



**UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)**

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE
CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**EVALUACIÓN DEL ESTADO POBLACIONAL DEL
CANGREJO VIOLÁCEO *Platyxanthus orbigny* (Milne
Edwards y Lucas, 1843) DEL ÁREA DE LAMBAYEQUE POR
MEDIO DE UN MODELO DINÁMICO DE BIOMASA**

**Tesis para optar al Título Profesional de Biólogo con mención
en Hidrobiología y Pesquería**

Bach. EDGAR JOSYMAR TORREJÓN MAGALLANES

Lima - Perú

2011



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE
CIENCIAS BIOLÓGICAS

**EVALUACIÓN DEL ESTADO POBLACIONAL DEL
CANGREJO VIOLÁCEO *Platyxanthus orbigny* (Milne
Edwards y Lucas, 1843) DEL ÁREA DE LAMBAYEQUE POR
MEDIO DE UN MODELO DINÁMICO DE BIOMASA**

**Tesis para optar al Título Profesional de Biólogo con mención
en Hidrobiología y Pesquería**

Bach. EDGAR JOSYMAR TORREJÓN MAGALLANES

ASESORA: Blga. CARMEN YAMASHIRO GUINOZA

CO – ASESOR: Mag. JUAN PEDRO ARGÜELLES TORRES

Lima - Perú

2011

DEDICATORIA

A toda mi familia en especial a mis padres, Edgar y Rosario por su apoyo incondicional, por brindarme una carrera para el futuro en la cual no los defraudaré.

A Melissa por el soporte y aliento, sobre todo en momentos difíciles, muchas gracias.

A los verdaderos amigos. A Steve, sé que estás en un lugar mejor y desde allí nos cuidas.



“Nuestra mayor gloria no está en no haber caído nunca, sino en levantarnos cada vez que caemos”. Confucio

AGRADECIMIENTO

A todas las personas que me apoyaron durante mi estancia en el Instituto del Mar del Perú (IMARPE), en especial a mi asesora Blga. Carmen Yamashiro quien me brindó la oportunidad de poder realizar la tesis en la Unidad de Investigaciones en Invertebrados Marinos (UIIM) del IMARPE, por sus valiosos consejos durante el desarrollo de la presente tesis.

A mi co-asesor, Mag. Juan Argüelles Torres, por enseñarme nuevas herramientas en la evaluación de recursos, por orientarme generosamente en todo momento con mucha amabilidad y paciencia, por la amistad y confianza que me dio durante mi estancia en esta unidad de investigación.

A la Bióloga Silvia Aguilar y a la Ing. Ana Medina quienes me facilitaron los datos.

A los Biólogos Anatolio Taipe, María Nelly Sanjinez y a los Ingenieros Luis Mariátegui y Christian García por su tiempo y ayuda ante cualquier duda presentada.

A mis profesores - revisores, Marco Espino quien mediante sus cursos en la universidad me introdujo al mundo de la evaluación de stocks a través de los modelos pesqueros y por atenderme cordialmente ante cualquier duda presentada en el desarrollo de esta tesis, Roger Quiroz y Carlos Paredes por sus enseñanzas en la universidad, sugerencias y correcciones en la tesis.

Al Dr. Pablo del Monte Luna (CICIMAR – México) por su generosidad, por tomarse el tiempo para enviarme valiosa bibliografía, fórmulas y por sus sugerencias.

A la Universidad Nacional Mayor de San Marcos y a todos mis profesores que me brindaron una formación sólida en Biología.

“Saber mucho de algo no sirve de nada si no compartes el conocimiento”

ÍNDICE

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	JUSTIFICACIÓN	4
III.	MARCO TEÓRICO	6
	3.1. La Producción excedente y su perspectiva biológica	6
	3.2. Evaluación y manejo pesquero	8
	3.2.1. Evaluación de recursos pesqueros	8
	3.2.2. Manejo pesquero	9
	3.3. Los modelos en la evaluación de recursos pesqueros.....	10
	3.3.1. Clasificación de los modelos	10
	3.4. Modelos de Producción Excedente	11
	3.4.1. Modelo de Schaefer.....	12
	3.4.2. Modelo dinámico de biomasa de Schaefer	13
	3.4.3. Incorporación de incertidumbre.....	16
	3.4.4. Puntos Biológicos de Referencia (PBR).....	17
	3.5. Antecedentes	21
IV.	OBJETIVOS	25
V.	MATERIAL Y MÉTODOS	26
	5.1. Base de datos	26
	5.2. Modelo Pesquero.....	27
	5.3. Método de ajuste	29
	5.4. Puntos Biológicos de Referencia derivados del Modelo (PBR)	31
	5.5. Intervalos de confianza.....	32
VI.	RESULTADOS	35
	6.1. Series de captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo (CPUE).....	35
	6.2. CPUE observadas vs CPUE estimadas y Biomosas estimadas	36
	6.3. Estimación de parámetros.....	37

6.4. Puntos Biológicos de Referencia (PBR)	38
6.5. Intervalos de confianza	39
6.6. Modelos de Producción	41
6.6.1. Modelo Dinámico de Biomasa de Schaefer	41
6.6.2. Modelo Dinámico con variable ambiental.....	43
VII. DISCUSIÓN	45
7.1. Los datos.....	46
7.2. Modelo dinámico de biomasa de Schaefer vs Modelo dinámico con variable ambiental.....	47
7.3. Simulación de biomasa – Análisis de los modelos y la variabilidad ambiental...	49
7.4. Puntos biológicos de referencia y manejo de la pesquería	52
VIII. CONCLUSIONES	54
IX. RECOMENDACIONES	55
X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
XI. ANEXOS Y GLOSARIO	66



LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Principales puntos de referencia derivados del modelo dinámico de biomasa de Schaefer.....	19
Cuadro 2. Valores de captura, esfuerzo y CPUE del “cangrejo violáceo” <i>Platyxanthus orbigny</i> (Lambayeque – Pimentel).....	26
Cuadro 3. Parámetros poblacionales calculados mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer y el modelo dinámico con variable ambiental.....	38
Cuadro 4. Puntos biológicos de referencia derivado del modelo dinámico de biomasa de Schaefer (MDB) y del modelo dinámico con variable ambiental (MDVA) comparados con el estado de la actual pesquería (2010) del cangrejo violáceo.....	39
Cuadro 5. Intervalos de confianza al 95% para los modelos de modelo dinámico de biomasa de Schaefer (MDB) y el Modelo dinámico con variable ambiental (MDVA).....	39
Cuadro 6. Indicadores del estado de explotación del cangrejo violáceo <i>P. orbigny</i> de la zona de Lambayeque.....	43

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Relación teórica que asume el modelo dinámico de biomasa de Schaefer entre la biomasa y la producción excedente.....7
- Figura 2.** Procedimiento gráfico de bootstrap.....33
- Figura 3.** Series de captura, esfuerzo pesquero, CPUE para la pesquería de cangrejo violáceo del área de Lambayeque.....35
- Figura 4.** Estimaciones de CPUE para la pesquería de cangrejo violáceo del área de Lambayeque. Izquierda: Estimación de la CPUE ($CPUE_{est}$) mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer. Derecha: Estimación de la CPUE ($CPUE_{amb}$) mediante el modelo dinámico con variable ambiental..36
- Figura 5.** Estimaciones de Biomasa del cangrejo violáceo del área de Lambayeque mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer (línea continua) y mediante el modelo dinámico con variable ambiental.....37
- Figura 6.** Distribución bootstrap de la tasa intrínseca de crecimiento " r " (arriba) y de la capturabilidad " q " (abajo) para el Modelo dinámico de biomasa de Schaefer.....40
- Figura 7.** Distribución bootstrap de la tasa intrínseca de crecimiento " r " (arriba) y de la capturabilidad " q " (abajo) para el Modelo dinámico con variable ambiental.....41
- Figura 8.** Tendencia de la biomasa del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque. La línea continua representa la biomasa estimada y la línea punteada representa el nivel de biomasa en el que se obtiene el máximo rendimiento sostenible (B_{MRS}) por medio del MDB.....41

Figura 9. Tendencia de capturas del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque.

La línea continua representa las capturas y la línea punteada representa el Máximo rendimiento sostenible (MRS) estimado mediante el MDB.....42

Figura 10. Mortalidad por pesca (F) del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque.

La línea continua representa el valor de la mortalidad por pesca anual y la línea punteada representa el valor de la mortalidad al nivel del máximo rendimiento sostenible (F_{MRS}) estimado mediante el MDB.....42

Figura 11. Tendencia de la biomasa del cangrejo violáceo de la zona de

Lambayeque. La línea continua representa la biomasa estimada y la línea punteada representa el nivel de biomasa en el que se obtiene el máximo rendimiento sostenible (B_{MRS}) por medio del MDVA.....43

Figura 12. Tendencia de capturas del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque.

La línea continua representa las capturas y la línea punteada representa el Máximo rendimiento sostenible (MRS) estimado por medio del MDVA.....44

Figura 13. Mortalidad por pesca (F) del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque.

La línea continua representa el valor de la mortalidad por pesca anual y la línea punteada representa el valor de la mortalidad al nivel del máximo rendimiento sostenible (F_{MRS}) estimadas por medio del MDVA.....44

Figura 14. Simulación de la biomasa del cangrejo violáceo bajo distintos niveles de

pesca en la zona de Lambayeque. (a) Simulación mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer, (b) simulación mediante el modelo dinámico con variable ambiental.....50

RESUMEN

Se hace un análisis del estado poblacional del cangrejo violáceo *Platyxanthus orbigny* (Milne Edwards y Lucas, 1843) del litoral de Lambayeque – Perú para el periodo 2001-2010 por medio de: 1) El modelo dinámico de biomasa de Schaefer en su versión de error de observación; a este modelo se le introdujo la variable ambiental anomalía de la temperatura superficial del mar (ATSM) del área de San José (Lambayeque) y se obtuvo 2) el modelo dinámico con variable ambiental, ambos basados en datos de captura, esfuerzo y CPUE. Se utilizó el método de máxima verosimilitud en el proceso de ajuste y el bootstrap para determinar los intervalos de confianza de los parámetros.

Los parámetros poblacionales y pesqueros estimados por el modelo dinámico de biomasa de Schaefer (MDB) fueron: K : 750 000 kg, r : 0,21 y q : $8,36 \times 10^{-6}$ y por el modelo dinámico con variable ambiental (MDVA) los parámetros fueron K : 765 000 kg, r : 0,23 y q : $8,02 \times 10^{-6}$. Con los valores de los parámetros estimados mediante el MDB y el MDVA se calcularon los principales puntos biológicos de referencia (PBR) los cuales fueron: MRS : 39 822 kg, B_{MRS} : 375 000 kg, f_{MRS} : 12 561 nasas, F_{MRS} : 0,11, $F_{0.1}$: 0,10 para el MDB; y MRS : 44 069 kg, B_{MRS} : 382 500 kg, f_{MRS} : 13 782 nasas, F_{MRS} : 0,12, $F_{0.1}$: 0,10 para el MDVA. Los resultados indican que el estado actual de la pesquería del cangrejo violáceo del Litoral de Lambayeque se encuentra muy cerca al nivel óptimo. En vista de que no se dispone de información de evaluaciones directas de este recurso que confirme o no los resultados del MDB y MDVA y en virtud de la calidad de datos, se sugiere que el manejo de la pesquería sea del tipo adaptativo alrededor del punto de referencia $F_{0.1}$ y teniendo en cuenta las condiciones ambientales.

Palabras claves: Modelo dinámico de biomasa, dinámica de poblaciones, puntos biológicos de referencia, parámetros poblacionales, máxima verosimilitud, bootstrap.

ABSTRACT

An analysis of the population state of the purple crab *Platyxanthus orbigny* (Milne Edwards y Lucas, 1843) in the Lambayeque Littoral for the period 2001 – 2010 is done by: 1) The Schaefer biomass dynamic model in its version of observation error; to this model was added the environmental variable sea surface temperature anomalies (SSTA) from the San José area (Lambayeque) and was obtained 2) The dynamic model with environmental variable, both based on catch, effort and CPUE data. The fitting process was made by the maximum likelihood method and to find the confidence intervals of the parameters, it was made by the bootstrap method.

The estimated parameters by Schaefer biomass dynamic model (BDM) were: K : 750 000 kg, r : 0,21 and q : $8,36 \times 10^{-6}$ and by the dynamic model with environmental variable (DMEV) the parameters were: K : 765 000 kg, r : 0,23 y q : $8,02 \times 10^{-6}$. With this estimated values through the BDM and DMEV the main Biological reference points (BRP) calculated were: MRS : 39 822 kg, B_{MRS} : 375 000 kg, f_{MRS} : 12 561, F_{MRS} : 0,11, $F_{0.1}$: 0,10 for the BDM and MRS : 44 069 kg, B_{MRS} : 382 500 kg, f_{MRS} : 13 782, F_{MRS} : 0,12, $F_{0.1}$: 0,10 for the DMEV. The results show that the state of the purple crab in the Lambayeque Littoral is very close to the optimum level. Since no information was available from previous evaluations in this marine resource to confirm or not the results of the MDB and MDVA and according to the quality of the data, it suggests an adaptive strategy established on the reference point $F_{0.1}$ and taking into account the environmental conditions.

Key words: Biomass dynamic model, population dynamics, biological reference points (BRP), population parameters, maximum likelihood, bootstrap.

I. INTRODUCCIÓN

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 señala Huxley (1884), quien pensaba que los recursos pesqueros eran inagotables.

La evidente sobreexplotación de los recursos marinos a nivel mundial, ha originado la necesidad de buscar estrategias de manejo que minimicen la probabilidad de ocurrencia de dos hechos fundamentales (Mace, 1994): (a) que el rendimiento pesquero se presente a un nivel más bajo que el máximo sustentable o Máximo Rendimiento Sostenible *MRS* (riesgo de la pesquería); y (b) que el stock caiga debajo de cierto nivel de biomasa (riesgo del stock). Una de las posibilidades para lograr estos objetivos es utilizar puntos biológicos de referencia o PBR (*p. ej.* Máximo Rendimiento Sostenible o *MRS*, Esfuerzo Máximo o E_{MRS}) y/o niveles de mortalidad por pesca (*p. ej.* F_{MRS} , $F_{0.1}$), dentro del contexto de manejo precautorio de pesquerías (FAO, 1993; Caddy y Mahon, 1996). En ello, sobresale el empleo de métodos cuantitativos que se consideran como un instrumento útil para lograr una pesca responsable (Del Monte, 2000).

Dentro de los métodos cuantitativos que son frecuentemente utilizados en la evaluación y manejo de recursos pesqueros se encuentran los modelos de producción excedente MPE. Este hecho se debe a que sus propiedades son relativamente sencillas, fáciles de explorar y, desde el punto de vista de manejo, sus resultados son más fáciles de entender y presentar. Otra ventaja es que no requiere de muchos datos como son estimaciones de biomasa, número de huevos y larvas, estructura por edades, etc., en comparación con otros enfoques más complejos (Prager, 1994).

El desarrollo teórico de los MPE fue inicialmente desarrollado por Graham (1935), quien relaciona la tasa instantánea de producción excedente con la biomasa actual de una población de peces. Schaefer (1954) complementa y aporta viabilidad práctica

para la estimación de la producción excedente anual de una población de peces, relacionando la tasa de captura (*p. ej.* indicador de abundancia) con el esfuerzo pesquero total. El objetivo original de los MPE es la determinación del nivel óptimo de esfuerzo de pesca en situaciones estabilizadas del mismo, es decir, aquel que produce el MRS sin afectar la productividad del stock en el largo plazo (Pin y Defeo, 2000).

Los MPE engloban a distintos modelos dentro de los cuales el dinámico de biomasa ha sido considerado menos eficiente que otros métodos que se basan en estructura por edades. En su mayoría, los investigadores dedicados a la evaluación de recursos prefieren utilizar modelos de captura por edad o análisis de población virtual en lugar de modelos dinámicos de biomasa MDB (Del Monte, 2000), pero no siempre se cuentan con los datos necesarios para poder realizar los primeros, sobre todo en pesquerías que se están iniciando o aquellas en las cuales la importancia comercial del recurso es opacada por otras pesquerías.

Con el tiempo, la reputación de los MDB ha mejorado considerablemente. Una de las razones de su descrédito es que son frecuentemente ineficaces para proporcionar estimaciones coherentes, sin embargo, esto generalmente no es debido a fallas en el modelo sino a los propios datos. Algunos autores inclusive han demostrado que los MDB pueden ofrecer mejores estimaciones de los parámetros que otras técnicas de análisis (Hilborn y Walters, 1992; Hilborn y Mangel, 1997; Prager, 1994). A pesar de que los MDB continúan estando en la categoría de segunda clase en la jerarquía de los modelos, siguen siendo herramientas indispensables en ciencia pesquera (Hilborn y Walters, 1992).

El “cangrejo violáceo” *Platyxanthus orbigny*, es un braquiuro que vive en playas arenopedregosas, se distribuye en la costa americana del Océano Pacífico desde Ecuador a San Antonio, Chile (Chirichigno, 1970; Del Solar, 1970; Sánchez y Zimic, 1972; Kameya *et al.*, 1998; Zúñiga, 2002), sin embargo Abarca (1968) indica que la

distribución de esta especie estaría circunscrita sólo dentro del ámbito de la Corriente Peruana. Verticalmente se les encuentra desde zonas eulitorales hasta profundidades que sobrepasan los 50 m (Méndez, 1982; Sánchez y Zimic, 1972).

Este crustáceo es uno de los invertebrados más importantes de la fauna béntica cercana a la orilla a lo largo de la costa del Perú, tanto por su posición dentro de la comunidad biótica de la que forma parte, como por su abundancia y buena demanda en el mercado, que dan lugar a una pesquería que constituye la base económica de modestos pescadores (Abarca, 1968).

Los desembarques de este recurso en el litoral peruano ocurren durante todo el año, es así que en el periodo 2005 al 2009 se registraron 1070,42 toneladas, siendo el 2009 el año donde se registró el mayor valor (273,5 t) (Inf. Int. IMARPE). En Lambayeque, donde la extracción de esta especie es importante, sus desembarques han fluctuado a través del tiempo registrándose los mayores volúmenes de la última década en el 2003 (133,6 t).

La pesquería de este crustáceo aún no cuenta con un ordenamiento en lo que concierne a talla mínima legal, vedas o cuotas de captura, siendo la prohibición de extracción de hembras ovígeras (RM N°159-2009-PRODUCE) la única medida de regulación que se conoce en esta especie.

En virtud de la utilidad del análisis a través de modelos en la evaluación y manejo de recursos pesqueros, se plantea en la presente tesis, evaluar el estado poblacional del cangrejo violáceo *P. orbigny*, del litoral de Lambayeque, principal área de desembarque en el litoral peruano de este crustáceo, por medio del modelo dinámico de biomasa de Schaefer, cuyos resultados constituirán un importante aporte en el ordenamiento pesquero del recurso.

II. JUSTIFICACIÓN

La pesquería del recurso “cangrejo violáceo” *P. orbigny* en el Perú se realiza principalmente en el litoral norte. La captura de esta especie es realizada desde embarcaciones por pescadores artesanales y sustenta una importante actividad socio-económica en la Región Lambayeque debido a que el proceso pesquero incluye comunidades pesqueras quienes abastecen al mercado interno, exclusivamente para consumo humano directo, garantizando el bienestar económico de los pescadores de esta Región y contribuyendo con la dieta familiar.

Actualmente se tiene algunos conocimientos en lo que concierne a la pesca de este recurso, así el método de extracción está detallado en los trabajos de Abarca (1968), Sánchez (1975) y Tresierra *et al.* (1992). Asimismo, los estudios en *P. orbigny* han revelado algunos aspectos de su biología, estructura poblacional, parámetros de crecimiento, reproducción, alimentación; pero estudios concernientes a la dinámica poblacional de este recurso no existen.

Para el año 2001 ya se contaba con datos históricos confiables de captura y esfuerzo específicos de este crustáceo, sin embargo no existía una evaluación que involucrara explícitamente las características biológicas de la población o planteamientos cuantitativos para el manejo de su pesquería. Tampoco se ha contemplado un ejercicio de evaluación por medio de modelos dinámicos en sus diferentes versiones, utilizando distintos algoritmos de solución y su relación con los métodos de ajuste.

En el presente estudio se plantea lo siguiente:

1) Evaluar el estado poblacional del recurso *P. orbigny* en el área de Lambayeque a través de los puntos biológicos de referencia (PBR) como los de Máximo Rendimiento Sostenible (MRS), Esfuerzo máximo (E_{MRS} o f_{MRS}), Mortalidad por pesca a nivel del máximo rendimiento sostenible (F_{MRS}),

2) Conocer los parámetros poblacionales como la capacidad de carga (K) y la tasa intrínseca de crecimiento (r), así también el coeficiente de capturabilidad (q), que se obtienen a través de los modelos de producción, en este caso aplicando el Modelo dinámico de biomasa de Schaefer.

Los resultados de este estudio serán de suma importancia en la gestión de la explotación racional de este recurso, a fin de garantizar la sostenibilidad de *P. orbigny* para generaciones futuras.



III. MARCO TEÓRICO

3.1. La Producción excedente y su perspectiva biológica

La base biológica de la sustentabilidad es la producción excedente, es decir para que la explotación de recursos renovables sea sustentable es necesario la existencia de un excedente productivo, el cual está determinado por el balance entre nacimientos, muertes y crecimiento somático. Este excedente varía temporal y espacialmente de acuerdo a los cambios del ambiente (parámetros ambientales), incluso pueden variar en ausencia de explotación (Rosenberg *et al.*, 1993).

Todas las poblaciones naturales son capaces de un crecimiento en condiciones favorables. Si se considera exclusivamente el tamaño de la población, el excedente productivo dependerá del balance entre las muertes y nacimientos (Del Monte, 2000). Ahora bien, si se considera la biomasa total de la población como un determinante en la reproducción, entonces se tendrá que considerar el crecimiento somático de los individuos en las necesidades de la población (Hilborn y Walters, 1992). Por lo tanto cuando nos enfocamos en la dimensión del rendimiento sostenible, esta estaría determinada tanto por el excedente de cada individuo capaz de reproducirse como por el tamaño total de la población.

Se dice que una población se encuentra en equilibrio cuando se presenta un balance exacto entre la mortalidad y la producción por unidad de tiempo, sin embargo, en muy pocos casos se cumple esta condición (Del Monte, 2000), sobretodo en áreas como el Ecosistema de la Corriente de Humboldt, donde las variables ambientales juegan un papel fundamental en la dinámica de la poblaciones acuáticas. Debido a ello, los investigadores se han enfocado en elaborar procedimientos que calibran datos de captura en índices de abundancia (CPUE) para aproximarlos al equilibrio (Schnute, 1977; Walter, 1986) e incluso introduciendo variables ambientales (Freón *et al.*, 1993).

La producción excedente se define como la captura (o rendimiento) que podría tomarse del stock, mientras se mantiene constante el tamaño de este, o como la captura más el cambio neto de la biomasa por unidad de tiempo (Del Monte, 2000). Si la población se encuentra en equilibrio, entonces la producción excedente es igual a la captura. Si la población está creciendo, la producción excedente es la captura más el crecimiento neto de la población. En la figura 1 se muestra la condición de equilibrio entre la biomasa y la producción excedente.

Existe mucha controversia acerca de cuándo se da la máxima producción excedente, si esta ocurre a un nivel alto o a cierto tamaño intermedio de la población, como normalmente se asume en la teoría pesquera (Del Monte, 2000). Asimismo, una de las características más críticas de la explotación sustentable es la relación entre el tamaño de la población y el excedente reproductivo (Hilborn y Walters, 1992).

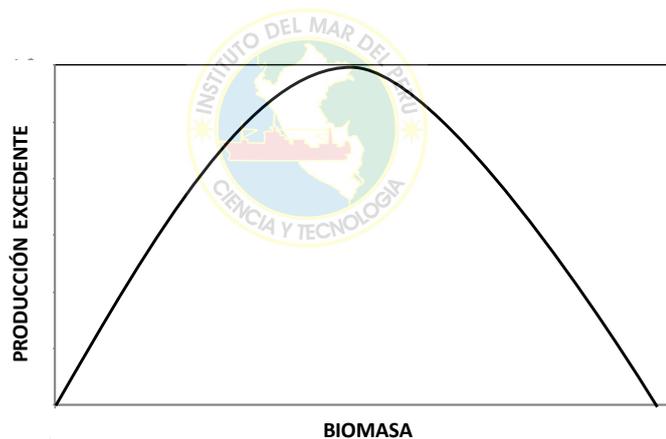


Figura 1. Relación teórica que asume el modelo dinámico de biomasa de Schaefer entre la biomasa y la producción excedente. Fuente: FAO (1993)

Si una población no está creciendo, entonces para producir un excedente reproductivo, el tamaño de la población debe reducirse. En consecuencia surge la pregunta ¿Cuánto más reducirlo con tal de hacer máximo el excedente reproductivo total? Este hecho es lo que incita a todos a determinar el máximo rendimiento sostenible y la estrategia de explotación óptima para poblaciones naturales (Hilborn *et al.*, 1995).

3.2. Evaluación y manejo pesquero

El manejo pesquero es un concepto basado en procedimientos científicos que utilizan los organismos gubernamentales para regular el acceso de los pescadores a los recursos marinos. Esto incluye restricciones temporales (vedas) y espaciales (zonificación pesquera) para el empleo de equipo pesquero, con características específicas, así como restricciones en las especies, el tamaño y la composición de las capturas. El manejo exitoso de un recurso natural requiere además de información económica y sociocultural, de un buen conocimiento científico para tener la posibilidad de pronosticar su comportamiento y abundancia, así como la producción que la sociedad o sus comunidades pueden derivar del recurso sin afectar su sustentabilidad. Generalmente, es entendido que el manejo de un recurso tiene que ser de una forma que permita el uso sustentable del recurso, aunque no siempre es claro qué exactamente es la sustentabilidad (Keyl, 2004). Así, existen ideas propias sobre qué es la sustentabilidad del recurso y cómo lograrla, de acuerdo a los grupos interesados en un recurso (Hilborn y Walters, 1992).

La evaluación de un stock puede definirse como la búsqueda del nivel de explotación que permita obtener, a largo plazo, el rendimiento en peso máximo de una pesquería (Sparre y Venema, 1997). También la evaluación de un recurso suministra las bases para tomar decisiones en el manejo pesquero.

3.2.1. Evaluación de recursos pesqueros

Se evalúa los stocks pesqueros para poder predecir cuantitativamente su reacción ante diferentes tipos y modos del manejo. Es importante entender que la evaluación de stock es interdisciplinaria y solamente puede dar repuestas graduales. Según Megrey y Wespestad (1988) 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 (Keyl, 2004).

Hoy en día la evaluación 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 y Walters, 1992; Caddy y Mahon, 1996). 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 y Walters, 1992).



3.2.2. 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 (Keyl, 2004). En lugar de solamente considerar la biología y ecología en el 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 y 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.

Se puede definir el manejo de recursos naturales como 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 y Walters, 1992). Sin embargo, para un manejo moderno exitoso estas preguntas no son suficientes. Muchos autores (ej. Megrey y Wespestad, 1988; Hilborn y Walters, 1992; Caddy y Mahon, 1996; Hilborn y Mangel, 1997) exigen que el manejo de recursos pesqueros tiene que ser más amplio.

3.3. Los modelos en la evaluación de recursos pesqueros

El uso de modelos ha servido tradicionalmente para evaluar el tamaño y/o el rendimiento de un recurso y los efectos de la pesquería sobre este, sin embargo el problema mayor de la ciencia pesquera es que no existe forma práctica (o existen muy pocos) de medir directamente un stock, esto debido a la falta de metodología adecuada, a los altos costos que involucraría o a ambas causas (Keyl, 2004). Otro problema en la evaluación de recursos pesqueros es que nos topamos con una dimensión más, el cual es la profundidad, factor que dificulta evaluaciones en ciertos recursos y que en ecología terrestre se halla como un problema marginal (Haddon, 2001).

3.3.1. Clasificación de los modelos

Hilborn y Mangel (1997) clasifican los modelos según diferentes criterios:

- Estático o dinámico: Se hacen o no cambios en los parámetros en diferentes momentos de la modelación.
- Determinístico o estocástico: Pueden haber o no incertidumbre con los elementos.
- Estadístico (también denominado descriptivo) o científico: los modelos estadísticos no buscan las razones que vinculan la biología con los datos y solamente se limitan a describir la relación entre ambos.
- Cuantitativo y cualitativo.

3.4. Modelos de Producción Excedente

Durante largo tiempo, para los modelos, la curva logística de crecimiento fue el concepto elemental para analizar poblaciones sujetas a explotación. Este modelo supone que la población es denso-dependiente, es decir, que factores como la competencia por alimento y espacio controlan los cambios en la biomasa (King, 2007).

Los modelos de producción excedente (también llamados modelos de producción general, modelos globales, modelos sintéticos o modelos de Lotka-Volterra) consideran el stock en su globalidad, es decir, no toman en consideración la estructura del stock por edades o por tallas (Cadima, 2003). Estos modelos están enfocados en el cambio del nivel del stock total (regeneración de la biomasa) y no se basa en procesos biológicos como crecimiento, mortalidad (natural o la que es producida por la pesquería, las cuales son simplemente un crecimiento negativo que inhibe en cierto grado el crecimiento de la población) o reclutamiento de los diferentes grupos dentro de una población. Así mismo los procesos medio ambientales que influyen en la dinámica de un stock no son considerados.

Los modelos de producción excedente fueron los primeros modelos usados en la biología pesquera para la evaluación debido a su simplicidad, y hoy en día en su forma discreta, siguen siendo importantes en la evaluación de muchos recursos marinos.

La ventaja de los modelos de producción excedente es 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).

3.4.1. Modelo de Schaefer

Schaefer (1954) demostró la relación existente entre la abundancia y las capturas, por lo tanto teóricamente es posible monitorear el rendimiento mediante la CPUE (Quinn y Deriso, 1999). El modelo de Schaefer realmente consiste en dos modelos: el modelo logístico del crecimiento poblacional y el modelo de observación que asume la CPUE como indicador de la biomasa. La existencia de una relación directa entre la CPUE y la biomasa frecuentemente ha sido cuestionada, especialmente en casos donde las especies forman bancos o cardúmenes (Keyl, 2004; A. Bertrand, com. pers.). Varios autores proponen funciones cuadráticas, logarítmicas o de otro tipo, para la relación CPUE – biomasa, que toman en cuenta el problema de la relación a biomazas bajas (p. ej. Hilborn y Walters, 1992; Quinn y Deriso, 1999).

Schaefer (1954) introdujo el concepto de equilibrio para poder desarrollar el modelo, sin embargo este concepto ha sido duramente criticado por los supuestos implícitos (Hennemuth *et al.*, 1980; Hilborn y Walters, 1992; Punt y Hilborn, 1996; Maunder, 2003). Estos autores señalan que esta condición de equilibrio es poco probable que se presente en las poblaciones naturales, debido a la influencia de múltiples factores denso-dependientes y denso-independientes. No obstante, también hacen la salvedad que los supuestos de equilibrio pudieran darse en el caso de especies de vida corta, debido a una menor influencia de los factores denso-dependientes, en particular la estructura demográfica, sobre la respuesta del recurso a la explotación.

Hoy en día, el modelo en estado de equilibrio con fines de evaluación de recursos pesqueros, se está dejando de lado (Hilborn y Walters, 1992; Punt y Hilborn 1996; Haddon 2001), pues el emplear el modelo en su forma discreta es mucho más confiable en la estimación de la biomasa y de parámetros tales como: tasa intrínseca de crecimiento, capacidad de carga y capturabilidad, los cuales no pueden obtenerse con las aplicaciones de los modelos clásicos (Villasmil y Mendoza, 2001).

3.4.2. Modelo dinámico de biomasa de Schaefer

Los MDB desarrollado por Hilborn & Walters (1992) son comúnmente llamados modelos de producción excedente. Es preferible utilizar el término modelo dinámico de biomasa ya que puede considerarse la producción excedente dentro del contexto de otros modelos que involucran estructura de edades, mortalidad, etc. (Del Monte, 2000). Lo particular de los modelos tradicionales de producción excedente, como los de Schaefer (1954), Fox (1970) y Pella y Tomlinson (1969), es que describen el estado y la productividad de una población en términos de biomasa, predominando esta sobre número de individuos por edad. Es por ello que el término modelo dinámico de biomasa se considera más apropiado (Hilborn y Walters, 1992; Hilborn y Mangel, 1997).

En los modelos dinámicos de biomasa se expresa el cambio en la biomasa de una población de la siguiente manera:


$$\begin{aligned} \mathbf{Biomasa}_{(\text{año } t+1)} &= \mathbf{Biomasa}_{(\text{año } t)} + (\mathbf{crecimiento} + \mathbf{reclutamiento}) \\ &\quad - (\mathbf{mortalidad natural} + \mathbf{mortalidad por pesca}) \end{aligned}$$

Desde este punto de vista, se deja de lado la emigración e inmigración, pues estas, dentro de la evaluación de stocks se consideran insignificantes en relación a las dos fuentes que incrementan la población como son el reclutamiento y la ganancia en peso de los individuos ya presentes en la población. En ausencia de pesca (mortalidad por pesca) y combinando el reclutamiento y crecimiento en un solo término llamado producción, la ecuación anterior quedaría así:

$$\mathbf{Biomasa}_{(\text{año } t+1)} = \mathbf{Biomasa}_{(\text{año } t)} + \mathbf{producción} - \mathbf{mortalidad natural}$$

Si la producción es mayor que la mortalidad natural, la población crecerá; si es menor que la mortalidad natural, la población disminuirá.

Dentro de la Biología Pesquera se sostiene que tanto a bajos como altos niveles de la población debe haber poca producción excedente ya que, por un lado existirían pocos individuos en la población que pueden crecer y reproducirse y, por otro, habría un crecimiento lento, mortalidades más altas y limitaciones para el reclutamiento.

La producción excedente puede usarse con cualquier nivel de detalle en la representación de la dinámica de poblaciones, incluso para el caso de modelos de tipo simple aplicados a una sola área, este modelo es el modelo dinámico de biomasa, que se representa como:

$$\mathbf{Biomasa}_{(a\tilde{n}o\ t)} = \mathbf{Biomasa}_{(a\tilde{n}o\ t-1)} + \mathbf{producci\acute{o}n\ excedente} - \mathbf{captura}$$

La representación matemática en forma diferencial del modelo de Schaefer está representada por:



$$\frac{dB}{dt} = rB \left(1 - \frac{B}{K} \right) - C \quad (1)$$

Donde **B** es la biomasa de la población, **r** es la tasa intrínseca de crecimiento de la población, **K** es la capacidad de carga y **C** es la captura. Se asume que la captura es proporcional al tamaño de la población y al esfuerzo pesquero, con lo cual tenemos:

$$C = q * f * B \quad (2)$$

Donde **q** es el coeficiente de capturabilidad y **f** es el esfuerzo de pesca.

La principal corrección que hizo Schaefer al modelo fue relacionar directamente la producción excedente con el esfuerzo pesquero y la captura, junto con la suposición de que el cociente entre ambos (*I* o *CPUE*, *captura por unidad de esfuerzo*) es proporcional al tamaño de la población, así:

$$I = \frac{C}{f} = qB \quad (3)$$

La característica primordial del modelo es la relación simétrica entre la biomasa y la producción excedente (Fig. 1); la producción es cero cuando la biomasa es cero y cuando la biomasa se encuentra en K (capacidad de carga). La producción excedente alcanza su punto máximo en $K/2$. Si la población deja de ser pescada y comienza en un nivel mayor que cero, la biomasa tenderá a crecer hasta K . Si la biomasa inicial es muy cercana a cero y si no hay pesca, la tasa de crecimiento inicial será $r * B$.

La relación entre la captura y el esfuerzo también muestra un comportamiento simétrico, lo que conlleva a tres situaciones: en ausencia de esfuerzo, no hay captura; con altos niveles de esfuerzo, la población decaerá de tal manera que los individuos restantes no serán capaces de producir un excedente; y la captura máxima promedio se encuentra por lo tanto en un punto intermedio entre niveles muy bajos y muy altos del esfuerzo.

Hilborn y Walters (1992) presentan el modelo de Schaefer en forma de ecuación discreta:

$$B_{t+1} = B_t + r * B_t * \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right) \right] - C_t \quad (4)$$

En donde: t = año (temporada de pesca); B_t = biomasa de la población al tiempo t ; B_{t+1} = biomasa de la población al tiempo $t + 1$; r y K tienen igual significado que en la forma diferencial y C_t es la captura al tiempo t , que se define como:

$$C_t = q * f_t * B_t \quad (5)$$

Donde q tiene el mismo significado definido anteriormente y f_t es el esfuerzo pesquero al tiempo t .

Los MDB bajo este planteamiento son esencialmente idénticos a la forma diferencial, sin embargo, tienen el potencial de ser matemáticamente "caóticos" para valores altos

de r ya que puede dar como resultado estimaciones negativas de biomasa, pero esto no tiene interés real para los fines de la evaluación y manejo (Del Monte, 2000).

Al igual que otros métodos de evaluación, los MDB asumen que: los datos a los que se les apliquen los modelos provienen de una sola población; que las tasas de emigración e inmigración son despreciables en comparación con las tasas de crecimiento y mortalidad natural o se compensan por unidad de tiempo; que no existen componentes azarosos importantes que afecten la población, como factores ambientales; que no se presenten retrasos en el tiempo en la producción de la biomasa (es decir, que la biomasa del tiempo actual depende exclusivamente de la del tiempo anterior); que la estructura de edades y sexo no influye en la dinámica de la población (Hilborn y Walters, 1992); y que el coeficiente de capturabilidad no cambia durante el periodo en el que se tienen los datos de la pesquería (Megrey y Wespestad, 1988).

El MDBS, tanto en forma discreta como en la formulación original idealmente es aplicable a recursos más o menos longevos con una tasa intrínseca de crecimiento " r " relativamente baja (Keyl, 2004). Para recursos con una r muy alta, por ejemplo una sardina o anchoa, y con una resolución anual, la forma dinámica produce resultados poco confiables (Punt y Hilborn, 1996). Más aún, a valores de la tasa intrínseca de crecimiento $r > 2.5$, el modelo adquiere un comportamiento caótico.

3.4.3. Incorporación de incertidumbre

Al utilizar un modelo, se hace indispensable incorporar estimaciones de incertidumbre o errores, por el hecho de que ni las mediciones ni los procesos perfectamente representados en una modelación pueden ser exactos. En los modelos de evaluación pesquera se señalan dos tipos de error, el error de proceso y error de observación, que se miden mediante la comparación de los valores observados con los estimados.

El error de proceso considera que existen fuentes de variación ajenas a las mediciones del índice de la pesquería y de los parámetros estimados, que pueden ofrecer una mayor capacidad de ajustes al modelo (García *et al.*, 2009), es decir, no se pueden incorporar todos los factores que influyen en el sistema modelado. El error de la observación, busca considerar el problema de la medición, que nunca puede ser completamente exacta sino que siempre incorpora un cierto sesgo (Hilborn y Walters, 1992).

Los MPE fueron utilizados en un principio para calcular el MRS y el f_{MRS} (el esfuerzo pesquero correspondiente a MRS) ningún tipo de error fue tomado en cuenta, posteriormente se desarrollaron los modelos pesqueros primero con error de proceso y luego con error de observación (Keyl, 2004). 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 y Andrew, 1998; Del Monte, 2000; 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 y Walters, 1989; Williams y Prager, 2002).

3.4.4. Puntos Biológicos de Referencia (PBR)

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 biológicos de referencia (PBR). 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 y Mahon 1996).

Caddy y Mahon (1996) definen como punto de referencia al valor convencional derivado de análisis técnicos, que representa el estado de la pesquería o de la población, cuyas características se cree que son útiles para el manejo de la unidad poblacional.

Los puntos de referencia comenzaron siendo un criterio conceptual que implica de manera general el objetivo de manejo de una pesquería. Para implementar la ordenación pesquera debe ser posible convertir estos puntos de referencia conceptuales en puntos de referencia técnicos que pueden ser calculados o cuantificados sobre la base de las características biológicas de la pesquería; de hecho, la elección de cualquier punto de referencia que se derive de un modelo, implica que el fundamento matemático de dicho modelo refleje lo más fielmente posible la dinámica de la población (Del Monte, 2000).

Los puntos de referencia técnicos que han sido propuestos para la explotación racional de las pesquerías, en términos de su aplicación, han sido ubicados en dos categorías: *Puntos de Referencia Objetivo (PRO)* y *Puntos de Referencia Límite (PRL)*. Un punto de referencia objetivo indica un estado de una pesquería y/o un recurso, que se considera deseable y en el cual debe adoptarse una acción de ordenación, ya sea durante el desarrollo o la recuperación de la población. Un Punto de Referencia Límite indica un estado de una pesquería y/o un recurso, que se considera indeseable y que la acción de ordenación debe evitar (Caddy y Mahon, 1996).

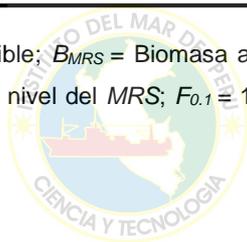
Existen otros tipos de puntos de referencia que pueden ser incluidos como PRO o PRL, dependiendo de su propósito, estos son los *Puntos Biológicos de Referencia (PBR)*. Son valores calculables que describen el estado de una población, tomando como base las características de la historia de vida de una población y pueden ser

referidos en función de la biomasa de la población o de la tasa de mortalidad por pesca (F) (Del Monte, 2000). En el Cuadro 1, se resumen los puntos de referencia comunes que pueden ser derivados de los modelos dinámicos de biomasa.

Cuadro 1. Principales puntos de referencia derivados del modelo dinámico de biomasa de Schaefer

Puntos de Referencia	Categoría	Fórmula
MRS	Límite	$r*k/4$
B_{MRS}	Límite (PBR)	$K/2$
f_{MRS}	Límite	$r/(2*q)$
F_{MRS}	Límite (PBR)	$r/2$
$F_{0.1}$	Objetivo (PBR)	$0.45*r$

MRS = Máximo Rendimiento Sostenible; B_{MRS} = Biomasa al nivel del MRS ; f_{MRS} = Esfuerzo al nivel del MRS ; F_{MRS} = Mortalidad por pesca al nivel del MRS ; $F_{0.1}$ = 10 % de la pendiente original en la relación F vs Captura.



El MRS , sus niveles equivalentes en biomasa (B_{MRS}), esfuerzo (f_{MRS}) y mortalidad por pesca (F_{MRS}) fueron formulados inicialmente para el modelo simétrico de Schaefer, por lo tanto la correspondencia de estos puntos de referencia va a depender del modelo de producción que se utilice (p. ej. Pella y Tomlinson, 1969; Fox, 1970).

El punto de referencia $F_{0.1}$ está definido como la mortalidad por pesca en la cual la pendiente de una línea tangencial a la curva de producción es un décimo de su valor en el origen (Del Monte, 2000; Cadima, 2003). Otra forma de calcular el $F_{0.1}$ es multiplicar el parámetro r por 0.45 (Chen y Montgomery, 1998). Es conveniente utilizar el $F_{0.1}$ como PRO ya que siempre se encuentra por debajo del F_{MRS} y por lo tanto serviría para no sobrepasar el PRL del MRS (OSB, 1998).

Utilizar modelos que suponen condiciones en equilibrio, es decir, los modelos clásicos, para calcular los puntos de referencia implica que el rendimiento representado en la curva de producción puede obtenerse sólo cuando se aplica el esfuerzo correspondiente durante los años necesarios para alcanzar dicha condición. Sin embargo, es erróneo suponer que cierto nivel de esfuerzo o mortalidad por pesca mantenga indefinidamente un rendimiento sin tener en cuenta las condiciones ambientales como lo señalan Getz *et al.* (1987) y Freón *et al.* (1993). Wiff y Quiñones (2004) consideran sesgados a los modelos de la biología pesquera clásicos, pues el ambiente causa variaciones significativas en los parámetros que rigen sus modelos y por ende en los PBR.

Existen otros puntos de referencias, como por ejemplo el rendimiento máximo promedio (*máximum average yield* – MAY), la captura máxima constante (*máximum constant yield* – MCY) o la captura anual actual (*current anual 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 y Mahon, 1996).

3.5. Antecedentes

La Biología Pesquera como disciplina surgió a raíz del agotamiento de los primeros recursos marinos económicamente importantes en el siglo XX (Keyl, 2004) e incluso Lackey (2005) señala que las primeras evaluaciones sobre el estado y manejo pesquero se dieron a finales del Siglo XIX debido a las fluctuaciones en las capturas en el Mar del Norte, en las cuales se estimaban niveles poblacionales mediante métodos indirectos. Esta ciencia se ha dedicado a la evaluación de recursos con el objetivo de evitar futuros fracasos y de mantenerlos en estado favorable para la pesquería. Debido a los fracasos del manejo de muchos recursos pesqueros, se ha reconocido que el considerar sólo la dinámica poblacional de los stocks y sus pesquerías no es suficiente.

En los últimos años se consideró en muchas publicaciones y trabajos científicos que la variabilidad climática puede ser el factor que hace falta en la metodología biológica-pesquera (p. ej. Freón *et al.*, 1993; Freón, 1995; Keyl, 2004), sin embargo, hasta ahora su incorporación parece no ser factible a muchos investigadores (Hilborn y Mangel, 1997).

En el Perú existen trabajos puntuales y aislados, los cuales están referidos a los aspectos biológicos, pesqueros y de dinámica poblacional de *P. orbigny*, los cuales son importantes referencias cuando se hace una evaluación a través de modelos de producción.

En relación a su determinación taxonómica y distribución se conoce el trabajo de Sánchez y Zimic (1972), Chirichigno (1970), Méndez (1982) y Zúñiga (2002) quienes indican que esta especie es un crustáceo Brachyura que pertenece a la familia Platyxanthidae. Se distribuye latitudinalmente desde el Ecuador hasta San Antonio en Chile, y verticalmente desde zonas eulitorales hasta profundidades que sobrepasan los 50 m.

Abarca (1968) reporta que su hábitat es propio de las facies rocosas, pedregosas y playas areno – rocosas donde se encuentran entre la arena y las piedras, enterrados más o menos hasta 15 cm. de profundidad. Abarca (1968) también indica que las poblaciones de *P. orbigny* se halla regida por factores ambientales, siendo la temperatura el determinante y que su distribución estaría circunscrita sólo dentro del ámbito de la Corriente Peruana.

Respecto a la alimentación, Abarca (1968) encontró que *P. orbigny* es omnívoro, alimentándose de diatomeas en sus fases juveniles, y de balánidos, pequeños mitílidos y detritus en su fase adulta. Los estudios hechos por Tresierra *et al.* (1992) indican que es una especie carnívora, que se alimenta principalmente de moluscos (*Semimytilus sp.*) y crustáceos (*Balanus sp.*, *Lepas sp.* y *Emerita sp.*), variando este tipo de alimento en relación al tiempo.

Sobre su biología reproductiva, Tresierra *et al.* (1992) indica que la fecundidad de *P. orbigny* está en relación directa con el peso y la talla, incrementándose el aporte de crías conforme la especie aumenta de talla. El mismo autor afirma que la proporción sexual de esta especie es mayor en hembras que en machos, y alcanzan la madurez sexual a los 65 - 70 mm de ancho de cefalotórax en las hembras y a los 65 mm en los machos. Ishiyama *et al.* (1995) determinó la talla de primera madurez de acuerdo a observaciones histológicas en 49 mm de ancho de caparazón en hembras y 47,1 mm en los machos. Abarca (1968) y Matos (1975) encontraron que *P. orbigny* desova en forma regular todo el año, pero con un incremento de ejemplares con gónadas maduras de noviembre a febrero, indicando también que el desove tiene lugar cerca de la costa. Con respecto a los estadios de madurez gonadal, Abarca (1968) determinó cinco estadios de madurez gonadal a nivel macroscópico, coincidiendo con Ishiyama *et al.* (1995), quienes se basaron en características histológicas.

Respecto a la dinámica poblacional, Oliva *et al.* (1997) para la zona costera de Lambayeque, estimaron una longitud infinita (L_{∞}) de 115,46 mm en machos y 107,64 mm en hembras, cuyas constantes de crecimiento (K) fueron 0,276 y 0,298 año⁻¹ respectivamente. La tasa de mortalidad total (Z) varió entre 0,90 y 1,23 en machos y de 0,82 a 1,28 en hembras. La tasa de mortalidad natural (M) fluctuó de 0,61 a 0,80 en machos y de 0,73 a 1,02 en hembras. Tresierra (1992) indica que el crecimiento de *P. orbigny* es del tipo aritmético y la mayor tasa de crecimiento de ambos sexos ocurre hasta los cuatro años de edad.

En lo que concierne a evaluaciones para determinar los PBR a través de modelos de producción o que determinen el estado poblacional a través de otros métodos, no se ha encontrado trabajos para esta especie, sin embargo, existen investigaciones en donde se aplican modelos dinámicos de biomasa para invertebrados, así Villasmil y Mendoza (2001) estimaron los parámetros de manejo (CMS: Captura Máxima Sostenible, f_{CSM} : Esfuerzo de pesca al nivel de la CMS) para el cangrejo *Callinectes sapidus* en el Lago de Maracaibo, Venezuela utilizando un modelo discreto de biomasa no sujeto a las restricciones del equilibrio dinámico entre capturas y esfuerzo de pesca, con las cuales obtuvo una CMS del orden de 3800 ton, con un esfuerzo correspondiente alrededor de 140 000 nasas y recomiendan reducir los niveles de captura y esfuerzo para evitar la sobrepesca y recuperar los niveles de biomasa. Morales-Bojórquez *et al.* (2001) analizaron datos de captura y esfuerzo de la pesquería del camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*) usando el modelo dinámico de biomasa de Fox e indican que, las variaciones en la biomasa y CPUE estimadas puede sugerir una hipótesis biológica del efecto del ambiente en los cambios de la población y las tendencias de CPUE y que un análisis considerando una variable ambiental podría explicar los principales procesos biológicos que pueden afectar el rendimiento en la pesquería de esta especie.

García *et al.* (2009) estimaron cuotas de capturas del camarón azul *Litopenaeus stylirostris* en el Alto Golfo de California mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer (Hilborn y Walters 1992) las cuales estuvieron entre 2200 y 2400 ton y los parámetros poblacionales fueron $K = 21\ 323$ ton y $r = 1,18$ con una capturabilidad “ q ” de 0.00032. FIINPESCA (2009) evaluó el estado del camarón blanco en Panamá mediante un modelo poblacional de producción dinámico del tipo Schaefer utilizando como medida de esfuerzo el número de días de pesca y señalan que esta población se ha visto reducida a niveles nunca antes vistos debido a los altos niveles de esfuerzo de pesca y que existe una señal ambiental que está afectando negativamente la renovación del stock, recomendando tomar datos ambientales para poder introducirlos en el modelo y se tenga una mejor estimación de parámetros. En el Perú, los primeros estudios de captura y esfuerzo pesquero se realizaron gracias a las investigaciones del Instituto de Investigaciones de Recursos Marinos (IREMAR) creado en 1960 y antecesor del Instituto del Mar del Perú (IMARPE), donde se realizaban estimaciones de CPUE expresada en capturas por viaje y capturas por mes (Espinoza, 2010).

Un punto crítico sobre el recurso en estudio es que el manejo no se encuentra actualmente organizado por leyes y/o regulaciones científicamente comprobadas y el registro histórico de capturas y esfuerzo se inició en 1996 como parte del proyecto denominado “Determinación del Potencial Pesquero Artesanal en el Litoral Peruano” teniendo datos específicos para este crustáceo desde el 2000 lo que no permitió examinar anteriormente los rendimientos del recurso y su pesquería.

IV. OBJETIVOS

GENERAL:

Evaluar el estado poblacional del “cangrejo violáceo” *Platyxanthus orbigny* del área de Lambayeque por medio del modelo dinámico de biomasa de Schaefer.

ESPECÍFICOS:

- ✚ Estimar los puntos biológicos de referencia (PBR) derivados del modelo dinámico de biomasa de Schaefer.
- ✚ Incorporar la anomalía de la temperatura superficial del mar (ATSM), como factor adicional a la metodología convencional para explicar el estado poblacional del recurso.
- ✚ Simular la evolución de la biomasa bajo distintos niveles de pesca con el fin de determinar escenarios potenciales de recuperación.
- ✚ Sugerir medidas de manejo para la pesquería de *P. orbigny* en base a los resultados obtenidos de los PBR.



V. MATERIAL Y MÉTODOS

5.1. Base de datos

La información de captura y esfuerzo de *P. orbigny* para el periodo 2001-2010 utilizada en el presente trabajo fue proporcionada por el IMARPE a través del proyecto denominado “Determinación del Potencial Pesquero Artesanal en el Litoral Peruano”, en donde se registran 123 datos de captura mensual en kilogramos y 123 datos esfuerzo mensual expresado en número de nasas. En el Cuadro 2 se muestran los valores anuales de captura, esfuerzo y Captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

Cuadro 2. Valores de captura, esfuerzo, CPUE de "cangrejo violáceo" *Platyxanthus orbigny* (Lambayeque -Pimentel) ATSM (Lambayeque - San José)

Años	Captura (Kilogramos)	Esfuerzo (Número de nasas)	CPUE (kg / N° nasas)	ATSM
2001	110940	20132	5.51	-0.33
2002	117467	27917	4.21	1.05
2003	133623	25168	5.31	0.16
2004	97552	23873	4.09	0.19
2005	89120	28479	3.13	0.24
2006	22927	9587	2.39	1.27
2007	77420	21346	3.63	-0.57
2008	32200	9506	3.39	0.02
2009	19753	11018	1.79	1.03
2010	33809	13876	2.44	-0.26

Fuente: IMARPE (Unidad de Pesca Artesanal - Unidad de Oceanografía Física)

Los datos anuales de captura y esfuerzo se obtuvieron sumando los valores mensuales de cada variable y son expresadas en kilos y número de nasas respectivamente. En este trabajo se asume que una nasa equivale a una unidad de esfuerzo. Los valores anuales de la CPUE se calcularon como el cociente entre la captura y el esfuerzo, cuyas unidades se expresan en kilogramos por número de nasas (kg/N° nasas). Los datos de anomalías de temperatura superficial del mar (ATSM) del área de San José fueron proporcionados por la Unidad de Oceanografía Física del IMARPE.

Se utilizó la hoja de cálculo Excel y el software de análisis estadístico y matemático R versión 2.12.2 para el ajuste del modelo y estimación de los parámetros.

5.2. Modelo Pesquero

La forma dinámica del modelo de Schaefer (Hilborn y Walters, 1992), está compuesta 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 (Keyl, 2004).

Las ecuaciones (3) y (4) son presentadas de tal manera que sus componentes (índice relativo de abundancia CPUE y los cambios en la biomasa) son calculados sin error, es decir de manera determinística. La incorporación de errores cambia al modelo pesquero de determinístico a estocástico. Hilborn y Mangel (1997) señalan que al incorporar incertidumbre a los modelos, las estimaciones de los parámetros son más eficientes.

El error que se desarrollará en el siguiente trabajo es el de observación y para desarrollar este modelo, uno de los supuestos básicos es la proporcionalidad entre la CPUE (I) y la Biomasa (B):

$$I_t = q * B_t$$

En donde: I_t = CPUE o Captura por unidad de esfuerzo en el año i , q = coeficiente de capturabilidad.

En el procedimiento se supone que el indicador de abundancia relativa I_t está medido con error; en consecuencia, el índice será estimado como:

$$\hat{I}_t = q * \frac{(B_{t+1} + B_t)}{2} * e^\varepsilon \quad \text{o} \quad \hat{I}_t = q * B_t * e^\varepsilon \quad (6)$$

En donde \hat{I}_t es la CPUE estimada y e^ε es el error de observación la cual se asume que tiene una distribución logarítmica-normal para el año t (un supuesto estándar con los datos de tasa de captura) con una varianza constante.

En el modelo de Schaefer con error de observación se asume que el modelo de la dinámica de la población no contiene error en la fórmula y que éste ocurre en la relación entre el índice de abundancia (CPUE o I) y la biomasa, entonces el modelo queda planteado de la siguiente manera:

$$\hat{B}_{t+1} = \hat{B}_t + r * \hat{B}_t \left(1 - \frac{\hat{B}_t}{K}\right) - C_t \quad (7)$$

Como exige el modelo de Hilborn y Walters (1992) en su forma original, es necesario considerar que el stock del cangrejo violáceo no se encontraba en su estado virgen (capacidad de carga) al inicio del periodo analizado, dado que la explotación se inició antes de los registros de pesca, ello significa que no es factible asumir que la $B_0 = K$ (Biomasa inicial = Capacidad de carga).

En la serie de tiempo a analizar se tendrá dos consideraciones para la capturabilidad (q):

- a) *El modelo no trabaja con los valores de capturabilidad de cada año, sino con un promedio dentro de la escala de tiempo en la cual se hace el análisis, por consiguiente, la expresión que representa el valor esperado de la capturabilidad está dado por la siguiente ecuación:*

$$\hat{q} = e^{\frac{1}{n} \sum [Ln(I_t) - Ln(\hat{B}_t)]} \quad (8)$$

- b) *La capturabilidad estuvo en función de las anomalías de la temperatura superficial del mar (ATSM) y del tiempo utilizando la siguiente relación:*

$$\hat{q}_t = a * ATSM + b * t + c \quad (9)$$

Donde: **a**, **b**, **c** son parámetros del modelo; q_t = capturabilidad del año t ; **ATSM**= promedio de las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar en la zona de estudio. La estimación de los parámetros **a**, **b**, **c** se realizaron mediante un procedimiento de ajuste no lineal con la función SOLVER de MS Excel.

5.3. Método de ajuste

El modelo Schaefer en su forma dinámica fue ajustado mediante el método de verosimilitud logarítmica.

Una vez obtenido el índice de abundancia mediante la ecuación (6), se comparó con el índice observado para tener una medida del desempeño del modelo, es decir, se calculó el error e , el cual fue estimado de la siguiente manera:

$$e = \ln(I_t) - \ln(\hat{I}_t) \quad (10)$$

Según Hilborn y Mangel, 1997; Quinn y Deriso, 1999; Del Monte, 2000 y Haddon, 2001, la CPUE tiende a tener una distribución logarítmica normal que implica el uso de un estimador de error logarítmico-normal como se observa en la ecuación 10.

Se empleó el ajuste mediante la verosimilitud con un estimador de error con varianza constante ($\varepsilon = N(0;\sigma^2)$) debido a que este método brinda los mejores resultados (Chen y Andrews, 1998; Williams y Prager, 2002). La verosimilitud L para una observación X de un conjunto de datos se calculó según Haddon (2001):

$$L\{X|\mu, \sigma\} = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(X-\mu)^2}{2\sigma^2}} \quad (11)$$

Donde σ es la desviación estándar y μ la distribución conocida de X .

La verosimilitud total de n casos se calculó mediante (teniendo en cuenta la ecuación 10):

$$L\{X|\mu, \sigma\} = \prod_{t=1}^n \frac{1}{\hat{\sigma}\sqrt{2\pi}} * \exp\left(-\frac{(\ln I_t - \ln \hat{I}_t)^2}{2\hat{\sigma}^2}\right) \quad (12)$$

Los parámetros del modelo (B_o , r , y K) fueron estimados maximizando la función de máxima verosimilitud, a través de logaritmos “LL” (Polacheck *et al.*, 1993), ya que usualmente son tan pequeñas que pueden producir errores por redondeo (Keyl, 2004):

$$L(data|B_o, r, K) = LL = -\frac{n}{2} * (Ln(2\pi) + 2Ln(\hat{\sigma}) + 1) \quad (13)$$

Donde $L(data|B_o, r, K)$ es la máxima verosimilitud de los datos dado los parámetros, n es el número de observaciones.

En la ecuación (13), $\hat{\sigma}$ es la desviación estándar, el cual se introduce como un parámetro adicional que vincula los parámetros con la función de verosimilitud y con el error. La función de verosimilitud indicada en la ecuación (13) queda enlazada con el modelo de modo tal que al hacerla máxima, la magnitud del término de error automáticamente disminuye. El valor para $\hat{\sigma}$ se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$\hat{\sigma}^2 = \sum_{t=1}^n \frac{(Ln(I_t) - Ln(\hat{I}_t))^2}{2} \quad (14)$$

5.4. Puntos Biológicos de Referencia derivados del Modelo (PBR)

Una vez hallados los parámetros se calcularon los puntos biológicos de referencia. Schaefer (1954) definió diferentes puntos de referencia para el manejo de un recurso pesquero correspondiente a la producción excedente máxima cuando la biomasa es igual a la mitad de la capacidad de carga $B = K/2$, 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, (FAO, 1993; Hilborn y Mangel, 1997; Keyl, 2004). El máximo rendimiento que se puede obtener de la población, manteniendo la misma en equilibrio, correspondiente al nivel de biomasa óptima se denomina Máximo Rendimiento Sostenible (MRS), y se calcula mediante:

$$MRS = r * B_{MRS} \left(1 - \frac{B_{MRS}}{K}\right) \quad (15) \quad y \quad B_{MRS} = \frac{K}{2} \quad (16)$$

Substituyendo (16) en (15) se obtiene:

$$MRS = \frac{r * K}{4} \quad (17)$$

El esfuerzo (f_{MRS}) al nivel del máximo rendimiento sostenible es:

$$f_{MRS} = \frac{r}{2 * q} \quad (18)$$

La Tasa instantánea de mortalidad por pesca (F_{MRS}) al nivel del máximo rendimiento sostenible o tasa óptima de explotación (Punt y Japp, 1994) es:

$$F_{MRS} = \frac{r}{2} \quad (19)$$

y el $F_{0.1}$: 10 % de la pendiente original en la relación F vs Captura (Sparre y Venema, 1997; Chen y Montgomery, 1998) es:

$$F_{0.1} = 0.45 * r \quad (20)$$

5.5. Intervalos de confianza

Para estimar los intervalos de confianza de los parámetros del modelo se utilizó el método Bootstrap (percentile confidence intervals), una técnica no paramétrica propuesto por Efron (1987). Este método constituye la línea más desarrollada, tanto desde el punto de vista teórico como aplicado, de una variedad de técnicas para la inferencia estadística denominadas genéricamente “métodos de remuestreo” (Simon, 1969) y es usada en situaciones donde no se dispone de información acerca de las distribución muestral de un estadístico o en casos en los que la distribución muestral es dependiente de parámetros desconocidos (López y Elozua, 2004).

La idea central de este método es simple; dada una muestra aleatoria con n observaciones dicha muestra es tratada como si fuera toda la población de la cuál extraeremos B muestras con reemplazamiento, siendo por lo tanto cada muestra independiente y con la misma distribución.

Esta técnica de remuestreo, de uso intensivo en computador, funciona de la siguiente forma (previa optimización de parámetros mediante el método iterativo Solver):

- 1) Sea X_1, X_2, \dots, X_n la muestra a nuestra disposición (que para el caso del modelo serían las CPUE anuales observadas), y \hat{F} la función de distribución empírica.
- 2) Se calcula el cociente de las $CPUE_{obs}/CPUE_{est}$, este cociente nos indica los residuales alrededor de las tasas de captura.
- 3) Se utiliza un comando generador de números aleatorios (función *offset* del Excel – versión en inglés) el cual hace un remuestreo de los residuales.

$$offset(reference, trunc(rand() * n) + 1, 0)$$

Donde “*reference*” indica la columna en la cual se toman los datos, que para el caso fueron los residuales ($CPUE_{obs}/CPUE_{est}$) y “ n ” el número de datos (ver Haddon 2001, pag. 308).

- 4) Para obtener n nuevos puntos $X_1^*, X_2^*, \dots, X_n^*$ independientes (nuevas CPUE observadas) y con reemplazo de \hat{F} , se multiplican las $CPUE_{est}$ con los valores obtenidos en el paso 3.
- 5) Estos valores son llamados una *muestra bootstrap*. Con esos valores se calculan los nuevos valores de los parámetros del modelo (K, r, q, B_0) optimizándolo mediante el Solver.
- 6) Se repite el paso 5 un número muy grande de veces, cada vez con una muestra independiente a fin de obtener varios valores de los parámetros.

Para obtener el intervalo de confianza $[100(1-2\alpha)]$ de un estadístico bootstrap usamos la siguiente fórmula:

$$IC = \left[(N(1 - \alpha))^{th}, (N\alpha)^{th} \right] \quad (21)$$

Donde N es la muestra total, $\alpha = 0.05$ y el exponente th indica el orden del valor dentro del intervalo (el valor K_{esimo}).

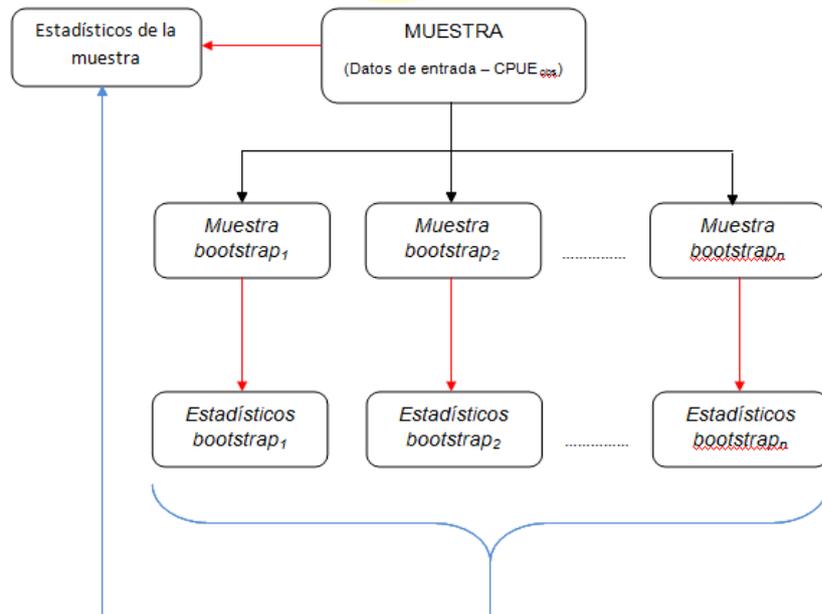


Figura 2. Procedimiento gráfico de bootstrap.

5.6. Restricciones para el ajuste del modelo

Cuando se ajusta el modelo a los datos hay que tener en cuenta que estos deben ser lo más realistas posibles, ya que pese a que se obtengan ajustes con altas verosimilitudes las cuales son correctas en un sentido matemático, no lo son en el biológico. Por ello hay que conocer minuciosamente la biología de la especie, en lo que concierne a su crecimiento, distribución, hábitat, reproducción, pesquería, ecología, etc., ya que, si solamente nos limitamos a los resultados que se derivan de los cálculos matemáticos podríamos obtener valores ilógicos.

Una desventaja de usar el método iterativo (SOLVER) es que muchas veces no es capaz de discriminar entre soluciones irreales y soluciones que, pudiendo ser sub-óptimas en términos de ajuste, son más adecuadas desde el punto de vista biológico pesquero (el problema del máximo o mínimo local y global). El introducir restricciones es una solución a este problema, ya que de esta manera se condicionan los ajustes y se impide derivar la iteración hacia soluciones no deseadas.

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 se ha extinguido debido a la pesquería, para ello dentro del modelo se restringió las biomásas estimadas a valores iguales o mayores de 100 kg (Punt y Hilborn, 1996).

Para el caso de la relación entre las biomásas y las capturas se debe tener en cuenta que las capturas no deben exceder a las biomásas estimadas, ya que extraer más de lo que hay en el mar es ilógico, lo mismo para la relación entre la capacidad de carga " K " y la biomasa inicial " B_0 ". En este modelo la restricción para evitar lo descrito anteriormente, se obtuvo dándole restricciones a la capacidad de carga " K ".

VI. RESULTADOS

6.1. Series de captura, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

Las series anuales de captura, esfuerzo pesquero y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) anual se presentan en la figura 3.

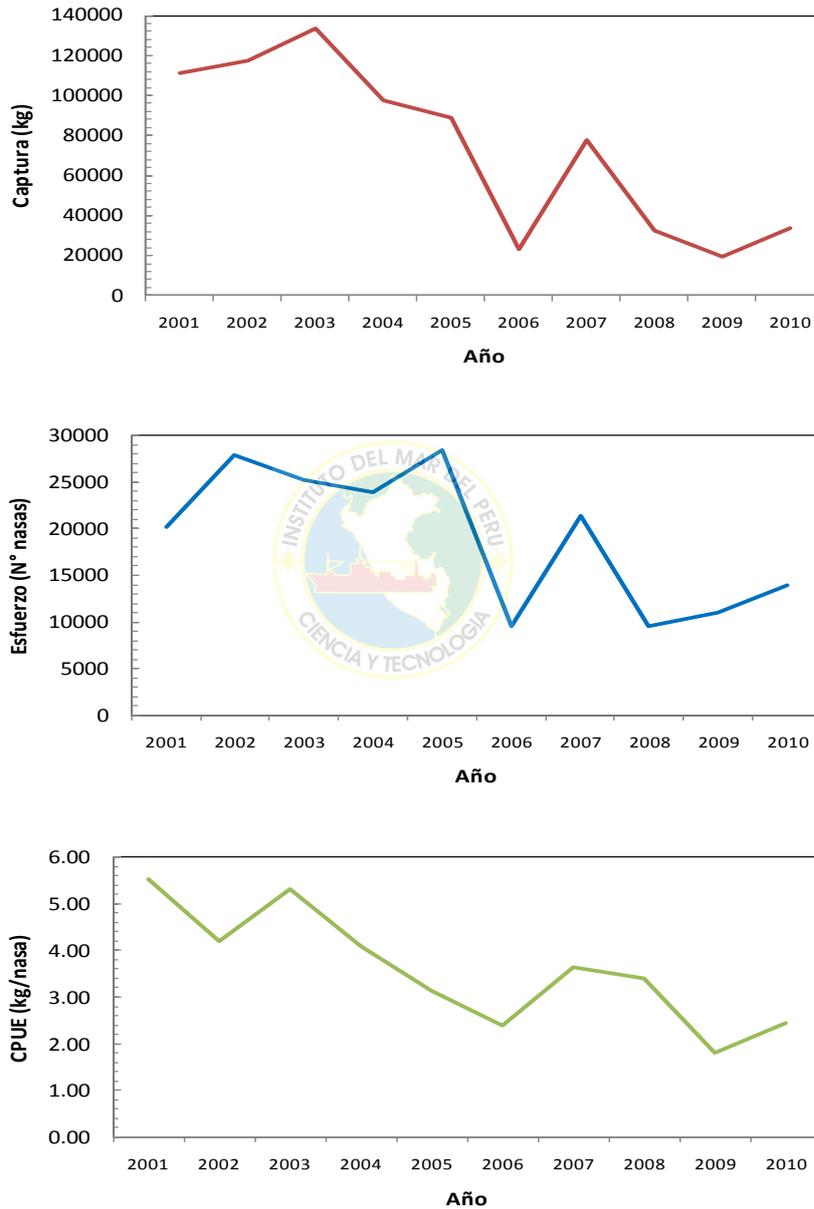


Figura 3. Valores anuales de captura, esfuerzo pesquero, para la pesquería de cangrejo violáceo del área de Lambayeque.

La captura de *P. orbigny* durante el periodo analizado varió entre 133 623 kg y 19 753 kg, con máximos el 2002 y 2003 y mínimos en 2006 y 2009. La serie de captura muestra una disminución drástica a partir del 2005, excepto en el 2007 cuando hay un incremento de la captura, sin llegar a alcanzar los valores registrados en los años 2001-2003.

En lo concerniente a la serie de esfuerzo, en el periodo 2001 a 2005 esta varió entre 20 132 y 28 479 nasas, con máximos en los años 2002 y 2005. Posteriormente, en el 2006 hubo una reducción significativa del esfuerzo. En el 2007 el esfuerzo se incrementó hasta alcanzar valores similares al 2001, para posteriormente decrecer en los años 2008-2010.

En el caso de la CPUE, se observa una tendencia decreciente durante el periodo de estudio. Los mayores valores se registraron en el 2001 y 2003. Los menores valores de CPUE se registraron en el 2009.



6.2. CPUE observadas vs CPUE estimadas y Biomosas estimadas

La CPUEs y Biomosas anuales estimadas por el modelo de dinámico de biomasa de Schaefer (MDB) y por el modelo dinámico con variable ambiental (MDVA) se muestran en la figuras 4 y 5 respectivamente.

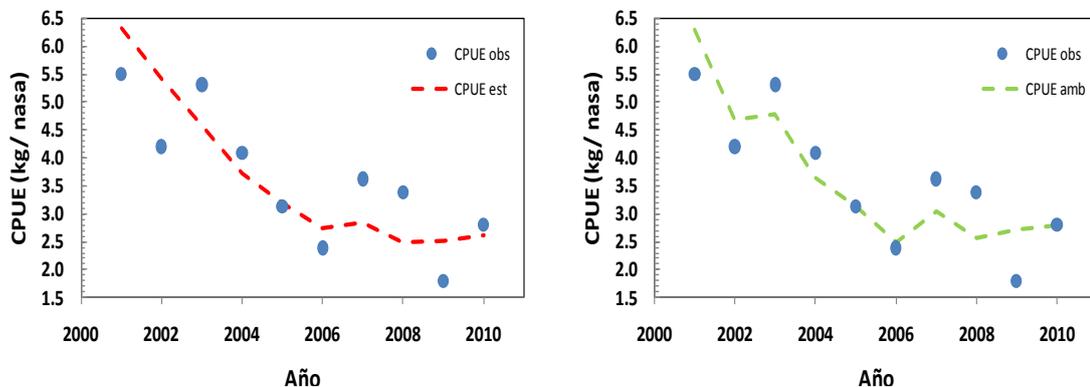


Figura 4. Estimaciones de CPUE para la pesquería de cangrejo violáceo del área de Lambayeque. Izquierda: Estimación de la CPUE ($CPUE_{est}$) mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer. Derecha: Estimación de la CPUE ($CPUE_{amb}$) mediante el modelo dinámico con variable ambiental.

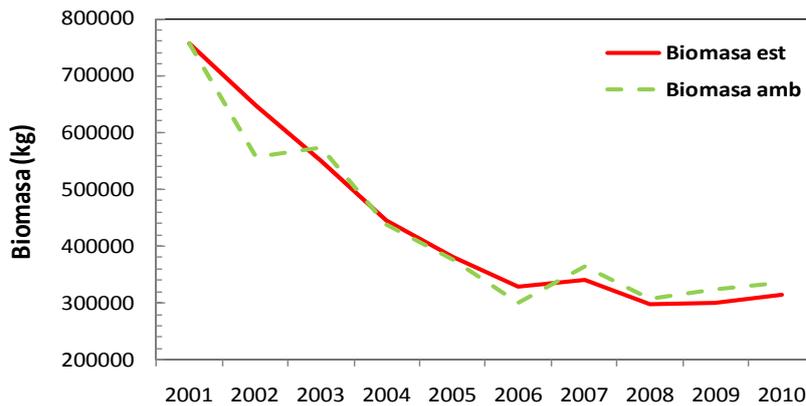


Figura 5. Estimaciones de Biomasa para la pesquería de cangrejo violáceo del área de Lambayeque mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer (línea continua) y mediante el modelo dinámico con variable ambiental (línea discontinua).

Las CPUE estimadas en ambos modelos muestran una tendencia decreciente cuyos resultados variaron entre 2.52 y 6.18 kg/nasa para el MDB y entre 2.51 y 6.44 kg/nasa para el MDVA ambos con un máximo en el 2001 (Fig. 4).

Con respecto a las estimaciones de biomasa por ambos modelos (MDB y MDVA), estas muestran una tendencia decreciente. Los valores de biomasa estimada variaron entre 739 269 y 301 293 kg para el MDB y entre 758 225 y 333 945 kg para el MDVA ambos con un máximo en el 2001 y un mínimo en el 2006 (Fig. 5).

6.3. Estimación de parámetros

Los valores de los parámetros poblacionales (K y r), el coeficiente de capturabilidad q y los valores de verosimilitud (LL) estimados mediante el MDB y el MDVA se presentan en el cuadro 3.

La capacidad de carga K fue de 750 000 kg para el MDB, mientras que para el MDVA fue de 765 000. La tasa de intrínseca de crecimiento poblacional r fue de 0,21 para el MDB y de 0,23 para el MDVA. El coeficiente de capturabilidad q fue de $8,36 \times 10^{-6}$ para el MDB y $8,02 \times 10^{-6}$ para el MDVA.

Cuadro 3. Parámetros estimados mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer (MDB) y el modelo dinámico con variable ambiental (MDVA).

Modelo \ Parámetros	<i>K</i>	<i>r</i>	<i>q</i>	LL
Modelo dinámico de biomasa Schaefer	750000*	0.21	8.36×10^{-6}	1.894
Modelo dinámico con variable ambiental	765000*	0.23	8.02×10^{-6}	2.021

K= capacidad de carga de la población (kg), *r*= tasa intrínseca de crecimiento, *q*= coeficiente de capturabilidad, LL = verosimilitud, * = parámetro fijo.

6.4. Puntos Biológicos de Referencia (PBR)

Los valores de los puntos biológicos de referencia derivados de ambos modelos son comparados con los últimos datos de captura, esfuerzo y mortalidad por pesca, ya que dichos puntos tendrán sentido sólo si es que se confrontan con el estado actual de la población (Cuadro 4).

Los puntos de referencia derivados del MDB muestran que, el valor actual (2010) de captura se encuentra en un 2,5% por debajo del *MRS*; con relación a la *B_{MRS}* esta es ligeramente mayor a la biomasa del 2010 estimada. Los valores de esfuerzo sobrepasan en un 9.5% al *f_{MRS}*, en relación a la mortalidad por pesca esta supera en un 9% a la *F_{MRS}*.

Para el MDVA muestran que el valor actual de captura en relación al *MRS* se encuentra por debajo en un 11.9%, con relación a la *B_{MRS}*, la captura reduce a este punto biológico de referencia en 10.1% y en un 34.9% con respecto al valor más alto de captura. Los valores de esfuerzo muestran que el valor actual y del *f_{MRS}* son muy similares (con una diferencia de 0.6%), en relación a la mortalidad por pesca esta se encuentra por debajo de la *F_{MRS}* en un 17%.

Cuadro 4. Puntos biológicos de referencia derivado del modelo dinámico de biomasa de Schaefer (MDB) y del modelo dinámico con variable ambiental (MDVA) comparados con el estado de la actual pesquería (2010) del cangrejo violáceo.

Puntos biológicos de referencia	Valor del punto biológico de referencia (MDB / MDVA)	Estado actual de la pesquería	Variable
MRS	39 822 / 44069	38 809	Captura (Kg)
B_{MRS}	375 000 / 382 500	325 272 / 378 435	$B_{actual (MDB)} / B_{actua (MDVA)}$
f_{MRS}	12 561 / 13782	13 876	Esfuerzo (N° nasas)
F_{MRS}	0.11 / 0.12	0.12 / 0.10	$F_{(MDB)} / F_{(MDVA)}$
$F_{0.1}$	0.10 / 0.10		

MRS = Máximo rendimiento sostenible; B_{MRS} = Biomasa en el MRS ; f_{MRS} = Esfuerzo para alcanzar el MRS ; B_{act} = Biomasa actual; F_{MRS} = Moratidad por pesca en el MRS ; $F_{0.1}$ = 10% de la pendiente en la relación F vs Captura.

6.5. Intervalos de confianza

Los intervalos de confianza de los parámetros del modelo hallados mediante el método bootstrap (percentile confidence intervals) se muestran en el cuadro 5 y la distribución de los valores de ambos parámetros en las figuras 6 y 7. Mediante el MDB los intervalos de confianza para la tasa intrínseca de crecimiento poblacional r fueron: 0.19 – 0.23, ($P < 0.05$) y para el coeficiente de capturabilidad q : $7,07 \times 10^{-6} - 9,45 \times 10^{-6}$, ($P < 0.05$). Mediante el MDVA los intervalos de confianza para la tasa intrínseca de crecimiento poblacional r fueron: 0.22 – 0.27 ($P < 0.05$) y para el coeficiente de capturabilidad q : $6,87 \times 10^{-6} - 9,12 \times 10^{-6}$ ($P < 0.05$).

Cuadro 5. Intervalos de confianza al 95% para los modelos de Modelo dinámico de biomasa de Schaefer (MDB) y el Modelo dinámico con variable ambiental (MDVA).

Modelo	r	q
MDB	0,21	$8,36 \times 10^{-6}$
Intervalo de confianza 95%	0,19 - 0,24	$7,07 \times 10^{-6} - 9,45 \times 10^{-6}$
MDVA	0,23	$8,02 \times 10^{-6}$
Intervalo de confianza 95%	0,22 – 0,27	$6,87 \times 10^{-6} - 9,12 \times 10^{-6}$

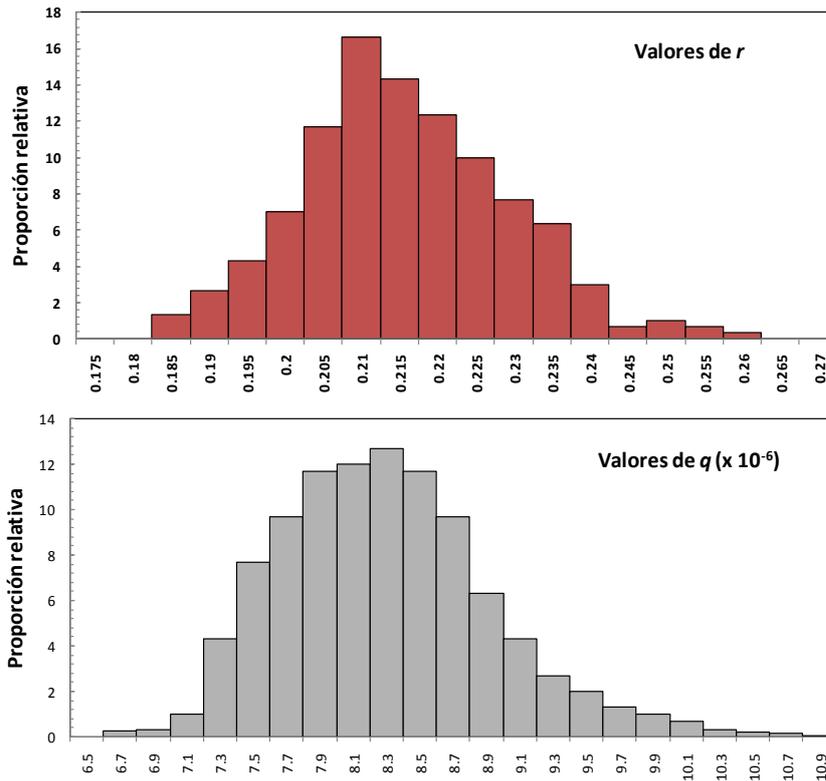


Figura 6. Distribución bootstrap de la tasa intrínseca de crecimiento “ r ” (arriba) y de la capturabilidad “ q ” (abajo) para el Modelo dinámico de biomasa de Schaefer.

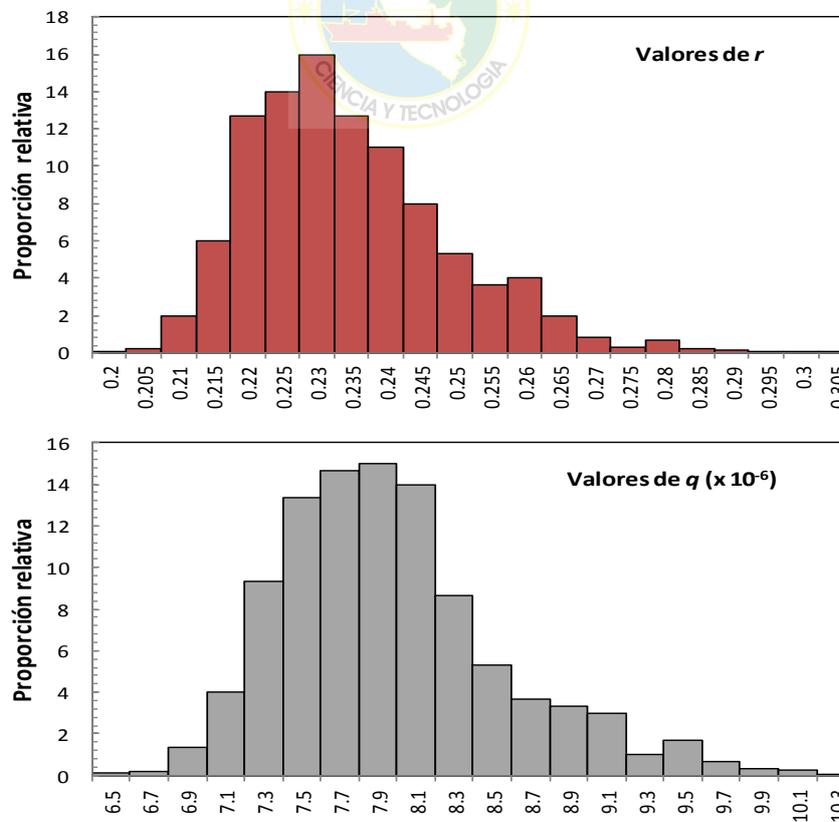


Figura 7. Distribución bootstrap de la tasa intrínseca de crecimiento “ r ” (arriba) y de la capturabilidad “ q ” (abajo) para el Modelo dinámico con variable ambiental.

6.6. Modelos de Producción

6.6.1. Modelo Dinámico de Biomasa de Schaefer

Con la estimación de los parámetros poblacionales (r y K) y el coeficiente de capturabilidad q estimados mediante el MDB (cuadro 3), el MRS fue de 39 375 kg y la B_{MRS} de 375 000 kg, la cual es entendida como la biomasa que nos llevaría a alcanzar el rendimiento esperado o B_{MRS} . Los resultados indican que este valor se encuentra por encima de la biomasa actual (B_{actual}) superándola en un 13% (Cuadro 4).

La serie de biomasa estimadas muestra una tendencia decreciente a partir del 2001 (Fig. 8), esto se debería a que las capturas superaron el MRS , sin embargo para el 2007 se observa una ligera recuperación, ya que la captura del 2006 fue menor al MRS , lo mismo sucede en los dos últimos años donde la biomasa tendió a incrementarse ya que las capturas a partir del 2008 estuvieron por debajo del MRS (Fig. 9), es decir no superaron la producción excedente lo que permitió una cierta recuperación, pero esta biomasa actual estimada según este modelo aún no supera a la B_{MRS} .

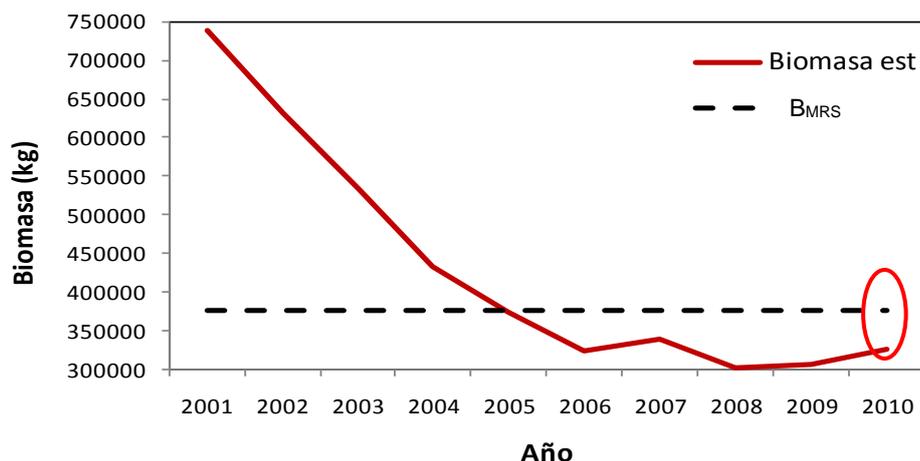


Figura 8. Tendencia de la biomasa del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque. La línea continua representa la biomasa estimada y la línea punteada representa el nivel de biomasa en el que se obtiene el máximo rendimiento sostenible (B_{MRS}) por medio del MDB.

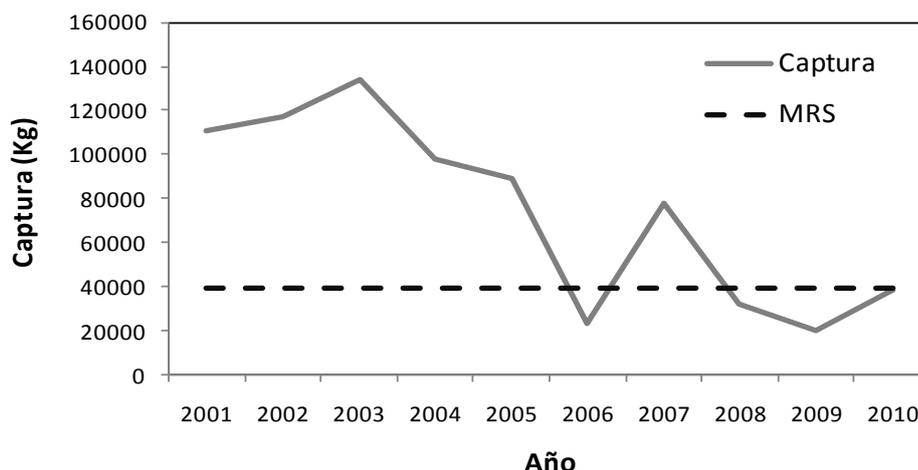


Figura 9. Tendencia de capturas del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque. La línea continua representa las capturas y la línea punteada representa el Máximo rendimiento sostenible (MRS) estimado mediante el MDB.

Tomando en cuenta la relación entre la biomasa actual con la capacidad de carga “ K ” esta es de 0.43 (B_{act}/K), lo que en un sentido estricto representaría que la población de la zona de estudio estaría en estado de sobreexplotación (cuadro 6), que se observa también con la tendencia anual de la mortalidades por pesca tomando en cuenta el valor de F del último año (Fig. 10) donde este supera a la F_{MRS} , además se corrobora con la relación entre la mortalidad por pesca actual y la “ F_{MRS} ” con un valor de 1.1 (F_{actual}/F_{MRS}), sin embargo estos valores se encuentran muy cercanos a lo que se considera el estado óptimo según los valores de indicadores de explotación (cuadro 6).

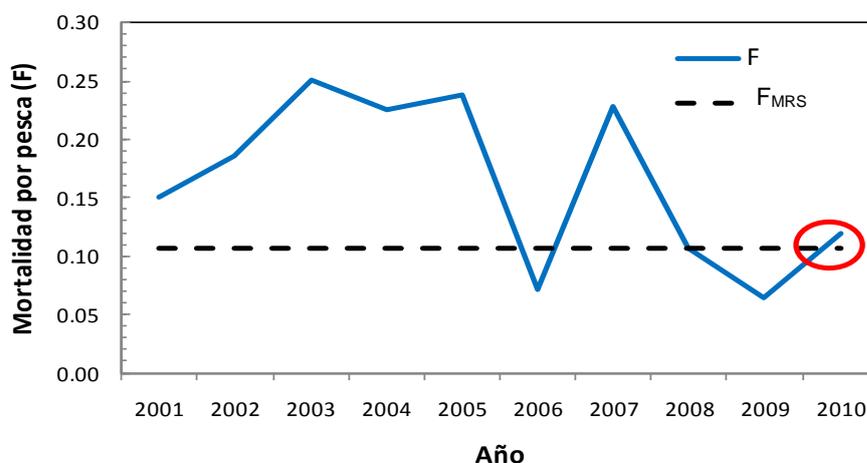


Figura 10. Mortalidad por pesca (F) del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque. La línea continua representa el valor de la mortalidad por pesca anual y la línea punteada representa el valor de la mortalidad al nivel del máximo rendimiento sostenible (F_{MRS}) estimado mediante el MDB.

Cuadro 6. Indicadores del estado de explotación del cangrejo violáceo *P. orbigny* de la zona de Lambayeque.

MODELO	INDICADOR	Estado actual	Subexplotado	Sobreexplotado	Óptimo
Modelo Dinámico de Biomasa de Schaefer	B_{actual} / K	0.43	> 0.5	< 0.5	0.5
	$F_{\text{actual}} / F_{\text{MRS}}$	1.1	< 1.0	> 1.0	1.0
Modelo Dinámico con variable ambiental	B_{actual} / K	0.49	> 0.5	< 0.5	0.5
	$F_{\text{actual}} / F_{\text{MRS}}$	0.9	< 1.0	> 1.0	1.0

6.6.2. Modelo Dinámico con variable ambiental

Con la estimación de los parámetros poblacionales (r y K) y el coeficiente de capturabilidad q estimados el MDB (cuadro 3), el MRS fue de 44 069 kg y la B_{MRS} de 382 500 kg. Los resultados indican que este último valor se encuentra por encima de la biomasa actual (B_{actual}) superándola sólo en un 1.7%. La tendencia de la serie de biomasa estimadas (Fig. 11) presenta el mismo comportamiento que las biomasa estimadas por el MDB, sin embargo se observa que la biomasa estimada para el 2007 supera ligeramente a la B_{MRS} , esto se explicaría debido a que en este modelo la variable ambiental (ATSM) se encuentra relacionada con el coeficiente de capturabilidad q (fórmula 9) a la vez que la captura en el 2006 fue menor a la del MRS (Fig. 12).

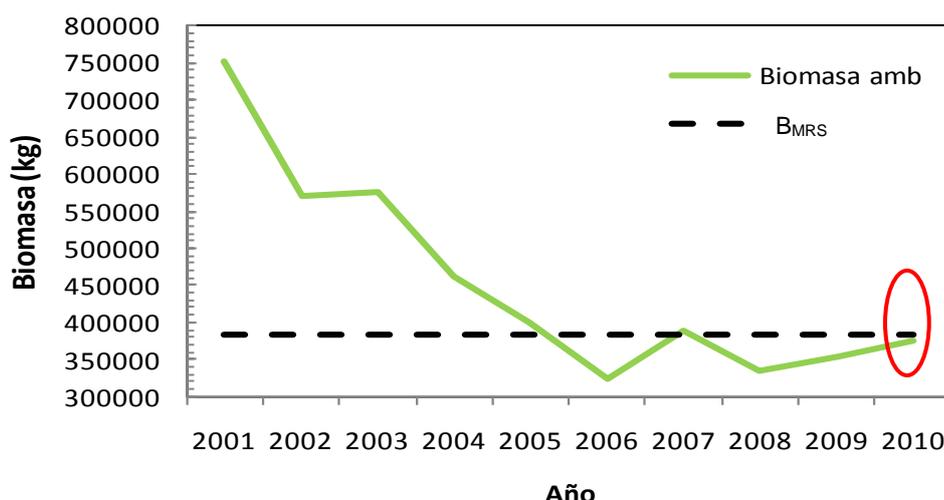


Figura 11. Tendencia de la biomasa del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque. La línea continua representa la biomasa estimada y la línea punteada representa el nivel de biomasa en el que se obtiene el máximo rendimiento sostenible (B_{MRS}) por medio del MDVA.

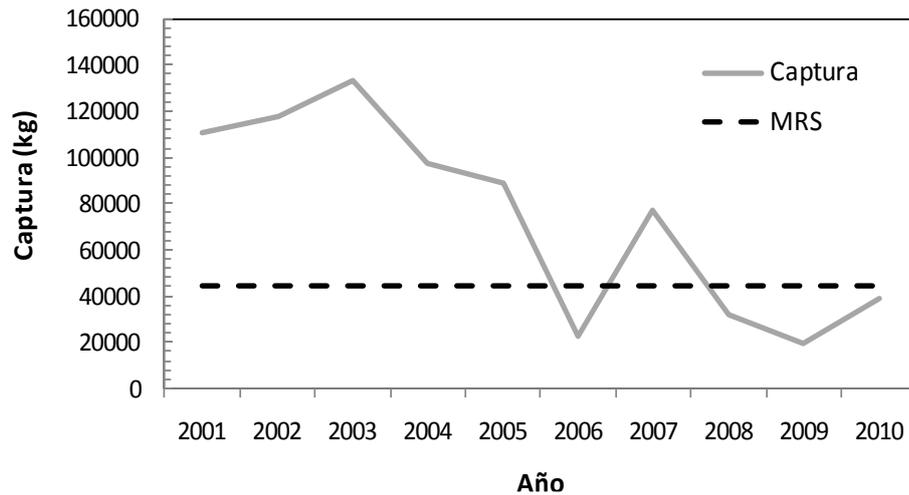


Figura 12. Tendencia de capturas del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque. La línea continua representa las capturas y la línea punteada representa el Máximo rendimiento sostenible (MRS) estimado por medio del MDVA.

La relación entre la biomasa actual (B_{actual}) con la capacidad de carga " K " es de 0.49 ($B_{\text{actual}}/K \sim 0.5$), que indicaría el estado óptimo de la población en la zona de estudio (cuadro 6) que se observa también con la tendencia anual de la mortalidades por pesca tomando en cuenta el valor de F del último año (Fig. 13) donde este no supera a la F_{MRS} , además este estado de la población se corrobora con la relación entre la mortalidad por pesca actual y la " F_{MRS} " con un valor de 0.9 ($F_{\text{actual}}/F_{MRS}$).

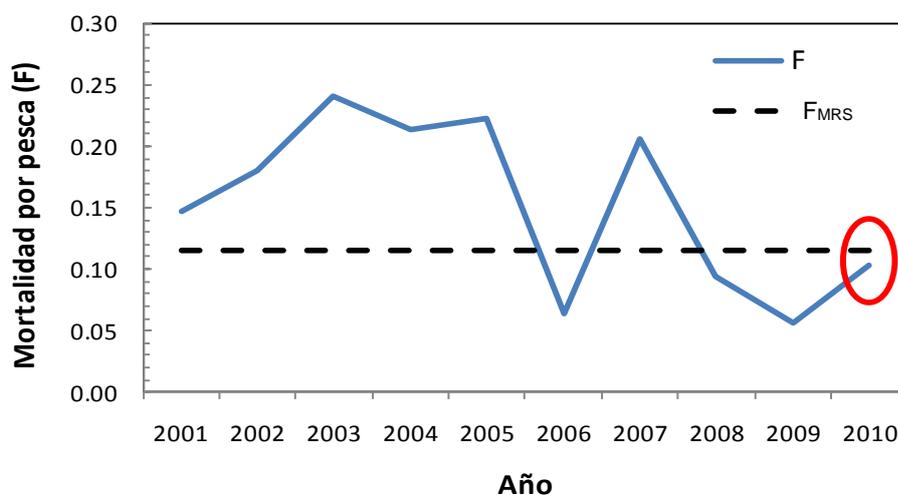


Figura 13. Mortalidad por pesca (F) del cangrejo violáceo de la zona de Lambayeque. La línea continua representa el valor de la mortalidad por pesca anual y la línea punteada representa el valor de la mortalidad al nivel del máximo rendimiento sostenible (F_{MRS}) estimadas por medio del MDVA.

VII. DISCUSIÓN

Tradicionalmente los modelos biológico-pesqueros utilizados en evaluación de stocks (modelos de crecimiento, stock-recluta, producción, etc.) son construidos incorporando componentes de la dinámica poblacional y/o de la flota, sin considerar la variabilidad del ambiente a las que están sometidas las poblaciones. Sin embargo, los repetidos colapsos de las pesquerías mundiales han llevado a generar modelos que incluyen componentes ambientales en la evaluación de stocks (Wiff y Quiñones, 2004), pero su incorporación hasta ahora, parece no ser factible para muchos investigadores (Hilborn y Mangel, 1997).

En la presente tesis se trabajó con el modelo dinámico de biomasa de Schaefer y a este se introdujo la anomalía de la temperatura superficial del mar (ATSM) como variable ambiental, denominándosele modelo dinámico con variable ambiental (MDVA). La ATSM fue incorporado al MDVA bajo el supuesto de que el coeficiente de capturabilidad " q ", es un parámetro variable a través de los años y además varía con la temperatura, coincidiendo con Walter y Parma (1996), Perry *et al.* (2000) y Wiff y Quiñones (2004) quienes consideran que en los modelos de producción las variables ambientales sólo pueden ser incorporados en dos niveles: en q si la capturabilidad está variando o B_{∞} si la capacidad de carga ambiental está cambiando. Con esta metodología se intentó obtener resultados tan precisos como fuera posible, por lo tanto, se hace una combinación de la influencia de la pesquería y del ambiente sobre un recurso el cual tiene importancia económica para la pesca artesanal de la zona.

La evaluación de stocks tradicionalmente presenta un enfoque uniespecífico, omitiendo componentes fundamentales de la complejidad ecosistémica (Botsford *et al.*, 1997). Tanto el modelo dinámico de biomasa de Schaefer como el modelo dinámico con variable ambiental aquí desarrollados presentan debilidades, pues estos no incorporan interacciones biológicas (*p. ej.* mutualismo, competencia, depredación),

procesos ecológicos (*p. ej.* ciclo de nutrientes, energía, cambio de hábitat, etc.), fisiológicos (*p. ej.* reproducción, tasa de ingestión, etc.), procesos físicos – químicos lo cual ha sido cuestionado, debido a ello se han generado nuevos métodos de evaluación de stocks basados en edades y otras en tasas de captura, que incluyen la interacción entre especies (Collie y Spencer, 1993; Ault *et al.*, 1999).

Mediante los modelos desarrollados en la presente tesis sólo se distinguen los efectos de la pesca, ambiente y abundancia sobre el rendimiento de la pesquería, procesos denso-dependientes y denso-independientes; y debido a las restricciones hechas en los modelos, estos dejan de ser aplicables de forma directa en otras zonas o para otros recursos, pues es muy importante tener en cuenta las características de la especie evaluada, ya que estos no son solamente resueltos a través de artificios matemáticos.



7.1. Los datos

Los modelos de producción dependen de los datos de captura y esfuerzo pesquero, y se asume que los reportes de información se realizan de manera oportuna y completa. Hilborn y Walters (1992) señalan que en todo trabajo relacionado a evaluación de stocks la calidad de los datos pesqueros no es perfecta, se sabe también que con una serie más larga (cantidad) se hubieran mejorado los resultados (Keyl, 2004).

En la presente tesis se trabajó con la serie de esfuerzo pesquero expresado en número de nasas y la captura expresada en kilogramos (Cuadro 2). Se dispuso de otra serie de esfuerzo (número viajes), sin embargo, al introducir este último al modelo, sin y con restricciones, los parámetros estimados resultaron ilógicos desde el punto de vista biológico (*p. ej.* $r = 0$, q negativos) lo que indica que esta serie de esfuerzo puede ser poco informativa (Punt y Hilborn, 1996). Asimismo, los PBR estimados usando el

número de viajes, siempre han estado muy por debajo del B_{MRS} durante todos los años analizados, las capturas superaban a las biomásas estimadas y a la capacidad de carga " K ", por lo tanto para esta especie usar el número de viajes como medida de esfuerzo no es del todo confiable, coincidiendo con Del Monte (2000) quien indica que el esfuerzo expresado en número de arribos (viajes) se ha convertido en uno de los métodos menos directos para estimar captura y esfuerzo, sin embargo también sugiere que se debe recurrir a cualquier fuente de información disponible, incluso si de antemano se sabe que contiene datos cuestionables. Morales - Bojórquez *et al.* (2001) señalan que el utilizar el número de viajes tiene como principal desventaja la alta variabilidad de la duración del viaje. En este sentido, se trató de estandarizar el esfuerzo en número de viajes considerando el número de viajes promedios, sin embargo esta aproximación no fue exitosa. Sobre este método Polacheck *et al.* (1993) concluyeron que los métodos de esfuerzo promedio dan una pobre aproximación cuando se utilizan como métodos de normalización. Por lo tanto se justifica para el presente trabajo el uso del número de nasas como única medida confiable, pues el modelo mostró un mejor ajuste y con ello la estimación de los PBR serían más confiables. No obstante se reconoce, como lo citan diversos trabajos (Álvarez *et al.*, 1999; Morales–Bojórquez *et al.*, 2001; Alemany y Álvarez, 2003a, Alemany y Álvarez 2003b), que hubiese sido mejor contar con datos de esfuerzo del tipo efectivo, como por ejemplo número de nasas por hora de pesca (Nasas/hora) u otros.

7.2. Modelo dinámico de biomasa de Schaefer vs Modelo dinámico con variable ambiental

Al observar los resultados de las estimaciones de biomasa y parámetros por ambos modelos es notorio que no existe un marcado contraste (Cuadro 3, 4, 5), esto debido a que la diferencia entre un modelo y otro sólo radica en la incorporación de un parámetro que fue las ATSM, que tal vez no influye de manera significativa, sin

embargo en las estimaciones de las CPUEs al introducir la variable ambiental, este muestra un mejor ajuste (seguimiento) con respecto a las $CPUE_{obs}$ (observadas).

Otro criterio que se puede tomar en cuenta es la verosimilitud, teniendo como regla general que, el mejor modelo es aquel que presenta mayor verosimilitud (Del Monte, 2000), en este caso, el modelo dinámico con variable ambiental mostró un valor ligeramente mayor con respecto al modelo dinámico de biomasa de Schaefer (Cuadro 3), sin embargo, el criterio de selección del modelo no debe radicar sólo en el resultado de ajustes matemáticos, sino que es preciso valerse de otras consideraciones (Sharp, 1995), como el número de parámetros sujetos a estimación y la consistencia del modelo con los datos (Hilborn y Mangel, 1997). Ambos modelos cumplen con lo señalado, pues el número de parámetros libres es el mismo y los valores de K , r y q son similares. Discernir entre ambos modelos mediante lo mencionado anteriormente resulta un tanto difícil, más aún cuando no se tienen referencia en donde se haya estimado parámetros poblacionales en este recurso, lo cual hubiese podido ayudar a descartar uno de ellos.

Tal vez introducir más variables ambientales que aporten significativamente al modelo, ayudaría a mejorar las estimaciones de los parámetros (*p. ej.* Freón y Yañez 1995; Keyl, 2004) ya que la variabilidad climática afecta tanto el rendimiento de la pesquería (mediante la capturabilidad q) como el rendimiento a través de los procesos denso-independientes (tasa de crecimiento r) y denso-dependientes (capacidad de carga K) del stock (Keyl, 2004).

7.3. Simulación de biomasa – Análisis de los modelos y la variabilidad ambiental

En la figura 14 se muestra la proyección de las biomazas bajo diferentes niveles de explotación. Los valores usados para la simulación fueron menores a la tasa óptima de explotación (MRS) estimada para cada modelo, ya que si superamos estos valores dependiendo del modelo, la biomasa decaería (Figura 14 b – 50 000 kg).

Analizando la serie de datos de la pesquería del cangrejo violáceo esta se podría dividir en dos regímenes. El primero, de 2001 a 2005, caracterizado por niveles de captura y esfuerzos altos; y el segundo, de 2006 a 2010, caracterizado por bajos niveles de captura y esfuerzo, además se muestra una caída de la CPUE. Esta última situación implica que se debería utilizar ciertos criterios para la explotación del recurso. Un primer criterio sería el de establecer una estrategia de manejo que limite las capturas (Hilborn y Walters, 1992).

En este trabajo, la F_{MRS} se estimó en 0.11 para el MDB de Schaefer y 0.12 para MDVA, lo que implicaría extraer el 11% o 12% de la biomasa disponible cada año, que según la figura 14 muestra que sería una medida adecuada ya que estos valores estarían por debajo del MRS estimado para la serie de tiempo y permitirían una recuperación de la biomasa actual. También es claro que de adoptar esta medida de estrategia, se debe también determinar el tiempo que tomaría llegar a una biomasa como en el periodo 2001- 2003, así como considerar procedimientos alternativos que permitan una estimación más precisa de la biomasa (García *et al.*, 2009) como por ejemplo el método de área barrida dentro de la zona de estudio.

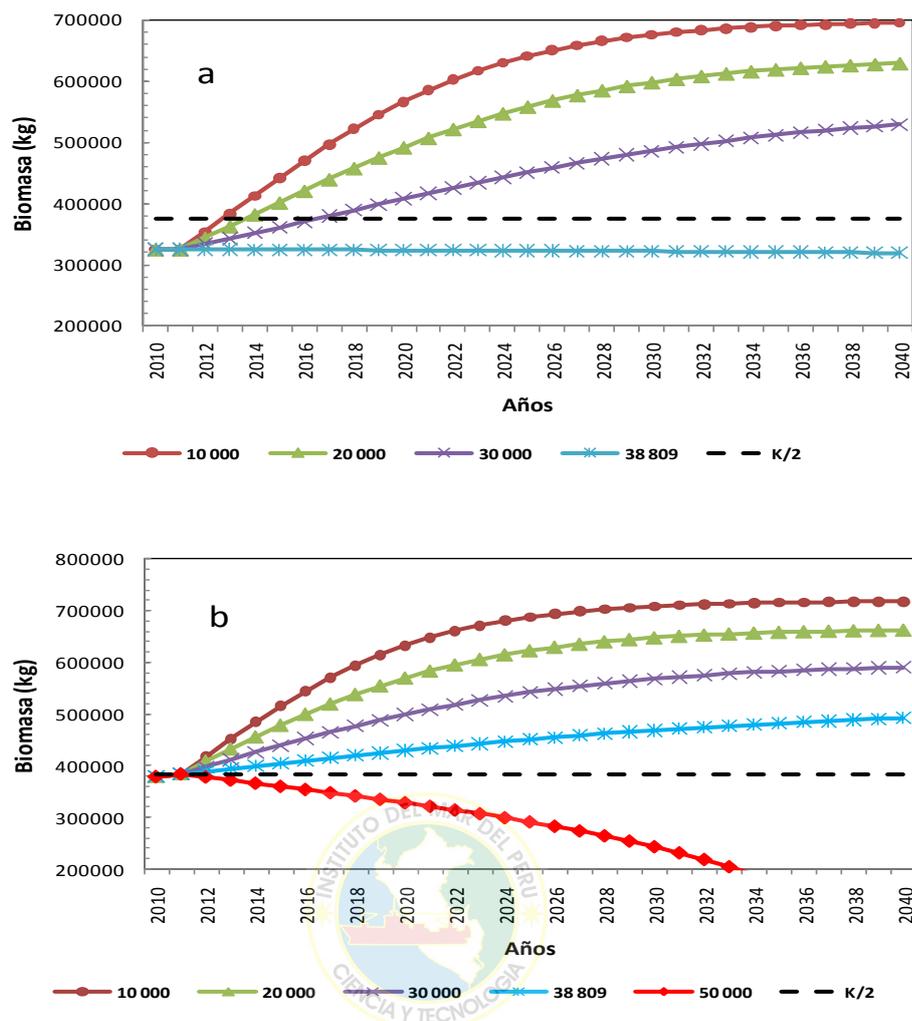


Figura 14. Simulación de la biomasa del cangrejo violáceo bajo distintos niveles de pesca en la zona de Lambayeque. (a) Simulación mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer, (b) simulación mediante el modelo dinámico con variable ambiental.

El modelo supone que la CPUE está medida con error, así que la estimación de los PBR tiene implícita esta variación. Uno de los problemas que es común en la evaluación de stocks a través de modelos dinámicos de biomasa es lo relacionado a los cambios en el poder de pesca lo cual influye en la CPUE, ya que su principal suposición es que la capturabilidad permanece constante en el tiempo (McAllister y Kirkwood, 1998 en Morales-Bojórquez *et al.*, 2001). Esta suposición en este tipo de modelos puede no ser razonable, ya que podría darse que la capturabilidad se incremente temporalmente (en este trabajo año a año) conforme los pescadores

conocen mejor al recurso y cómo explotarlo, ya que es conocido que no pescan al azar, además la capturabilidad puede ser también una función lineal del tamaño del stock (Atran y Loesch, 1995).

Ricker (1975), Hilborn y Walters (1992) y Ye y Mohammed (1999) señalan que la variación de la capturabilidad puede ser la mayor fuente de error en la evaluación de stocks que se basa en CPUE con capturabilidad constante. Uno de los métodos aquí aplicados al introducir la ATSM al modelo relacionándolo con la capturabilidad hace que este muestre variabilidad y se disminuiría el error mencionado anteriormente, incluso la expresión usada para hallar la capturabilidad en el modelo dinámico de biomasa de Schaefer (fórmula 8) tiene una solución algebraica explícita que deriva de todos los valores de capturabilidad estimados para cada temporada de pesca, lo cual también es un intento por valorar su variabilidad. Existen trabajos aplicados al camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) de México donde indican que la producción (biomasa) varía año a año con respecto a los factores climáticos de gran escala (Solana y Arreguín-Sánchez, 1993; Ehrhardt y Legault, 1999; Ramírez-Rodríguez *et al.*, 2006) sin embargo estas referencias no incluyen una variable ambiental a un modelo.

Otra forma de analizar la influencia de la variabilidad ambiental y demás fenómenos climáticos en los modelos dinámicos de biomasa son medirlas indirectamente cuando se utilizan estimadores de error de proceso, sin que necesariamente el error tenga un significado explícito en términos ambientales (Morales-Bojórquez, 1999; Morales-Bojórquez *et al.*, 2001), ya que el error de proceso considera que existen fuentes de variación ajenas a las mediciones del índice de la pesquería y de los parámetros estimados, que dependiendo de los datos podrían ofrecer una mejor capacidad de ajuste del modelo a los datos como los reportado por Del Monte (2000) y Morales-Bojórquez *et al.* (2001).

7.4. Puntos biológicos de referencia y manejo de la pesquería

Los puntos biológicos de referencia en relación al estado actual de la pesquería, sugieren en primera instancia, que la población se encuentra muy cercana al nivel óptimo (Cuadro 6), sin embargo hay que tener en cuenta, como se mencionó anteriormente, que la calidad de los datos pesqueros no es perfecta, y esto provoca que los niveles óptimos de explotación puedan extralimitarse con facilidad, de modo que es necesaria una estrategia flexible, la cual pueda irse modificando conforme se revelan sus errores y debilidades en el futuro.

Para estos puntos biológicos de referencia, lo que va derivar en el manejo de la pesquería del recurso, se debe tener presente que antes de emitir cualquier propuesta, deben considerarse las principales fuentes de incertidumbre a las que está sujeto y el modo que pueden superarse, si lo que se busca es que la estrategia planteada rinda un efecto adecuado (Del Monte, 2000). Es importante señalar que, no existen trabajos previos de evaluaciones sobre el recurso, lo cual sin un punto de referencia distinto al que se obtuvo, ya sea basado en modelos de producción o en otro enfoque, resulta difícil validar los resultados.

Además, otro punto importante a considerar es que los valores de esfuerzo introducidos a los modelos son del tipo nominal, el cual fue el número de nasas, las cuales se debe tener en cuenta que, no todas son de las mismas dimensiones, las aperturas que presentan por donde ingresan los cangrejos varían y no todas trabajan a la misma profundidades o a la misma distancia de la costa (A. Medina, com. pers.), asimismo conocer el radio o área de influencia (estímulos químicos de las sustancias disueltas en el agua por los cebos o carnadas) de este aparejo es preponderante (McElman y Elner, 1982; Arena *et al.* 1988; Defeo *et al.* 1990; Arana, 2000), dichos aspectos influirían de manera directa en la captura. Con ello, la estimación del máximo rendimiento sostenible y sus equivalentes en esfuerzo y mortalidad por pesca podrían

resultar en cierto grado riesgosos. Ahora para enfrentar problemas de esta índole y moderar sus consecuencias, existe el punto de referencia $F_{0.1}$ (cuadro 4) el cual es una estrategia de manejo del tipo adaptativo.

Hilborn y Walters (1992) señalan que este manejo adaptativo puede ser el más adecuado cuando las decisiones basadas en este diseño son tan informativas como cualquier otra decisión. El manejo adaptativo tiene la ventaja de dejar un margen de seguridad al punto biológico de referencia objetivo del *MRS*, por ello utilizando este punto de referencia, se tiene una visión más moderada de lo que sugieren otros puntos de referencia. El manejo adaptativo consiste en tomar una decisión inicial basada en el resultado de estimaciones hechas a través de modelos cuantitativos (como en el presente trabajo), después conforme se hace un seguimiento, se varían los planes de manejo de manera sistemática hasta encontrar la mejor alternativa, esto a medida que se disponga de mayor información y se vayan revelando sus erros y debilidades en el futuro (Jain y Botsford, 1992).

El utilizar modelos dinámicos de biomasa puede ayudar a fijar límites para el manejo pesquero a través de las estimaciones de los niveles óptimos de explotación, además, se debe tener muy en cuenta que, conforme surjan nuevos conocimientos, debido a que la evaluación y manejo pesqueros son procesos dinámicos, éstas deben adaptarse a las condiciones cambiantes, pues conocer de un recurso para establecer una política de manejo totalmente efectivo, no es posible.

Finalmente, el logro de este trabajo es una aproximación a la cuantificación, a través de modelos, de los parámetros poblacionales del cangrejo violáceo y de los PBR. Esta metodología podría servir en la evaluación de otros recursos teniendo en cuenta primordialmente las características biológicas de la especie a estudiar.

VIII. CONCLUSIONES

- Los parámetros poblacionales del “cangrejo violáceo” *Platyxanthus orbigny* estimados mediante el modelo dinámico de biomasa de Schaefer (MDB) fueron, $K = 750\ 000$ kg, $r = 0,21$ y el coeficiente de capturabilidad $q = 8,36 \times 10^{-6}$, mientras que para el modelo dinámico con variable ambiental (MDVA) fueron, $K = 765\ 000$ kg, $r = 0,23$ y el coeficiente de capturabilidad $q = 8,02 \times 10^{-6}$.
- Las estimaciones de biomasa de *P. orbigny* por ambos modelos (MDB y MDVA) muestran una tendencia decreciente. Los valores de biomasa estimada variaron entre 739 269 y 301 293 kg para el MDB y entre 758 225 y 333 945 kg para el MDVA ambos con un máximo en el 2001 y un mínimo en el 2006.
- El estado actual de la pesquería de *P. orbigny* del Litoral de Lambayeque, evaluada a través del modelo dinámico de biomasa de Schaefer y el modelo dinámico con variable ambiental, se encuentra muy cerca al nivel de explotación óptimo.
- En virtud de que no se dispone de información de evaluaciones previas en este recurso y en virtud de la calidad de los datos, se estima que el manejo de la pesquería debiera ser del tipo adaptativo alrededor del punto de referencia $F_{0.1}$.
- Mediante la evolución de la biomasa bajo distintos escenarios de captura, se propone la adopción de capturas de 30 000 kg, la cual podría incrementarse hasta 39 000 kg, teniendo en cuenta las condiciones ambientales y el punto de referencia $F_{0.1}$.

IX. RECOMENDACIONES

- Contar con valores de esfuerzo del tipo efectivo o normalizar el esfuerzo conforme a las características de los distintos tipos de nasas que se utilicen en la pesca de este recurso en la zona de estudio, con ello se aumentará la efectividad de la CPUE como indicador, lo que permitirá un mejor desempeño de los modelos utilizados, además la incertidumbre en las medidas de manejo será menor.
- Eventualmente sería mejor usar diferentes variables climáticas para los diferentes parámetros a estimar.
- Si en los modelos que incluyen variables ambientales se estiman varios parámetros, éstos podrían ser simplificados dejando fijos aquellos parámetros poco influenciados por la variabilidad climática.
- Aplicar un manejo con capturas permisibles entre las 30 000 y las 39 000 kg, teniendo en consideración que este trabajo es una primera aproximación a la evaluación en este recurso, los cuales deberán ser comparados con otros en donde se aplique un enfoque distinto para poder sugerir mejores y más completas estrategias de manejo.

X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABARCA, J. 1968. Contribución al conocimiento del “cangrejo violado” (*Platyxanthus orbigny* Milne Edwards y Lucas) en el Departamento de La Libertad (Perú). *Rev. de la Fac. Cien. Biol. Universidad Nacional de Trujillo*, Vol I N° 4. 131pp.
- ALEMANY, F. y ÁLVAREZ, F. 2003 a. El esfuerzo pesquero como indicador de la mortalidad por pesca. VII Foro Científico de la Pesca Española en el Mediterráneo. *Instituto Español de Oceanografía*. 5pp.
- ALEMANY, F. y ÁLVAREZ, F. 2003 b. Determination of effective fishing effort on hake *Merluccius merluccius* in a Mediterranean trawl fishery. *Sci. Mar.* 67 (4): 491 – 499.
- ÁLVAREZ, F., F. ALEMANY y E. FERRANDIS. 1999. Relationship between fishing effort and fishing mortality in the trawl fishery for hake *Merluccius merluccius* of Majorca island. *Scientific and Advisory Committee of General Fisheries Council for the Mediterranean*. 10pp.
- ARANA, P. 2000. Estimación de abundancia y biomasa del cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*), en el archipiélago de Juan Fernández, Chile. *Invest. Mar., Valparaiso*. 28: 53 - 68.
- ARENA, G., L. BAREA y O. DEFEO. 1988. Desarrollo de una metodología de evaluación mediante el uso de nasas. *Publ. Com. Tec. Mix. Fr. Mar.* 4: 55 – 66.
- ATRAN, S. y LOECH, J. 1995. An analysis of weekly fluctuations in catchability coefficients. *Fisheries Bulletin*, 93: 562-567.
- AULT, J., LUO, J., SMITH, S., SERAFY, J., WANG, J., HUMSTON, R., DIAZ, G. 1999. A spatial dynamic multistock production model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56 (S1): 4 – 25.

- BOTSFORD, L., CASTILLA J., PETERSON, C. 1997. The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. *Science* 217: 509 – 515.
- CADIMA, E. 2003. Manual de evaluación de recursos pesqueros. *FAO Documento Técnico de Pesca*. No 393. Roma, FAO. 162pp.
- CADDY, J.F. y R. MAHON. 1996. Puntos de referencia para la ordenación pesquera. *FAO Documento Técnico de Pesca*. No. 347. Roma, FAO. 109pp.
- CHIRICHIGNO, N. 1970. Lista de crustáceos del Perú (Decápoda y Stomatopoda) con datos de su distribución geográfica. *Inf. Inst. Mar Perú, Callao*.(35): 1 – 95.
- CHEN, Y. y N. ANDREW. 1998. Parameter Estimation in modeling the dynamics of fish stock biomass: Are currently used observation-error estimator reliable? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 749-760.
- CHEN, Y. y S. MONTGOMERY. 1998. Modeling the dynamics of Eastern rock lobster, *Jassus verreaux*, stock in New South Wales, Australia. *Fish. Bull.*, 97:25-38.
- COLLIE, J. y P. D. SPENCER. 1993. Management strategies for fish populations subject to long – term environmental variability and depensory predation. Univ. Alaska Sea Grant College Program. Rep. N° 93 -02: 629 – 650.
- DEFEO, O., V. LITTLE y L. BAREA. 1990. Estimaciones del stock del cangrejo rojo (*Geryon quinquedens*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay. *Frente Marítimo*, 6: 53 – 66.
- DEL MONTE, P. “Confrontación de modelos de biomasa dinámica: Una aplicación a la pesquería del Huachinango”. Tesis Maestro en Ciencias. CICIMAR, La Paz, Baja California Sur, México, 2000.

- DEL SOLAR, E. 1970. Crustáceos Braquiuros (cangrejos), Anomuros y Stomatópodos de la zona nerítico-pelágica y litoral de Tumbes. *Bol. Soc. Geog. De Lima*, 89: 40-48.
- EFRON, B. 1987. Better bootstrap confidence intervals. *Journal of the American Statistical Association*, 82: 171-185.
- ERHARDT, M. y LEGAULT, C. 1999. Pink shrimp, *Farfantepenaeus duorarum*, Recruitment Variability as an Indicator of Florida Bay Dynamics. *Estuaries*, 22 (2B): 471 – 483.
- ESPINOZA, D. 2010. Estandarización de la CPUE de la flota industrial de cerco del stock Norte-Centro de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*, Jenyns 1842) entre 1996 y el 2008. Asesora: Carmen Yamashiro. Tesis Título Profesional. UNMSM, E.A.P Ciencias Biológicas, Lima, 2010.
- FAO.1993. Reference points for fishery management: their potential application to straddling and highly migratory resources. *Fish. Circ864 (Doc. FIRM / C864)*. FAO, Rome (Italy): 52 pp.
- FIINPESCA. 2009. Proyecto GCP/RLA/150/SWE – FIINPESCA. Fortalecimiento de la Investigación Pesquera interdisciplinaria para la Pesca Responsable en los Países del Istmo Centroamericano. INFORME DEL CONSULTOR EN EVALUACIÓN Y ORDENACIÓN DE RECURSOS PESQUEROS. Anexo 3: Informes por país del estado de los recursos pesqueros. Anexo 3.4: EL SALVADOR: Estado del recurso “Camarón”. San Salvador – El Salvador. 26 pp.
- FOX, W. 1970. An exponential surplus production yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99(1): 80-88.

- FREÓN, P., C. MULLÓN y G. PICHÓN. *Experimental interactive software for choosing and fitting surplus production models including environmental variables*. Paris, France. 1993. 92 p. ISBN. 92-5-103335-8.
- FREÓN, P. y YAÑEZ, E. 1995. Influencia del medio ambiente en evaluación de stock: una aproximación con modelos globales de producción. *Invest. Mar., Valparaiso*, 23: 25-47.
- KEYL, F. 2004. Evaluación y manejo del recurso marino *Haliotis* spp. (abulón) en la península de Baja California, México mediante un modelo pesquero-climático. Asesores: Dr. Hans Hartmann; M. Sc. Marco Bolaños Zamora. Tesis Grado de Magister en Ciencias. Universidad de Costa Rica, Sistema de Estudios de Postgrado, San José, Costa Rica, 2004.
- GARCÍA, A., G. RODRÍGUEZ, D. LLUCH. 2009. Blue shrimp (*Litopenaeus stylirostris*) catch quotas as a management tool in the Upper Gulf of California. *Cien. Mar.* (35): 297 – 306.
- GETZ, M. W., R. C. FRANCIS y G. L. SCHWARTZMAN. 1987. On managing Variable Marine Fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44(7):1370-1375.
- GRAHAM, M. 1935. Modern theory of exploiting a fishery, and application to North Sea trawling. *J.Cons. int. Explor. Mer.* 10(3): 264-274.
- HENNEMUTH, R., PALMER, J., BROWN B. 1980. A statistical description of recruitment in eighteen selected fish stocks. *J Northw. Atl. Fish. Sci.* 1: 101-111.
- HADDON, M. 2001. Modeling and Quantitative Methods in Fisheries. *Chapman and Hall/CRC*, Washington DC, pp.406.

- HILBORN, R y C. WALTERS. *Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall Press, New York, 1992. 570 p. ISBN.0-412-02271-0.
- HILBORN, R., C. WALTERS y D. LUDWIG. 1995. Sustainable Exploitation of Renewable Resources. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 26:45-67.
- HILBORN, R. y M. MANGEL. *The Ecological Detective: confronting models with data*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 1997.315 p. ISBN.0-691-03496-6.
- HUXLEY, T. H. 1884. Inaugural Address. *Fisheries Exhibition Literature* 4:1-22.
- ISHIYAMA, V., M. SOTO y M. ARAUZO. 1995. Reproducción del cangrejo violáceo *Platyxanthus orbigny* (Crustácea, Xanthidae) de la Playa San Bartolo, Lima. *Boletín de Lima* 99, pp. 87 – 90.
- JAIN, S. y L. BOTSFORD. 1992. *Applied Population Biology*.1st ed. Springer. 304 p. ISBN: 0792314255.
- KAMEYA, A., M. MOSCOSO y M. LLEELLISH. 1998. Los crustáceos decápodos y Estomatópodos del Perú. *Inf. Inst. Mar Perú* (136): 80-109.
- KING, M. 2007. *Fisheries Biology, Assessment and Management*.2nd ed. Oxford England. Blackwell Press. 382 p. ISBN.978-1-4051-5831-2.
- LACKEY, R. Fisheries: history, science and management. Pp. 121 – 129. In: *Water Encyclopedia: Surface and Agricultural Water*, Jay H. Lehr and Jack Keeley, editors, John Wiley and Sons, Inc., Publishers, New York, 2005, 781 pp.
- LÓPEZ, J. y ELOSUA, P. 2004. Estimaciones bootstrap para el coeficiente de determinación: un estudio de simulación. *Revista Electrónica de Metodología Aplicada*, 9(2): 1 – 14.

- LUDWIG, D. y WALTERS, C. 1989. A robust method for parameter estimation from catch and effort data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 137-144.
- MACE, P. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51 (1): 110-122.
- MATOS, S. 1975. Contribución al estudio de algunas especies de crustáceos decápodos de las playas de Trujillo. Tesis Bachiller en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Trujillo.
- MAUNDER, M. 2003. Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? *Fisheries Research* 61: 145 – 149.
- McELMAN, J y R. ELMER. 1982. Red crab (*Geryon quinquedens*) trap survey along the edge of the Scotian shelf, September 1980. *Can. Tech. Rep. Fish. Aq. Sci.*, 1084: 1-12.
- MEGREY, B. y V. G. WESPESTAD. 1988. A review of biological assumptions underlying fishery assessments models *In: W.S. Wooster. Fishery Science and Management. Objectives and Limitations* N° 28. NOAA/NMFS, Northwest and Alaska Fish. Cent. Seattle, WA, USA. 31-69.
- MÉNDEZ, M. 1982. Crustáceos comerciales y otras especies comunes del Litoral Peruano. *Boletín de Lima* 20, pp. 39 – 58.
- MORALES - BOJÓRQUEZ E. 1999. Análisis del error de proceso y de observación en la estimación del reclutamiento de la sardina del pacífico, *Sardinops sagax caeruleus* (Girard), en la costa suroeste de la Península de Baja California, México.

- MORALES - BOJÓRQUEZ E., J. LÓPEZ y S. HERNÁNDEZ. 2001. Dynamic catch-effort model for the Brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes) from the Gulf of California, Mexico. *Cienc. Mar.* 27(1): 105 – 124.
- OCEAN STUDIES BOARD (OSB). *Improving fish stock assessments*. National Academy Press, Washington, D.C. 1998.188 p. ISBN-10: 0-309-08353-2.
- OLIVA, J., P. ARANA y A. GONZÁLEZ. 1997. Crecimiento y Mortalidad del “cangrejo violáceo” *Platyxanthus orbigny* en la zona costera de Lambayeque, Perú. *Inf. Inst. Mar Perú* (126): 55-74.
- PELLA, J.J. y P.K. TOMLINSON. 1969. A Generalized Stock Production Model. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 13: 419-496.
- PERRY, R.I, J.A. BOUTILLIER Y M.G. FOREMAN. 2000. Environment influences on the availability of smooth pink shrimp, *Pandalus jordani*, to commercial fishing gear off Vancouver Island, Canada. *Fisheries Oceanography*. 9: 50 61.
- PIN, O y DEFEO, O. 2000. Modelos de producción captura-mortalidad para la pesquería de corvina (*Micropogonias furnieri*) (Desmarest, 1823) en el Río de la Plata y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (1975-1986). En: Rey, M. y G. Arena (eds.), Modelos de Producción Excedente Aplicados a los Recursos Corvina y Pescadilla. Proyecto INAPE-PNUD URU/92/003. ISBN 9974-563-15-1: 31-65.
- POLACHECK, T., HILBORN R. y PUNT, A. 1993. Fitting surplus production models: Comparing methods and measuring uncertainly. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 2597 – 2607.
- PRAGER, M. 1994. A suite of extensions to a non-equilibrium surplus production model. *Fish. Bull.*, 92: 374-389.

- PUNT, A. 2003. Extending production models to include process error in the population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1217-1228.
- PUNT, A. y HILBORN, R. 1996. Biomass Dynamic Models. User's manual. *FAO Computerized information series (Fisheries)* 10, pp.62.
- PUNT, A. Y JAPP, DW. 1994. Stock assessment of the Kingklip (*Genypterus capensis*) resource off South Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 14: 133 – 149.
- PRODUCE. [en línea]. Ministerio de la Producción. Dirección URL: <<http://www.produce.gob.pe/portal/portal/apsportalproduce/dispositivoslegalespopup?id=16334&codigo=10>>. [Consulta: 16 febrero 2011].
- QUINN, TJ y DERISO, RB. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York, pp.542. ISBN 0-19-507631-1.
- RAMÍREZ-RODRÍGUEZ, M., ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F., LLUCH, D. 2006. *Rev. Biol. Trop.* (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) 54(4): 1241 – 1245.
- RICKER, W. E. 1975. Computational and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191: 382 pp.
- ROSENBERG, A. A., M. J. FORGATY, M. P. SISSEWINE, J.R. BEDDINGTON y J.G. SHEPHERD. 1993. Achieving Sustainable Use of Renewable Resources. *Science*, 252: 828-829.
- SÁNCHEZ, R. y ZIMIC, E. 1972. Historia Marítima del Perú. El Mar Gran Personaje. I (2). Autosonia. Lima, Perú.
- SÁNCHEZ, M. 1975. Aparejos, trampas, artes y métodos utilizados por el pescador de caballito de totora (Caleta Huanchaco – Trujillo). Tesis Bachiller. Universidad Nacional de Trujillo.

- SHARP, D. 1995. It's about time: new beginnings and old good ideas in fisheries science. *Fisheries Oceanography*. 4: 324 – 341.
- SIMON, J. 1969. *Basic Research Methods in Social Science*. Random House USA Inc, 3rd edition, pp. 487. ISBN 13: 978-0394332437.
- SCHAEFER, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of Mathematical Biology* Vol. 53, No. 1/2, pp. 253-279.
- SCHNUTE, J. 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: Theoretical considerations. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 583-603.
- SOLANA, S.R. y ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. 1993. Cambios estacionales de la abundancia del camarón café (*Penaeus aztecus*) de la zona noroccidental del Golfo de México y su relación con parámetros ambientales. *Ciencias Marinas*, 19(2): 155 – 168.
- SPARRE, P Y VENEMA, S.C. 1997. Introducción a la evaluación de recursos tropicales. *FAO Documento Técnico de Pesca*. No 306. Roma. 420pp.
- TRESIERRA, A.,C. DELGADO, J. MEDINA y P. BERRÚ. 1992. Biología y pesquería del *Platyxanthus orbigny* “cangrejo violáceo” en la caleta de Huanchaco (Trujillo, Perú). *REBIOL* 12 (1 – 2): 45 – 74.
- VILLASMIL, L. Y J. MENDOZA. 2001. La pesquería del Cangrejo *Callinectes sapidus* (Decápoda: Brachyura) en el Lago de Maracaibo, Venezuela. *INCI*, jun, 2001, vol. 26, N° 7, pp. 301 – 306.
- WALTERS, C. y A. M. PARMA. 1996. Fixed exploitation rate strategies for coping with effects of climate change. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 148–158.

- WALTER, G. 1986. A robust approach to the equilibrium yield curves. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1332-1339.
- WIFF, R. y QUIÑONES, R. 2004. Parametrización ambiental en modelos biológico-pesqueros. Una revisión. *Gayana* 68 (1): 111-127.
- WILLIAMS, E. y PRAGER, M. 2002. Comparison of equilibrium and non-equilibrium estimators for the generalized production model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1533-1552.
- YE, Y. Y MOHAMMED, H.M.A. 1999. An analysis of variation in catchability of green tiger prawn, *Penaeus semisulcatus*, in waters off Kuwait. *Fisheries Bulletin*, 97: 702 – 717.
- ZÚÑIGA, O. *Guía de Biodiversidad. Crustáceos*. Volumen 1, N° 2. 2002. Departamento de Acuicultura. Facultad de Recursos del Mar. Universidad de Antofagasta. 76 pp.



XI. ANEXOS Y GLOSARIO

TAXONOMÍA

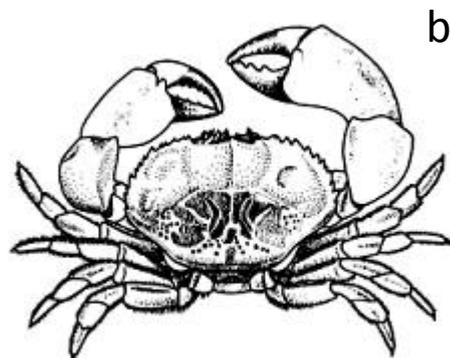
Reino	Animalia
Filum	Artropoda
Clase	Malacostraca
Familia	Platyxanthidae
Género	<i>Platyxanthus</i>
Especie	<i>Platyxanthus orbigny</i> (Milne Edwards y Lucas, 1843)

Nombres comunes

Cangrejo violáceo, cangrejo violado, cangrejo morado (Perú), Purple Stone crab (EEUU).

Caracteres distintivos

Margen antero lateral con 9 dientes prominentes. Frente dividida en 4 dientes triangulares sub-iguales. Tres fisuras en las órbitas oculares profundamente marcadas. Quelípedos grandes y desiguales. Una pequeña protuberancia en el borde superior de la mano y un diente prominente en el ángulo interno de la muñeca. Parte ventral del Cefalotórax, borde superior de los brazos y márgenes de las patas, con pelos. Dorso rojo manchado de amarillo y vientre amarillo, dedos y uñas negras.



(a) Tomado de IMARPE (Unidad de Investigaciones en Biodiversidad)
(b) Tomado de Guía de Biodiversidad 2 - Crustáceos (Zúñiga, O. 2002)

GLOSARIO

AJUSTE. Es la calibración de datos que tiene por objetivo minimizar las diferencias entre lo observado y lo estimado empleando un modelo.

ARTESANAL. Se refiere a la captura o esfuerzo que no es industrial ni de recreo, y que se genera por medio de métodos de pesca sencillos.

BIOMASA. Se refiere a la abundancia del stock en unidades de peso.

BOOTSTRAP. Metodología estadística aplicada para cuantificar la incertidumbre asociada con las estimaciones obtenidas de un modelo.

CAPTURA. Peso o número total de peces extraídos en las operaciones pesqueras.

CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE). Captura obtenida por una parte o toda una flota por cada unidad de esfuerzo aplicado. Mide la abundancia relativa de un stock y también se le conoce como tasa de captura.

CAPTURABILIDAD (q). Fracción del stock capturado por una unidad de esfuerzo.

DETERMINISTICO. Proceso que no tiene componentes aleatorios (estocásticos).

DINÁMICA DE POBLACIONES. Se refiere al estudio de la abundancia de stocks de peces y las razones de sus cambios con el paso del tiempo.

ESFUERZO PESQUERO. Medida de intensidad de las operaciones de pesca. Puede definirse con varios niveles de precisión, como el número total de botes que operan durante una temporada, o número de anzuelos por unidad de tiempo.

ESFUERZO DE PESCA EFECTIVO. Mide la presión real ejercida sobre el stock, durante una unidad de tiempo.

ESFUERZO DE PESCA NOMINAL. Mide la acumulación de los medios de captura puestos en obra que no han sido estandarizadas o normalizadas, para explotar un stock durante una unidad de tiempo.

ESTOCÁSTICO. Se trata de un proceso que tiene componentes aleatorios.

F_{0.1}. Punto de referencia objetivo definido como la mortalidad por pesca a la cual la pendiente de una línea tangencial a la curva de la relación captura – mortalidad por pesca es del 10% de su valor en el origen.

INCERTIDUMBRE. Es el resultado de la falta de un conocimiento perfecto de numerosos factores que afectan a la evaluación de stock, estimación de los puntos biológicos de referencia y ordenación.

MÁXIMA VEROSIMILITUD. Criterio estadístico para encontrar la combinación de parámetros que mejor se ajusten a los datos observados.

MÁXIMO RENDIMIENTO SOSTENIBLE. Captura máxima anual promedio que puede ser extraída de un stock sin perjudicarlo.

MODELO. Idea conceptual y simple acerca de cómo funciona la realidad. También definido como la expresión matemática que contiene variables que explican el comportamiento de un fenómeno.

MODELO DE PRODUCCIÓN. Es un modelo de población, que por medio de funciones sencillas, describe los cambios en la biomasa de la población de un año a otro.

MORTALIDAD. Se define como la tasa instantánea a la que los individuos mueren. Pueden haber variantes en su definición así tenemos: **Mortalidad por pesca (F)**, definida como la cantidad relativa de peces capturados. **Mortalidad natural (M)**, definida como las muertes producidas tanto por causas naturales (depredación, enfermedad) como las no naturales (p. ej. alteración del hábitat, contaminación).

ÓPTIMO. Término empleado en el sentido que el stock está siendo explotado en consonancia con los objetivos de la ordenación. Estos objetivos pueden ser biológicos, económicos o sociales.

PARÁMETRO. Es una cantidad que caracteriza a una variable desde el punto de vista estadístico.

PRODUCCIÓN EXCEDENTE. Cantidad de biomasa producida por el stock (mediante crecimiento y reclutamiento) en ausencia de pesca, o la captura que puede ser extraída del stock, manteniendo la biomasa en un tamaño constante.

RESIDUO. En los modelos estadísticos, un residuo es la diferencia entre una cantidad observada y la cantidad estimada por el modelo.

SOBREEXPLOTADO. Se refiere que la abundancia de un stock es demasiado escasa. Este término también se aplica cuando se estima que la biomasa está por debajo de un punto biológico de referencia.

SOSTENIBILIDAD. Capacidad de persistencia a largo plazo. La captura sostenible se refiere a una captura regulada que asegura que las futuras generaciones también puedan pescar.

STOCK. Población o parte de ella que presenta características ecológicas similares. También se define como el grupo de individuos que están sujetos a las mismas oportunidades de crecimiento y reproducción y a los mismos riesgos de mortalidad por pesca y natural.

VEROSIMILITUD. Procedimiento matemático basado en distribución de probabilidades utilizado para calcular parámetros de un modelo.

