelo pesquero según Hilborn & Walters no es recomendable bajo ninguna circunstancia, debido al problema de que no se puede distinguir entre los esfuerzos pesqueros aplicados a las dos especies.

6 Conclusiones y recomendaciones

En la zona centro de la península de Baja California las dos especies muestran diferentes comportamientos con respecto a la influencia de la variabilidad climática inducida por la oscilación decadal del Pacífico (PDO). El rendimiento del stock del abulón amarillo (*Haliotis corrugata*) depende fuertemente de las condiciones climáticas o bien regímenes climáticas del Pacífico, el del stock del abulón azul (*H. fulgens*) casi no. El stock del abulón amarillo crece más durante los regímenes fríos. Parece que el efecto de la variabilidad climática casi únicamente es denso-independiente.

Se asume que en los próximos años el Pacífico esté en su estado o bien régimen frío, que implica alteraciones del medioambiente abiótico y biótico en la zona centro. Por lo cual el stock del abulón amarillo crecerá mucho mejor que en las últimas dos y media décadas, en las cuales colapsó tanto el stock como la pesquería de abulón.

Se supone que el factor más importante vinculando la variabilidad climática con el rendimiento de los stocks es la temperatura del agua, aunque existen posiblemente otros factores como los patrones de corrientes. La tolerancia térmica del abulón azul es más amplia que la del abulón amarillo. El abulón azul, al menos los adultos de esta especie, obviamente tolera hasta las temperaturas del agua más altas en la zona centro y tiene su crecimiento máximo en temperaturas superiores que las del abulón amarillo. Además su curva de respuesta a la temperatura es más amplia y más plana con una extensa región de crecimientos poco inferiores al máximo.

El rendimiento pesquero o bien la CPUE de ambas especies, pero especialmente el de la pesquería del abulón azul depende de la variabilidad climática. Se asume que la dependencia de la pesquería del abulón azul en su mayoría es indirecta a través del rendimiento biológico del abulón amarillo.

La relación entre la abundancia y la CPUE establecida mediante el modelo de observación no es lineal sino una función potencial. Las pesquerías de ambos stocks muestran el fenómeno de hiper-estabilidad porque los individuos forman bancos y posiblemente reagregan después de ser diezmados.

Por las razones de la dependencia de la CPUE de la variabilidad climática y la hiper-estabilidad de la pesquería, la CPUE en caso del recurso de abulón de la zona centro de la península de la Baja California no puede ser un indicador fiel de la biomasa del stock. En caso del abulón amarillo las trayectorias de CPUE

y biomasa son todavía parecidas y se correlacionan de cierta manera, pero para el abulón azul no existe similitud.

Además de la influencia climática sobre la CPUE existe una influencia del tamaño del stock como indica el modelo de observación no lineal. En el presente trabajo se pudo controlar este modelo, que en la evaluación pesquera normalmente no es posible, debido a la carencia de datos de la biomasa. Por los resultados de los modelos de producción excedente con modelo de observación no lineal se supone que en general se podría usar este tipo de modelo de observación también sin la posibilidad de controlar el resultado. Este siempre cuando un recurso muestra agregación de alguna manera y/o cuando los pescadores tienen buen conocimiento de su recurso.

Los resultados del presente trabajo indican que los recursos van a crecer bajo una pesquería adecuada. Es importante entender que la pesquería en períodos desfavorables climáticamente (regímenes calidos) no puede ser la misma que durante los períodos favorables. En el último régimen calido capturas demasiado altas que estaban en el límite o arriba del límite ya durante el régimen frío anterior provocaron el colapso al menos del recurso abulón amarillo.

Las regulaciones del manejo ahora aplicadas por las autoridades y cooperativas para el recurso de abulón amarillo son adecuadas, en el sentido de que con ellas se va a lograr la recuperación el stock. A pesar de eso los modelos construidos indican que mediante una regulación de la cuota de la mortalidad pesquera se podría obtener mejores resultados. En caso del recurso del abulón azul los modelos evaluaron crecimientos máximos anuales inferiores que el 10% que es la meta del manejo. Para la pesquería de este recurso sería más favorable aplicar una cuota fija de mortalidad pesquera. Se propone una veda completa para el abulón amarillo para que el recurso se recupere más rápidamente y llegue a una biomasa de 8000 t, con la cual se obtendría las capturas más altas. Se supone que esta medida no se puede realizar por la resistencia en las cooperativas pesqueras debido a la situación general de la dependencia de las comunidades de la pesquería de abulón en la zona centro.

Los resultados son muy positivos. Se sospecha que eventualmente son demasiado positivos por lo cual se propone que se use las proposiciones cautelosamente y siempre flexibles. Es muy importante que los CRIP siguen, o amplifican, el monitoreo de las biomásas de los bancos de abulón. Se opina que hasta el próximo cambio de régimen del Pacífico para ambas especies una cuota basada en las biomásas observadas en las investigaciones anuales de $F = 0.1$ evita el futuro agotamiento del recurso.

Se recomienda modelos pesquero-climáticos más detallados espacialmente y supone que la práctica de las CRIB que construyen un modelo para cada especie y cada cooperativa, aplicado a la metodología propuesta en el presente trabajo, sería un mejoramiento para obtener resultados más confiables. Eventualmente se podría estimar cada banco con un propio modelo.

Se opina que los modelos podrían ser simplificados dejando fijos los parámetros poco influenciados por la variabilidad climática. Para quitar la influencia del medioambiente se tendría que llevar a cabo pruebas de sensibilidad. Para comparar los modelos con diferentes números de parámetros variables respecto a la calidad del ajuste se tiene que aplicar la prueba de Akaike. En los próximos años seguramente la oceanografía proveerá modelos del PDOI más fieles que tendrían que ser incorporados a los modelos para obtener resultados más seguros. Otra posibilidad para incorporar la variabilidad climática a modelos pesqueros sería el uso de diferentes series climáticas para las diferentes series como propuesto por Lluch-Cota SE (CIBNOR, México, comunicación personal).

La herramienta "SOLVER" de Excel es de restringida utilidad para la búsqueda de los valores de una cantidad de parámetros como en caso de los ajustes de los modelos pesquero-climáticos. Un programa que memore sus resultados para compararlos con nuevos resultados sería de gran ventaja y facilitaría mucho el trabajo con modelos complejos.

7 Referencias

- Anónimo (2001). An introduction to the Beyond El Niño Conference: climate variability and marine ecosystem impacts from the tropics to the Arctic. *Progress in Oceanography* 49: 1-6.
- Anónimo (2003a). Large Marine Ecosystems of the world: LME 3: California Current.
<http://na.nefsc.noaa.gov/lme/text/lme3.htm>
- Anónimo (2003b). Global Ocean Ecosystems Dynamics and Climate Change. Eastern Boundary Current Program Report on Climate Change and the California Current Ecosystem. Report Number 7, September 1992.
<http://www.usglobec.org/reports/ebcccs/ebcccs.contents.html>
- Anónimo (2004). Pink abalone. www.nmfs.noaa.gov/prot_res/species/concern_profiles/pink_abalone.pdf
- Arntz WE & Fahrbach E (1996). El Niño: experimento climático de la naturaleza, causas físicas y efectos biológicos. *Fondos de Cultura Económica*, México, DF. 312 pp.
- Arreguín-Sánchez F (1991). Time recovery for exploited fish populations based on surplus yield models. *Fishbyte* 9 (2):39-41.
- Bakun, A (1996). Patterns in the Ocean. *Californian Sea Grant College System and Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste*, La Paz, B.C.S., Mexico. pp. 325.
- Bateen ML, Cipriano NJ, Monroe JT (2003). A Large-Scale Seasonal Modeling Study of the California Current System. *J. Oceanogr.* 59: 545-562.
- Beddington JR & May RM (1977). Harvesting natural populations in a randomly fluctuating environment. *Science* 197: 463-465.
- Bower S (2003). Sabellid Polychaete Infestation Disease in Abalone.
http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/sci/shelldis/pages/sabelab_e.htm
- Breen PA (1992). A Review of Models Used for Stock Assessment in Abalone Fisheries. En: Shephard SA, Tegner MJ & Guzmán-del Prío SA [eds.] (1992). *Abalone of the World. Biology, Fisheries and Culture*. Fishing News Book, Oxford, pp. 608.
- Breiman L & Friedman JH (1985). Estimating Optimal Transformations for Multiple Regression and Correlation (with discussion). *J. Amer. Statist. Assoc.* 80, 580.
- Brodeur R.D., & D.M. Ware, 1995. Interdecadal variability in distribution and catch rates of epipelagic nekton in the Northeast Pacific Ocean. En: Beamish R [ed.] (1995). *Climate change and northern fish populations*. Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci. 121: 329-356.
- Caddy JF (1998). A Short Review of Precautionary Reference Points and Some Proposals for their Use in Data-Poor Situations. *FAO Fisheries Technical Papers* 379, online-version
<http://www.fao.org/docrep/X0550E/X0550E00.htm>, FAO, Rome.
- Caddy JF & Mahon R (1995). Reference points for fisheries management. *FAO Fisheries Technical Papers* 347, online-version <http://www.fao.org/docrep/V8400S/v8400s00.htm#Contents>, FAO, Rome.

- Carreón-Palau L, Guzmán-del Prío SA, Belmar-Pérez J, Carillo-Laguna J, & Herrera-Fragoso R (2003). Microhabitat and associated biota of abalone juveniles *H. fulgens* and *H. corrugata* in Bahía Tortugas, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 29: 325-341.
- Chelton DB (1984). Commentary: short term climatic variability in the Northeast Pacific Ocean. In: Pearcy W [ed.], *The influence of ocean conditions on the production of salmonids in the North Pacific*. Oregon State University Press, OR, pp. 87-99.
- Chen Y & Andrew N (1998). Parameter Estimation in modelling the dynamics of fish stock biomass: are currently used observation-error estimator reliable? *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 55: 749-760.
- Clarke JC & Lebedev A (1999). Remotely Driven Decadal and Longer Changes in the Coastal Pacific Waters of the Americas. *Journal of Physical Oceanography* 29: 828-835.
- Clarke KR & Warwick RM (1994). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Research Council*, UK, pp. 1444
- Coppola G & Pascoe S (1996). A surplus production model with a non-linear catch-effort relationship. *Research Paper* 105, CEMARE Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources, University of Portsmouth.
- Costanza R, Wainger L, Folke C & Maller KG (1993). Modeling complex ecological economic systems: towards and evolutionary dynamic understanding of people and nature. Pp.148-163. En: Samson FB & Knopf FL [eds.] *Ecosystem Management*, Springer, Heidelberg.
- Cox KW (1962). Californian Abalones, Family Haliotidae. *Calif. Fish. Game* 118: 1-133.
- Csirke J (1988). Small shoaling pelagic fish stocks. En: Gulland JA [ed.] (1988). *Fish Population Dynamics*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 442.
- Cury P & Pauly D (2000). Patterns and propensities in reproduction and growth of marine fishes. *Ecology Research* 15, pp. 101-106.
- Dayton PK, Tegner MJ, Parnell PE & Edwards PB (1992). Temporal and spatial patterns of disturbance and recovery in a kelp forest community. *Ecol. Monogr.* 62: 421-445.
- Del Rio-Portilla MA & González-Avilés JG (2001). Population genetics of the yellow abalone *H. corrugata*, in Cedros and San Benito Islands: A preliminary survey. *J. Shell. Res.* 20: 765-770.
- Deysher LE & Dean TA (1986). In situ recruitment of sporophytes of giant kelp, *Macrocystis pyrifera* (L.) C.A. Agardh: effects of physical factors. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 103: 41-63.
- Doi T, Guzmán-del Prío SA, Marín V, Camacho J, Muñoz T (1977). Análisis de la población de la pesquería de abulón amarillo (*H. corrugata*) en el área de Punta Abreojos a Isla Cedros, B.C. *Departamento de Pesca, Ser. Cient.* 18:1-17.
- Doubleday WG (1976). Environmental fluctuations and fisheries management. *ICNAF Sel. Pap.* 1: 141-50.
- Enfield DB & Mestas-Núñez AM (1999). Multiscale Variabilities in Global Sea Surface Temperatures and Their Relationships with Tropospheric Climate Patterns. *Journal of Climate* 12: 2719-2733.
- Froese R & Pauly D [eds] (2003). FishBase. *Online-version* www.fishbase.org, versión 27 January 2004.
- García S (1998). Tropical penaeid prawns. En: Gulland JA [ed.] (1988). *Fish Population Dynamics*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 442.

- Gluyas-Millán MG & Talavera-Maya J (2003). Size and Age Composition of the Populations of the Abalone *Haliotis fulgens* and *H. corrugata* of Bahía Tortugas, Baja California Sur, Mexico. *Ciencias Marinas*, 29: 89-101.
- Gordon HR & Cook PA (2001). World Abalone Supply, Markets and Pricing: Historical, Current and Future. *Journal of Shellfish Research* 20: 567-570.
- Guzmán-del Prío SA (1992). A review of the biology of abalone and its fishery in Mexico. En: Shephard SA, Tegner MJ & Guzmán-del Prío SA [eds.] (1992). *Abalone of the World. Biology, Fisheries and Culture*. Fishing News Book, Oxford, pp. 608.
- Guzmán-del Prío SA & López-Salas (1983). Crecimiento de *H. fulgens* en Bahía Asunción, Baja California Sur, México. *An. Esc. Nat. De Cien. Biol.* 38: 59-66.
- Guzmán-del Prío SA, Carreón-Palau L, Belmar-Pérez J, Carrillo-Laguna J & Herrera-Fragoso, R (2003). Effects of the 'El Niño' event on the recruitment of benthic invertebrates in Bahía Tortugas, Baja California Sur. *Geofísica Internacional* 42: 429-438.
- Haddon M (2001). Modeling and Quantitative Methods in Fisheries. *Chapman and Hall/CRC*, Washington DC, pp. 406.
- Hare SR & Mantua NJ (2000). Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Progress in Oceanography*, 47: 103-145.
- Hare SR, Mantua NJ & Francis RC (1999). Inverse production regimes: Alaska and West Coast Pacific Salmon. *Fisheries* 24: 6-14.
- Harrison AJ (1983). The Tasmanian abalone fishery. *Tasmanian Fish. Res.* 1.
- Hennemuth RC, Palmer JE & Brown BE (1980). A statistical description of recruitment in eighteen selected fish stocks. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 1: 101-111.
- Hernández-Carmona G (1987). Recuperación de los mantos de sargazo gigante (*Macrocystis pyrifera*) en Baja California después del fenómeno de "El Niño" de 1982-83. En: Ramírez-Rodríguez ME [ed]. *Simposium sobre Investigación en Biología y Oceanografía Pesquera en México*. CICIMAR, La Paz, B.C.S., México, pp. 147-154.
- Hernández-Carmona G, Robledo D & Serviere-Zaragoza E (2001). Effect of Nutrient Availability on *Macrocystis pyrifera* Recruitment and Survival near Its Southern Limit off Baja California. *Botánica Marina* 42: 221-229.
- Hilborn R (1979). Comparison of fisheries control systems that utilize catch and effort data. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 36: 1477-1489.
- Hilborn R & Walters CJ (1987). A general model for simulation of stock and fleet dynamics in spatially heterogeneous fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1366-1369.
- Hilborn R & Walters CJ (1992). Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman & Hall, New York, pp. 570.
- Hilborn R & Mangel M (1997). The Ecological Detective. Confronting Models with Data. Princeton University Press. Princeton, NJ., pp. 318.
- Hollowed AB, & Wooster WS (1992). Variability of winter ocean conditions and strong year classes of Northeast Pacific groundfish. *ICES mar. Sci. Symp.* 195: 433-444.
- Hollowed AB, Hare SR & Wooster WS (2001). Pacific Basin climate variability and patterns of Northeast Pacific marine fish production. *Progress in Oceanography* 49: 257-282.

- Huxley TH (1884). Inaugural Adress. *Fisheries Exhibition Literature* 4:1-22.
- INP (2000). Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo 1999-2000. *Instituto Nacional de la Pesca*, México, versión electrónica.
- INP (2003). Estimación de la captura máxima permisible del abulón azul *Haliotis fulgens* y amarillo *H. corrugata* en la costa occidental de la península de Baja California. Temporada 2002/2003. *Dictamen técnico*, INP, México.
- Ladah LB, Zertuche-González JA & Hernández-Carmona G (1999). Giant Kelp (*Macrocystis pyrifera*, Phaeophyceae) Recruitment Near Its Southern Limit in Baja California Alter Mass Disappearance During ENSO 1997-1998. *J. Phycol.* 35: 1106-1112.
- Larkin PA (1977). An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106: 1-11.
- Laws E (1997). *Mathematical Methods for Oceanographers*. Wiley, New York, pp. 343.
- Lehninger AL, Nelson DL & Cox MM (1998). *Prinzipien der Biochemie*. *Spektrum Akademischer Verlag*, Heidelberg.
- Leighton DL (1974). The influence of temperature on larval and juvenile growth in three species of Southern California abalones. *Fish. Bull.* 72(4): 1137-1145.
- Lelevier GAL, León JG, Ortiz M, Turrubiates JR, González JG & Reineke MA (1989). Análisis biológico pesquero del stock de abulón en la península de Baja California durante las temporadas de pesca 1981-1988. Evaluación y diagnóstico. *Documento Interno. CRIP-Ensenada/La Paz*. INP. SEPESCA.
- León-Carballo G & Muciño-Díaz M (1996). Pesquería de Abulón. En: Margarita Casas-Valdez y Germán Ponce-Díaz [eds.], *Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola de Baja California Sur*, Versión electrónica (2002), CIBNOR, México, pp. 372.
- León-Carballo G, Rodríguez MC & Ochoa RI (1992). Hermafroditismo incidental en el abulón azul *Haliotis fulgens* (Philipi 1845) en una población silvestre en la Costa Pacífico de Isla Magdalena, B.C.S. *Res. IX Simp. Intern. Biol. Mar.*
- Lindberg DR (1992). Evolution, distribution and systematics of Haliotidae. En: Shephard SA, Tegner MJ & Guzmán-del Prío SA [eds.] (1992). *Abalone of the World. Biology, Fisheries and Culture*. Fishing News Book, Oxford, pp. 608.
- Lluch-Belda D, Lluch-Cota DB & Lluch-Cota SE (2002). Is interannual change predictable at the California current system? *Oceanography of the Eastern Pacific*, 11: 74-85.
- Lluch-Belda D, Lluch-Cota DB and Lluch-Cota SE (2003). Interannual variability impacts on the California Current Large Marine Ecosystem (aún no publicado).
- Lluch-Belda D, Crawford RJM, Kawasaki T, MacCall AD, Parrish RH, Schwartzlose RA & Smith PE (1989). World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: The regime problem. *South African Journal of Marine Science* 8: 195-205.
- Lluch-Cota DB (2001). Ocean Climate variability off northwest Mexico: regional physical and biological responses to El Niño-Southern Oscillation and Pacific Decadal Oscillation. *Thesis de PhD, CIBNOR*, La Paz, México.
- Lluch-Cota DB (2002). Satellite measured interannual variability of coastal phytoplankton pigment in the tropical and subtropical eastern Pacific. *Continental Shelf Research*, 22: 803-820.
- Lluch-Cota DB & Ponce-Díaz G (2000). Situación Actual & Perspectivas de la Pesquería de Abulón. En: *Memorias del Taller: Cultivo Intensivo y Repoblamiento del Abulón*, CIBNOR, México, pp. 95.

- Lluch-Cota DB, Wooster WS & Hare SR (2001). Sea surface temperature variability in coastal areas of the North-eastern Pacific related to the El Niño-Southern Oscillation and Pacific Decadal Oscillation. *Geophysical Research Letters* 28: 2029-2032.
- Lluch-Cota DB, Salinas-Zavala CA, Del Monte-Luna P & Lluch-Belda D (1995). El Niño y la Pesca en el Noroeste de México. *Oceanología* 4: 19-42.
- Lluch-Cota DB, Wooster WS, Hare SR, Lluch-Belda D & Parés-Sierra A (2003). Principal Modes and Related Frequencies of Sea Surface Temperature Variability in the Pacific Coast of North America. *Journal of Oceanography* 59: 477-488.
- Lluch-Cota SE, Lluch-Cota DB, Lluch-Belda D, Nevárez-Martínez MO, Parés-Sierra A & Hernández-Vázquez S (2001a). Variability of sardine catch as related to enrichment, concentration and retention process in the central Gulf of California. *CalCOFI Rep.* 40: 184-190.
- Lluch-Cota SE, Kiefer D, Parés-Sierra A, Lluch-Cota DB, Berwald J & Lluch-Belda D (2001b). Toward an Environmental Analysis System to Forecast Spawning Probability in the Gulf of California Sardine. *Spatial Processes and Management of Marine Populations, Alaska Sea Grant College Program AK-SG-01-02*.
- Ludwig D & Walters CJ (1989). A robust method for parameter estimation from catch and effort data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 137-144.
- Lynn RJ & Simpson JJ (1987). The Californian Current System: The Seasonal Variability of its Physical Characteristics. *J. Geophys. Res.* 92-C12: 12947-12966.
- Mantua NJ & Hare SR (2002). The Pacific Decadal Oscillation. *Journal of Oceanography*, Vol. 58, pp. 35-44.
- Mantua NJ, Hare SR, Zang Y, Wallace JM & Francis RC (1997). A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78: 1069-1079.
- Margalef R. (1998). Ecología. Edición Omega, Barcelona, pp. 951.
- Margolis L (1996). Disease Risks Associated with the Transplantation of Abalone, Geoducks, Sea Urchins, and Spot Prawns in British Columbia. *Aquaculture update* 76, versión online.
- McLean JH (1966). West american Prosobranch Gastropoda: Superfamilies Patellaceae, Pleurotomariaceae and Fisurellaceae. *PhD. Diss.*, Stanford University.
- McShane PP (1992): Early life history of abalone: a review. En: Shepherd SA, Tegner MJ & Guzmán-del Prío SA, [Eds.], *Abalone of the World: Biology, Fisheries and Culture*. Proc. 1st Intern. Symp. Abalone. Fishing News Books. Oxford, London.
- Megrey B & Wespestad VG (1989). A review of biological assumptions underlying fishery assessments models. En: Edwards, E. & B. Megrey [eds.] *Mathematical analysis of fish stock dynamics: reviews and current applications*. Am. Fish. Soc. Symp. 6: 31-74.
- Mestas-Núñez AM & Enfield DB (1999). Rotated Global Modes of Non-ENSO Sea Surface Temperature Variability. *Journal of Climate* 12: 2734-2746.
- Middlebrook C (2003). *Haliotis rufescens*, Red Abalone.
[http://www.animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/haliotis/h._rufescens\\$narrative.html](http://www.animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/haliotis/h._rufescens$narrative.html)
- Miller, A.J., 1996. Recent advances in California Current modeling: decadal and interannual thermocline variations. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* 37.

- Miller AJ, McWilliams JC, Schneider N, Allen JS, Barth JA, Beardsley RC, Chavez FP, Chereskin TK, Edwards CA, Haney RL, Kelly KA, Kindle JC, Ly LN, Moisan JR, Noble MA, Niiler PP, Oey LY, Schwing FB, Shearman RK, & Swenson MR (1999). Observing and Modeling the California Current System. *Eos, Transactions. American Geophysical Union* 80: 533-539.
- Moore JD, Finley CA, Robbins TT & Friedman CS (2002). Withering Syndrome and Restoration of Southern Californian Abalone Populations. *CalCoFi Rep.*, 43: 112-117.
- Muciño-Díaz MO, Vélez-Barajas JA, Rodríguez-Sierra P, Turrubiates-Morales JR, Reinecke-Reyes MA, Castro-González JJ, Caballero-Alegría F, Ribera-Ulloa JL & Talavera-Maya J (2003). Estimación de la captura máxima permisible del abulón azul *Haliotis fulgens* y amarillo *H. corrugata* en la costa occidental de la península de Baja California temporada 2002/2003. *Dictamen técnico INP, México*, pp. 15.
- Navárez-Martínez MO, Lluch-Belda D, Cisneros-Mata MA, Santos-Molina JP, Martínez-Zavala M de los Angeles & Lluch-Cota SE (2001). Distribution and abundance of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California and their relation with the environment. *Progress in Oceanography*, 49: 565-580.
- NMFS (1999). Our Living Oceans. Report on the status of U.S. living marine resources, 1999. *U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-41*, versión online <http://spo.nwr.noaa.gov/olo99.htm>.
- Officer RA, Dixon CD & Gorfine HK (2001a). Movement and re-aggregation of the blacklip abalone *Haliotis rubris* Leach, after fishing. *J. Shell. Res.* 20: 771-779.
- Officer RA, Haddon M & Gorfine HK (2001b). Distance-based abundance estimation for abalone. *J. Shell. Res.* 20: 781-786.
- Ortiz-Quintanilla Q.M. & León-Carballo G. (1988). Recursos Pesqueros de México y sus Perspectivas. Recurso abulón (*Haliotis* spp.). 11-51. En: *Recursos Pesqueros del País*. INP. SEPESCA.
- Pauly D (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 39 : 175-192.
- Pauly D (1988). Fisheries research and the demersal fisheries of Southeast Asia. En: Gulland JA [ed.] (1988). *Fish Population Dynamics*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 442.
- Ponce-Díaz G [ed.] (2003). Alternativas para fortalecer la cadena de productiva de la pesquería de abulón. *CIBNOR*, La Paz, México, pp. 169.
- Ponce-Díaz G, Chávez EA & Ramade-Villanueva M (2000). Evaluation of the green abalone *Haliotis fulgens* en Bahía Asunción, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 26: 393-412.
- Ponce-Díaz G, Vega-Velázquez A, Ramade-Villanueva M, León-Carballo G & Franco-Santiago R (1998). Socio-economic Characters of the Abalone Fishery Along the West Coast of the Baja California Peninsula, México. *J. Shell. Res.* 17: 853-857.
- Ponce-Díaz G, Lluch-Cota SE, Bautista-Romero JJ & Lluch-Belda D (2003). Caracterización multiescala de la temperatura del mar en una zona de bancos de abulón en Bahía Asunción, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 29: 291-303.
- Pope JG (1972). An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Res. Bull. ICNAF* 9: 65-74.
- Pörtner HO, Berdal B, Blust R, Brix O, Colosimo A, De Wachter B, Giuliani A, Johansen T, Fischer T, Knust R, Lannig G, Naevdal G, Nedenes A, Nyhammer G, Sartoris FJ, Serendero I, Sirabella P, Thorkildsen & Zakhart-

- sev M (2001). Climate induced temperature effects on growth performance, fecundity and recruitment in marine fish: developing a hypothesis for cause and effect relationships in Atlantic cod (*Gadus morhua*) and common eelpout (*Zoarces viviparus*). *Continental Shelf Research* 21: 1975-1997.
- Punt AE (2003). Extending production models to include process error in the population dynamics. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 60: 1217-1228.
- Punt AE & Hilborn R (1996). Biomass Dynamic Models. User's manual. *FAO Computerized information series (Fisheries)* 10, pp. 62.
- Quinn TJ & Deriso RB (1999). Quantitative Fish Dynamics. *Oxford University Press*, New York, pp.542.
- Raimondi PT, Wilson CM, Ambrose RF, Engle JM & Minchinton TE (2002). Continued declines of black abalone along the coast of California: are mass mortalities related to El Niño events? *Marine Ecology Progress Series*, 242: 143-152.
- Ramade-Villanueva MR, Lluch-Cota DB, Lluch-Cota SE, Hernandez-Vazquez S, Espinoza-Montes A & Vega-Velazquez A (1998). An Evaluation of the Anual Quota Mechanism as Management Tool in the Mexican Abalone Fishery. *J. Shell. Res.* 17: 847-851.
- Reed DC, Ebeling WA, Anderson TW & Anghera M (1996). Differential Reproductive responses to fluctuating resources in two seaweeds with different reproductive strategies. *Ecology* 77: 300-316.
- Rodhouse PG (2001). Managing and forecasting squid fisheries in variable environments. *Fisheries Research*, 54 pp. 3-8.
- Rodríguez-Valencia JA & Caballero-Alergría F (2002). Temporal fluctuations (1989-1999) in the populations of *Haliotis fulgens* and *H. corrugata* (Gastropoda: Haliotidae), at Islas San Benito (Baja California, Mexico). *J. Shellfish Res.* 21: 163-171.
- Royer, TC (1979). On the effect of precipitation and runoff on coastal circulation in the gulf of Alaska. *J. Phys. Oceanogr.* 9: 555-563.
- Salas-Garza A (2000). Repoblamiento de Abulón. En: Memorias del Taller: Cultivo Intensivo y Repoblamiento del Abulón, CIBNOR, México, pp. 95.
- Schaefer MB (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter.Am. Trop. Tuna Com. Bull.* 1: 25-56.
- Schaefer MB (1957). A study of the dynamics of the fishery for yellowfish tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter.Am. Trop. Tuna Com. Bull.* 2: 247-268.
- SEMARNAT (2004). Producción pesquera por litoral y entidad federativa 1986-2000. http://www.semarnat.gob.mx/wps/portal/cmd/cs/.ce/155/.s/4696/_s.155/4691.
- Serviere-Zaragoza E, Gómez-López D & Ponce-Díaz G (1998). The Natural Diet of the Green Abalone (*Haliotis Fulgens* Philippi) in the Southern Part of its Range, Baja California Sur, México, Assesed by an Analysis of Gut Contents. *J. Shell. Res.* 17: 777-782.
- Serviere-Zaragoza E, Mazariegos-Villareal A, Ponce-Díaz G & Montes-Magallón S (2001). Growth of juvenile abalone, *Haliotis fulgens* Philippi, fed diferent diets. *J. Shell. Res.* 20: 689-693.
- Shepherd SA & Avalos-Borja M (1997). The microstructure and chronology of the abalone *H. corrugata*. *Molluscan Res.* 18: 197-207.

- Shepherd SA & Turrubiates-Morales JR (1997). A practical chronology for the abalone *H. fulgens*. *Molluscan Res.* 18: 219-226.
- Shepherd SA, Turrubiates-Morales JR, Hall K (1998). Decline of the abalone fishery at La Natividad, México: Overfishing or climate change? *J. Shell. Res.* 17: 839-846.
- Shepherd SA, Guzmán-del Prío SA, Turrubiates J, Belmar J, Baker JL & Sluczanowski PR (1991). Growth, size at sexual maturity, egg per recruit analysis of the abalone *H. fulgens* in Baja California. *Veliger* 34: 324-330.
- Simpson, JJ (1983). Large-scaled thermal anomalies in the Californian Current during the 1982-83 El Niño. *Geophys. Res. Lett.* 10: 937-90.
- Smith TD (1988). Stock assessment methods: the first fifty years. En: Gulland JA [ed.] (1988). *Fish Population Dynamics*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 442.
- Sparre P, Ursin E & Venema SC (1989). Introduction to tropical fish stock assessment. Part I. Manual. *FAO Fisheries Technical Paper* 306.1, FAO, Rome, pp. 337.
- Spencer PD (1997). Optimal harvesting of fish populations with nonlinear rates of predation and autocorrelated environmental variability. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 54: 59-74.
- Statsoft (2004). Electronic Statistics Textbook. <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>, StatSoft. Inc., Tulsa, OK, USA.
- Tabachnick BG & Fidell LS (2001). Using Multivariate Statistics. *Allyn and Bacon*, Boston, pp. 966.
- Tegner MJ & Dayton PK (1987). El Niño effects n Southern Californian kelp forest communities. *Adv. Ecol. Res.* 17: 243-279.
- Tegner MJ, Dayton PK, Edwards PB & Riser KL (1996). Is there evidence for long-term climatic change in southern Californian Kelp forest? *CalCOFI Rep.* 37: 111-126.
- Tegner MJ, Dayton PK, Edwards PB & Riser KL (1997). Large-scale, low-frequency oceanographic effects on kelp forest succession: a tale of two cohorts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 146: 117-134.
- Tegner MJ, Haaker PI, Riser KI & Vilchis LI (2001). Climate variability, kelp forest, and the Southern California red abalone fishery. *J. Shell. Res.*, Vol. 20: 755-763.
- Townsend CR, Begon M, Harper JL (2003). Essentials of ecology. Blackwell Publishing, Oxford, pp. 530.
- Tsao E, Shrank WE & Roy N (1985). Generalising fisheries models: an extension of the Schaefer analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 42: 44-55.
- Tutschulte TC & Connell JH (1981). Reproductive biology of three species of abalones (*Haliotis*) in Southern California. *Veliger* 23: 195-206.
- Vasconcellos MC (2001). The Complementary Roles of Single-Species and Ecosystem Models in Fisheries Management. An Example from a Southwest Atlantic Fishery. *Fisheries Circular No. 970*. FAO, Rome.
- Vega A, Lluch-Belda D, Muciño M, Ponce G, Hernández S, Lluch-Cota D, Ramade M & Espinoza G (1997). Development, perspective and management of lobster and abalone fisheries off Northwest Mexico under a limited access system. Proceedings of the 2nd World Fisheries Congress, Brisbane, Australia, 28th July to 2nd August, 1996.
- U.S.GLOBEC (1994). Eastern Boundary Current Program. A science plan for the Californian Current. *U.S.GLOBEC Report* 11, pp. 124.
- Walker GT & Bliss EW (1932). World Weather V. *Mem. R. Meteorol. Soc.* 4: 53-84.

- Walters CJ & Hilborn R (1976). Adaptive control of fishing systems. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 33: 145-159.
- Ware DM (1995). A century and a half of change in the climate of the NE Pacific. *Fisheries Oceanography*, 4: 267-277.
- Ware DM & Thomson RE (2000). Interannual to Multidecadal Timescale Climate Variations in the Northeast Pacific. *Journal of Climate* 13: 3209-3221.
- Wilks DS (1995). Statistical methods in the atmospheric sciences: an introduction. *Academic Press*, San Diego, pp. 467.
- Williams EH & Prager MH (2002). Comparison of equilibrium and nonequilibrium estimators for the generalized production model. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 59:1533-1552.
- Wooster WS & Hollowed AB (1995). Decadal-scale variations in the eastern subarctic Pacific. I. Winter ocean conditions. En: Beamish RJ [ed.] *Climate change and northern fish populations*. Can Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 121.
- Zúñiga G, Guzmán-del Prío SA, Cisneros R & Rodríguez G (2000). Population Genetic Analysis of the Abalone *Haliotis Fulgens* (Mollusca: Gastropoda) in Baja California, Mexico. *J. Shell. Res.* 19: 853-859.

8 Anexo

Tabla 17: Valores de los parámetros del modelo sinodal del PDO de la época del desove.

| | $T = 51$ $f = 0.0196$ | $T = 5.7$ $f = 0.1754$ | $T = 2.5$ $f = 0.4000$ | $T = 2.1$ $f = 0.4762$ |
|---|--------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| a | 0.0439 | -0.0282 | -0.0399 | -0.0285 |
| b | 0.4711 | 0.3028 | 0.1584 | 0.4935 |
| c | 0.7597 | -0.1976 | 0.7943 | -0.9015 |
| d | 0.4009 | 0.7097 | 0.0695 | 0.3454 |
| e | 1.3435 | 1.7030 | 2.2442 | 1.0330 |

| | |
|----------|--|
| Kingdom | Animalia -- Animal, animals, animaux |
| Phylum | Mollusca -- molluscs, mollusks, mollusques, molusco |
| Class | Gastropoda Cuvier, 1797 -- caracol, caramujo, escargots, gasterópodos |
| Subclass | Prosobranchia Milne-Edwards, 1848 |
| Order | Archaeogastropoda Thiele, 1925 |
| Family | Haliotididae Rafinesque, 1815 |
| Genus | Haliotis Linnaeus, 1758 |