

Prólogo

En el marco de la conmemoración del 50 aniversario de la fundación del Instituto Nacional de Pesca, se editó el número 20 de la *Revista Ciencia Pesquera*, órgano de divulgación científica elaborado por el INAPESCA que publica los resultados de las investigaciones científicas de diversos especialistas en pesca y acuicultura.

Durante cinco décadas, este instituto ha considerado la promoción del conocimiento científico como parte de sus tareas fundamentales, y éste es uno de los objetivos que motivan su edición. La *Revista Ciencia Pesquera* es una aportación fehaciente del trabajo editorial con contenido científico, que se ha constituido en elemento importante de consulta para los estudiosos de los recursos pesqueros y acuícolas. Es parte del acervo científico que el instituto ha puesto al alcance de investigadores, académicos y estudiantes durante medio siglo, es también un foro científico permanente donde los investigadores tienen un espacio para exponer los resultados de sus estudios.

En este número se incluyen siete artículos de fondo, un aviso de arribo y dos reseñas bibliográficas, todos con temas de gran interés tanto

acuícolas como pesqueros, por ejemplo “Evaluación de la maduración y la reproducción de camarones *Litopenaeus vannamei* en sistemas de recirculación de agua”, “Aspectos reproductivos del tiburón azul *Prionace glauca* capturado por la flota palangrera de mediana altura del Puerto de Manzanillo Colima” y “Reproducción y madurez sexual de robalo prieto (*Centropomus poeyi*) y robalo blanco (*C. undecimalis*) en el sistema lagunar de Alvarado, Veracruz”, entre otros artículos que transmiten conocimientos derivados de años de estudios, de científicos del Instituto Nacional de Pesca, de instituciones de educación superior y otros centros de investigación sobre la pesca y la acuicultura. Como aviso de arribo se presentan los resultados de un interesante análisis del manejo holístico de la pesca en México: Prioridades gubernamentales para el siglo XXI.

A todos los que colaboramos en el Instituto Nacional de Pesca nos enorgullece llegar al cincuentenario de actividades, construyendo en beneficio de la pesca y acuicultura sustentables en nuestro país.

Comité Editorial

Puntos de referencia para la pesquería de erizo rojo *Strongylocentrotus franciscanus* en Baja California, considerando aspectos biológico pesqueros y ambientales

Julio S. Palleiro-Nayar*, Ma. de Lourdes Salgado-Rogel* y Ma. del Carmen Jiménez-Quiroz**

Para que la pesquería del erizo rojo *Strongylocentrotus franciscanus* sea administrada adecuadamente y propiciar su sustentabilidad, se proponen varios puntos de referencia (PR) con base en variables biológicas (densidad poblacional y la estructura de tallas) y pesqueras (la mortalidad por pesca, la captura y el esfuerzo pesquero). Se analizaron los cambios inter-anales de la captura, asumiendo que éstos dependen del esfuerzo (que está en función de la disponibilidad del recurso, así como de la calidad y valor de las gónadas) y las condiciones ambientales. Se proponen los siguientes PR: 1) mantener la densidad mínima en dos adultos $\cdot m^{-2}$ para asegurar el éxito de la fecundación y la protección de los reclutas; 2) limitar la recolección de ejemplares de diámetro menor a 80 mm a un máximo de tolerancia de 5% por embarcación-día de trabajo; 3) mantener la tasa de mortalidad por pesca F entre 0.4 a 0.70 al año para propiciar la recuperación de las poblaciones explotadas; 4) evaluar estos criterios cada año, particularmente en años Niño cuando escasea el alimento; 5) incrementar la captura de erizo morado para disminuir la intensidad de la competencia con el erizo rojo, así como evitar el sobrepastoreo de macroalgas y las áreas de tapetes de erizo morado, recomendando mantener densidades de cuatro a seis erizos $\cdot m^{-2}$.

Palabras clave: Densidad mínima, mortalidad por pesca, variaciones ambientales, talla mínima de captura.

Reference points in the fishery of red sea urchin (*Strongylocentrotus franciscanus*) in Baja California, based on fishery biology and environmental aspects

To manage the red sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus* fishery and propiciate sustainability, we suggest reference points (RP) based on biological analysis (population density and size structure) and fishing variables (fishing mortality, capture and fishing effort). Inter-annual changes of capture were analyzed assuming they depend on effort and environmental conditions. The RP proposed are: 1) maintain a minimum density of two adults $\cdot m^{-2}$ to ensure fertilization success and recruits protection; 2) limit the recollection of specimens with diameter of less than 80 mm to a maximum rate of 5% by boat-fishing day; 3) maintain the fishing mortality rate F between 0.4 and 0.70 per year, to ensure recuperations of exploited stocks; 4) assess these criteria every year, specially during El Niño years when food is scarce; 5) increase the capture of purple sea urchin to diminish its abundance and competition with red sea urchin, and avoid macroalgae over pasturing and purple sea urchin beds, by recommending a density of four to six sea urchins $\cdot m^{-2}$.

Key words: Minimum density, fishing mortality, environmental changes, minimum capture size.

Introducción

El erizo rojo *Strongylocentrotus franciscanus* (A. Agassiz, 1863) se distribuye desde Alaska hasta Isla Natividad, BCS (Mottet, 1976; Palleiro-Na-

yar, 2009). Habita en la zona submareal, sobre sustrato rocoso, entre tres y 50 m de profundidad, donde se alimenta principalmente de macroalgas, en particular de *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) (C. Agardh 1820); comparte el hábitat con el erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus* (Stimpson, 1857), con el que compite por espacio y alimento (Tegner, 2001). El erizo rojo desova durante el invierno y parte de la primavera; las larvas permanecen en la columna de agua entre cuatro y ocho semanas y se alimentan de fitoplancton antes de asentarse; crece durante

* Centro Regional de Investigación Pesquera - Ensenada, Instituto Nacional de Pesca, SAGARPA. Apdo. Postal 187 Ensenada, Baja California, México. CP 22760. juliopalleiro@yahoo.com.mx

** Centro Regional de Investigación Pesquera - Manzanillo, Instituto Nacional de Pesca, SAGARPA. Playa Ventanas s/n; Manzanillo, Colima, 28200 México.

toda su vida y puede llegar a vivir 100 años (Ebert y Southon, 2003), por lo que es uno de los invertebrados más longevos, que aparentemente no envejece, ya que la capacidad reproductiva de los individuos más viejos es similar a la de cualquier erizo adulto (Ebert, 2008), y alcanzan la madurez sexual alrededor de los dos a tres años de edad (Tegner, 2001).

La abundancia del erizo depende en gran medida de las condiciones ambientales, lo que incluye las interacciones biológicas (competencia y depredación), la disponibilidad de alimento y las características del hábitat (Botsford *et al.*, 2004). Estas poblaciones son denso-dependientes ya que el éxito de la fecundación está supeditado a la densidad y la distribución de los ejemplares maduros (Levitan *et al.*, 1992; Lundquist, 2000). Los erizos jóvenes se protegen de los depredadores colocándose bajo las espinas de los adultos (Tegner y Dayton, 1977; Breen *et al.*, 1985; Nishizaki y Ackerman, 2005).

En México, el erizo rojo se distribuye en parches por la costa noroccidental de la península de Baja California, desde la frontera de EU hasta Isla Natividad (Palleiro-Nayar *et al.*, 2006); esta área es muy productiva gracias a la influencia del Sistema de la Corriente de California y a las surgencias que se producen durante invierno y primavera (Lynn y Stimpson, 1987; Durazo y Baumgartner, 2002). En ese periodo, la fuerza del viento propicia el afloramiento de agua rica en nutrientes y el incremento de la productividad primaria (Parés-Sierra *et al.*, 1997; Casas-Valdez *et al.*, 2003). Sin embargo, las condiciones ambientales pueden cambiar debido a la influencia de los eventos El Niño (cálido) y La Niña (frío); así, por ejemplo, durante los Niños intensos de 1981-1982 y 1997-1998, disminuyó la intensidad de las surgencias, el ingreso de nutrientes, por tanto bajó la productividad del fitoplancton y de los mantos de *M. pyrifera*, mientras que ocurrió lo contrario cuando se presentaron los periodos fríos (La Niña) de 1988-1989 y 1999-2001 (Casas-Valdez *et al.*, 2003; Hernández de la Torre *et al.*, 2004). A su vez, la abundancia de macroalgas incide en la alimentación de los erizos y, consecuentemente, en el tamaño y la calidad de las gónadas (Tegner, 2001).

El objetivo de la pesca comercial de erizo rojo, a diferencia de la de otros recursos, son los

órganos reproductivos, que se exportan a Japón, donde son muy apreciados (Andrew *et al.*, 2002; Botsford *et al.*, 2004). En México, la pesquería inició en 1972, pero fue hasta 1987 cuando se establecieron las primeras medidas de manejo, como la talla mínima legal (TML) de 80 mm de diámetro de caparazón y el periodo de veda entre el primero de marzo y el 30 de junio de cada año (Palleiro-Nayar *et al.*, 1988). En 1993 se decretó la NOM-07-PESC-1993 (DOF, 1993) para regular la pesca del erizo y, además de la TML, describe las características de las unidades de pesca autorizadas, el método de extracción, la manera como debe entregarse el producto en las plantas de procesamiento y establece la obligación de registrar la información en una bitácora de pesca. Se han propuesto otras disposiciones, como una cuota máxima de captura de 1989 a 2002 (siendo rebasada en varios años), rotación de áreas de cosecha y no incorporar más equipos o buzos a esta pesquería (Salgado-Rogel y Palleiro-Nayar, 2008). Sin embargo, aun con estas medidas, el recurso ha estado en deterioro desde hace varios años (Canedo-López *et al.*, 1999; Salgado-Rogel y Palleiro-Nayar, 2008; Jurado-Molina *et al.*, 2009), ya que desde 1987, la biomasa estimada ha sido inferior al valor de máxima productividad $B_0/2$, donde B_0 es la biomasa virgen (Zárate-Becerra *et al.*, 2001).

La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) recomienda establecer puntos de referencia (PR) para el manejo de las pesquerías (FAO, 2009) y medirlos periódicamente para evaluar el cumplimiento de las medidas administrativas y modificarlas, de ser necesario. Según Caddy y Mahon (1996) el punto de referencia “es un valor convencional derivado del análisis técnico, que representa el estado de la pesquería, cuyas características se cree que puedan ser útiles para la ordenación de la unidad poblacional”. Según estos autores, las variables de referencia (VR) básicas son la biomasa (B) y la mortalidad por pesca (F); pero también se pueden usar: el esfuerzo pesquero, a través de su relación con F y con las tasas de explotación, e indicadores biológicos, como la estructura de tallas y la fecundidad; aunque estos últimos pueden ser difíciles de cuantificar (Caddy, 2002, 2004).

Los puntos de referencia pueden ser límite (PRL) y objetivo¹ (PRO), los primeros tienen el propósito de asegurar la viabilidad de las poblaciones y los segundos, la sustentabilidad de las pesquerías. Los PRO establecidos en EUA para la pesquería de erizo se basaron en la biomasa estimada mediante modelos de análisis de rendimiento excedente o logísticos, mientras que para instrumentar los PRL se utilizó la tasa de mortalidad por pesca máxima permisible y el rendimiento máximo sostenible (Botsford *et al.*, 2004). En México, la primera cuota de captura se propuso para regular la temporada de pesca 1989-1990 (Palleiro-Nayar, 2004), cuando se estableció que la captura no debería exceder las 3 500 t; sin embargo, en el año 2002, después de un periodo de muy baja producción debido a la mala calidad y escasez del producto, se determinó que ésta no debería rebasar 1 500 t anuales. Cabe señalar que en el periodo de 1989 a 2002 se rebasaron las cuotas de captura recomendadas por el Instituto Nacional de la Pesca en cuatro temporadas de captura (Palleiro-Nayar, 2004). En 2004 se determinó que la pesquería de erizo rojo en Baja California se encontraba sobre-explotada utilizando el criterio del Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de Estados Unidos (NMFS² según sus siglas en inglés), ya que se estimó la biomasa de erizo rojo en 2004 representaba 17% de la existente en 1972, considerada la B_0 o biomasa inicial de referencia (Jurado-Molina *et al.*, 2009).

El objetivo de este trabajo es proponer como PR algunas medidas obtenidas en éste y otros trabajos de los autores, a partir del análisis de variables de referencia biológicas (VRB) y pesqueras (VRP) así como de la relación de éstas con el ambiente, que permitan recuperar y hacer sustentable la pesquería de erizo rojo *S. franciscanus* en Baja California.

Materiales y métodos

La extracción de erizo rojo en la costa occidental de Baja California se desarrolla desde las Islas Coronado (32.5° N-117.7° O) hasta Punta Blanca (29° N-114.6° O). Esta área ha sido dividida en cuatro zonas administrativas pesqueras (ZAP) para su manejo (Fig. 1). La región es influenciada por el Sistema de la Corriente de California que incluye la Corriente de California, la Contra Corriente Costera de California y la Corriente Subsuperficial (Bakun, 1996). Entre 1972 y 2010, las condiciones correspondientes a El Niño han sido más frecuentes que las de La Niña y las normales, en particular en la década de los años noventa (Tabla 1). El efecto de El Niño en la región es casi inmediato debido a teleconexiones atmosféricas, aunadas a la advección oceánica desde el ecuador (e.g. 1997-1998); esta última situación es más común durante los eventos más intensos (Todd *et al.*, 2011).

Tabla 1

Clasificación de los años por la intensidad de El Niño y La Niña según el criterio de Western Regional Climate Center³ de la NOAA, basado en los valores del Índice de la Oscilación del Sur (SOI⁴)

<i>El Niño</i>		<i>La Niña</i>		<i>Normal</i>
<i>Intenso</i>	<i>Moderado</i>	<i>Moderado</i>	<i>Intenso</i>	
≤ -1.00	≤ -0.50	≥ +0.50	≥ +1.00	-0.5 y +0.50
1977-78	1976-77	1971-72	1973-74	1978, 1979, 1980, 1981
1982-83	1991-92	1974-75	1975-76	1983, 1984, 1985, 1986
1987-88	1992-93	2000-01	1988-89	1989, 1990
1993-94	2002-03	2007-08	1998-99	1995, 1996, 2001, 2003
1994-95	2004-05	2008-09		
1997-98	2006-07			
	2009-10			

1. El 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 recuperación de la población. El punto de referencia límite indica un estado de una pesquería y/o recurso que se considera indeseable y que la acción de ordenación debe evitar (Caddy y Mahon, 1996). Estos últimos se refieren a condiciones relacionadas con la persistencia de la población (Botsford *et al.*, 2004).
2. El NMFS considera una pesquería sobre-explotada cuando la biomasa remanente es inferior a 25% de la B_0 .

3. Western Regional Climate Center. 2215 Raggio Parkway Reno, NV; <http://www.wrcc.dri.edu/enso/ensodef.html>
4. El SOI es calculado con el método de Ropelewski y Jones (1987) por la Climatic Research Unit (UEA Norwich; School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich NR4 7TJ, UK; <http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/soi.htm>).

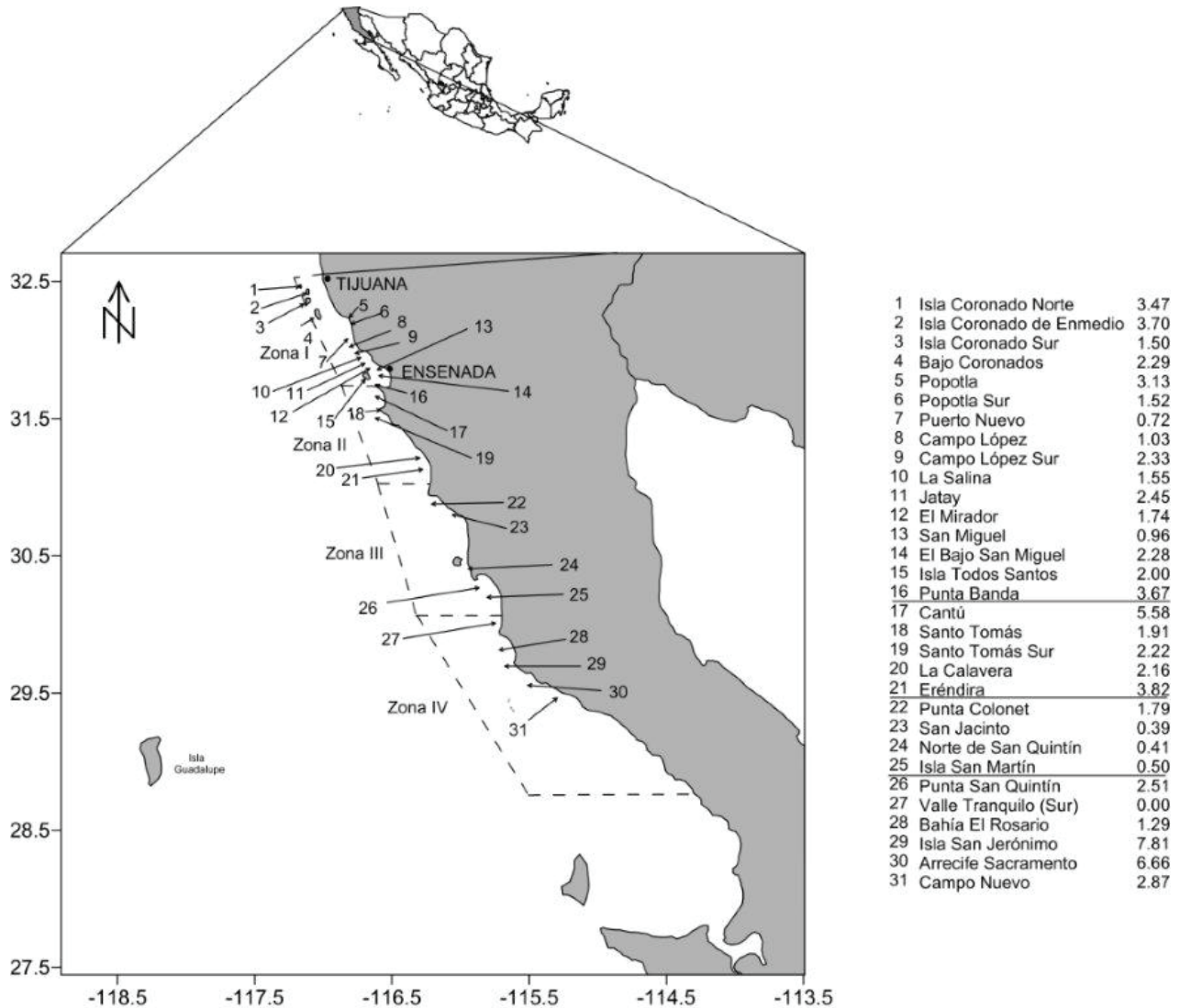


Fig. 1. Área de extracción de erizo rojo en Baja California y zonas administrativas de pesca. Se señala la ubicación de los sitios de muestreo con la densidad de erizo rojo estimada.

Las variables biológico-pesqueras analizadas fueron: la estructura de tallas, la densidad poblacional, la mortalidad por pesca y la tendencia de la captura y el esfuerzo en el lapso 1988-2008. Con el propósito de contar con elementos que permitan establecer criterios para determinar la periodicidad con que se deben revisar los PR y puesto que la sobrevivencia de la población está estrechamente relacionada con las relaciones ecológicas de su entorno (competencia y depredación), así como con las condiciones ambientales de su hábitat; se analizaron también las densidades de los erizos rojo y morado, la relación de las variaciones interanuales de la captura del

erizo rojo con el esfuerzo pesquero, la temperatura del agua, la ocurrencia de los eventos El Niño-La Niña y la producción de *M. pyrifera*, a partir del supuesto de que la abundancia de esta especie está directamente relacionada con la disponibilidad de alimento para los erizos y otros organismos bentónicos.

Variables de referencia biológicas. La densidad poblacional de los erizos rojo y morado se estimó en 31 zonas de pesca (ZP) entre los meses de abril y junio de 2006, durante la temporada de veda. La mayoría de las ZP analizadas se encuentran en la ZAP I (45.1%), seguida en orden decreciente por la II (22.5%), la III (19.3%) y la

IV (12%). El tipo de muestreo fue estratificado; las unidades de muestreo fueron transectos en banda de 10 m² m, en los que se recolectaron de manera manual todos los organismos localizados a profundidades de entre 10 m y 25 m. En cada banco, dependiendo de su extensión, se utilizaron de 20 a 30 transectos. Por otro lado, se comparó la densidad de los erizos rojo y morado en cada localidad con una prueba *t-Student*.

La estructura de tallas de los erizos capturados se determinó mediante muestreos realizados en diez plantas de procesamiento ubicadas en Ensenada, San Quintín y El Rosario, BC. En cada planta se midieron alrededor de 250 erizos por día, dos o tres veces al mes, entre julio y diciembre de cada año. Los individuos fueron tomados de la mesa donde se mantienen antes de ser eviscerados. La estructura de tallas de los erizos recogidos en el lapso 2000-2007 se describió mediante histogramas con intervalos de clase de 10 mm. Por otro lado, para determinar el impacto de la cosecha de jóvenes en la producción se cuantificó el porcentaje de ejemplares cuya talla era menor a la legal (80 mm) entre 1984 y 2006.

Variables de referencia pesqueras. Los datos de captura (C) del lapso 1972-2007, fueron extraídos de los avisos de arribo entregados por los productores de erizo rojo a la Subdelegación de Pesca de la SAGARPA en Baja California. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) se obtuvo de las bitácoras de pesca que los permisionarios entregan en las distintas oficinas de Pesca del estado. La unidad de esfuerzo fueron los días de trabajo, conocidos localmente como “mareas”, que efectuó toda la flota en cada temporada; aunque, a diferencia de la captura, esta variable se registra desde 1988 (año en que se inició la entrega de bitácora de pesca).

La mortalidad total (Z) se estimó mediante el método de la curva de captura linealizada, basado en la composición por edad (Sparre y Venema, 1997). Los datos de talla registrados durante los muestreos en las plantas procesadoras entre 1994 y 2007 se analizaron con el programa FISAT II (FAO, 2002), al cual también se le proporcionaron los valores de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy ($K = 0.189$; $L_{\infty} = 118.98$ mm) estimados por Palleiro-Nayar (2009). F es la diferencia entre la mortalidad total (z) y la natural (M), y esta última (0.25 año^{-1}) se tomó de

Jiménez-Quiroz *et al.* (2010⁵). Por otro lado, el porcentaje al que disminuyó la abundancia de la población (R) como resultado de la pesca comercial se determinó con la ecuación:

$$R(\%) = (1 - e^{-F} / e^{-F}) \cdot 100 \quad \text{Ec. 1}$$

Donde: $e = 2.718281$

La influencia del medio en las variaciones de la biomasa durante el periodo 1988-2004⁶, se estimó utilizando como indicador la diferencia (expresada en porcentaje) entre los cambios interanuales de la captura (TC):

$$TC = ((C_{t+1} / C_t) - 1) \cdot 100 \quad \text{Ec. 2}$$

Donde: C_t = cantidad registrada en la temporada de pesca t y C_{t+1} , en el siguiente año.

Posteriormente se aplicaron regresiones múltiples entre TC y las variables independientes, con y sin desfase de uno y dos años, para determinar si el efecto es retrasado; se escogió este intervalo considerando que a los dos años se alcanza la madurez sexual. Las variables independientes fueron biológicas, ambientales y pesqueras; las primeras fueron el porcentaje que representaron los ejemplares cuyo diámetro fue menor al legal (% TML), al que se aplicó una transformación arco seno (Zar, 1974) y las anomalías en la cosecha anual de *M. pyrifera*, considerando como normal el promedio del periodo 1959-2004⁷ (28 037 t). Las variables abióticas fueron los promedios estacionales de la temperatura superficial marina (TSM) obtenida de imágenes satelitales y la estimada *in situ* en el banco de Punta Banda (TPB), así como el Índice Multivariado del Niño (MEI, siglas por su nombre en inglés); en tanto que la variable pesquera fue el esfuerzo.

5. JIMÉNEZ-QUIROZ MC, JS Palleiro-Nayar y ML Salgado-Rogel. 2010. Estimación de la temperatura del hábitat del erizo rojo a partir de datos satelitales para calcular la mortalidad natural. *V Foro Científico de Pesca Ribereña*. 7 a 9 de septiembre de 2010. Veracruz, Ver.
6. Este intervalo estuvo determinado por los datos disponibles: la temperatura medida con sensores satelitales y almacenada en bases de datos de acceso público, corresponde al periodo 1985-2007; la cosecha de *Macrocystis* sp. se desarrolló entre 1959 y 2004, en tanto que el esfuerzo pesquero empezó a registrarse hasta 1988.
7. Datos de la Subdelegación de Pesca en Baja California.

Tabla 2
Variables independientes abióticas utilizadas en las regresiones múltiples aplicadas a la tendencia de la captura

<i>Variables</i>	<i>Periodicidad</i>	<i>Fuente</i>
Temperatura superficial marina de la ZAP IV (TSM)	Promedios estacionales calculados según la división climática clásica. Intervalo: 1985-2007	Imágenes captadas por el sensor AVHRR-NOAA y extraídas de la base de datos pública PO.DAAC (Physical Oceanography. Distributed Active Archive Center) de la NASA a través de la interfase POET*
Temperatura promedio estacional en el banco de Punta Banda (TPB)	Promedios estacionales estimados a partir de la temperatura superficial marina de la ZAP IV y datos <i>in situ</i> obtenidos con un sensor de temperatura HOBO Pro v2 Water temperatura data logger U22-001. Intervalo: 1985-2007	Temp PB = 4.803010 + (0.477818 Temp AVHRR), $r = 0.79$, $F_{(1,24)} = 42.34$ $p < 0.01$, tomado de Jiménez-Quiroz <i>et al.</i> (2010 ⁵)
Índice Multivariado de El Niño	Promedios estacionales	Earth System Research Laboratory-Physical Sciences Division**

*PO.DAAC Ocean ESIP Tool: <http://poet.jpl.nasa.gov/>

**http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/enso.mei_index.html

Las características de los datos y sus fuentes se muestran en la *tabla 2*.

Resultados

Variables de referencia biológicas. La densidad de erizo rojo (Tabla 3; Fig. 1) varió entre 0.2 erizos·m² en Valle Tranquilo (ZAP III) y 8.5 erizos·m² en el Arrecife Sacramento (ZAP IV). En seis bancos se registró menos de un erizo por unidad de área, la cantidad mínima aceptable para asegurar el éxito reproductivo (Levitán *et al.*, 1992), de los cuales dos están ubicados en la ZAP I y cuatro en la ZAP III. En contraste, en tres localidades (Cantú, Isla San Jerónimo y Arrecife Sacramento) se cuantificaron más de cinco animales por unidad de área.

Se considera que dos erizos rojos por metro cuadrado es una medida precautoria para garantizar el éxito de la fecundación y el reclutamiento de la población de este organismo (Palleiro-Nayar *et al.*, 2008), por lo que se puso especial atención en las 16 ZP donde hubo esa densidad, la mayoría de ellas en las ZAP II (85%) y IV (75%), lo que se reflejó en la densidad promedio (\pm desv.est.) en ambas (Tabla 3). En contraste, en las ZAP I y III se registró esa cantidad en 42% y 16% de las ZP, respectivamente, y, por otra parte, se encontraron seis bancos con menos de un ejemplar por unidad de área.

La densidad de erizo morado (Tabla 3) fue de entre 0.05 erizos·m² en San Miguel y 12.87

erizos·m² en isla Coronado, ambos sitios ubicados en la ZAP I, en donde se registraron los valores más altos (>5 erizos·m²). Por otro lado, como en el caso del erizo rojo, se obtuvieron más de dos ejemplares por m² en 51% de los bancos, particularmente en las ZAP I y IV donde ese porcentaje fue de 57 y 75, respectivamente; en comparación, en las ZAP II y III fue de 42 y 33 en cada una de ellas. Los resultados de la prueba de *t-Student* indican que el erizo morado fue más abundante que el rojo en nueve sitios, siete de los cuales se encuentran en la ZAP I, donde la proporción erizo rojo (ER): erizo morado (EM) varió de 1ER:0.05EM a 1ER:8.58EM (Tabla 3); y la relación más dispar (1ER:14.38EM) se encontró en punta San Quintín (ZAP III).

Estos resultados sugieren que la competencia por espacio y alimento entre los ejemplares de las dos especies debe ser intensa en las ZAP I y IV, aunque hay un elevado porcentaje de bancos en esta última localidad con más de dos ejemplares de erizo rojo por unidad de área.

Por otro lado, en seis localidades se detectaron más de dos erizos rojos y menos de un erizo morado por unidad de área (Bajo Coronado, el Bajo San Miguel, Punta Banda, Sto. Tomás Sur, La Calavera y Campo Nuevo), lo que indica que en esos bancos la presión competitiva debe ser menor.

La cantidad de erizos rojos medidos en las plantas de proceso, varió entre 14 259 y 30 578 individuos por año, de acuerdo con la disponibilidad del personal encargado del muestreo. Entre

los años 2000 y 2007, el intervalo de tallas fue de 40 mm a 140 mm; sin embargo, en los primeros cuatro años hubo mayor cantidad de organismos de talla entre 60 mm a 80 mm y para 2005 a 2007, predominaron los erizos con tallas de 80 mm a 100 mm (Fig. 2).

En cuanto al porcentaje de organismos menores de 80 mm (talla legal) en el intervalo 1984-

2006, el porcentaje promedio (\pm desv. est.) de la muestra estuvo conformado por animales de talla inferior a la legal, de $27.70 \pm 13.10\%$, aunque hubo amplias variaciones interanuales. En los periodos 1988-1991 y 1996-2001, esa proporción estuvo por arriba de la media, en tanto que entre 1992 y 1995, y después de 2002, ese porcentaje estuvo por debajo de ese parámetro (Fig. 3).

Tabla 3

Densidad (erizos·m²) de erizo rojo (ER) y morado (EM) registrada en cada localidad durante los muestreos realizados en 2006. En negritas, la densidades de erizo rojo considerada crítica (<1 erizo·m²)

Zona administrativa pesquera	Localidad	Erizo rojo	Erizo morado	er:em
ZONA I	Isla Coronado Norte	3.47	9.10*	1:2.62
	Isla Coronado de en Medio	3.70	7.33*	1:1.98
	Isla Coronado Sur	1.50	12.87*	1:8.58
	Bajo Coronado	2.29	0.94	1:0.41
	Popotla	3.13	7.03*	1:2.25
	Popotla Sur	1.52	2.61	1:1.72
	Puerto Nuevo	0.72	0.29	1:0.40
	Campo López	1.71	0.14	1:0.08
	Campo López Sur	1.40	0.12	1:0.09
	La Salina	1.55	5.45*	1:3.52
	Jatay	2.20	6.51*	1:2.96
	El Mirador	1.74	8.19*	1:4.71
	San Miguel	0.96	0.05	1:0.05
	El Bajo San Miguel	2.28	0.93	1:0.41
Prom. (\pm desv.est.)		2.01 \pm 0.9	4.40 \pm 4.19	
ZONA II	Isla Todos Santos	2.01	3.60	1:1.79
	Punta Banda	3.67	0.12*	1:0.03
	Cantú	5.58	11.04*	1:1.98
	Santo Tomás	1.91	0.13*	1:0.07
	Santo Tomás Sur	2.22	0.14*	1:0.06
	La Calavera	2.16	0.76	1:0.35
	Eréndira	3.82	3.78	1:0.99
	Prom. (\pm desv.est.)		3.05 \pm 1.36	2.80 \pm 3.98
ZONA III	Punta Colonet	0.39	0.00	1:0.00
	San Jacinto	1.79	0.47	1:0.26
	Norte de San Quintín	0.41	0.18	1:0.44
	Punta San Quintín	0.62	8.92*	1:14.39
	Isla San Martín	2.51	4.36	1:1.74
	Valle Tranquilo (Sur)	0.20	0.00	1:0.00
Prom. (\pm desv.est.)		0.99 \pm 0.93	2.32 \pm 3.64	
ZONA IV	Bahía El Rosario	1.29	2.93	1:2.27
	Isla San Jerónimo	7.81	6.05	1:0.77
	Arrecife Sacramento	8.50	8.27	1:0.97
	Campo Nuevo	2.87	0.54*	1:0.19
	Prom. (\pm desv.est.)		5.12 \pm 3.57	4.45 \pm 3.40

*Diferencias significativas entre la densidad de erizo rojo y morado ($p < 0.05$).

Los valores extremos se detectaron en el año 2000, cuando los erizos pequeños conformaron alrededor de la mitad de la muestra (n = 14 861). A partir de 2002 se han capturado menos erizos de tallas sublegales y se observaron pequeños aumentos en la captura.

Historia de la captura y variables de referencia pesqueras. La pesca comercial de erizo rojo inició en 1972 y se alcanzó la primera captura récord siete años después, cuando se registraron 5 700 t de peso vivo (Fig. 4). La producción disminuyó significativamente en los siguientes tres años (1980-1983), ya que se obtuvieron alre-

dedor de mil toneladas por temporada. En 1986 se consiguió la producción más alta (8 493 t) en la historia de la pesquería, a la que siguieron un decremento importante (-53%) y un nuevo aumento en 1989 (5 536 t); a partir de ese año, la captura fue decreciendo hasta 1998 (806 t), en tanto que a partir del año 2000 ha fluctuado alrededor de 1 750 toneladas.

La tendencia del esfuerzo de pesca (mareas o días de pesca) en el periodo analizado fue negativa debido a que en 1989 se invirtió más esfuerzo (19 235 mareas) y trabajaron más hombres (320 buzos) que en 2008, cuando el esfuerzo fue

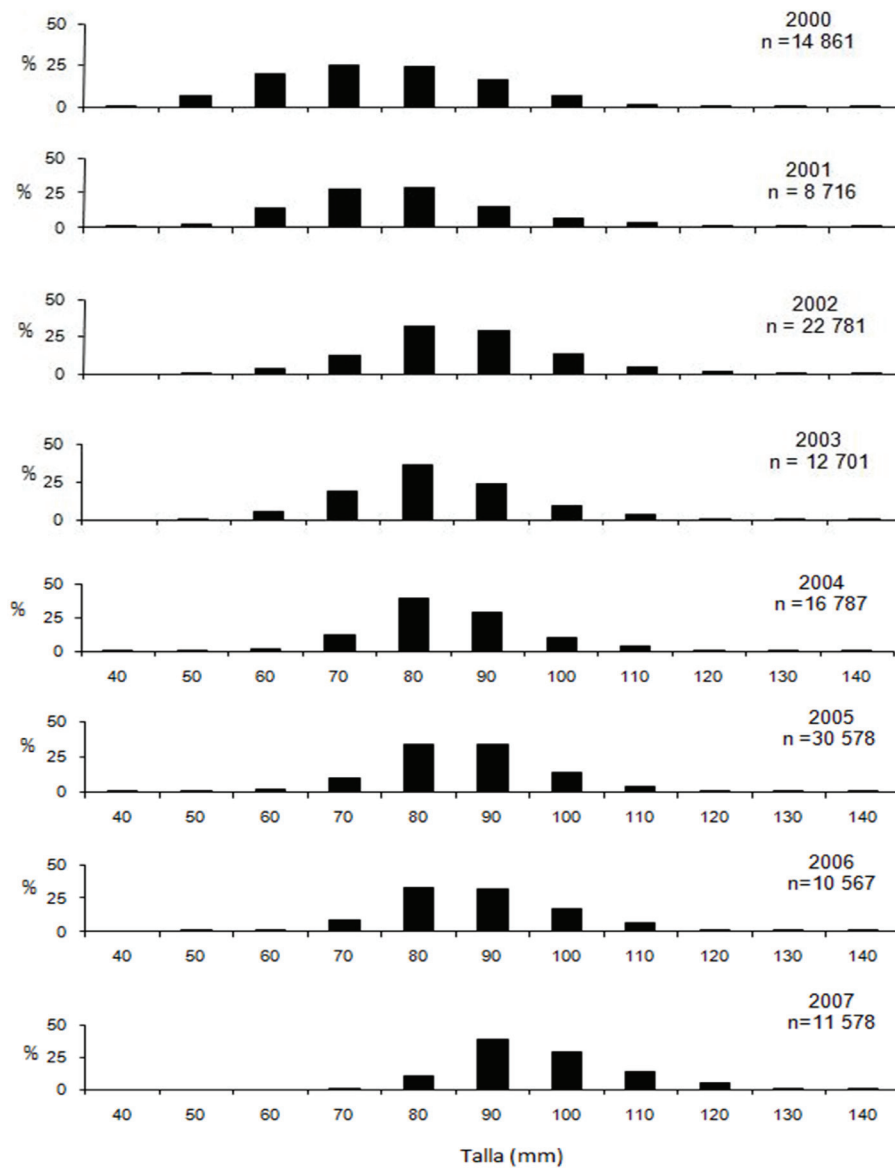


Fig. 2. Variaciones en la estructura de tallas de erizo rojo muestreado en la pesca comercial de Baja California en el periodo 2000-2007.

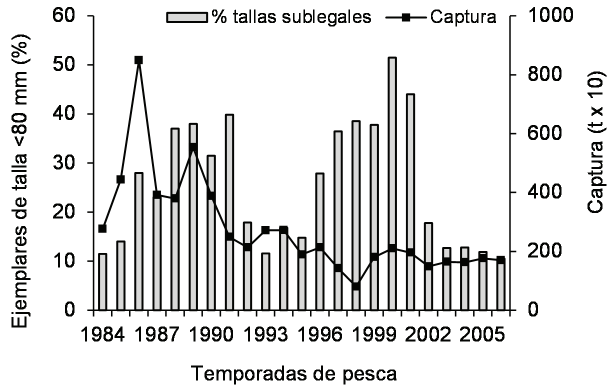


Fig. 3. Variaciones de la captura y del porcentaje de erizos rojos cuya talla fue inferior a 80 mm de diámetro de caparazón.

de 12 304 mareas y hubo 220 buzos. El esfuerzo promedio fue de $15\ 377 \pm 2\ 860$ mareas (Fig. 4a); en 1989 y los intervalos 1992-1994 y 1999-2002 se superó ese valor e incluso fue mayor que ese parámetro más la primera desviación estándar (1989 y 1992-1994), en tanto que en 1998 y a partir de 2004 disminuyó sensiblemente. El esfuerzo

también ha estado relacionado con la presencia de los eventos El Niño y La Niña, ya que fue más grande cuando se presentaron Niñas (MEI < 1) y Niños moderados (MEI: 1 a 1.5), que en los años normales y durante los Niños de 1991, 1997 y 2004, y La Niña de 1998, que fueron particularmente intensos (Fig. 4a).

Las variaciones de la CPUE han sido similares a las de la captura (Fig. 4b), aunque con algunas pequeñas diferencias y desfases. En 1989 se alcanzó el valor más alto ($287.80\ \text{kg}\cdot\text{día}^{-1}$) y a partir de ese año disminuyó sustancialmente hasta 2002, cuando fue de sólo $87\ \text{kg}\cdot\text{día}^{-1}$. Por otro lado, la CPUE fue más baja en 1999 (91.51) que en 1998 (97.41), a pesar de que el valor de la captura se duplicó entre ellos; en los años siguientes, la CPUE se incrementó hasta alcanzar $174\ \text{kg}\cdot\text{día}^{-1}$ en 2008 (Fig. 4b).

La tasa instantánea anual de mortalidad por pesca en el lapso 1994-2008 promedió (\pm desv. est.) 0.70 ± 0.19 , en tanto que los valores extremos se registraron en 1996 (0.40) y 1999 (1.2). A partir del año 2000, este parámetro fluctuó

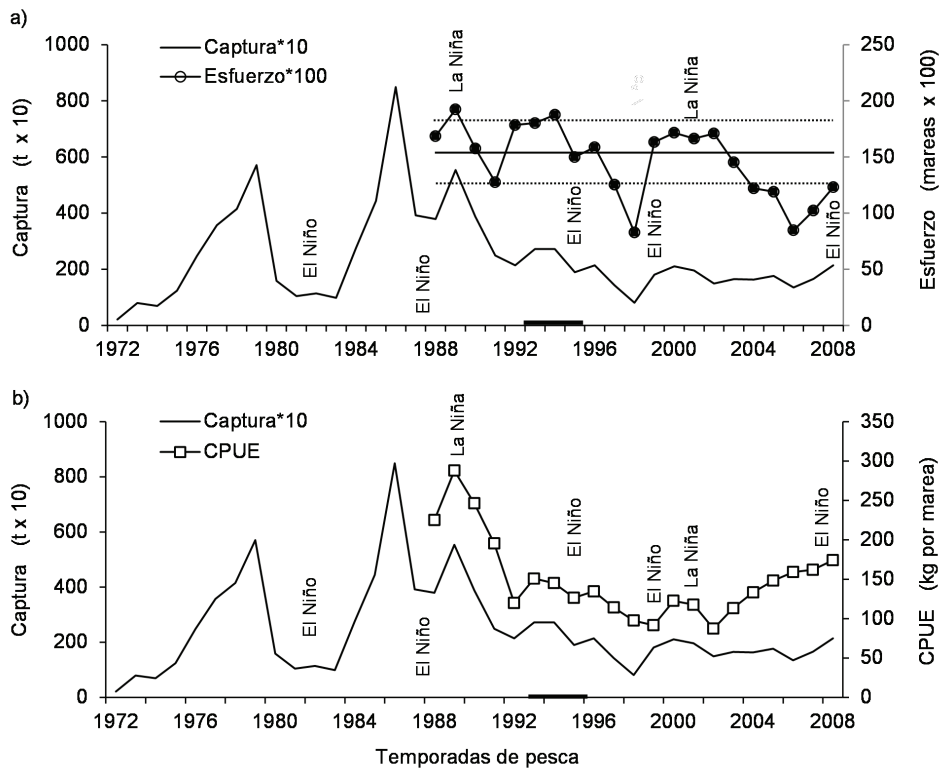


Fig. 4. Variaciones de la captura, esfuerzo a) y CPUE b) de la pesquería de erizo rojo en Baja California. Se incluyen los años en que se presentó El Niño (La Niña). El intervalo 1991-1995 fue muy cálido por lo que se destaca con la línea gruesa sobre el eje horizontal. En la gráfica a) se muestra el esfuerzo promedio \pm su desviación estándar ($15\ 377 \pm 2\ 860.36$ mareas; $n = 21$ años).

entre 0.5 y 0.76. El porcentaje de reducción de la abundancia (R) derivada de la mortalidad por pesca presentó variaciones similares en los años analizados, con un promedio de 50.46 ± 9.01 por ciento.

Por lo que se considera que la mortalidad por pesca anual debería estar dentro del intervalo de 0.40 a 0.7 que corresponde a la cantidad más baja estimada en 1996 y al promedio de la mortalidad estimada de 1994 a 2008.

Variaciones interanuales de la captura y su relación con el ambiente. El factor cambios interanuales de la captura (TC) varió ampliamente en las temporadas de pesca del periodo 1981-2002; los mayores incrementos se presentaron en el primer lustro y el último año de la década de los ochenta, así como en 1999 (Fig. 5a); aunque los más conspicuos ocurrieron en 1984 y 1999, cuando la captura superó en 100% a la del año previo. En contraste, en 1987, 1991 y 1998 las diferencias fueron negativas (-40 a -60%). A partir de 2003, la TC ha variado entre 8.4 y -3.6 por ciento (Fig. 5a).

Puesto que se asumió que TC representaba los cambios determinados por las fluctuaciones en la población, los resultados de la regresión múltiple aplicada a los valores del intervalo 1986-2004 sin desfase, indicaron que cuando se presenta El Niño en primavera y la temperatu-

ra *in situ* en Punta Banda es elevada en otoño, disminuye significativamente la abundancia del recurso, en tanto que ocurre lo contrario con la temperatura de Punta Banda (TPB) del verano, aunque esta última tiene menos efecto en la TC ($t = -1.81, p = 0.14$). El coeficiente de determinación indica que poco menos de la mitad de la varianza se explica por estas variables (Tabla 4a). Esta situación fue evidente con las elevadas TC registradas durante las etapas finales de las Niñas de 1999, 1989 y 1985, mientras que ocurrió lo contrario durante los Niños de 1983, 1992, 1997 y 1998.

El coeficiente de determinación fue muy elevado cuando se desfazaron los datos un año (Tabla 4a) y, según la secuencia en que se incorporaron las variables durante la regresión por pasos (Tabla 4b), y, según la secuencia en que se incorporaron las variables durante la regresión por pasos, ~92% de la varianza de la TC está relacionada con el MEI en invierno (+), otoño (-) y primavera (+) en orden de importancia, esto es, con la presencia de El Niño (La Niña), así como con las anomalías de la cosecha de *M. pyrifera* (-). En tanto que la TSM de primavera y la TPB en invierno y verano fueron menos significativas y estuvieron correlacionadas con el MEI (Fig. 5b y 5c). El porcentaje de ejemplares capturados cuya talla fue inferior a la legal, aportó una

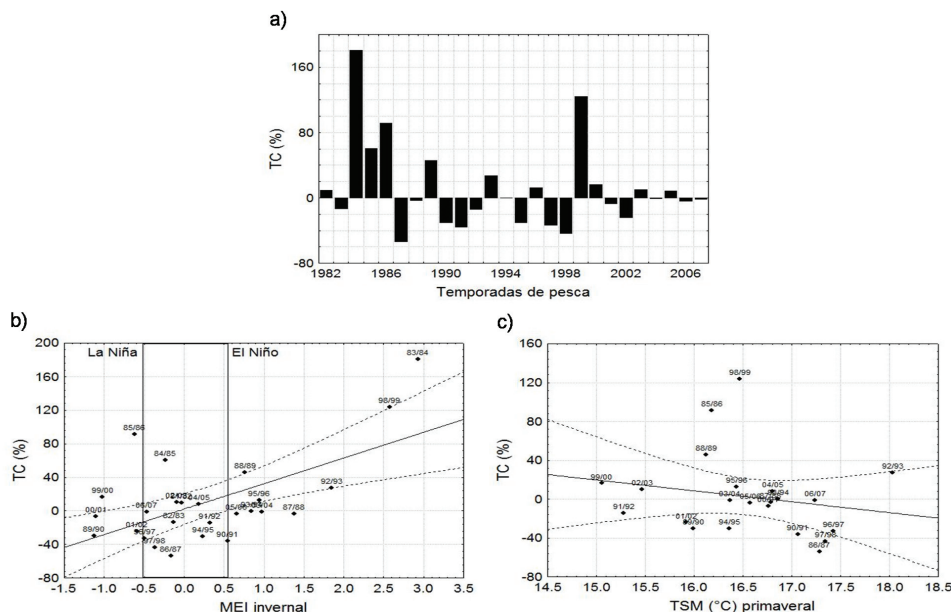


Fig. 5. Cambios interanuales de la captura (TC). Relaciones con las variables más importantes de la regresión múltiple.

fracción muy pequeña al coeficiente de determinación, en tanto que el esfuerzo no fue significativo por lo que no se incluyó en la ecuación final.

Discusión

Las poblaciones de erizo rojo son muy sensibles a la pesca debido a que el objetivo de la actividad son las gónadas, ejerciendo mayor esfuerzo pesquero antes de que ocurra el desove, por lo que no es posible instrumentar una veda reproductiva como en la mayoría de los recursos pesqueros (Palleiro-Nayar, 2004) y otro factor que disminuye su abundancia es su carácter denso-

dependiente que afecta las tasas de fecundación y reclutamiento, así como la estrecha relación que mantienen con el ambiente en cuanto a la dispersión de sus larvas y la disponibilidad de alimento (Tegner, 2001).

La historia de la pesquería de erizo rojo de BC, puede dividirse en cuatro etapas, definidas de manera arbitraria por las variaciones de la captura, la ocurrencia de eventos climáticos y la instrumentación de medidas regulatorias.

La primera fase podría abarcar entre el inicio de la pesca en 1972 y 1983; en este intervalo se alcanzó la primera captura récord en 1979, seguida por un decremento de la producción. Las pequeñas cantidades registradas en 1983

Tabla 4

Ecuaciones de regresión múltiple aplicadas a las variaciones interanuales de la captura (TC) sin y con desfase de un año. a) Ecuaciones de regresión. b) Secuencia en que se incorporaron las variables en la regresión múltiple por pasos cuando se retrasó la TC un año

a) Ecuaciones de regresión múltiple

Retraso en TC	Ecuación	r ²	ANDEVA	Variables	Beta	t	P
0	TC _{t+1} = 72.013	0.477	F _(3,15) = 4.57 p = 0.01822	Intercepto		0.21	0.830
	- 27.795 MEI primavera			MEI primavera	-0.51	-2.56	0.021
	-47.888 TPB otoño			TPB otoño	-0.48	-1.81	0.090
	+ 48.265 TPB verano			TPB verano	0.39	1.52	0.140
1	TC _{t+1} = 600.510	0.983	F _(8,8) = 59.697 p < 0.00000	Intercepto		3.57	0.007
	+4.29 MEI invierno			MEI invierno	0.10	0.90	0.390
	-32.094 MEI otoño			MEI otoño	-0.76	-9.71	<0.010
	-0.0016 <i>Macrocystis</i>			<i>Macrocystis</i>	-0.52	-7.19	<0.010
	+50.587 MEI primavera			MEI primavera	1.02	7.70	<0.010
	-4.418 TSM primavera			TSM primavera	-0.08	-0.50	0.620
	-23.036 TPB invierno			TPB invierno	-0.32	-3.05	0.020
	-0.395% TML			% TML	-0.08	-1.34	0.220
	-17.166 TPB verano			TPB verano	-0.16	-1.00	0.350

b) Desfase de un año

	Secuencia en que se incorporaron	r ² múltiple	Cambio en r ²	F al incorporar la variable	p	Variables incluidas
MEI invierno	1	0.467	0.467	13.127	0.003	1
MEI otoño	2	0.720	0.253	12.640	0.003	2
<i>Macrocystis</i>	3	0.823	0.104	7.637	0.016	3
MEI primavera	4	0.916	0.092	13.173	0.003	4
TSM primavera	5	0.958	0.042	11.213	0.006	5
TPB invierno	6	0.978	0.020	9.252	0.012	6
% TML	7	0.981	0.003	1.509	0.250	7
TPB verano	8	0.984	0.002	1.002	0.346	8

estuvieron relacionadas con el evento de El Niño Oscilación del Sur (ENOS) de 1982-1983, que propició la disminución de la calidad de las gónadas por falta de alimento (Salgado-Rogel y Palleiro-Nayar, 2008).

En la segunda etapa (1984-1987), además de la recuperación de los volúmenes de captura (en 1986 se obtuvo la producción récord histórica), en 1987 se propusieron las primeras medidas regulatorias de la pesquería: TML de 80 mm y una época de veda (para evitar extraer organismos que ya desovaron y por tener poco peso de gónada aumentaban el número de erizos recolectados para obtener el mismo rendimiento). En este periodo la disminución abrupta de la captura en 1988 estuvo aparejada con la ocurrencia de un Niño moderado.

La tercera etapa puede establecerse entre 1989 y 1998, cuando disminuyeron tanto la captura como la CPUE, excepto por un pequeño aumento de la producción en 1989 y 1990, probablemente causado por el efecto positivo de La Niña en la productividad primaria y en la disponibilidad de macroalgas. Durante este periodo se capturó una gran cantidad de ejemplares jóvenes y, por otro lado, la temperatura del agua en general fue cálida como consecuencia de la presencia casi ininterrumpida de eventos El Niño entre 1991 y 1995, que culminó con el evento intenso de 1997-1998, considerado como el segundo en importancia en el siglo XX (Wolter y Timlin, 1998).

La última etapa inició en 1999; entre ese año y 2001 las capturas alcanzaron valores similares a las de 1996 (~2000 t), pero gran parte de la producción estuvo sustentada en ejemplares jóvenes de acuerdo con los muestreos de la captura comercial. La CPUE fue mínima en 2002, año a partir del cual se ha incrementado paulatinamente, pero no está relacionada con un aumento en la abundancia relativa del recurso, más bien es debido a un mayor tiempo de buceo (hasta el doble según lo mencionan los buzos comerciales), que no se toma en cuenta porque la unidad de esfuerzo establecida es un día de trabajo. Esto implica que los pescadores deben informar sobre el tiempo que invierten en la búsqueda y extracción del recurso para disponer de un mejor indicador de la CPUE.

En la cuarta etapa, la captura del erizo ha comenzado a recuperarse, por lo que se recomienda establecer puntos de referencia (PR) para asegurar la sobrevivencia de la población. En el caso del erizo rojo, la densidad de los adultos debe ser de, al menos, un ejemplar por metro cuadrado para asegurar la fertilización (Levitan *et al.*, 1992), ya que cuando es menor, como en Puerto Nuevo, San Miguel, Punta Colonet, San Quintín (Punta y norte) y Valle Tranquilo (sur), es muy probable que los logros de este proceso sean menores. Por otro lado, debido a que los erizos jóvenes se albergan debajo de las espinas de los adultos para evitar a los depredadores (Tegner, 2001; Nishizaki y Ackerman, 2005), es importante mantener una densidad mínima. En trabajos previos (Salgado-Rogel y Palleiro-Nayar, 2008) se mencionó que dos erizos por metro cuadrado es un valor adecuado para asegurar la fertilización y el reclutamiento. En la mayoría de los bancos analizados se registró al menos un individuo y más de dos en poco más de la mitad, e incluso en tres sitios se detectaron valores similares a los de algunas áreas de reserva de California (≥ 5 erizos·m²), lo que propicia la recuperación del recurso. Los bancos más depauperados se encuentran en las ZAP I y III, por lo que allí deben aplicarse medidas para revertir esta situación.

Otra VRB es la talla de los animales cuando alcanzan la madurez sexual por primera vez; en los erizos se ha determinado que esto ocurre cuando su diámetro se encuentra entre 55 mm y 60 mm, por lo que en 1987 se estableció la TML de 80 mm (DOF, 1993) para que los organismos recolectados hubieran desovado, al menos en dos ocasiones. En este sentido, la proporción de la captura conformada por erizos rojos menores que la TML podría considerarse como un indicador del efecto de la pesca en el potencial reproductivo de la población⁸. Los resultados del análisis de las variaciones de la captura sugieren que recolectar animales pequeños repercute de manera negativa

8. El éxito reproductivo se divide en dos componentes: potencial reproductivo y sobrevivencia de la descendencia hasta alcanzar la madurez. En pesquerías, la producción total de huevos del stock y el reclutamiento a la pesquería pueden considerarse como medidas de estos dos componentes (Lambert, 2008).

como en 2001 y 2002, después de seis temporadas (1996-2001) en que ese porcentaje se encontró entre 28% y 50% de tallas sublegales, la captura decayó abruptamente, quizá debido al efecto combinado de la alta intensidad de pesca y el impacto de las condiciones ambientales adversas producidas por El Niño de 1997-1998.

En contraste con la situación de la pesquería bajacaliforniana, donde el porcentaje promedio de ejemplares de talla inferior a la TML ha sido alto en casi todas los años muestreados en las plantas de proceso, en la pesquería de erizo rojo en el sur de California (donde la TML es de 83 mm) el porcentaje de tallas sublegales es menor a 5% desde 1988 que se estableció la TML (Kalvas *et al.*, 1997). Esto sugiere que es factible establecer ese porcentaje como PRO con el propósito de proteger a los erizos juveniles y a los adultos de tallas de entre 60 a 79 milímetros.

Si bien se puede suponer que el control de la densidad y la captura de organismos jóvenes realizados en años recientes favorece a la conservación del recurso, la población está sujeta a la creciente competencia del erizo morado debido a factores tales como: una alta tasa de reclutamiento, baja mortalidad por pesca, la disminución de la competencia del erizo rojo y de sus principales depredadores (langosta, cangrejos y estrellas de mar) por la pesca comercial (Palleiro-Nayar *et al.*, 2008). El erizo morado es más tolerante a las temperaturas elevadas y tiene un periodo larvario más corto (Workman, 1999), lo que le brinda ventajas competitivas sobre el erizo rojo.

Cabe señalar que, si bien la abundancia del erizo morado no es una variable de referencia biológica *per se*, se propone como tal para amortiguar el impacto de la competencia por espacio y alimento con el erizo rojo, debido a que estos animales pueden llegar a destruir las praderas de macroalgas cuando son muy abundantes, generando áreas donde sólo habita erizo morado conocidas como tapetes de erizo (*sea urchin barren grounds*) como los observados en Isla San Jerónimo en la bahía El Rosario, BC, por lo que mantener una densidad de entre cuatro a seis erizos morados por metro cuadrado evita esta situación (Palleiro-Nayar *et al.*, 2008). La captura del erizo morado en Baja California ha sido mínima porque la calidad de las gónadas es muy variable, en 1996 se alcanzó la producción máxima (814 t),

pero en años recientes disminuyó drásticamente, por lo que en 2009 sólo se recolectaron 101 t (Subdelegación de Pesca *com. pers.*⁹). La principal causa de que la gónada de erizo morado no tenga la calidad requerida para su comercialización es la alta densidad poblacional que disminuye la abundancia de las macroalgas (café, rojas y verdes), y los erizos tienden a alimentarse con algas coralinas y diatomeas bentónicas, las cuales no favorecen el crecimiento gonadal y/o le da la coloración oscura que no lo hace atractivo para su consumo (Palleiro-Nayar *et al.*, 2008).

El ambiente es otro factor que ha afectado a la pesquería a lo largo de su historia, particularmente los cambios que se producen como consecuencia de El Niño, tanto en la temperatura como en la disponibilidad del alimento, como puede inferirse del efecto de estos eventos en los mantos de *M. pyrifera* (Casas-Valdez *et al.*, 2003) y otras macroalgas, ya que el color y la textura de las gónadas de los erizos dependen de la calidad del alimento disponible. Por otra parte, en esos órganos se almacenan proteínas y carbohidratos cuando abunda el alimento (Mottet, 1976; Lawrence, 2001), por lo que en épocas de inanición se reabsorben para satisfacer los requerimientos metabólicos del organismo, como sucede durante eventos El Niño (Lawrence, 2001). En esas condiciones disminuye la captura de erizo porque la calidad de las gónadas es inadecuada comercialmente, como sucedió entre 1981 y 1983, así como en 1998 (Palleiro-Nayar, 2004; Salgado-Rogel y Palleiro-Nayar, 2008). Por otro lado, durante El Niño cambia la hidrodinámica (corrientes, surgencias, etc.), lo que puede alterar los patrones de dispersión de las larvas y disminuir el reclutamiento (Lundquist *et al.*, 2000).

Las diferencias de la captura entre años consecutivos indican que el efecto de las condiciones ambientales es muy importante y puede prolongarse más de una temporada por su impacto en el reclutamiento. La disminución abrupta registrada entre 1990 y 1998 fue favorecida por las condiciones cálidas asociadas con los Niños de 1992-1993 y 1997-1998, cuyo efecto puede percibirse

9. Datos proporcionados por la Subdelegación de Pesca de SAGARPA, BC. 15 Mayo 2010.

en la zona de estudio en un lapso muy corto debido a teleconexiones atmosféricas (Todd *et al.*, 2011). Durante esa década, considerada más caliente de lo normal (Karl *et al.*, 2008), disminuyó significativamente la producción de macroalgas y de fitoplancton (Casas-Valdez *et al.*, 2003; Hernández de la Torre *et al.*, 2004), lo que incrementó el estrés en la población de muchos organismos herbívoros.

El impacto de los cambios ambientales en la población indica que es necesario revisar los PR anualmente y que se deberían establecer programas de monitoreo de las variables abióticas (al menos de la temperatura), para que esta información aunada a la proveniente de otras instituciones (*e.g.* Climate Prediction Center del National Weather Service-NOAA¹⁰) sirva para ajustar las medidas administrativas en el corto plazo. Por otro lado, los efectos negativos o positivos de los eventos globales pueden prevalecer por uno o dos años más, por lo que este recurso, sensible al impacto del calentamiento global, requiere instrumentar los PR dentro en un plan de manejo pesquero para las dos especies de erizo en Baja California.

Conclusiones

La pesquería de erizo rojo *S. franciscanus* en Baja California requiere el establecimiento de PR adicionales a los instrumentados a finales de la década de 1990 para asegurar un manejo adecuado del recurso, conservando a la población en condiciones de sustentabilidad biológica y continuando la generación de empleos y divisas en el sector pesquero de Baja California. Por lo que se recomiendan los siguientes PRO:

- Mantener la densidad mínima en dos adultos por metro cuadrado en las áreas de extracción para asegurar el éxito de la fecundación y la protección de los reclutas. Esto implica realizar evaluaciones constantes y cerrar a la pesca áreas con densidades menores a ese valor.
- Establecer un porcentaje máximo de 5% de ejemplares cuya talla sea menor a la TML por embarcación-día de trabajo.
- Mantener la tasa de mortalidad por pesca anual entre 0.4 a 0.70, lo cual implica disminuir el esfuerzo.
- Incrementar la captura de erizo morado para reducir su incremento poblacional y disminuir la competencia por alimento con el erizo rojo, así como evitar el sobrepastoreo de macroalgas, proponiendo densidades de entre cuatro a seis erizos por metro cuadrado.

Literatura Citada

- ANDREW NL, Y Agatsuma, E Ballesteros, AG Bazhin, EP Creaser, KA Barnes, LW Botsford, A Bradbury, A Cambril, JD Dixon, S Einarsson, PK Gerring, K Hebrt, M Hunter, P Kalvas, RJ Miller, CA Moreno, JS Palleiro, RS Steneck, RL Vadas, DA Woodby y Z Xiaoqi. 2002. Status and management of world sea urchin fisheries. *Oceanography Marine Biology Annual Review* 40: 343-425.
- BAKUN A. 1996. *Patterns in the ocean: ocean processes and marine population dynamics*. California Sea Grant College System. University of California, La Jolla, EU. 323p.
- BREEN PA, W Carolsfeld y KL Yamanacke. 1985. Social behavior of sea urchins, *Strongylocentrotus franciscanus* (Agassiz). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 92(1): 45-61.
- BOTSFORD LW, A Campbell y R Miller. 2004. Biological reference points in the management of North American sea urchin fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1325-1337.
- CADDY JF. 2002. Limit reference points, traffic lights and holistic approaches to fisheries management with minimal stock assessment input. *Fisheries Research* 56: 133-137.
- CADDY JF. 2004. Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 61: 1307-1324.

10. <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/MJO/enso.shtml#discussion>

- CADDY JF y R Mahon. 1996. Puntos de referencia para la ordenación pesquera. Roma. *FAO Documento Técnico de Pesca* 347, 67p.
- CANEDO-LÓPEZ Y, MJ Dreyfus-León y A Cota-Villavicencio. 1999. Aplicación de un modelo bioeconómico a la pesquería del erizo rojo, *Strongylocentrotus franciscanus*, de la costa noroccidental de Baja California, México. *Ciencias Marinas* 25(3): 325-344.
- CASAS-VALDEZ M, E Serviere-Zaragoza, D Lluch-Belda, R Marcos y R Águila-Ramírez. 2003. Effect of climatic change on the harvest of the kelp *Macrocystis pyrifera* on the Mexican Pacific coast. *Bulletin of Marine Science* 73(3): 545-556.
- DOF. 1993. Norma Oficial Mexicana NOM-007-PESC-1993, para regular el aprovechamiento de las poblaciones de erizo rojo en aguas de jurisdicción federal del océano Pacífico de la costa oeste de Baja California. *Diario Oficial de la Federación*. 1 de septiembre de 1993.
- DURAZO R y TR Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography* 54: 7-31.
- EBERT TA. 2008. Longevity and lack of senescence in the red sea urchin. *Experimental Gerontology* 43: 734-738.
- EBERT TA y JR Southon. 2003. Red sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus*) can live over 100 years: confirmation with A-bomb ¹⁴carbon. *Fisheries Bulletin* 101(4): 915-922.
- FAO. 2002. Programa de cómputo FISAT II www.fao.org
- FAO. 2009. Pesca responsable. La ordenación pesquera. Vol. 4, Suplemento 2. Roma. 104p.
- HERNÁNDEZ DE LA TORRE B, G Gaxiola-Castro y S Nájera-Martínez. 2004. Efectos del ENSO en la producción primaria frente a Baja California. *Ciencias Marinas* 30(3): 427-441.
- JURADO-MOLINA J, JS Palleiro-Nayar y NL Gutiérrez. 2009. Developing a bayesian framework for stock assessment and decision analysis of the red sea urchin fishery in Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas* 35(2): 183-193.
- KALVAS PE, JM Hendrix y PM Law. 1997. The California red sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus*, Fishery: catch, effort and management trend. *Marine Fisheries* 59: 21-17.
- KARL TR, GA Meehl, CD Miller, SJ Hassol, AM Waple y WL Murray. 2008. *Weather and climate extremes in a changing climate. Region of focus: North America, Hawaii, Caribbean and U.S. Pacific Islands*. US Climate Change Science Program, Washington DC. 162p.
- LAMBERT Y. 2008. Why should we closely monitor fecundity in marine fish populations? *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* (41): 93-106.
- LAWRENCE JM. 2001. The edible sea urchins. En: JM Lawrence (ed.). *Edible sea urchins: biology and ecology*. Developments in Aquaculture and Fisheries Science 32. Elsevier Science. Holanda, pp: 1-3.
- LEVITAN DR, MR Sewell y F Chia. 1992. How distribution and abundance influence fertilization success in the sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus*. *Ecology* 73(1): 248-254.
- LUNDQUIST CJ. 2000. Effects of density dependence and environment on recruitment of coastal invertebrates. Tesis de Doctorado. California Sea Grant College Program, Universidad de California San Diego. 155p.
- LUNDQUIST CJ, LW Botsford, LE Morgan, JM Diehl, T Lee, DR Lockwood y EL Pearson. 2000. Effects of El Niño and La Niña on local invertebrate settlement in northern California. *California Cooperation Oceanic Fisheries Investigations Reports* 41: 167-176.
- LYNN RJ y JJ Simpson. 1987. The California Current System: the seasonal variability of its physical characteristics. *Journal of Geophysical Research* 92: 12947-12966.
- MOTTET MG. 1976. The fishery biology of sea urchins in the family Strongylocentrotidae. *Washington Department of Fisheries Technical Report* 20: 1-66.
- NISHIZAKI MT y JD Ackerman. 2005. A secondary chemical cue facilitates juvenile: adult postsettlement associations in red sea urchins. *Limnology and Oceanography* 50(1): 354-362.
- PALLEIRO-NAYAR JS. 2004. Dinámica de la población de erizo rojo *Strongylocentrotus franciscanus* sujeta a extracción comercial. Tesis de Maestría. CICESE, Ensenada, BC. 74p.
- PALLEIRO-NAYAR JS. 2009. Análisis poblacional del erizo rojo *Strongylocentrotus franciscanus*

- en la costa occidental de la Península de Baja California. Puede considerarse una metapoblación. Tesis de Doctorado. CICESE, Ensenada, BC. 129p.
- PALLEIRO-NAYAR J, D Aguilar-Montero y ML Salgado-Rogel. 2006. La pesquería de erizo de mar. *En: F Arreguín-Sánchez, L Beléndez-Moreno, I Méndez Gómez-Humarán, R Solana-Sansores y C Rangel-Dávalos (eds.). Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo.* SAGARPA, INP, p: 89-100.
- PALLEIRO-NAYAR JS, A Lelevier-Grijalva, M Navarrete-Gutiérrez y JM Romero-Martínez. 1988. Biología del erizo rojo, *S. franciscanus* y su pesquería en Baja California. *En: SEPESCA (ed.). Los recursos pesqueros del país.* INP-SEPESCA, México, pp: 3-74.
- PALLEIRO-NAYAR JS, ML Salgado-Rogel y D Aguilar-Montero. 2008. La pesquería de erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus* y su incremento poblacional en Baja California. *Ciencia Pesquera* 16: 29-35.
- PARÉS-SIERRA A, M López-Mariscal y E Pavía-López. 1997. Oceanografía física del océano Pacífico nororiental. *En: MF Lavin (ed.). Contribuciones a la oceanografía física de México.* Monografía núm. 3 Unión Geofísica Mexicana, México. 272p.
- ROPELEWSKI C y P Jones. 1987. An extension of the Tahiti-Darwin Southern Oscillation Index. *Monthly Weather Review* 115: 2161-2165.
- SALGADO-ROGEL ML y JS Palleiro-Nayar. 2008. Disminución de la abundancia de erizo rojo y propuesta para su manejo en Baja California, México. *Ciencia Pesquera* 16: 37-45.
- SPARRE P y SC Venema. 1997. Introducción a la evaluación de recursos tropicales. *Documento Técnico de Pesca* 306/1, FAO, Roma. 420p.
- TEGNER MJ. 2001. The ecology of *Strongylocentrotus franciscanus* and *Strongylocentrotus purpuratus*. *En: JM Lawrence (ed.). Edible sea urchins: biology and ecology.* Developments in aquaculture and fisheries science 32. Elsevier Science. Holanda, pp: 307-331.
- TEGNER MJ y KP Dayton. 1977. Sea urchin recruitment patterns and implications of commercial fishing. *Science* 196: 324-326.
- TODD RE, DL Rudnick, RE Davis y MD Ohman. 2011. Underwater gliders reveal rapid arrival of El Niño effects off California's coast. *Geophysical Research Letters* 38LO3609, doi: 10.1029/2010GL046376.
- WOLTER K y MS Timlin. 1998. Measuring the strength of ENSO events: How does 1997/98 rank? *Weather* 53(9): 315-324.
- WORKMAN G. 1999. A review of the biology and fisheries for purple sea urchin (*Strongylocentrotus purpuratus* Stimpson, 1857) and discussion of the assessment needs for a proposed fishery. Research document 99/163. Stock Assessment Division. Canadian Stock Assessment Secret. BC, Canadá. 58p.
- ZAR JH. 1974. *Biostatistical analysis.* Prentice Hall. 620p.
- ZÁRATE-BECERRA E, P Sierra-Rodríguez, D Aguilar-Montero, A Cota-Villavicencio, JM Romero-Martínez, R Solana-Sansores y F Uribe-Osorio. 2001. Erizo. *En: MA Cisneros-Mata, LF Beléndez-Moreno, E Zárate-Becerra, MT Gaspar-Dillanes, LC López-González, C Saucedo-Ruíz y J Tovar-Ávila (eds.). Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo 1999-2000.* Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México.

Recibido: 3 de marzo de 2011.

Aceptado: 2 de marzo de 2012.

An approach to estimate natural mortality-at-length for unexploited stocks with an application to the Venus clam, *Chione californiensis* (Mollusca: Veneridae) in the Gulf of California, México

Francisco Arreguín-Sánchez*, Humberto Wright-López* & Susana Martínez-Aguilar**

Natural mortality estimates constitute one of the most challenging problems in fisheries science. Most methods are empirical and involve estimation based on exploited ages. Tagging experiments or consumption data can also yield such estimates. However, these approaches can be expensive or complex to apply continually. In this paper, we propose an approach to estimate natural mortality-at-length based on data from unexploited stocks (virgin stocks or stocks during closed seasons). The approach is based on a transition matrix in which growth probabilities are based on the von Bertalanffy equation and elements of the survival matrix are given by $e^{-M\Delta t}$. The input data required are vectors of length-frequency distributions representing the stock abundance at different times. The solution is found by applying a least squares algorithm. The approach is illustrated by applying the method to data on the Venus clam *Chione californiensis* during the closed season (approximately eight months). Natural mortality-at-length tends to decrease with length. This tendency was observed every month, but its parameters (intercept and slope) showed a seasonal pattern. Natural mortality-at-length and at-time is explained in terms of the dynamics of the life cycle. Density-dependent effects are also indicated.

Key words: Natural mortality-at-length, projection matrix, Venus clam, *Chione californiensis*.

Enfoque para estimar la mortalidad natural por longitud en stocks vírgenes y su aplicación a la almeja Venus *Chione californiensis* (Mollusca: Veneridae) en el Golfo de California, México

La estimación de mortalidad natural es uno de los grandes retos en las ciencias pesqueras. La mayor parte de los métodos son empíricos y se basan sólo en edades sometidas a explotación. Experimentos de marcado o datos de consumo pueden ser útiles también para estas estimaciones sin embargo, suelen ser costosos o complejos para ser usados de manera cotidiana. En este trabajo se propone un procedimiento para estimar la tasa instantánea de mortalidad natural por clase de longitud aplicado a datos de poblaciones no explotadas. El procedimiento se basa en el uso de la matriz de transición donde las probabilidades de crecimiento se basan en la ecuación de von Bertalanffy y los elementos de la matriz de supervivencia se calculan como $e^{-M\Delta t}$. Los datos de entrada corresponden a vectores de distribuciones de frecuencia de longitudes representando la abundancia de la población en diferentes tiempos. La estimación se obtiene mediante la aplicación de un algoritmo de mínimos cuadrados. La aplicación del método se ilustra con datos de la almeja *Chione californiensis* que corresponden a un periodo de veda de aproximadamente ocho meses. La mortalidad natural muestra un patrón decreciente con la longitud. Este patrón se repite cada mes pero sus parámetros (ordenada y pendiente) muestran un patrón estacional. La mortalidad natural por clase de talla se interpreta en términos de la dinámica del ciclo de vida incluyendo efectos densodependientes.

Palabras clave: Mortalidad natural por clase de longitud, matriz de proyección, almeja, *Chione californiensis*.

* Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN. Apartado Postal 592, 23000, La Paz, Baja California Sur, México. farregui@ipn.mx

** Centro Regional de Investigación Pesquera - La Paz, Instituto Nacional de Pesca, SAGARPA. Carretera a Pichilingue, Km 1 s/n, La Paz, BCS, México, CP 23020.

Introduction

Estimation of natural mortality rate (M) is one of the greatest challenges for biologists and modelers in fisheries science because of the extreme difficulties associated with the estimation of M in field experiments. A number of empirical methods

have been developed based on different assumptions. Most methods (Table 1) provide an estimate of M that is constant over both time and age. Some methods estimate the mortality caused by predation and assume that predation is the predominant or unique cause of natural mortality. A few approaches estimate M as a function of age.

Table 1
Some models and approaches proposed in literature to estimate natural mortality rate

<i>Model equation</i>	<i>Comments</i>	<i>References</i>
$Z = M + qE$	Z = total mortality rate, q = catchability coefficient, E = fishing effort	Silliman (1943), Paloheimo (1980)
$M = (1.521 / ((Tm_{50})^{0.72}) - 0.155)$	Tm ₅₀ = age of massive maturation	Rikhter & Efanov (1976)
$\ln(M) = -0.0152 - 0.279 \ln(L_{\infty}) + 0.6543 \ln(K) + 0.463 \ln(T)$	Fish populations. L _∞ and K are parameters of the von Bertalanffy growth equation. T = annual average temperature in the habitat	Pauly (1980)
$Y = aZ^2 + bZ + c$, and $M = (-b + ((b^2 - 4ac)^{1/2}) / 2a$ $\ln(M) = a + b \ln(Tm)$	Z = total mortality rate, Y = yield, a, b and c constants Tm = longevity age a = 1.46, b = -1.01 (fish) a = 1.23, b = -0.832 (molluscs)	Csirke & Caddy (1983) Hoenig (1983), Alagaraja (1984)
“reciprocal model” $[M_t - A] \cdot t = [M_{t+\Delta} - A] \cdot (t + \Delta)$ $0.01 = 1 * \exp(-M * (4.6/K))$	A = asymptotic mortality; Δ indicates time interval K = von Bertalanffy growth coefficient	Caddy (1990) Chávez (1995)
“gnomonic model” Uses gnomonic periods along the life-history, and as a condition Mi Δi = G, being G = constant for all gnomonic periods.	Model solved numerically once gnomonic periods and their duration were defined	Caddy (1996)
$\log(M) = 4.355 - 0.083 \log(w_{\infty}) + 6.39 (w_{\infty} / L_{\infty}^3) + 0.627 \log(K) - 1190.43 (1 / (T + 273))$ $M = 0.082 * 0.925 * (P/B)$ $\log(P/B) = 1.672 + 0.993 * \log(1 / (A_{max} - 0.035 * \log(M_{max}) - 300.447 * 1 / (T + 273)))$	Fish populations. w _∞ , L _∞ and K are parameters of the von Bertalanffy growth equation. T = water temperature (°C) Unexploited benthic invertebrates Benthic invertebrates A _{max} = Maximum age (y-1) M _{max} = Max. individual body mass, P/B = production/biomass ratio. T = Bottom water temperature	Brey (1999) (modified from Pauly, 1980) Brey (1999) Brey (1999)
$c_{ij} (B_i \cdot B_j) = v_{ij} \cdot a_{ij} \cdot B_i \cdot B_j / (v_{ij} + v'_{ij} + a_{ij} \cdot B_j)$	is consumption rate (= predation mortality), is the rate of effective search for prey type i by predator j., are prey vulnerability parameters, B is the stock biomass	Walters <i>et al.</i> (1997)
$M_i = M_{0,i} + (M_{max,i} \cdot B_j) / (b_j + B_j)$	M _{0,i} = natural mortality not accounting for predation; M _{max,i} is the maximum level of predation when j-predator abundance (B _j), becomes very large; and b _j is the predator abundance level at which the rate of predation is maximized	Arreguín-Sánchez (2000)

It is recognized that natural mortality generally varies with age and time. A pattern of age variation in natural mortality that is accepted for many species is that M is higher during the early stages of life history and decreases rapidly towards an asymptotic value for adults and older individuals. Caddy (1990) indicated that the simplest model of variation in M with age is an inverse relationship between M and age. More recently, Caddy (1996) proposed an algorithm to estimate natural mortality for invertebrates based on the durations of different life history stages and the mean lifetime fecundity. These stages are termed gnomonic intervals. Martínez-Aguilar *et al.* (2005) presented a modified version of Caddy's method of gnomonic intervals. They extended the method to long-lived species by incorporating independent data for life stages duration and by including uncertainty in the mean annual fecundity.

Models based on consumption can provide estimates of predation mortality for the entire population (Walters *et al.*, 1997; Arreguín-Sánchez, 2000) and can even address size-specific predation mortality (Beyer & Lassen, 1994; Beyer, 1998; Beyer *et al.*, 1999). However, the amount of information on stomach contents can be substantial. Therefore, if consumption models are viewed as generalized methods for estimating M , their requirements for data gathering and data processing must also be considered.

The need to estimate a natural mortality variable is an important issue in the context of current management, particularly if management is based on risk analysis. In stock assessment we usually apply a constant value of M in structured models to estimate available stock biomass in the immediate past. In this case, the assumption of a constant M value is not restrictive because most fisheries harvest adult stages of the stock and these stages correspond to the asymptotic value of M-at-age. This assumption becomes important if the stock assessment models are used for prediction or to evaluate management scenarios. The assumption of constant natural mortality is restrictive in this case because the number of pre recruits must be estimated accurately. These individuals will be recruited to the stock in subsequent years and will affect the projected yields

significantly. A related consideration is that management may require estimates of the numbers of individuals surviving after exploitation. Information about juveniles and mature adults is important to prevent recruitment overfishing or growth overfishing. These examples illustrate the need and importance of estimating M-at-length and M-at-age. In this paper, an approach to this estimation problem will be presented.

Materials and methods

Estimating natural mortality from field observations requires information on unexploited stocks. For fisheries studies, this information can only be collected during closed seasons or in closed areas. This study includes an example based on data from the Venus clam stock (*Chione californiensis*) in La Paz Bay, México. Samples of stock density (Fig. 1) were collected on the beach from July 1988 through September 1989 during closed seasons. A transect-based sampling design was used, and density (number of individuals per 20 cm³) and size (total length with a precision of 0.01 mm) of clams were recorded (García-Domínguez *et al.*, 1994). Venus clam stock was exploited during two periods: September-October 1988 and February-April 1989.

Natural mortality, M , was estimated with an iterative process based on the transition matrix adapted from Arreguín-Sánchez (1996) and Arreguín-Sánchez & Pitcher (1999). This procedure computes M values that can vary with length (and time) and is described by the relationship:

$$N(\ell, t + \Delta t) = \sum_k [G(\ell, k) \bullet S(k)] \bullet N(k, t) \quad \text{Ec. 1}$$

Where: N = vectors of stock densities expressed as length-frequency distributions, and k and ℓ = successive length classes, G = growth matrix whose elements represent growth probabilities per length class according to von Bertalanffy growth equation (Shepherd, 1987); S = survival matrix whose elements represent survival for length class k and are given by $S(k) = \exp(-M)\Delta t$ (in the absence of fishing); and t represents time. Because the Venus clam is a relatively short-lived species, age is measured in months and Δt represents the amount of time

between successive samples. If $\Delta t \neq 1$ month, its value is represented as a proportion relative to the unit time interval of one month. Growth estimates obtained by Wright *et al.* (2000) were used with parameter values of $L_\infty = 48.2$ mm, $K = 0.735$ year⁻¹ and $t_0 = -0.64$ years. The fitting process used was a single least squares algorithm:

$$\text{MIN} \sum_{\ell=i}^n \left(N_{obs}(\ell, t + \Delta t) - N_{est}(\ell, t + \Delta t) \right)^2 \quad \text{Ec. 2}$$

Where: $N_{obs}(\ell, t + \Delta t)$ = observed stock density at length ℓ and time $t + \Delta t$, and $N_{est}(\ell, t + \Delta t)$ = estimated stock density at length ℓ and time $t + \Delta t$.

All parameters except for $S(k) = \exp(-M)\Delta t$ were known. A numerical solution for equations (1) and (2) was found with the Newton-Raphson algorithm. The solution to these equations provided estimates of M-at-length. The pattern of variation of these estimates was then analyzed and interpreted in terms of the population biology of the stock.

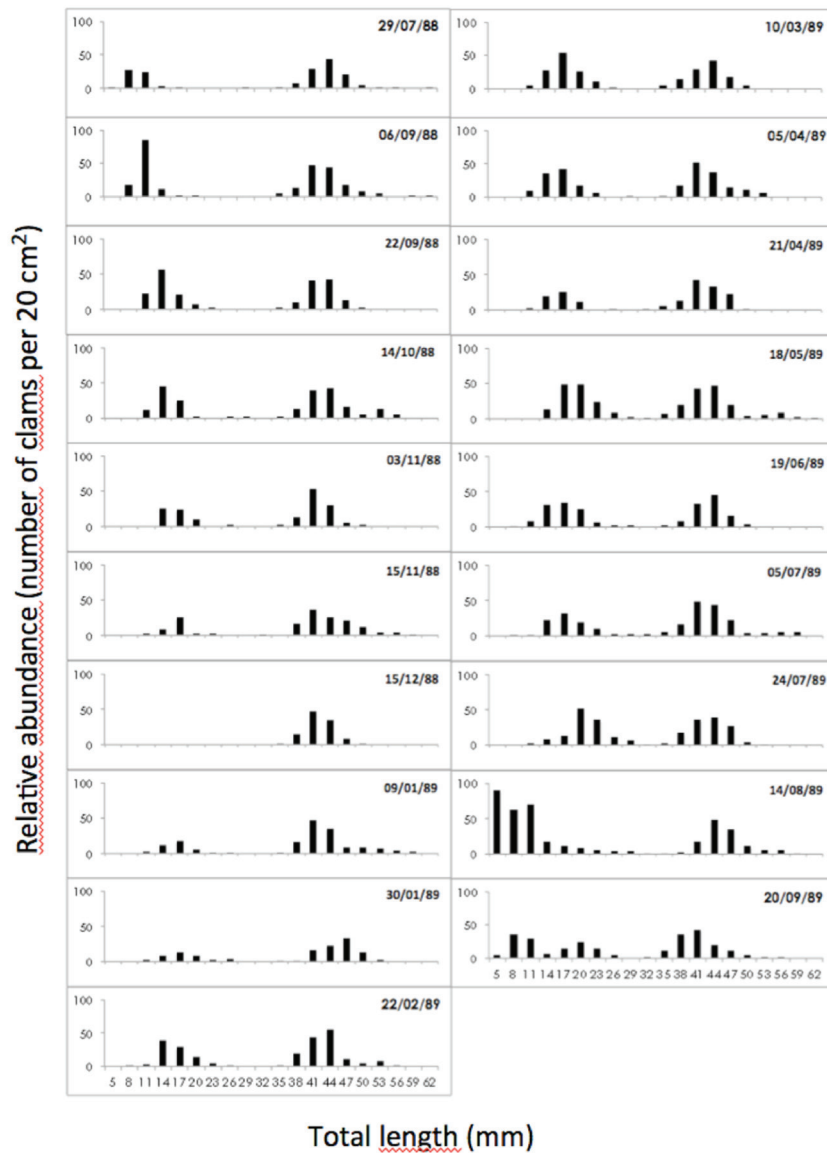


Fig. 1. Length-frequency distributions of the Venus clam (*Chione californiensis*) from La Paz Bay, used as a case study to illustrate the method to estimate natural mortality-at-length.

Results

Equations (1) and (2) were applied to a set of 13 samples. Each pair of length-frequency distributions representing stock density yields a vector of M -at-length that is represented as a function whose form is defined in agreement with the general trend. For our study we selected the functional form $M = a\ell^{-b}$ (Fig. 2). Parameters of the M -at-length function are shown in table 2. Regression analyses showed that the variance explained by the model was at least 84% for all of the analyzed cases.

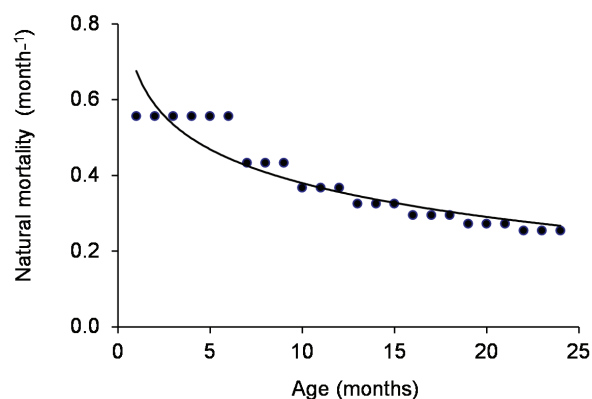


Fig. 2. Natural mortality-at-length pattern for the Venus clam *Chione californiensis*, estimated with the transition matrix method. This pattern represents the annual average. For estimates on a monthly basis, see table 2.

Slopes varied from -0.0109 to -0.3268. The highest values occurred during summer and coincided with the peak of the spawning period (García-Domínguez & Levy-Pérez, 1995). The lowest values were found during autumn, immediately after the spawning peak. Values of the slope measured the decrease rate of individuals' numbers over time. High values during spawning season suggest high mortality rates at a time when the abundance of early stages was high. Slopes trend over time suggest an oscillatory pattern, although it is more evident for the intercepts (Fig. 3). The intercept represents the mortality at $t = 0$, i.e., M_0 , mortality associated with the earliest larval stage. This oscillation can provide an index to the seasonal changes in M_0 .

Weighted average values for natural mortality-at-length were obtained for each sample. A plot of these values against time is shown in figure

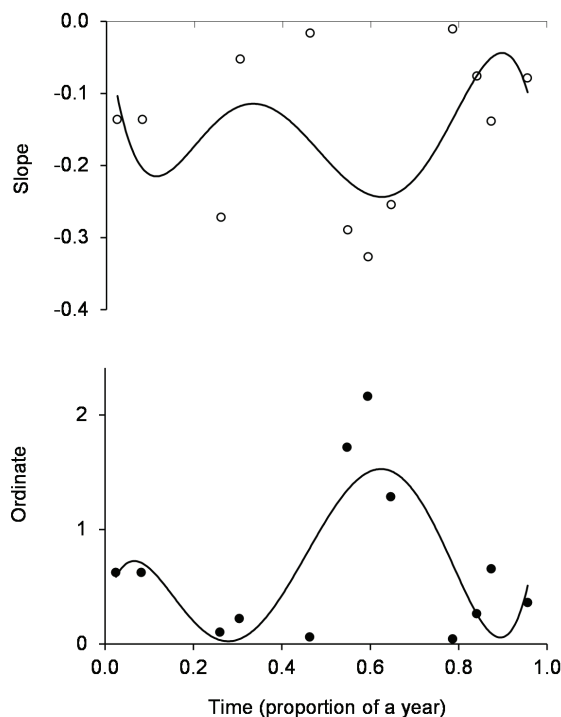


Fig. 3. Seasonal oscillations of the parameters of the natural mortality-at-length functions for Venus clam *Chione californiensis*. The intercept represents M_0 value, whereas the slope indicates the rate at which individuals' numbers decrease with age.

4. The plot shows an oscillatory pattern, with the highest values during the peak-spawning time. A global weighted average value (per length and time) of natural mortality was estimated as $M_{ww} = 0.247 \text{ month}^{-1}$. These weighted average values represent individuals between 4 and 63 mm in total length.

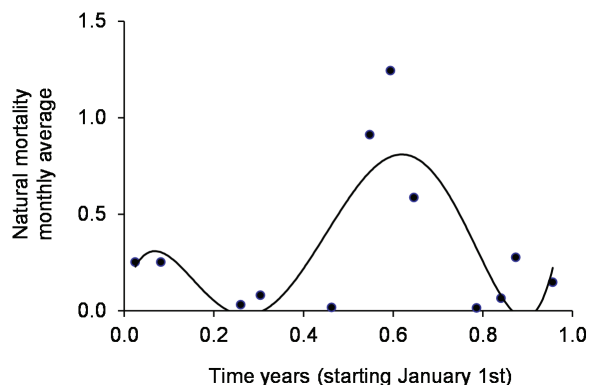


Fig. 4. Seasonal oscillation of the monthly average natural mortality for the Venus clam *Chione californiensis*.

Discussion

This paper proposes an approach to natural mortality-at-length estimation, based on data for unexploited stocks. The algorithm based on the projection matrix appears to offer a powerful tool, but results will always depend on the sampling data that represent stock abundance. If an unexploited stock can be sampled through the year, time patterns of natural mortality can also be determined. Such information is of importance for detailed studies on population dynamics and to explore management decisions based on structured models.

Mortality-at-length pattern for this case study of the Venus clam exhibits the expected inverse relationship between natural mortality and length. As suggested by Gulland (1983) and Caddy (1990, 1996), the higher mortalities at early stages decline with age and approach an asymptotic value for adult individuals.

The study found an oscillatory pattern of variation in natural mortality, which suggests strong seasonal variation. The highest values of natural mortality occurred at the time of peak spawning. This result makes biological sense because survival at the early stages tends to be low for most species. In particular, low survival at the early stages appears appropriate in this case study in the light of larval drift and settlement. Seasonal oscillations found for the Venus clam also suggest density-dependent effects on the survival of early stages. In most clam species, strong competition for space occurs during settlement (see McLachlan *et al.*, 1996). Therefore, high mortality rates are expected during the time of peak-spawning.

Most of the available methods to estimate natural mortality are largely empirical. Although some of these methods have provided a useful first approach, they have at least two problems. The first problem is the assumption that natural mortality is constant over age and time. The second problem is that such estimates are usually applied to (and estimated for) adult individuals (or those who appear well represented in catches). In each case, these values are then extrapolated over the life history. The approach suggested here provides a tool to fit field data

to obtain an M-vector that could represent a biologically meaningful function.

In our case study, the M-at-length pattern was described by an inverse relationship. This pattern can be considered common in nature and appropriate for the Venus clam. However, the projection matrix algorithm could also identify other patterns if they are present in the field data. No particular pattern is assumed by the method. The main constraint on the algorithm application proposed here to estimate M-at-length is that the estimated values depend directly on the validity of the sampling design. Because the estimation procedure is a numerical method based directly on field data, estimates will be biased if the samples are biased.

Table 2

Parameters of M-at-length function for the Venus clam *Chione californiensis*. The variable ts indicates the sample date at time t in equation 1 taken as a proportion of the year, starting January 1st; R^2 is the coefficient of determination

ts	$\text{Log}_{10}(a)$	Slope ($-b$)	R^2
0.79	0.0430	0.0109	0.854
0.84	0.2634	0.0759	0.840
0.87	0.6555	0.1388	0.853
0.96	0.3605	0.0786	0.854
0.02	0.6234	0.1362	0.854
0.08	0.6234	0.1362	0.854
0.26	0.1022	0.2720	0.853
0.30	0.2208	0.0525	0.854
0.46	0.0586	0.0163	0.851
0.55	1.7172	0.2896	0.850
0.59	2.1618	0.3268	0.849
0.65	1.2856	0.2545	0.853
All	0.6763	0.1288	0.853

The potential applications of the method proposed here are also limited because unexploited periods generally do not exist for commercially exploited stocks. If information on unexploited periods does not exist or is not available, other approaches should be considered. In contrast, if data from unexploited periods are available, the method can provide improved estimates of natural mortality-at-length and natural mortality-at-age.

Acknowledgments

The authors thank Federico García-Domínguez for the data on the Venus clam used to illustrate the proposed approach. FAS acknowledges partial support through project SEP-CONACYT (104974) and support from the Instituto Politécnico Nacional through SIP-IPN (20121440), COFAA and EDI.

References

- ALAGARAJA K. 1984. Simple methods for the estimation of parameters of assessing exploited fish stocks. *Indian Journal of Fisheries* 31: 177-208.
- ARREGUÍN-SÁNCHEZ F. 1996. Catchability, a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 221-242.
- ARREGUÍN-SÁNCHEZ F & TJ Pitcher. 1999. Catchability estimates accounting for several sources of variation: application to the red grouper fishery of the Campeche Bank, Mexico. *Fishery Bulletin* 97(4): 746-757.
- ARREGUÍN-SÁNCHEZ F. 2000. Octopus-red grouper interaction in the exploited ecosystem of the northern continental shelf of Yucatan, Mexico. *Ecological Modelling* 129: 119-129.
- BEYER JE & H Lassen. 1994. The effect of size-selectivity mortality on the size-at-age of Baltic herring. *Dana* 10: 203-234.
- BEYER JE. 1998. Stochastic stomach theory of fish: an introduction. *Ecological Modeling* 114(1): 71-93.
- BEYER JE, CH Kirchner & JA Holtzhausen. 1999. A method to determine size-specific natural mortality applied to west coast steenbrass (*Lithognathus aureti*) in Namibia. *Fisheries Research* 41(2): 133-153.
- BREY T. 1999. A collection of empirical relations for use in ecological modeling. *Naga ICLARM Qly* 22(3): 24-28.
- CADDY JF. 1990. Death rates and time intervals: an alternative to the constant M axiom for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 109-138.
- CADDY JF. 1996. Modeling natural mortality with age in short-lived invertebrate populations: definition of a strategy of gnomonic time division. *Aquatic Living Resources* 9: 197-207.
- CHÁVEZ EA. 1995. La mortalidad natural y su relación con la tasa de crecimiento y la longevidad. *Jaina* 6(2): 3.
- CSIRKE J & JF Caddy. 1983. Production modeling using mortality estimates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 43-51.
- GARCÍA-DOMÍNGUEZ F & A Levy-Pérez. 1995. Ciclo reproductor de la almeja roñosa *Chione californiensis* Broderip, 1835 (Veneridae) en la Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. *Revista de Investigación Científica, Serie Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California Sur* 5(2): 37-42.
- GARCÍA-DOMÍNGUEZ F, J Arvizu-Martínez, S Rodríguez-Astudillo & R Ramírez-Sevilla. 1994. Distribución y abundancia de *Chione californiensis* (Pelecypoda: Veneridae) en La Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical* 42(3): 533-538.
- GULLAND JA. 1983. *Fish stock assessment: a manual for basic methods*. John Wiley and Sons, New York, USA 223p.
- HOENIG JM. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin* 81: 898-903.
- MARTÍNEZ-AGUILAR S, F Arreguín-Sánchez & E Morales-Bojórquez. 2005. Natural mortality and life history stage duration of Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) based on gnomonic time divisions. *Fisheries Research* 71: 103-114.
- MCLACHLAN A, JE Dugan, O Defeo, AD Ansell, DH Hubbard, E Jaramillo & P Penchaszadeh. 1996. Beach clam fisheries. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 34: 163-232.
- PALOHEIMO JE. 1980. Estimation of mortality rates in fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society* 109: 378-386.
- PAULY D. 1980. On the interrelationship between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal of the Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 39: 175-192.
- RIKHTER VA & VN Effanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *International*

- Commission for the Northwest Atlantic Fisheries Research Document* 76(6)8: 1-12.
- SHEPHERD JG. 1987. A weakly parametric method for estimating growth parameters from length composition data. In: D Pauly & GR Morgan (eds.). *Length-based methods in fisheries research*. ICLARM Conf. Proc. 13, pp: 113-119.
- SILLIMAN RP. 1943. Studies on the Pacific pilchard or sardine (*Sardinops caerulea*): 5. A method of computing mortalities and replacements. *US Fish and Wildlife Service. Special Scientific Report* 24: 1-10.
- WALTERS C, V Christensen & D Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7: 1-34.
- WRIGHT H, F Arreguín-Sánchez, F García-Domínguez, O Holguín-Quiñonez & D Prado-Ancona. 2000. Stock assessment for Venus clam, *Chione californiensis* (Broderip 1835), in La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Journal of Shell Fish Research* 20(3): 1109-1115.

Recibido: 20 de marzo de 2011.

Aceptado: 6 de enero de 2012.

Evaluación de la maduración y la reproducción de camarones *Litopenaeus vannamei* en sistema de recirculación de agua

Gilberto J. Gutiérrez-Salazar*, Abundio González-González*, Mario Hernández-Acosta*, Jorge Loredó-Osti** y Francisco M. Guzmán-Sáenz*

La maduración de *Litopenaeus vannamei* en ciclo cerrado puede reducir la posibilidad de liberar agentes patógenos, por la descarga de agua utilizada en el sistema, así como la liberación de organismos ajenos al ecosistema local. Se utilizaron 120 camarones *L. vannamei* con un peso promedio de 49 ± 7.2 g las hembras, y 36.7 ± 5.4 g los machos, distribuidos en seis tanques de 2 100 l de agua a una densidad de 10 a 10 para lograr su apareamiento natural. Los reproductores fueron alimentados con ostión y calamar frescos a 12% (base húmeda) del peso de la biomasa por tanque, y se les suministró alimento seco para maduración. Los parámetros fisicoquímicos del agua utilizada se mantuvieron sin variación. La alcalinidad manifestó una variación de 19.5 y el pH tuvo un comportamiento constante hacia la baja, finalizando el experimento con un pH de 6.35. El porcentaje de eclosión fue de $78.7 \pm 22.9\%$, con un promedio de $251\ 080 \pm 43$, 362.9 huevos. Al realizar un comparativo con respecto al comportamiento reproductivo de hembras de *L. vannamei* mostrado en sistemas de reposición de agua según datos bibliográficos, la producción promedio de huevos por hembra por desove, así como el porcentaje de eclosión conseguidos en este trabajo, son muy superiores a los reportados en sistemas de reposición. En todos los desoves se observó que los huevos después de 4 h a 6 h sufrieron lisis sin eclosionar nauplios viables.

Palabras clave: Maduración, *Litopenaeus vannamei*, cero recambio.

Evaluation of reproduction and maturation of shrimps *Litopenaeus vannamei* in recirculating water system

Maturation of *Litopenaeus vannamei* in closed recirculating system might reduce the possibility of uploading pathogenic agents into the system, as well as the liberation of organisms to the local ecosystem due to releasing waters. We used 120 *L. vannamei* shrimps with an average weight of 49 ± 7.2 g (females), and 36.7 ± 5.4 g (males), which were distributed in six tanks of 2 100 l of seawater at a density of 10 to 10 to obtain its natural mating. Shrimps were fed with fresh oysters and squids at 12% (humid base) biomass' weight per tank; dry food for maturation was provided as well. Physical and chemical parameters of the water used in the system, showed no variation. Alkalinity showed a variation of ± 19.5 , but pH showed a constant negative trend, finalizing the experiment at 6.35 pH. Hatching percentage was $78.7 \pm 22.9\%$, averaging $251\ 080 \pm 43$, 362.9 fertile eggs. A comparative trial on the reproductive behavior of females of *L. vannamei* in water replacement systems (open system) according to the bibliographical data available versus the one in this trial showed that the percentage of spawning and hatching in our trial was higher to those reported in replacement systems. In all cases eggs suffered lyses after 4 h to 6 h without hatching viable nauplii.

Key words: Maturation, *Litopenaeus vannamei*, cero exchange.

Introducción

La industria acuícola dentro de las franjas costeras es señalada como una actividad que pro-

picia acciones que afectan los ecosistemas de las especies marinas, por lo cual, el uso de sistemas de recirculación de agua es una opción que debe ser considerada para evitar descargas accidentales de agua u organismos vivos contaminados con agentes patógenos que pudieran afectar a los organismos del medio silvestre (Golburg y Triplett, 1997).

El camarón blanco del océano Pacífico, *Litopenaeus vannamei*, es una de las especies

* Laboratorio de Organismos Acuáticos, de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Tamaulipas. Cd. Victoria, Tamaulipas. aglezpfpa@yahoo.com

** Departamento de Informática y Estadística, de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Tamaulipas. Cd. Victoria, Tamaulipas.

más cultivada en el mundo (Jory, 1997) y representa una de las operaciones productivas de mayor éxito, tanto por los volúmenes de producción como por las divisas generadas (FAO, 2006). En contraste con los beneficios económicos que esta actividad productiva representa, durante su desarrollo la industria acuícola ocasionó algunos daños al medio ambiente, como la afectación que sufrieron las zonas de manglar de varias regiones del mundo (Barbier y Burgess, 2001), la liberación de especies exóticas en el medio natural (Heimowitz, 2001) y la introducción de patógenos que han diezmando a las poblaciones naturales de camarón (Lightner *et al.*, 2002). Las enfermedades virales han cobrado gran importancia, así como algunas ocasionadas por otros agentes patógenos tales como bacterias, protozoarios, hongos y epicomensales (Lightner y Redman, 1998).

El uso de técnicas de recirculación de agua en la maduración de *L. vannamei* es una alternativa que minimiza la introducción de agentes patógenos al sistema, asimismo reduce las posibilidades de diseminar contaminantes y patógenos al medio silvestre. El presente estudio tiene como objetivos evaluar la factibilidad de maduración y reproducción de camarones *L. vannamei* en un sistema cerrado con recirculación de agua en condiciones de laboratorio, establecido en un lugar alejado de la costa para reducir la incorporación o liberación de patógenos; los resultados serán comparados con los reportados de la maduración obtenida en sistemas de recambio de agua en la literatura.

Materiales y métodos

La investigación se realizó en el Laboratorio de Acuicultura de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia (FMVZ) de la Universidad Autónoma de Tamaulipas (UAT) en Ciudad Victoria, Tamaulipas, México, ubicado a 200 km de la costa del Golfo de México y una altitud sobre el nivel del mar de 342 metros.

Se utilizaron 15 000 l de agua marina obtenida de un pozo de 3 m de profundidad en la orilla de la playa, filtrada por su arena natural en el litoral del Golfo de México, La Pesca, Soto la Marina, Tamaulipas. El agua fue transportada al

laboratorio de acuicultura en tres contenedores de plástico de 5 000 l cada uno.

Antes de su ingreso al sistema, el agua fue bombeada y filtrada físicamente en arena sílica a 30 μm , y con filtros de cartucho de 20, 15, 10 y 5 μm , pasada por un sistema de luz ultra violeta (UV) de tres lámparas de 30 watts, para ser contenida en un reservorio de plástico de 2 500 l previo al paso a través de un filtro biológico. Antes del ingreso a los tanques de maduración, el agua fue suministrada por gravedad y esterilizada con rayos UV en un sistema de ocho lámparas de 30 watts (Fig. 1).

Se controló la temperatura del agua del sistema a 27°C, con dos calentadores de 3 Kw a 220 voltios dentro del reservorio de 2 500 l de agua, que fueron accionados por un termostato digital y un lector que se colocó en uno de los tanques de maduración, y para la temperatura del área de maduración se utilizó un acondicionador de aire con sistema reversible de refrigeración-calentamiento y un control de termostato de $\pm 0.5^\circ\text{C}$.

El fotoperiodo fue controlado automáticamente por medio de interruptores eléctricos (timers) que activaban una serie de lámparas de 39 watts (Cool White™) de par en par, a diferentes horas del día, a partir de las 6:00 am y hasta las 6:00 pm para simular la salida y la puesta del sol, respectivamente.

El tratamiento del agua en el área de maduración/reproducción se realizó por medio de filtración biológica y física por el paso de ésta por los siguientes mecanismos:

- a) Biofiltración: El sistema mantuvo una recirculación continua de agua de 287% (en seis tanques de maduración) pasada por un filtro biológico de inmersión (inverso) que consiste en un tubo de policloruro de vinilo (PVC) de 50 mm de diámetro para mantener el nivel del agua, en cada tanque, cubierto por otro de 150 mm con perforaciones en la parte inferior del tubo para permitir la extracción del agua del fondo y los *detritus* orgánicos. El medio de soporte para las bacterias nitrificantes estuvo compuesto por concha de ostión quebrada y tamizada en una malla de cinco cm^2 de diámetro lavada y desinfectada con cloro a seis por ciento.
- b) Filtración a 500 μm de la descarga general de los seis tanques de maduración al pasar

por una cama de 30 cm³ de concha de ostión para la retención de los residuos de materia orgánica.

- c) Filtración a 250 μm por el paso del agua a través de un filtro de malla (*sock filter*) para su sedimentación en un tanque de plástico de 750 l, donde permaneció por espacio de 30 minutos para ser bombeada y filtrada por arena sílica de 30 μm (Jacuzzi™). Posteriormente se pasó el agua por filtros de cartucho de 20, 15, 10 y 5 μm.
- d) Biofiltración final que utilizó un sistema de nitrificación, que consistió en un cilindro

(sellado y aislado) de 40 cm de diámetro por 150 cm de altura, con un medio aspersion del agua en la parte superior y un sustrato de soporte para las bacterias nitrificantes, constituido por fibra sintética de plástico para mantener la calidad del agua por largos periodos.

Todos los tanques de maduración fueron aireados con una piedra de microburbuja de 25 x 25 x 150 mm durante las 24 h y los tanques de desove con una de 12.5 x 12.5 x 50.

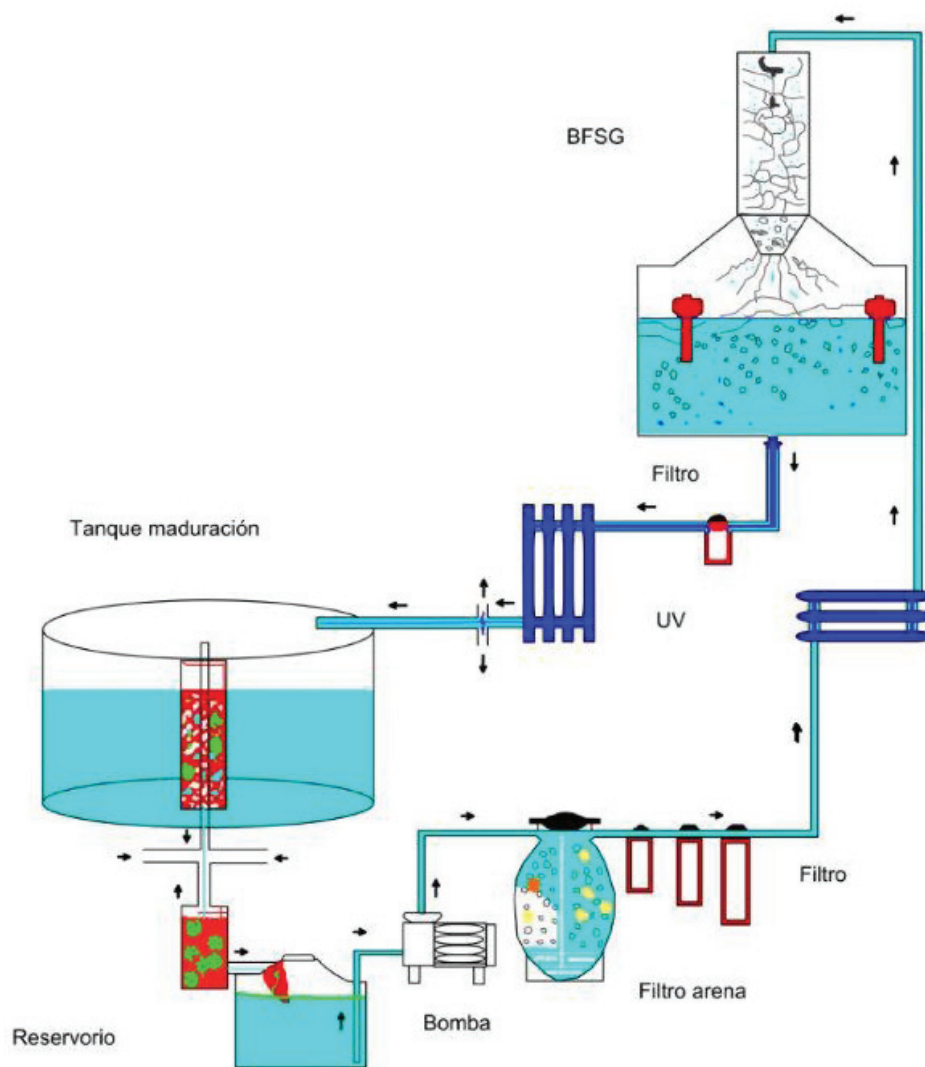


Fig. 1. Esquema del sistema de tratamiento de agua en recirculación.

Se utilizaron 120 camarones *L. vannamei* con un peso promedio de 49 ± 7.2 g las hembras, a las que se les colocaron bandas elásticas numeradas para identificarlas en uno de los pedúnculos oculares con una pinza de tres puntas marca National Band & Tag Co. Para registrar estadios de maduración y desoves se les practicó la ablación de uno de los pedúnculos oculares y fueron distribuidas en seis tanques de fibra de vidrio con una capacidad de 2 100 l de agua a una densidad por tanque de 10 hembras y 10 machos con un peso promedio de 36.7 ± 5.4 g para lograr su apareamiento natural. Las hembras fueron diariamente inspeccionadas para determinar el grado de madurez ovárica de las 18:00 a las 20:00 h, con base en la escala de desarrollo de maduración gonadal y metodología propuesta por Mendoza (1997). Las hembras con desarrollo de fase III de maduración fueron capturadas con una red de hilo de algodón (luz de malla 5 mm), y las que mostraban espermatóforo adherido fueron colocadas de manera individual en un tanque de desove al día siguiente a las 07:00 h. Después del desove, las hembras fueron regresadas al tanque correspondiente (Gandy, 2004; Peixoto *et al.*, 2005); los desoves fueron evaluados siguiendo el procedimiento descrito por Mendoza (1985).

La limpieza se realizó todos los días a las 08:00 h en cada tanque, antes del primer alimento. Se utilizó un tubo de PVC de 25 mm conectado a una manguera para la succión del agua con alimento sobrante, heces fecales y mudas para su registro diario; la materia orgánica se filtró a $300 \mu\text{m}$ y el agua extraída se envió al sistema de recirculación.

Los reproductores se alimentaron con ostión y calamar frescos a 12% (base húmeda) del peso de la biomasa calculada por tanque, a las 09:00 h, y además se les suministró alimento seco para maduración (Ziegler Bros[™], Gardners, Pa) a 3% de la biomasa diariamente a las 13:00 horas.

Los parámetros fisicoquímicos del agua, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH, alcalinidad, salinidad (S‰), nitrógeno amoniacal total (TAN), amonio no ionizado (N-NH₃), nitritos (N-NO₂), nitratos (N-NO₃), fueron registrados para monitorear la calidad del agua y analizados con base en el protocolo de Kuhn *et al.* (2007).

La T y el OD fueron medidos diariamente con un oxímetro marca YSI modelo 54, el pH

fue medido todos los días con un potenciómetro marca Milwaukee modelo PH 53, el TAN, N-NH₃, N-NO₂ y N-NO₃ fueron medidos cada semana con un colorímetro marca Hach modelo DR/890, la alcalinidad se midió cada semana con un kit Lamotte modelo LMAQ4 para agua marina. La salinidad se registró semanalmente con un refractómetro modelo SR6.

El aumento de peso, la sobrevivencia, la maduración y el desove fueron comparados utilizando el estadístico de prueba *t-Student* con el procedimiento de STATISTICA[™] (*data analysis software system version 7*).

Resultados

Los parámetros fisicoquímicos del agua utilizada en el sistema de recirculación, como OD, T, N-NO₃ y S‰ se mantuvieron sin variación considerable en el transcurso del tiempo. En contraste, los valores de TAN, N-NH₃ y N-NO₂ tuvieron una considerable dispersión en el tiempo de estudio. El TAN y N-NH₃, a diferencia de los demás, mostraron un aumento considerable en la última semana. La alcalinidad manifestó una variación de 19.5 y el pH, si bien el CV es de sólo 0.62, a diferencia de los otros parámetros que mostraron altas y bajas, éste manifestó un comportamiento constante hacia la baja, finalizando el experimento con un pH de 6.35 considerado como ácido para la maduración de las hembras (Tabla 1).

El desove inició en los cinco días posteriores a la ablación, con un promedio de 5.6 ± 2.9 desoves por hembra; 3.7 ± 2.13 presentaron espermatóforo adherido y, de éstas, el 3.05 ± 1.95 resultó fértil (Tabla 2), con un promedio de 8.98 ± 1.94 días por desove. Las hembras tuvieron un porcentaje de sobrevivencia de 90%, los machos 83%, y en 7% de éstos, se observó necrosis del espermatóforo.

El porcentaje de eclosión fue de $78.7 \pm 22.9\%$, con un promedio de $251\ 080 \pm 43\ 362.9$ huevos. Para la determinación de este valor se consideró la metodología propuesta por Mendoza (1985). No se observó diferencia significativa ($p > 0.05$). Los resultados de desoves totales, fecundaciones y fertilidad de los desoves por hembra se muestran en la *figura 2*. En todos los desoves se observó

Tabla 1

Valores medios de los parámetros fisicoquímicos en diferentes puntos del sistema, con relación al tiempo de estudio

Parámetros Fisicoquímicos	Tiempo (Semanas)										Media	C.V.
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
T (°C)	27	27	27.25	27	26.5	27	27	26	27	28	26.975	1.9
OD (mg/l)	5.4	5.1	5.4	5.4	5.6	5.2	5.1	5.4	5.3	4.9	5.28	3.9
pH	8.05	8.02	8.01	7.9	7.5	7.2	7	6.96	6.65	6.35	7.364	0.62
TAN (mg/l)	0	0.05	0.05	0.075	0.0875	0.05	0.05	0.05	0.0875	0.3375	0.0838	110.6
N-NH ₃ (mg/l)	0	0.003	0.003	0.0037	0.0016	0.0005	0.0003	0.0003	0.0002	0.0005	0.0013	107.3
N-NO ₂ (mg/l)	0.2	0.425	0.4	0.175	0.5	0.425	0.75	0.4	0.175	0.65	0.41	47.2
N-NO ₃ (mg/l)	10	10	10	10	10	10	10	10	10	8.5	9.85	4.8
Alcalinidad	88	66	56	64	82	88	56	54	64	60	67.8	19.5
Salinidad ‰	32	33	33	34	33.5	32	32	33	34	34	33.05	2.5

Tabla 2

Resultados de número de maduraciones, presencia de espermatóforo adherido, desove fértil por hembra y muertes. I = Identificación de la hembra, T = Total de maduraciones o desoves, P = Presencia de espermatóforo adherido, F = Desove fértil, S = Muerte

I	T	P	F	S	I	T	P	F	S	I	T	P	F	S	I	T	P	F	S	I	T	P	F	S
1	7	5	5		13	1	0	0	x	25	2	1	0	x	37	0	0	0	x	49	5	3	3	
2	8	7	6		14	5	4	4		26	8	7	5		38	4	4	3		50	6	5	5	
3	3	1	1	x	15	8	7	6		27	5	4	3		39	1	0	0	x	51	6	4	3	
4	6	5	4		16	7	5	5		28	7	6	6		40	5	3	1		52	5	4	2	
5	7	6	6		17	1	0	0	x	29	5	3	3		41	5	4	4		53	7	6	4	
6	1	0	0	x	18	5	4	4		30	8	4	4		42	5	3	2		54	1	0	0	
7	6	4	2		19	0	0	0	x	31	2	1	1	x	43	6	3	2		55	6	5	4	
8	8	5	5		20	5	3	3		32	5	3	2		44	8	5	4		56	9	8	7	
9	7	6	5		21	9	4	4		33	5	5	4		45	5	4	3		57	6	4	4	
10	4	1	1		22	6	5	5		34	6	4	0		46	8	7	6		58	4	3	2	
11	6	5	4		23	6	4	3		35	6	2	1		47	7	1	1		59	6	1	1	
12	6	6	5		24	7	3	3		36	8	7	5		48	7	5	4		60	6	3	3	

que los huevos después de 4 h a 6 h sufrieron lisis sin eclosionar nauplios viables.

Al final de la investigación se observaron 324 desoves con 222 eventos de maduración en que las hembras mostraron espermatóforo adherido y 183 resultaron fértiles. El incremento medio en peso y talla de las hembras fue de 0.3 ± 0.2 g y de 0.57 ± 0.32 cm y de 0.2 ± 0.2 g y 0.23 ± 0.21 cm para los machos, respectivamente.

Un comparativo, con respecto al comportamiento reproductivo de hembras de *L. vannamei* mostrado en este trabajo, contra los reportados en sistemas de reposición de agua según datos bibliográficos se presenta en la *tabla 3*

(Chamberlain y Lawrence, 1981; Wyban *et al.*, 1987; Lián-Cabello, 1995).

Discusión

El sistema cerrado con recirculación de agua para la maduración de *L. vannamei* mostró ser efectivo, dado que no se descargó agua al medio ambiente o en su entorno natural. El sistema se ajustó para mantener una recirculación de 273% diario, y asegurar la calidad deseada de los parámetros del agua tomando en consideración el volumen total del agua, el alimento y la biomasa en los tanques. El volumen de flujo permitió

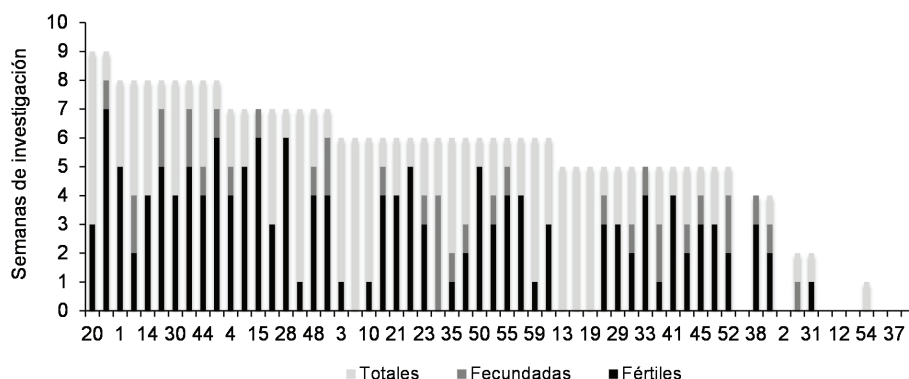


Fig. 2. Resultados individuales de número de desoves, presencia de espermátforo adherido y fertilidad.

que el agua pasara por el sistema de filtración y biofiltración por lo menos dos veces al día para eliminar el amoniaco.

En la mayoría de los sistemas de recirculación, diariamente se reemplaza de 5% a 10% con agua nueva (Masser *et al.*, 1992; Lee, 2000). En esta investigación no se agregó agua. El sistema de recirculación concluyó con un volumen aproximado de 14 300 l de agua por efecto de pérdidas por la evaporación y en la limpieza diaria de los tanques, lo que representó $\pm 4.5\%$; la bioseguridad es una de las ventajas primarias en este sistema, debido al uso reducido de agua costera que podría estar contaminada (Courtland, 1999). A diferencia de los sistemas abiertos, que utilizan recambios de agua hasta de 400% de descarga libre hacia el medio ambiente (Golburg y Triplett, 1997).

En esta investigación se observó que el pH fue cambiando conforme se incrementaba el tiempo, pues inició con un valor de 8.05 para terminar ligeramente ácido (6.35), lo que podría

afectar la viabilidad de los huevos. Treece y Fox (1993) señalan que el valor óptimo del pH para la reproducción de camarones peneidos es de 8.0 a 8.3. En el presente trabajo, no fue posible conseguir este valor, ya que mostró una disminución permanente a medida que transcurrían las semanas, motivado principalmente por la acumulación de materia orgánica (*detritus* y microbiota) en el sistema, finalizando con un pH considerado como ácido para la maduración de las hembras, a diferencia del sistema abierto en el que es constante.

Los parámetros como temperatura, oxígeno disuelto y salinidad se fijaron conforme los estándares establecidos para un sistema abierto. Las concentraciones de compuestos nitrogenados (TAN, N-NH₃, N-NO₂ y N-NO₃) observados en este sistema cerrado estuvieron dentro de los niveles que se observan en un sistema abierto para la maduración de hembras en el ámbito comercial (Treece y Fox, 1993), por lo que estos factores podrían ser descartados como causantes

Tabla 3
Comportamiento reproductivo de *Litopenaeus vannamei* con relación a datos bibliográficos

Peso promedio de hembras	Promedio huevos por desove	Porcentaje eclosión	Nauplios por desove	Fuente
43.8	84 900	15.5	No reportado	Chamberlain y Lawrence (1981)
18.4	106 553	37.9	28 351	Wyban <i>et al.</i> (1987)
43.1	136 511	49.7	60 138	Liñán-Cabello (1995)
49.2	251 080	78.7	Lisis	Este trabajo

de problemas en este sistema cerrado de recirculación (Green *et al.*, 1999).

La maduración concluida en este sistema se presentó cinco días después de la ablación, tiempo menor en comparación con el del sistema abierto, en el que se concluye después de la ablación unilateral pasados entre 16 a 19 días (Hall *et al.*, 2002).

Al realizar un comparativo con respecto al comportamiento reproductivo de hembras de *L. vannamei* mostrado en sistemas de reposición de agua (Tabla 3) según datos bibliográficos (Chamberlain y Lawrence, 1981; Wyban *et al.*, 1987; Liñán-Cabello, 1995), la producción promedio de huevos por hembra por desove, así como el porcentaje de eclosión conseguidos en este trabajo son muy superiores a los reportados en sistemas de reposición. Sin embargo, en este trabajo no se obtuvieron nauplios viables.

La obtención de mejores resultados en cuanto al número de desoves por hembra, promedio de huevos por desove y porcentaje de eclosión, se explica toda vez que las hembras referidas en el presente trabajo fueron de un peso mucho mayor que la de los reportados en los datos bibliográficos consultados, lo cual ya ha sido descrito por Arcos (2004). Asimismo, los parámetros del agua del sistema de recirculación en general fueron los óptimos para la maduración-reproducción del camarón (Kuhn *et al.*, 2007).

La dieta instrumentada en este trabajo no llegó a ser un factor crítico para llevar a los reproductores a la maduración completa y el desove. Las dietas consisten de varios alimentos frescos de origen marino. En el sistema aquí propuesto se utilizaron sólo tres ingredientes, dos de ellos frescos y el otro seco, a diferencia de los sistemas abiertos que utilizan hasta seis ingredientes por día (calamares, poliquetos, pata de mula, artemia adulta, almejas, mejillones y peces (Bray y Lawrence, 1992). Esto es relevante, ya que se observó incremento de amonio en el sistema utilizado, lo pudiera limitar el uso de volúmenes mayores de alimento fresco para los reproductores (Okumura *et al.*, 2004).

Con respecto a la no obtención de nauplios viables a consecuencia de la lisis mostrada por los huevos fértiles desovados, se podría lanzar la hipótesis de que el bajo valor de pH del agua

en recirculación podría ser el factor responsable de dicha lisis. Chen *et al.* (1991) encontraron bajas tasas de eclosión a un pH similar (6.8), pero Gandy (2004) menciona haber logrado madurar, reproducir, desovar y obtener nauplios viables de camarón café en un pH de 7.75 ± 0.5 , lo que contrasta con lo encontrado en este experimento; aunado a que podrían existir otros factores como el deterioro de la calidad del agua o alimenticios no evaluados o considerados en el presente estudio.

Hasta el momento no se han reportado eventos de lisis en los huevos de camarón *L. vannamei* mantenidos en recirculación. Sin embargo, se ha establecido que en *Penaes aztecus*, la deficiencia de magnesio (Mg^{+2}) en el agua de mar inhibe la expulsión de los bastones corticales, precursores de la envoltura vitelínica en los huevos. Esta envoltura vitelínica protege al cigoto temprano de las condiciones del ambiente, y sus componentes químicos podrían actuar como agentes antibacterianos o como repelentes a otros microorganismos (Lynn y Clark, 1987).

Conclusiones

El sistema cerrado fuera de la costa, con recirculación de agua para la maduración de *Litopenaeus vannamei*, resultó tener un mejor desempeño que los sistemas de reposición de agua, dado que en este tipo de sistemas se muestran valores inferiores a los aquí presentados, además de que en el sistema propuesto se utilizaron sólo tres ingredientes alimenticios, dos de ellos frescos y el otro en pellets, a diferencia de los sistemas abiertos que utilizan hasta seis ingredientes por día.

Utilizar este sistema reduce la incorporación o liberación de agentes patógenos dentro o fuera del sistema, lo cual es un aspecto importante.

Literatura citada

ARCOS GF. 2004. Análisis fisiológico y genético del desempeño reproductivo del camarón blanco *Litopenaeus vannamei*. En: <http://hdl.handle.net/1834/3524>

- BARBIER EB y JC Burgess. 2001. The economics of tropical deforestation. *Journal of Economic Surveys* 15(3): 413-432.
- BRAY WA y AL Lawrence. 1992. Reproduction on *Penaeus* species in captivity. En: AW Fast y LJ Lester (ed.). *Marine shrimp culture: principles and practices*. Developments in aquaculture and fisheries science. Vol. 23. Elsevier Sci. Publisher B.V. The Netherlands, pp: 93-170.
- CHAMBERLAIN GW y LA Lawrence. 1981. Maturation, reproduction and growth of *Penaeus vannamei* and *P. stylirostris* fed natural diets. *Journal of the World Mariculture Society* 12(1): 209-224.
- CHEN F, B Reid y CR Arnold. 1991. Maturing, spawning, and egg collecting on the white shrimp *Penaeus vannamei* borne in a recirculating system. *Journal of the World Aquaculture Society* 22: 167-172.
- COURTLAND S. 1999. Recirculating system technology for shrimp maturation. *The Advocate*, pp: 74-77. Disponible en Internet: www.aquaneer.com/article.pdf.
- FAO. 2006. *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Fisheries department. Disponible en: <http://www.fairtradefish.org/FAO%20state%20of%20fishing%202006%20world.pdf>
- GANDY RL 2004. Investigations into the reproductive performance and larval rearing of the brown shrimp, *Farfantepenaeus aztecus*, using closed recirculating systems. Tesis de Doctorado. Texas A&M University.
- GOLBURG R y T Triplett. 1997. Murky waters: environmental effects on aquaculture in the U.S.A. En: *The Environment Defense Fund*. EDF Publications, Wash. DC. 196p.
- GREEN BW, DR Teichert-Coddington y CE Boyd. 1999. Influence of daily water exchange volume on water quality and shrimp production. En: K McElwee, D Burke, M Niles y H Egna (eds.). *Sixteenth annual technical report*. Pond Dynamics/Aquaculture CRSP, Oregon State University, Corvallis, Oregon, pp: 121-127.
- HALL MR, N Young y M Kenway. 2002. AIMS. Manual for the determination of egg fertility in *Penaeus monodon*. Australian Institute of Marine Science. PMB. No. 3, Townsville Mail Centre Qld 4810, Australia 2002. Disponible en: <http://www.aims.gov.au/pages/research/mdef/mdef-00.html>
- HEIMOWITZ P. 2001. Review of impacts of aquatic exotic species: What's a risk? Marketing and Shipping live aquatic products. <http://nsgd.gso.uri.edu/aku/akuw99003.pdf#page=266>
- JORY DE. 1997. Penaeid shrimp hatcheries: Part III, larval rearing. *Aquaculture Magazine* 23(1): 67-75. <http://www.ctu.edu.vn/colleges/aquaculture/shrimp/shrimp1.htm>
- KUHN DD, GD Boardman, SR Craig, GJ Flick y E McLean. 2007. Evaluation of tilapia effluent with ion supplementation for marine shrimp production in a recirculating aquaculture system. *Journal of the World Aquaculture Society* 38: 74-84.
- LEE PG. 2000. Biosecurity and the development of closed recirculating systems. *Global Aquaculture Advocate* 3(5): 49-61.
- LIGHTNER DV y RM Redman. 1998. Strategies for the control of viral disease of shrimp in the Americas. *Fish Pathology* 33: 165-180.
- LIGHTNER DV, SV Durand, RM Redman, LL Mohny y K Tang-Nelson. 2002. Qualitative and quantitative studies on the relative virus load of tails and heads of shrimp acutely infected with WSSV: implications for risk assessment. Disponible en: <http://www.was.org/main/NewWave.html#Contents>
- LIÑÁN-CABELLO MA. 1995. Caracterización de los cuadros ambientales durante la reproducción inducida y obtención de postlarvas de *P. vannamei*, bajo diferentes criterios alimenticios. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad de Colima.
- LYNN JW y WH Clark Jr. 1987. Physiological and biochemical investigations of the egg jelly release in *Penaeus aztecus*. *Biological Bulletin* 173: 451-460.
- MASSER MP, J Rakocy y TM Losordo. 1992. Recirculating aquaculture tank production systems management of recirculating systems. SRAC Publication 452. Disponible en: wildlife.tamu.edu/publications/452FS.PDF
- MENDOZA AR. 1985. Observaciones sobre la producción de nauplios a partir de poblaciones cultivadas silvestres y mixtas de camarón azul (*Penaeus stylirostris*). Tesis de Licenciatura.

- Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 63p.
- MENDOZA R. 1997. *Penaeus stylirostris* nauplii production from wild cultured and mixed populations. *Journal of Applied Aquaculture* 7: 41-50.
- OKUMURA T, K Yoshida y H Nikaido. 2004. Ovarian development and hemolymph vitellogenin levels in laboratory-maintained protandric shrimp, *Pandalus hypsinotus*: measurement by a newly developed time-resolved fluoroimmunoassay (TR-FIA). *Zoological Science* 21(10): 1037-1047.
- PEIXOTO S, R Olivera-Cavalli y W Wasielesky. 2005. Recent developments on broodstock maturation and reproduction of *Farfantepenaeus paulensis*. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48(6): 997-1006.
- TREECE GD y JM Fox. 1993. *Design, operation and training manual for an intensive culture shrimp hatchery*. Texas A&M University Sea Grant College Program. Publication: TAMU-SG-93-505.
- WYBAN JA, SL Cheng, JN Sweeney y WK Richards. 1987. Observations on development of a maturation system for *Penaeus vannamei*. *Journal of the World Aquaculture Society* 18(3): 188-200.

Recibido: 20 de noviembre de 2010.

Aceptado: 7 de noviembre de 2011.

Aspectos reproductivos del tiburón azul *Prionace glauca* capturado por la flota palangrera de mediana altura del Puerto de Manzanillo, Colima

Angélica Cruz-Ramírez*, Sandra Rita Soriano-Velásquez, Heriberto Santana-Hernández,
Cecilia Esperanza Ramírez-Santiago y Donald E. Acal-Sánchez

Se estudiaron aspectos reproductivos de *Prionace glauca* durante el periodo de abril 2006 a abril de 2007. Los datos biológicos se recolectaron a bordo de las embarcaciones tiburonerías de mediana altura del Puerto de Manzanillo, Colima. El tiburón azul registró dos picos de abundancia relativa en abril y septiembre de 2006 (primavera-verano), predominando los adultos (56.52%). El intervalo de tallas fue de 77 a 274 cm de longitud total (LT) con $\bar{X} = 197.52 \pm 2.62$ cm LT. Las hembras presentaron mayor abundancia (1H:0.73M). Se estimó la talla media de primera madurez (Tpm) de 175 cm LT tanto en hembras como machos a través del modelo de la ecuación logística ajustado por máxima verosimilitud, utilizando la distribución binomial de los residuos. Se observaron machos adultos a principios de primavera de 2006; mientras que las hembras preñadas se registraron en primavera y verano. Se observaron hembras con ovocitos de 15 a 20 mm de diámetro a finales de primavera y hembras con embriones en verano (julio y principios de septiembre 2006). Sus embriones presentaron tallas de 5 a 18.6 cm LT con $\bar{X} = 11.61 \pm 0.21$ cm LT. Se estimó la fecundidad de cinco a 52 crías y $\bar{X} = 30 \pm 6$ crías por hembra. Los resultados sugieren que el tiburón azul presenta un ciclo reproductivo bianual consecutivo con un periodo de descanso de un año, que le permite acumular las reservas necesarias para la producción de ovocitos maduros y posteriormente llevar a cabo la ovulación seguida de un periodo de gestación de nueve a 12 meses.

Palabras clave: Tiburón azul, hembra preñada, reproducción, flota de mediana altura, Manzanillo.

Reproductive aspects of blue shark *Prionace glauca* caught by longline medium sized fleet from Manzanillo Port, Colima

Reproductive aspects of blue shark *Prionace glauca* were studied from April 2006 to April 2007. Biological data were collected onboard medium sized vessels of the Manzanillo Port, Colima. The blue shark showed two abundance peaks in April and September 2006 (spring-summer), with adults predominating (56.52%). The size range was from 77 to 274 cm total length (TL) with $\bar{X} = 197.52 \pm 2.62$ cm TL. Females had a higher abundance (1F: 0.73M). We estimated the sexual maturity size (Tpm) at 175 cm TL for both females and males through the logistic equation model fitted by maximum likelihood, using the binomial residual distribution. Male adults were observed at the beginning of spring 2006, while mature pregnant females were recorded in spring and summer. Females with oocytes sizes 15 to 20 mm diameter were observed in late spring, and females with embryos in summer (July and early September 2006). Its embryos had sizes of five to 18.6 cm TL with $\bar{X} = 11.61 \pm 0.21$ cm TL. Fecundity was five to 52 offsprings, $\bar{X} = 29.89 \pm 5.83$ offsprings per female. Results suggest that the blue shark has a consecutive biannual cycle with a resting period of one year, which allows it to accumulate the necessary reserves for mature oocytes production and subsequently perform ovulation followed by a gestation period of nine to 12 months.

Key words: Blue shark, pregnant female, reproduction, medium sized vessels, Manzanillo.

Introducción

El tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) es un pez cartilaginoso de la familia Carcharhinidae, con una distribución amplia, principalmen-

te en áreas tropicales y templadas de los océanos Atlántico, Pacífico e Índico. En el océano Pacífico habita en aguas pelágicas y neríticas de 4° a 37° N y de 104° a 157° O, con temperaturas de 14°C a 27°C (Holts *et al.*, 2001; Weng *et al.*, 2005); prefiriendo aquellas entre 7°C y 16°C (Compagno, 1984). A través del análisis de las capturas de la flota palangrera en el océano Pacífico se ha documentado que esta especie realiza movimientos

* Instituto Nacional de Pesca, SAGARPA, Pitágoras 1320, Col. Sta. Cruz Atoyac México, D.F. 03310. cruzram_ange@hotmail.com

migratorios de norte a sur durante los meses de octubre-noviembre y de sur a norte durante junio (Bigelow *et al.*, 1999; Mendizábal y Oriza *et al.*, 2000). En cuanto a los estudios que se han realizado sobre *P. glauca*, dirigidos hacia aspectos reproductivos, están Pratt (1979, 1993) quien reporta tallas de primera madurez (Tpm) de 220 cm LT en machos y de 178 a 227 cm LT en hembras en aguas del Atlántico, Nakano (1994), Nakano y Seki (2003) obtienen tallas de madurez a los 203 cm LT en machos y de 186 a 212 cm LT en hembras en aguas del océano Pacífico norte. En el Pacífico mexicano, Reyes-González (2001) registró una Tpm de 199 cm LT en hembras y de 142 a 175 cm LT en machos, Guerrero-Maldonado (2002), de 190 y 162 cm LT en hembras y machos respectivamente; por su parte, Carrera-Fernández *et al.* (2010) obtuvieron una Tpm de machos de 145 a 180 cm LT y en hembras de 170 a 200 cm LT. Otros autores, como Giacomo-Sietze Palavicini de Witte (2002) y Blanco-Parra *et al.* (2008) han realizado estudios de edad y crecimiento de *P. glauca*. Vélez-Marín *et al.* (1994¹) y Santana-Hernández (1989, 1997) describieron las actividades de la flota palangrera de Manzanillo, Colima, identificando a *P. glauca* en sus capturas.

El presente estudio tiene como objetivo aportar mayor conocimiento de la biología reproductiva del tiburón azul *P. glauca*, que permita obtener elementos para la determinación de la talla de primera madurez sexual, fecundidad y ciclos reproductivos, que son pauta importante para el ordenamiento y el aprovechamiento de los tiburones.

Materiales y métodos

La recolecta de datos se realizó a bordo de embarcaciones palangreras de mediana altura del Puerto de Manzanillo durante el periodo que va de abril 2006 a abril 2007; las zonas de pesca de tiburón de esta flota se encuentran limitadas al

norte por Cabo Corrientes, Jalisco, y al sur por punta Mangrove, Michoacán, siempre perpendicular a la costa dentro de la zona económica exclusiva del Pacífico mexicano (Fig. 1). Esta región forma parte del océano Pacífico central oriental. Se determinaron los organismos en la categoría de especie de acuerdo con las claves de Castro (1983) y Compagno (1984). De cada ejemplar se registró la longitud total (LT); adicionalmente, para los machos se tomó la longitud externa del gonopterigio (LC) medida de la cloaca a la punta del gonopterigio. Todas las longitudes se tomaron con un ictiómetro en posición natural del tiburón al centímetro más cercano, excepto en el caso del largo y el ancho de ovario, glándula oviducal, testículo y longitud del gonopterigio (que se anotaron al milímetro más cercano). En las hembras preñadas se registró el número de embriones, el sexo y la longitud total de cada embrión. El sexado de los tiburones se realizó mediante la identificación de los órganos copuladores denominados gonopterigios (Lagler *et al.*, 1997), en el caso de los machos. La asignación del estado de madurez se realizó siguiendo la escala con base en el desarrollo ontogénico descrita por Castro (1983).

Asimismo, se tomaron en cuenta las características auxiliares, tanto internas como externas, para hembras y machos. *Hembras: características externas:* himen, cicatriz de cópula; *características internas:* tamaño de los ovocitos, tamaño y flacidez del ovario, tamaño de la glándula oviducal, aspecto del útero, presencia de embriones. *Machos: características externas* (observación de los gonopterigios): rotación, vascularización, calcificación, expansión del rhipiodón; *características internas:* presencia de fluido seminal en el epididimo superior, media e inferior, así como el tamaño y aspecto de los testículos.

La estructura de tallas se obtuvo mediante la construcción de histogramas de frecuencia con intervalo de clase de cinco centímetros obtenido con la regla de Sturges, así como también se obtuvo la estadística descriptiva.

La proporción de sexos se obtuvo para cada estadio de madurez, dividiendo el número total de machos entre el número total de hembras; se aplicó la prueba de χ^2 , con $gl = 1$ y significancia de $p = 0.05$, con el fin de determinar si existen diferencias significativas (Daniel, 2002).

1. VÉLEZ-MARÍN R, FF Márquez, D Mendizábal-Oriza y JJ Valdez-Flores. 1994. Examen de la pesca de pelágicos mayores en un barco comercial palangrero en el Pacífico central de México (octubre-noviembre, 1988). *Resumen IX Simposium de Biología Marina, UABCS*, México, pp: 133-148.

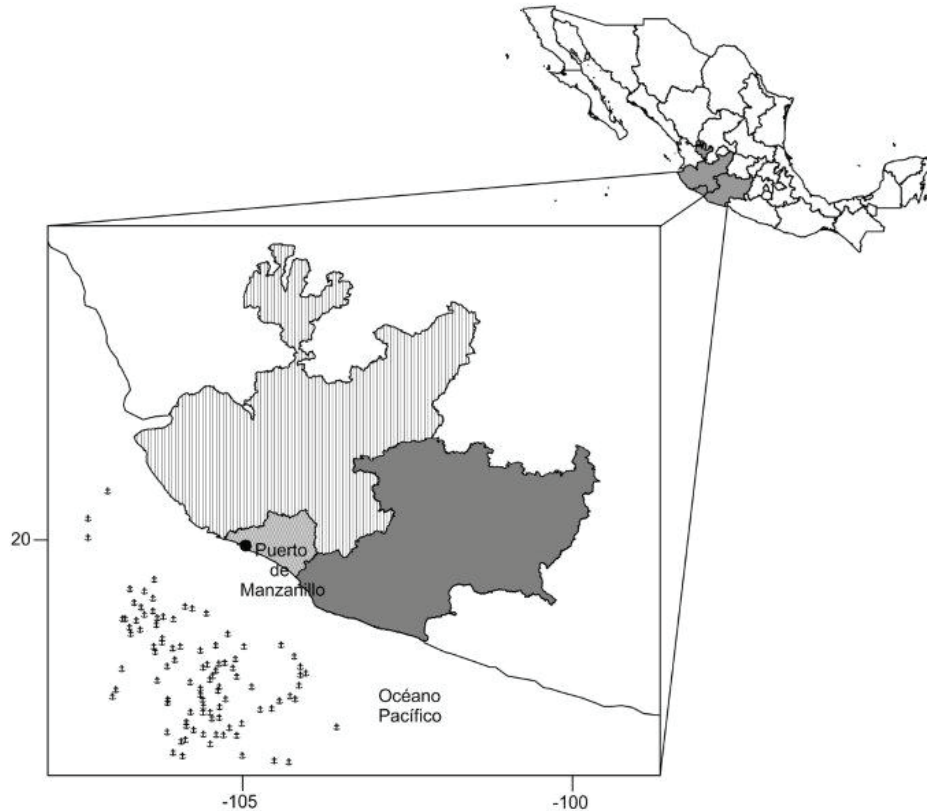


Fig. 1. Área de estudio y sitios de muestreos de *Prionace glauca*, periodo abril 2006-abril 2007.

$$\chi^2 = \sum \left(\frac{O_i - E_i}{E_i} \right)^2 \quad \text{Ec. 1}$$

$$Tpm = 1 / [1 + (e^{(a-b \cdot LT)})] \quad \text{Ec. 2}$$

La talla media de primera madurez (Tpm), en la que 50% de los individuos está maduro, se estimó utilizando el modelo logístico, para lo cual primero se obtuvo la frecuencia de individuos (intervalos de clase de cinco centímetros de longitud) de organismos inmaduros (estadios I, II) y maduros (estadios III y IV). Estos estadios fueron asignados para hembras y machos tomando en cuenta sus características internas y externas. Posteriormente, el modelo se ajustó por máxima verosimilitud usando una distribución binomial de los residuos contenido en la rutina Solver de Microsoft Excel (Haddon, 2001; con modificaciones de Fernández-Méndez, 2006 *com. pers.*²).

Para la relación hembra-número de embrión se utilizó la ecuación de la regresión lineal:

$$Y = a + bx \quad \text{Ec. 3}$$

La fecundidad se estimó con el promedio aritmético del número total de embriones por camada, y se realizó la estadística descriptiva. El crecimiento embrionario se determinó analizando el incremento de la longitud de los embriones en función del tiempo (meses).

Se observó la relación entre la LT y LC en machos y su tendencia vertical, que refleja el estado de transición de los organismos inmaduros a maduros (Pratt, 1979; Castro 1993); así como la relación entre la LT y ancho y largo del testículo. En el caso de las hembras se realizó este mismo análisis entre la LT con el diámetro del ovario y la glándula oviducal que indica el comienzo del

2. FERNÁNDEZ-MÉNDEZ JI. 2006. Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA), Pitágoras 1320, Col. Sta. Cruz Atoyac México, D.F. C.P. 03310.

periodo de madurez (Natanson y Cailliet, 1986), y para detectar diferencias significativas se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) con un grado de significancia de $p \leq 0.05$ (Daniel, 2002).

Resultados

En el periodo de estudio se analizaron 161 organismos de *P. glauca*, de los cuales 93 fueron hembras y 68 machos. La especie estuvo presente durante todo el año, si bien mostró mayor abundancia en abril y septiembre de 2007 (Fig. 2).

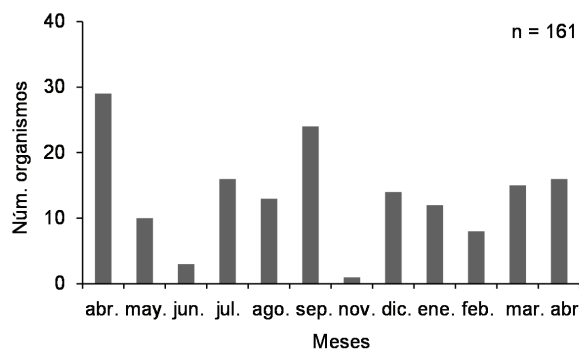


Fig. 2. Abundancia estacional de *Prionace glauca* en el periodo de abril 2006-abril 2007.

Proporción entre los sexos. La proporción entre los sexos fue de 1H:0.73M ($\chi^2 = 3.92$; $p < 0.05$); en adultos fue de 1H:0.69M ($\chi^2 = 1.14$; $p < 0.05$) y en juveniles de 1H:0.89M ($\chi^2 = 0.43$; $p < 0.05$). La prueba de χ^2 dio como resultado que la proporción de sexos 1:1 fue significativa para el total

de organismos y para los adultos, mientras para los organismos juveniles no lo fue.

Estructura de tallas. El intervalo de tallas de *P. glauca* para ambos sexos fue de 77 a 274 cm LT, presentando la talla mínima y la máxima las hembras. Las tallas mínimas y máximas de los organismos adultos fueron 175 y 262 cm LT. En juveniles el intervalo fue 77 a 185 cm LT (Tabla 1).

Estadios de madurez. De los 161 organismos de *P. glauca*, 21.12% fue de juveniles (fase II), 78.88% adultos (fase III). En el caso de las hembras (93 organismos), 41.94% correspondió a organismos adultos, 19.35% a juveniles y el restante 38.71% hembras preñadas. Los machos se dividieron en: 76.47% adultos y 23.53% juveniles. Durante el presente estudio no se registraron neonatos de *P. glauca*.

Talla media de madurez. Estimada tanto para hembras como para machos, ésta fue de 175 cm LT (Figs. 3a y 3b) con intervalos de confianza (95%) de 169 a 179 cm LT en las hembras y de 163 a 182 cm LT en machos.

Hembras preñadas. La mayor abundancia de las hembras preñadas se registró en mayo y julio de 2006. A principios de julio se observaron hembras que presentaron marcas de cópula (mordeduras en el dorso y en las aletas pélvicas), además contenían ovocitos en el ovario o en el útero de 15-20 mm de diámetro. Asimismo, en los meses de julio, agosto y septiembre de 2006 se encontraron hembras con embriones en sus úteros.

Relación longitud de hembra preñada y número de embriones y talla promedio de embriones. La

Tabla 1

Estadísticos de los organismos de *Prionace glauca*: LT máx = Longitud máxima, LT mín = Longitud mínima, media, moda, n = núm. organismos, S = desviación estándar, S² = varianza, Error St = error estándar y C.V. = coeficiente de variación

	LT mín	LT máx	media	moda	n	S	S ²	Error St	C.V.
Hembras	77	274	196.63	173	93	33.34	1 111.39	3.46	16.95
Machos	123	262	198.73	230	68	22.42	1 117.15	4.05	16.82
Total					161				
Hembras juveniles	77	185	148.78	173	18	35.29	1 245.12	8.32	23.72
Machos juveniles	123	180	152.81	162	16	24.15	18.07	4.52	11.83
Hembras adultas	175	248	206.43	232	39	19.52	318.15	3.13	9.46
Machos adultos	178	262	211.90	230	52	21.72	174.85	3.01	10.25
Hembras preñadas	175	274	209.94	216	36	20.87	435.65	3.48	9.94
Total					161				

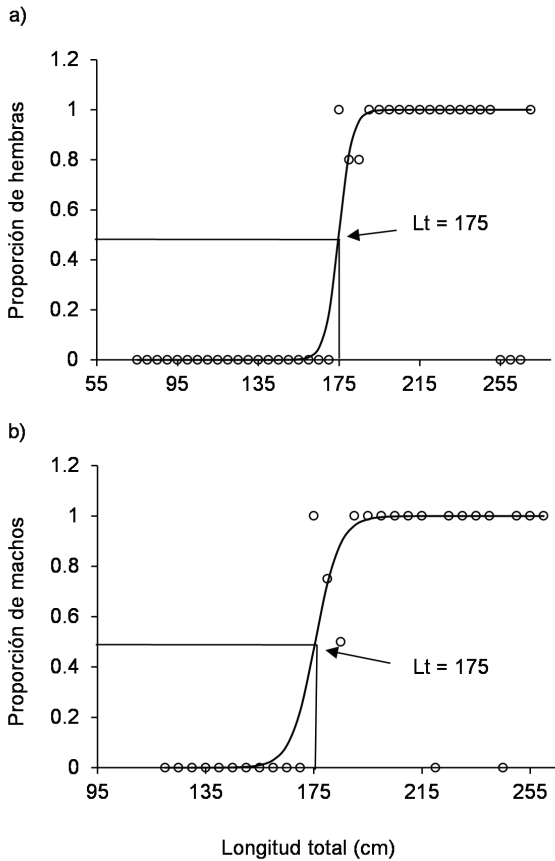


Fig. 3. Estimación de talla de primera madurez de *Prionace glauca*: a) hembras y b) machos.

relación entre la longitud de la madre y el número de embriones mostró baja asociación entre las variables ($r^2 = 0.54$; $p = 0.02$), ya que sólo 48% de la variación en el número de embriones se debe a la longitud de la hembra. La relación entre la longitud de la madre y la talla promedio de los embriones mostró que no existe asociación entre estas variables ($r^2 = 0.04$; $p = 0.58$).

Fecundidad y crecimiento de los embriones. Se registraron hembras preñadas a finales de julio y septiembre, cuyo intervalo de número de crías fue de cinco a 52; $\bar{x} = 30 \pm 6$ crías por hembra. La hembra con mayor número de embriones tuvo una longitud de 234 cm LT y la hembra con el menor número de embriones presentó una talla de 206 cm LT; ambas en el mes de julio 2006.

Las tallas mínima y máxima de los embriones de *P. glauca* fueron de cinco y 18.6 cm LT, respectivamente; ambas se presentaron en julio con una talla $\bar{x} = 11.61 \pm 0.21$ cm LT (Fig. 4). Por lo

antes mencionado, en el presente trabajo sólo se observaron embriones con desarrollo muy temprano, es decir, organismos pequeños que no alcanzaron su fase terminal.

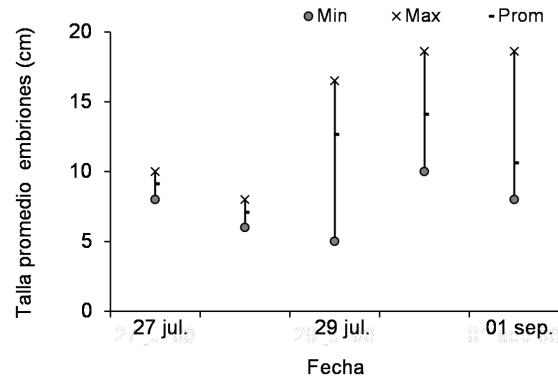


Fig. 4. Desarrollo embrionario de *Prionace glauca*.

Glándula oviducal. De las 93 hembras registradas sólo se analizó el largo y el ancho de la glándula oviducal de 66 y 51 hembras, respectivamente, con tallas de 166 a 274 cm LT en ambos casos. El intervalo del largo y el ancho de la glándula oviducal fue de 20 a 60 mm. Las relaciones lineales entre la LT de la hembra y el largo y el ancho de la glándula oviducal dieron como resultado coeficientes de determinación ($r^2 = 0.26$ y 0.23 ; $p = 0.05$ respectivamente) que indican una baja asociación entre las variables (Figs. 5a y b).

Ovario. Se analizaron los ovarios de 62 hembras de *P. glauca* que presentaron un intervalo de tallas de 166 a 274 cm LT; el intervalo de longitud del ovario fue de 80 a 220 mm y del ancho del ovario de 26 a 120 mm. El valor de r^2 de las relaciones de la longitud total de la hembras con la longitud y el ancho del ovario fue de 0.39 ($p = 4.19$) y 0.14 ($p = 0.0016$), respectivamente. Estos valores bajos en ambos casos muestran que no existe relación entre las variables (Figs. 6a y b).

Gonopterigios. En el caso de los machos se observó que existe una relación positiva entre la longitud total y la del gonopterigio (LC), ya que conforme aumentó la talla del organismo se incrementó la longitud del gonopterigio, hasta un punto en que el gonopterigio deja de crecer. Se observó que en los tiburones inmaduros (123 a 185 cm LT), este órgano sexual apenas llegaba a las aletas pélvicas y conforme se iban acercando

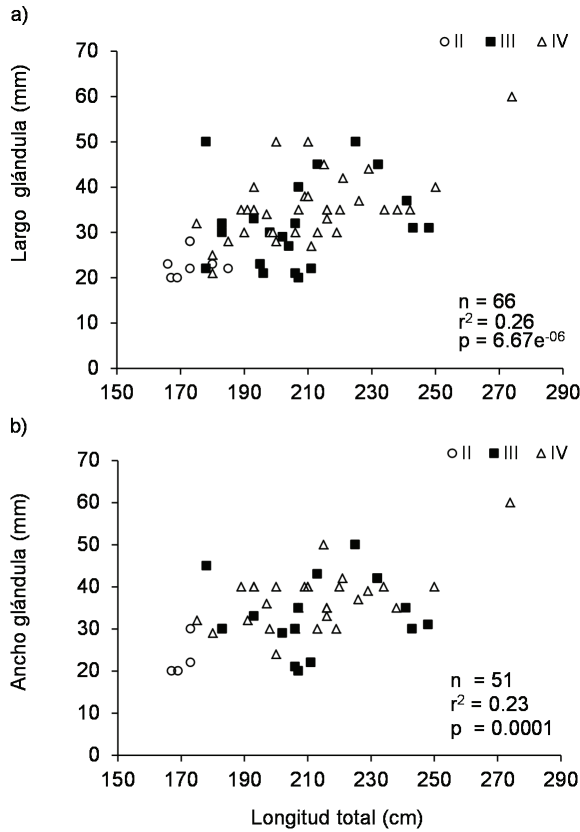


Fig. 5. Relación de la longitud total de las hembras de *Prionace glauca*: a) Largo de la glándula oviducal, b) Ancho de la glándula oviducal.

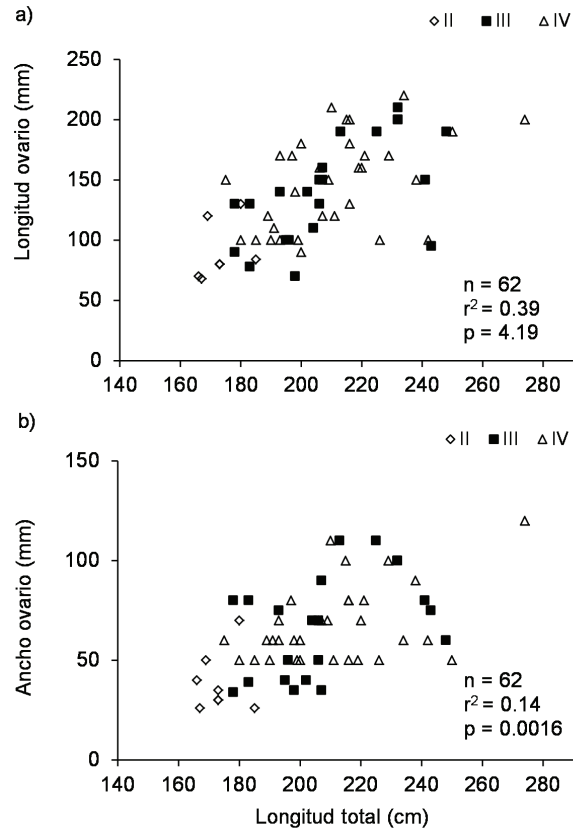


Fig. 6. Relación de la longitud total de la hembra de *Prionace glauca*: a) Longitud del ovario y b) Ancho del ovario.

a la madurez sexual se incrementó la longitud del gonopterigio (Fig. 7). La longitud mínima del gonopterigio observada fue de 80 mm y la máxima de 240 mm, para las tallas de 139 y 225 cm de LT, respectivamente.

Testículos. En la figura 8 se observa que el largo y el ancho de los testículos varían con respecto a la talla de los machos, principalmente cuando los organismos se van acercando a la madurez sexual, por lo que las dimensiones están en función del comportamiento reproductivo de éstos. El coeficiente de determinación ($r^2 = 0.55$) obtenido para el largo del testículo mostró que sólo 55% está relacionado con la longitud del macho y que para el ancho se obtuvo una menor asociación entre las variables ($r^2 = 0.20$) (Figs. 8a y b).

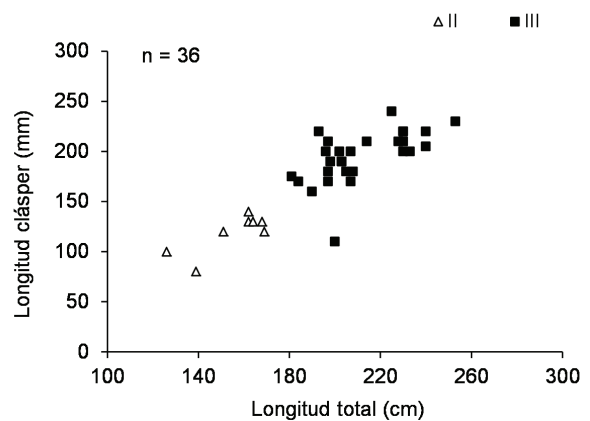


Fig. 7. Relación longitud total y la longitud del gonopterigio de los machos de *Prionace glauca*.

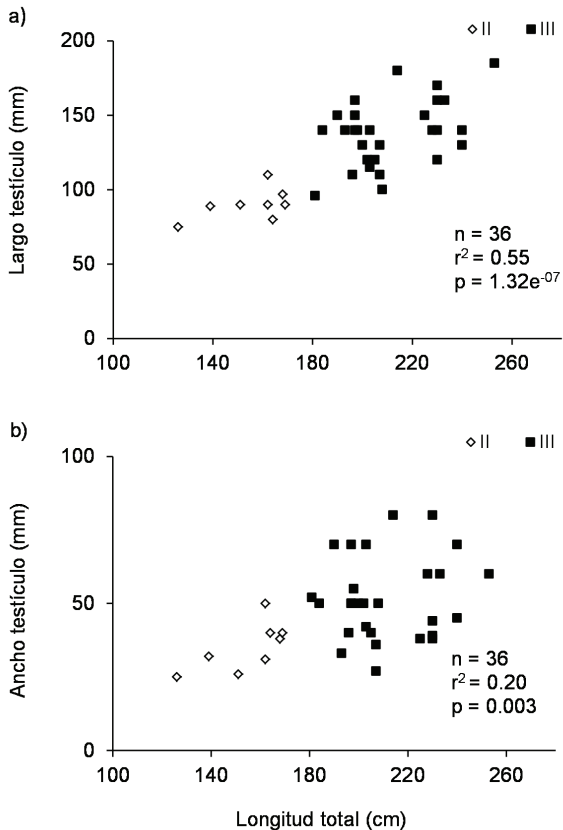


Fig. 8. Relación longitud total de los machos de *Prionace glauca*: a) Largo del testículo y b) Ancho del testículo.

Discusión

El análisis de la información que se hizo en 161 organismos de *P. glauca* provenientes de la captura comercial, arrojó que se trataba de organismos adultos (78.88%), la mayoría hembras (1H: 0.73M). Durante el invierno predominaron los juveniles, lo que coincide con lo encontrado por Pratt (1979), quien menciona que en las capturas de tiburón existe segregación por talla y sexo de algunas especies de la familia Carcharhinidae, como *P. glauca*. En el presente estudio se registró en invierno menor proporción de hembras adultas y mayor abundancia de juveniles, con ausencia de neonatos. Esto contrasta con lo mencionado por Tricas (1977), quien observó mayor abundancia y tallas más grandes de hembras de *P. glauca* en el periodo de invierno y en verano de machos. La ausencia de neonatos podría ser un indicador de que no coinciden las zonas de crianza y alumbramiento de esta especie con las zonas

y artes de pesca utilizados por la flota palangrera de mediana altura de Manzanillo.

Se estimó la talla media de madurez del tiburón azul en 175 cm LT, tanto para hembras como para machos. Las tallas de madurez estimada y observada en este estudio se encuentran por debajo de las obtenidas por Pratt (1979) y Nakano y Seki (2003) para el Atlántico y el océano Pacífico norte, respectivamente. Sin embargo, los trabajos realizados al norte del Pacífico mexicano muestran mayor similitud (Reyes-González, 2001; Guerrero-Maldonado, 2002; Carrera-Fernández *et al.*, 2010), con éste. Carrera-Fernández *et al.* (2010) reportaron hembras maduras de 172 cm LT, y Reyes-González (2001) encontraron machos maduros de 175 cm LT. Sin duda existe una diferencia entre las tallas para el norte del Pacífico mexicano y las del presente trabajo para las costas de Jalisco, Colima y Michoacán.

Estas disimilitudes en la distribución de las tallas de madurez probablemente se han visto influenciadas por el tipo de flota y la selectividad de los artes de pesca de los cuales se obtuvieron los datos. Otro factor importante es la biología de la misma especie, como lo son sus migraciones, que dependerán de la disponibilidad del alimento de su ciclo reproductivo o cambios ambientales en su hábitat, debido a las diferencias físico-químicas entre la región de norte del Pacífico mexicano donde las aguas son más templadas, de 14°C a 27°C de temperatura superficial del mar (TSM) (Weng *et al.*, 2005), en tanto que hacia el centro del Pacífico mexicano, las aguas son más cálidas: 24.0°C a 28.6°C TSM debido a la corriente ecuatorial (Gallegos *et al.*, 2006).

Se observó que el número de crías y la talla promedio de los embriones no dependen del tamaño de la madre, ya que hubo hembras de la misma talla con un reducido número de embriones o con un gran número de ellos. La fecundidad fue de cinco a 52 crías, lo cual concuerda con los datos de Bigelow y Schroeder (1948) y Stevens (1984) quienes reportan 28-54 y 4-57 crías, respectivamente, mientras que Nakano (1994) y Nakano y Seki (2003) registraron que era de una a 62 crías. Todos estos datos concuerdan con los hallazgos de este estudio. Las diferencias se deben a que las hembras preñadas expulsan a sus crías a causa del estrés durante la captura, por lo que se puede considerar una fecundidad

relativa, como lo ha reportado Anislado-Tolentino (2008). De las especies registradas en la zona de estudio, la mayor fecundidad corresponde a *P. glauca*, probablemente la especie más prolífica de entre los tiburones grandes (Castro, 1993).

El tamaño de los ovarios puede ser pequeño tanto en hembras juveniles como en adultas, lo que coincide con los resultados obtenidos en el presente trabajo, ya que no se encontró una relación entre la longitud de la hembra y el largo y ancho del ovario. Esto probablemente se debe a los cambios que sufre el ovario antes, durante y después de la ovulación (Hamlett y Koob, 1999). También se observó que no existe una relación numérica entre la talla de la hembra y el largo y ancho de las glándulas oviducuales, ya que tanto en hembras inmaduras como maduras, las había pequeñas. Se asume que las maduras con oviducuales pequeñas ya habían pasado por la ovulación, como se observó en los meses de abril a julio de 2006. En cambio, se incrementó el tamaño de estas glándulas a casi el doble cuando contenían ovocitos de 20 mm de diámetro, pasada la ovulación vuelven a reducirse, si bien nunca vuelven a tener el mismo tamaño. También durante los meses mencionados se observaron hembras con ovocitos o embriones en sus úteros. Se considera que el periodo de descanso de *P. glauca* posiblemente inició en junio 2005 y terminó en junio 2006; a finales de este mismo mes se presentó la ovulación (finales de primavera), y el apareamiento probablemente sucedió a principios de julio de 2006 (verano). Se presume que el periodo de gestación para *P. glauca* se dio en el periodo de julio-septiembre de 2006 (verano) debido a que se encontraron en los úteros embriones con un intervalo de talla de 5.4 a 18.6 mm LT, lo que podría indicar que posiblemente tenían dos meses de gestación y nacerían durante el verano de 2007. Esto coincide con lo señalado por diversos autores que mencionan que el periodo de gestación es de 12 meses. Strasburg (1958) y Nakano (1994) reportan la presencia de neonatos (recién nacidos) de *P. glauca* en verano. Por su parte, Castro (1983) observa el apareamiento en verano y la época de nacimiento (neonatos) a finales de primavera y principios de verano; Carrera-Fernández *et al.* (2010) reportan el apareamiento en los meses de verano y como periodo de expulsión de crías,

primavera-verano. Por todo lo anterior, se considera que *P. glauca* probablemente tiene un ciclo bianual consecutivo, con un periodo de descanso de un año que le permite acumular las reservas necesarias para la producción de ovocitos maduros y posteriormente llevar a cabo la ovulación seguida de un periodo de gestación de nueve a 12 meses.

Agradecimientos

Se hace un reconocimiento al Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) por las facilidades brindadas para la realización de este estudio; a José Ignacio Fernández Méndez por la asesoría estadística, a Javier Valdez Flores por su apoyo y sus enseñanzas a bordo de las embarcaciones. Un agradecimiento especial a todos los pescadores, capitanes y permisionarios de la flota tiburoneira de mediana altura del Puerto de Manzanillo, Colima, que permitieron llevar a cabo los muestreos a bordo de sus embarcaciones; sin sus enseñanzas y apoyo no hubiera sido posible realizar este trabajo.

Literatura citada

- ANISLADO-TOLENTINO V. 2008. Demografía y pesquería del tiburón martillo, *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834) (Pisces: Elasmobranchii) en dos provincias oceanográficas del Pacífico mexicano. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias. UNAM.
- BIGELOW HB y WC Shroeder. 1948. Sharks. En: AE Parr e YH Olsen (eds.). *Fishes of the western North Atlantic*. Part one. Sears Foundation for Marine Research, Yale University Memoirs. 1: 59-546.
- BIGELOW KA, CH Boggs y X He. 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fish Oceanography* 8(3): 178-198.
- BLANCO-PARRA M del P, MF Galván y FF Márquez. 2008. Age and growth of the blue shark, *Prionace glauca* Linnaeus, 1758, in the Northwest coast off México. *Revista de*

- Biología Marina y Oceanografía* 43(3): 513-520.
- CARRERA-FERNÁNDEZ M, F Galván-Magaña y BP Ceballos-Vázquez. 2010. Reproductive biology of the blue shark *Prionace glauca* (Chondrichthyes: Carcharhinidae) off Baja California Sur, México. *Aqua, International Journal of Ichthyology* 16(3): 101-110.
- CASTRO JI. 1983. *The sharks of North American waters*. Texas A & M. University Press, Collage Station, Texas. 179p.
- CASTRO JI. 1993. The shark nurse of Bulls Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. *Environmental Biology of Fishes* 38: 37-48.
- COMPAGNO LJV. 1984. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. *FAO Fishery Synopsis* Rome. 125(4): 251-655.
- DANIEL WW. 2002. *Bioestadística: base para el análisis de las ciencias de la salud*. Limusa. México. 485p.
- GALLEGOS A, R Rodríguez, E Márquez, R Lecuanda y J Zavala. 2006. Una climatología de la temperatura de la superficie del mar de las aguas adyacentes a las costas de Jalisco, Colima y Michoacán, México: 1996-2003. *En: MC Jiménez-Quiroz y E Espino-Barr (eds.). Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán*. INP, pp: 17-28.
- GIACOMO-SIETZE PALAVICINI DE WITTE CR. 2002. Análisis de edad y crecimiento de neonatos y juveniles de tiburón azul (*Prionace glauca*). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar. UABC. Ensenada. 28p.
- GUERRERO-MALDONADO LA. 2002. Captura comercial de elasmobranchios en la costa suroccidental del Golfo de California, México. Tesis de Licenciatura. UABCS. La Paz, B.C.S. 54p.
- HADDON M. 2001. *Modelling and quantitative methods in fisheries*. Chapman y Hall/CRC. Boca Raton. 402p.
- HAMLETT WC y TJ Koob. 1999. Female reproductive system. *En: WC Hamlett (ed.). Sharks, skates and rays the biology of elasmobranchs fishes*. The Johns Hopkins Univ. Press, E.U., pp: 398-443.
- HOLTS DB, C Wilson y Ch G Lowe. 2001. Blue shark. California's Living Marine Report. California Department of Fish and Game, pp: 342-344.
- LAGLER KF, JE Bardach, RR Miller y DR May Passino. 1997. *Ichthyology*. 2th edit. John Wiley & Sons, Inc., E.U. 506p.
- MENDIZÁBAL Y ORIZA D, R Vélez M, JF Márquez F y SR Soriano V. 2000. Tiburones oceánicos del Pacífico. *En: MA Cisneros M, LF Beléndez M, E Zárate B, MT Gaspar D, LC López G, C Saucedo R y J Tovar A (eds.). Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo*. 1999-2000. Instituto Nacional de la Pesca. SAGARPA. México, pp: 179-209.
- NAKANO S. 1994. Age, reproduction and migration of blue shark in the North Pacific Ocean. *National Research Institute of far Seas Fisheries* 31: 141-25.
- NAKANO H y MP Seki. 2003. Synopsis of biological data on the blue shark, *Prionace glauca* Linnaeus. *Bulletin Fishery Research Agency* 6: 18-55.
- NATANSON LJ y GM Cailliet. 1986. Reproduction and development of the Pacific angel shark, *Squatina californica*, off Santa Barbara, California. *Copeia* (4): 987-994.
- PRATT HL JR. 1979. Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. *U.S. Fish Bulletin* 77: 445-470.
- PRATT HL JR. 1993. The storage of spermatozoa in the oviducal glands of western North Atlantic sharks. *Environmental Biology of Fishes* 38: 139-149.
- REYES-GONZÁLEZ JA. 2001. Biología reproductiva y pesquería del tiburón azul (*Prionace glauca*) en la costa adyacente a Bahía de San Quintín, Baja California. Tesis de Maestría. CICESE. Ensenada. 78p.
- SANTANA-HERNÁNDEZ H. 1989. Distribución y abundancia relativa espacio temporal de las especies capturadas por la pesquería palangrera en la ZEE del Pacífico mexicano. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior de Ingeniería Pesquera. UAN. México. 53p.
- SANTANA-HERNÁNDEZ H. 1997. Relación del éxito de la pesca palangrera con la temperatura superficial y la profundidad

- en el Pacífico mexicano. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. 63p.
- STEVENS JD. 1984. Biological observations on sharks caught by sport fishermen off New South Wales. *Aust. Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 573-590.
- STRASBURG DW. 1958. Distribution, abundance and habitats of pelagic sharks in the Central Pacific Ocean. *Fish Bulletin* 138: 335-361.
- TRICAS T. 1977. Food habits and seasonal abundance of blue shark, *Prionace glauca* (Carcharhinidae) in southern California Waters. M.S. Thesis, California State Univ. Long Beach. 76p.
- WENG KC, PC Castilho, JM Morrissette, AM Landeira-Fernández, DB Holts, RJ Schallert, KJ Goldman y BA Block. 2005. Satellite tagging and cardiac physiology reveal niche expansion in salmon sharks. *Science* 310: 104-106.

Recibido: 28 de septiembre de 2011.

Aceptado: 24 de enero de 2012.

Reproducción y madurez sexual de robalo prieto (*Centropomus poeyi*) y robalo blanco (*C. undecimalis*) en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz (2005-2007)

Rosa María Lorán-Núñez*, Francisco Rolando Martínez-Isunza*, Antonio J. Valdez-Guzmán*, Manuel Garduño-Dionate* y Erick Rolando Martínez-Lorán**

Los robalos *Centropomus poeyi* (robalo prieto) y *C. undecimalis* (robalo blanco) son comercialmente importantes, pero su biología y su pesquería han sido poco estudiadas, de aquí el motivo para su estudio. Se hicieron muestreos mensuales durante tres años (2005-2007) en las zonas de captura comercial y en los lugares de desembarque, con los diferentes artes de pesca y variedad de tamaño de malla que utilizan los pescadores. La información incluyó datos de longitud total y furcal, peso, sexo y estadio de madurez sexual de los ejemplares, así como temperatura del agua, salinidad, color y precipitación pluvial. Se midieron 926 robalos prietos y 2 309 robalos blancos en total. El periodo de reproducción del robalo prieto fue de junio a agosto durante los tres años, en 2005 y 2006 el pico máximo fue en julio, mientras que en 2007 fue en agosto; en las hembras de robalo blanco fue de junio a agosto, con un máximo en julio en los tres años. La talla de madurez sexual a 50% (L_m) considerando los estadios IV, V y VI: para hembras de robalo prieto fue 78.9 cm y en robalo blanco 81.6 cm de longitud total. La hembra más pequeña con madurez IV de robalo prieto midió 50 cm, y robalo blanco 60 cm. El intervalo de tallas registrado de forma general en centímetros fue: para robalo prieto, mínima de 24.6 y máxima 110; para robalo blanco fue 27.5 y 120. Se encontró correlación entre la precipitación y el periodo de reproducción en el robalo prieto en los tres años de estudio, y en el robalo blanco sólo en 2006.

Palabras clave: *Centropomus*, tallas, características ambientales, correlación.

Reproduction and sexual maturity of Mexican snook (*Centropomus poeyi*) and common snook (*C. undecimalis*) in the Alvarado Lagoon System, Veracruz (2005-2007)

Centropomus poeyi (mexican snook) and *C. undecimalis* (common snook) have commercial significance, but their life history and fishery is not well known, which aimed this research. Monthly samplings were made over three years (2005, 2006 and 2007); data were obtained from specimens captured with different fishing gears used by fishers and on the landing of commercial catches. Information included length, weight, sex data and sexual maturity stage of the specimens, as well as water temperature, salinity, water color and rainfall. We measured 926 samples of Mexican snook and 2 309 of common snook. The reproduction period of Mexican snook females was from June to August during 2005 and 2006, with a peak in July, while in 2007 the peak was in August; in turn, common snook's female were mature from June to August, with a peak in July during the three years. Sexual maturity 50% (L_m) considering the stages IV-VI: in Mexican snook female was reached at 78.9 cm length and common snook at 81.6 cm. The smallest female in maturity stage IV was 50 cm for Mexican snook, and 60 for common snook. As for the range size: the minimum size of Mexican snook was 24.6 cm and maximum 110, while, common snook was 27.5 cm and 120 cm. A correlation between precipitation and reproduction period was also noted in the three years of study of the Mexican snook, and only during 2006 for the common snook.

Key words: *Centropomus*, sizes, environmental characteristics, correlations.

* Instituto Nacional de Pesca, SAGARPA, Pitágoras1320, Col. Santa Cruz Atoyac, México, D.F. rosloran@hotmail.com

** Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior C.U., 04510 México, D.F.

Introducción

Los robalos son organismos catádromos que crecen en agua dulce en los ríos y se les encuentra prácticamente hasta el origen de éstos, en donde la mayoría está en lugares de difícil acceso, y cuando alcanzan la edad adulta emigran a la desembocadura de los ríos para reproducirse y desovar (Marshall, 1958; Volpe, 1959; Chávez, 1981; Chapman *et al.*, 1982), en este trayecto se capturan con mayor intensidad, para su comercialización.

Las especies de robalo tienen importancia comercial tanto en el ámbito nacional como en el estado de Veracruz, cuya captura contribuye con 22% dentro del Golfo de México y Mar Caribe ocupando de esta forma el tercer lugar en esta región. Este recurso alcanza alto precio en el mercado debido a la gran aceptación por los consumidores. En el Distrito Federal, en el periodo de 1999 a 2009, el robalo capturado en el Golfo de México ha tenido el mayor valor de precio promedio, comparativamente con el guachinango y el mero (SAGARPA, 2009).

El robalo prieto *Centropomus poeyi* Chávez, 1961 ha sido poco estudiado, en comparación con el robalo blanco *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792). Entre los trabajos realizados sobre estas especies existen varios estudios taxonómicos y claves de identificación como Hoese y Moore (1998), Rivas (1986) y Cervigon *et al.* (1992). Los estudios que incluyen aspectos de reproducción de robalo prieto en México son: Chávez (1963), Fuentes (1973) y Carvajal (1975); de robalo blanco Carvajal (1975), Caballero-Chávez (2003, 2011), Perera-García (2006) y Perera-García *et al.* (2008); en otros países como Estados Unidos, Cuba y Venezuela: Volpe (1959), Tucker y Campbell (1988), Peters *et al.* (1998), Taylor *et al.* (1998), Lowerre *et al.* (2003) y Trotter *et al.* (2004¹).

Con relación a la madurez sexual para robalo prieto están los trabajos de Chávez (1963) y

Carvajal (1975), pero no hacen mención acerca de la talla 50% (L_m) en la que las hembras alcanzan la madurez sexual. De robalo blanco están los estudios de Chávez (1963) y Marshall (1958) quienes consideran como madurez sexual la fase II (de acuerdo con la escala de Nikolsky, 1963); Osorio y González (1986) y Peters *et al.* (1998), quienes encontraron para machos una talla de 52 cm; Caballero-Chávez (2003) reporta para machos 79 cm (considerando desde la fase de madurez sexual II) y Perera-García *et al.* (2008) estimaron 68 cm para machos.

En el presente trabajo se abordó el periodo de reproducción de los robalos para ratificar o rectificar el periodo de veda establecido oficialmente y la talla a la cual alcanzan la madurez sexual, también se aplicaron regresiones del porcentaje de hembras en reproducción con algunas características del agua para encontrar si existe alguna correlación entre éstas. Asimismo, se registró la fecha de la luna llena para ver si era posible reducir el periodo de veda a cinco días antes y cinco días después de ésta. Todo ello con el propósito de generar información que sirva a los administradores para la regulación de la captura de las dos especies de robalos.

Materiales y métodos

Las zonas de estudio y captura fueron la bocanera de la Laguna de Alvarado, Veracruz, los diferentes ríos que confluyen en la laguna y en las lagunas que conforman el Sistema Lagunar de Alvarado (Fig. 1).

Los muestreos en 2005 fueron de marzo a agosto, en 2006 de marzo a diciembre y en 2007 de febrero a noviembre, con duración de entre tres y siete días pero, en junio, julio y agosto se intensificaron de siete a diez días en los tres años. La toma de datos se hizo directamente con los pescadores, cuyas capturas entregan en las “pescaderías”, desde las cuatro hasta las 20 h. En el periodo de veda se muestreó con permiso otorgado por la Subdelegación de Pesca del estado de Veracruz (del 1 de julio al 15 de agosto). Para la recolecta sólo se trabajó con una pescadería por día y se participó en la faena. Los artes de pesca que se utilizaron fueron de los pescadores

1. TROTTER A, J Whittington, W Mitchell y J Lewis. 2004. Movement patterns of common snook, *Centropomus undecimalis*, on the east coast of Florida. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Marine Research Institute 24th Annual Meeting Florida Chapter *American Fisheries Society*. February. 23-25.

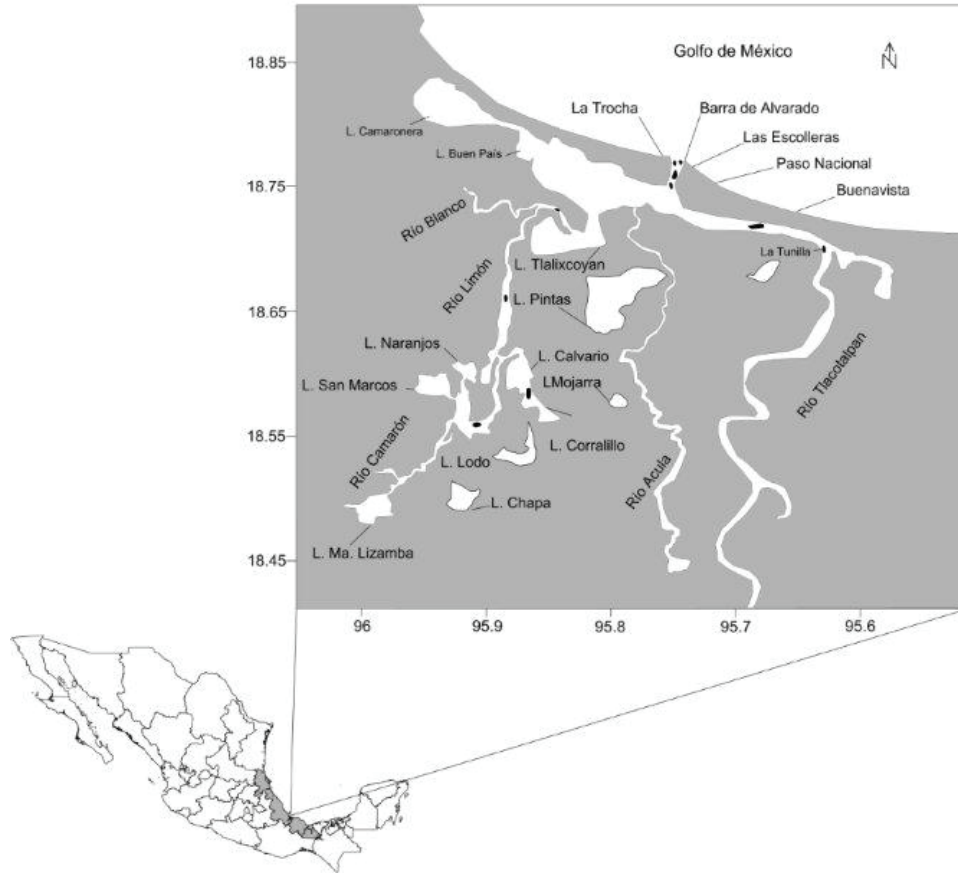


Fig. 1. Área de estudio. Zonas de captura (marcas negras).

cuyas descripciones y operación se presentan en la tabla 1.

En la boca-barra de la Laguna de Alvarado se tomaron datos del agua, como temperatura con un termómetro de -10 a 50°C, salinidad con un refractómetro de mano marca Sper Scientific modelo 300011, color del agua con tablas de color Munsell Color Company (1975). La fase lunar y la precipitación se obtuvieron en las oficinas del Meteorológico de Xalapa, Veracruz, con el objetivo de conocer si había alguna relación de éstos con la reproducción.

El tamaño de muestra tanto para robalo prieto como para blanco consistió de 20 ejemplares y se determinó al graficar el error máximo relativo contra tamaño de muestra (n), que se calculó de acuerdo con la siguiente fórmula (Sparre y Venema, 1992):

$$e = \frac{t(n-1) * S}{\bar{x} * \sqrt{n}} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde: e = error máximo relativo; s = desviación estándar; \bar{x} = talla promedio; n = tamaño de muestra; $t(n-1)$ = percentiles en la distribución *t-Student*. La gráfica mostró que a partir de 20 ejemplares, el error empezó a disminuir, por lo que se consideró que ese tamaño de muestra era adecuado tanto para robalo prieto como blanco.

Los datos tomados fueron: zona de pesca, fecha de muestreo y arte de pesca. A los ejemplares se les midió, de manera individual, la longitud total y la furcal (cm) con un ictiómetro (con 1 mm de precisión), el peso con una balanza electrónica con 1 g de precisión (Ohaus portátil con capacidad de 5 kg) y una balanza de reloj de 20 kg con 25 g de precisión (TecnoCor-20C), utilizada para organismos grandes. Se anotaron el sexo y la madurez gonádica en forma macroscópica, de acuerdo con la escala de Nikolsky (1963).

Para calcular el número de intervalos de clase se tomó como guía la ecuación de Sturges

Tabla 1
Tecnología de los sistemas de pesca utilizados para la captura de robalo

<i>Nombre del arte</i>	<i>Componente</i>	<i>Descripción</i>
Red agallera: Para la captura de robalo, método de operación lances de pesca a remolque con revisiones continuas, con dos embarcaciones propulsada con motor fuera de borda de 40 a 60 hp. Participan 12 a 13 pescadores, otra forma de operar es con lances de calado fijo con tiempo de reposo, con una embarcación con motor fuera de borda participan de uno a tres pescadores.	Paño de red	PAMO. Calibre de hilo 0.55-0.90 mm de Æ , PAMU. Núm. de hilo 12-21, altura 50 a 90 mallas tamaño de malla estirada 76-203 mm.
	Relingas superior e inferior	Polietileno o Polipropileno con Æ 8-11 mm longitud de trabajo 60 a 300 m.
	Flotador	PVC o plástico, longitud de 7-8.3 cm diámetro de 7-7.4 cm.
	Lastre	Plomo tipo lamina y tubular, longitud 6-5-8 cm.
Chinchorro playero: Arte de pesca activo, método de operación arrastre manual con lances en forma de semicírculo, con una embarcación menor de 25 pies de eslora propulsada con motor fuera de borda de 40 a 60 hp. Participan de 12 a 15 pescadores jalando manualmente el arte, para su recuperación cabos de remolque desde la orilla de la costa o ribera.	Paño de red en alas o alares	PAMO. Calibre de hilo 0.47-0.55 mm de Æ , PAMU. Núm. de hilo 9, altura 100 a 150 mallas tamaño de malla estirada 76-102 mm.
	Paño de red en bolso o copo	PAMU. Núm. de hilo 18-22, tamaño de malla estirada 44-50 mm.
	Relingas de flotación y lastre	Polietileno o Polipropileno Æ 10-11 mm, longitud de trabajo 300 a 800 m, flotadores de PVC o plástico y plomos tipo lamina, redondo y tubular.
	Cabo de remolque	Polietileno o Polipropileno Æ 11-13 mm.
Atarraya: Arte muy activo para la captura de robalo, método de operación. Lances arrojados en círculo individualmente con revisiones continuas a pie en aguas someras y a bordo de una embarcación menor propulsada con remos o motor fuera de borda, para despescar la captura participan de uno a dos pescadores.	Paño de red cónica	PAMO. Calibre de hilo 0.47-0.80 mm de Æ , PAMU. Núm. de hilo 12, altura armada 3 a 4.5 m tamaño de malla estirada 76.2-100 mm.
	Relinga o tralla	Piola PAMU trenzado calibre 3 a 4 mm. Cabo de PE y PP calibre de 3 a 4 mm.
	Lastre	Plomo distribuido en la tralla peso total 4.5 a 6.5 kg.
Arpón: Para la captura de peces, arte activo se utiliza de manera individual buceando a pulmón libre auxiliado con implementos como visor, snorkel, aletas, cinturón con plomos, navaja, bolsa y boya de marcación.	Armazón	Madera, fibra de vidrio y tubo de aluminio ligero, longitud .65 cm a 1.15 m.
	Flecha o varilla	Acero y acero inoxidable calibre 6 a 8 mm, longitud de 60 cm a 1 m.

PAMO = Poliamida monofilamento, PAMU = Poliamida multifilamento, PP = polipropileno, PE = Polietileno, Æ = diámetro.

(1926), pero se aumentó el número de intervalos para tener una presentación más clara (Ec. 2).

$$k = 1 + 3.322 * \log_{10} N \quad \text{Ec. 2}$$

donde: N = tamaño de muestra.

Para calcular la amplitud del intervalo se usó como guía la ecuación tres (pero en este caso se disminuyó la amplitud a cinco centímetros por considerarlo más conveniente para las dos especies de robalo).

$$a = R/k \quad \text{Ec. 3}$$

donde: R = diferencia de la talla más grande registrada menos la más pequeña, y k = número de clases.

Los porcentajes de hembras en reproducción se obtuvieron por mes. Se calculó la talla promedio de madurez sexual (L_m), que es aquella a la que 50% de las hembras presentó los estadios de madurez gonádica del IV al VI, y dado que Marshall (1958) considera desde el estadio II como maduro, también se calculó la L_m con los datos de los estadios II-VI en hembras y de II-V en machos; para ello se utilizó el método de la ecuación logística de King (2007):

$$P = 1 / (1 + \exp^{-r(L - L_m)}) \quad \text{Ec. 4}$$

donde: r = pendiente de la curva y L_m = longitud media de la madurez gonádica máxima o la longitud a la cual corresponde una porción de 0.5 (50%).

Con el total de los datos de los tres años juntos se elaboraron gráficas de distribuciones de frecuencia de tallas, se calcularon los estadísticos de tendencia central y de dispersión para describir la estructura de la población en cuanto a tallas.

Con el fin de dar a conocer las características ambientales que prevalecen en la época de reproducción, se tomaron datos de salinidad, temperatura superficial del agua, color de ésta, fecha de muestreo y fase lunar tomadas en el momento del muestreo en la boca-barra de la Laguna de Alvarado.

Se elaboraron las gráficas del número de hembras en reproducción (estadio V) de *C. poeyi* y *C. undecimalis* durante los tres años de estudio con respecto a la variable de la precipitación.

Asimismo, se realizaron regresiones lineales del porcentaje de hembras en reproducción con la precipitación, la salinidad y la temperatura del agua superficial, para obtener el coeficiente de correlación (r).

Resultados

En 2005 se midieron y pesaron 221 ejemplares de robalo prieto (únicamente se sexaron 117 hem-

bras y 46 machos) y 164 de robalo blanco (se sexaron sólo 57 hembras y 36 machos); en 2006 fueron 210 organismos de robalo prieto (sólo se pudieron sexar 120 hembras y 57 machos) y 886 de robalo blanco (se sexaron 220 hembras y 245 machos); en 2007 se midieron 463 robalos prietos de los cuales se sexaron 178 hembras y 88 machos, y de robalos blancos se muestrearon 1 192 de los cuales sólo se pudieron sexar 317 hembras y 342 machos.

El periodo de reproducción de hembras de robalo prieto en 2005-2007 (Fig. 2a) se presentó de junio a agosto, con un pico máximo en julio, excepto en 2007 que fue en agosto; en los machos, en 2005 el pico máximo fue en julio, y en los siguientes años fue en agosto y septiembre (Fig. 2b). La hembra de robalo prieto más pequeña en estadio de madurez IV (madura) midió 50 centímetros.

La reproducción de las hembras de robalo blanco ocurrió de junio a agosto, con un máximo en julio (Fig. 2c). En los machos, el periodo también fue similar, aunque en 2006 el pico fue en julio y en 2007 en agosto (Fig. 2d). La hembra más pequeña registrada en estadio IV tuvo 60 cm. La relación hembra:macho en 2005 de robalo prieto fue 2.5:1 y de robalo blanco 1.5:1;

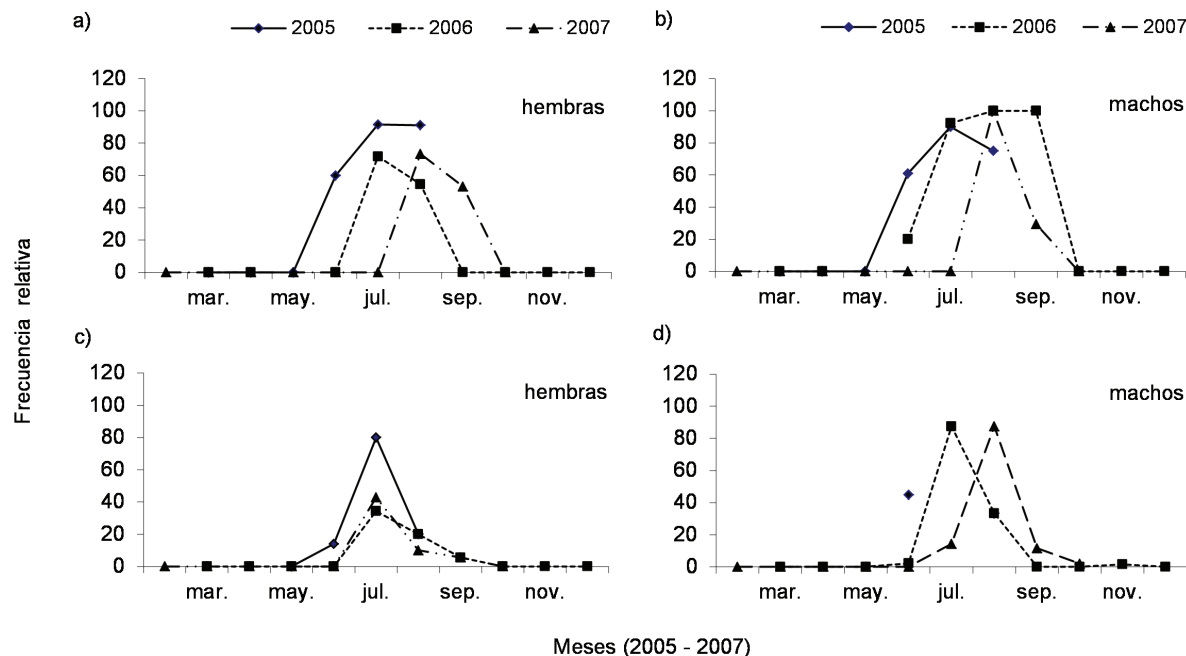


Fig. 2. Frecuencia relativa de organismos en reproducción por mes: a) hembras y b) machos de robalo prieto; c) hembras y d) machos de robalo blanco por mes y años, en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz.

en 2006, el robalo prieto fue de 2.1 hembras por macho y en el blanco 0.9:1; por último, en 2007 en robalo prieto se encontró una relación de 2:1, y en robalo blanco de 0.9:1. En los otros meses no hubo hembras en reproducción.

En cuanto a la talla de madurez sexual (L_m) estimada para las hembras de robalo prieto considerando los estadios de madurez gonádica IV-VI (incluyendo la fase de reproducción) fue de 78.9 cm de longitud total (73.8 de longitud furcal (LF)) y para machos considerando los estadios IV-V fue de 72.7 cm (68.1 cm LF) (Fig. 3a y 3b, respectivamente). En robalo blanco de 81.6 cm para hembras (75.1 cm LF) y 77.3 cm para machos (71.5 cm LF) (Fig. 3c y 3d). Considerando desde el estadio II se obtuvo para robalo prieto 69.3 cm de longitud total (64.7 cm LF) para hembras y para machos 66.3 cm (62 cm LF) (Fig. 4a y 4b); para robalo blanco fue 72.0 cm para hembras (66 cm LF) y 69.3 cm para machos (64 cm LF) (Fig. 4c y 4d).

Las tallas de robalo prieto en 2005-2007 se encontraron entre 24.6 cm de longitud total (con peso de 100 g) y 110 cm (con peso de 14 000 g)

(Fig. 5a), y el promedio fue de 65.9 ± 16.67 cm durante los tres años de estudio; se observaron dos modas: una en el intervalo de 45-50 cm y otra que abarcó de 75-85 cm. Con referencia al robalo blanco, la talla más pequeña registrada fue 27.5 cm de LT (con peso de 198 g), la mayor de 120 cm (con peso de 12 000 g) y la promedio de 63.14 ± 16.66 cm (Fig. 5b); se encontraron dos modas, una mayor en el intervalo de 55-60 cm y otra en 75-80 cm. La primera corresponde a organismos que están por incorporarse (reclutarse) a la población reproductiva, y la segunda corresponde a los adultos propiamente.

De los registros de precipitación de la estación más cercana a la zona de muestreo (Tabla 2) se observa que en 2007 se atrasó el periodo de lluvia, además de que la precipitación fue menor que en los otros dos años, especialmente en el mes de junio. Los resultados de las regresiones lineales de la precipitación con el porcentaje de hembras en reproducción indican que para robalo prieto existe influencia de la precipitación en la reproducción (Fig. 6), pero en el robalo blanco sólo en 2006 (Fig. 7). Se utilizó este tipo de

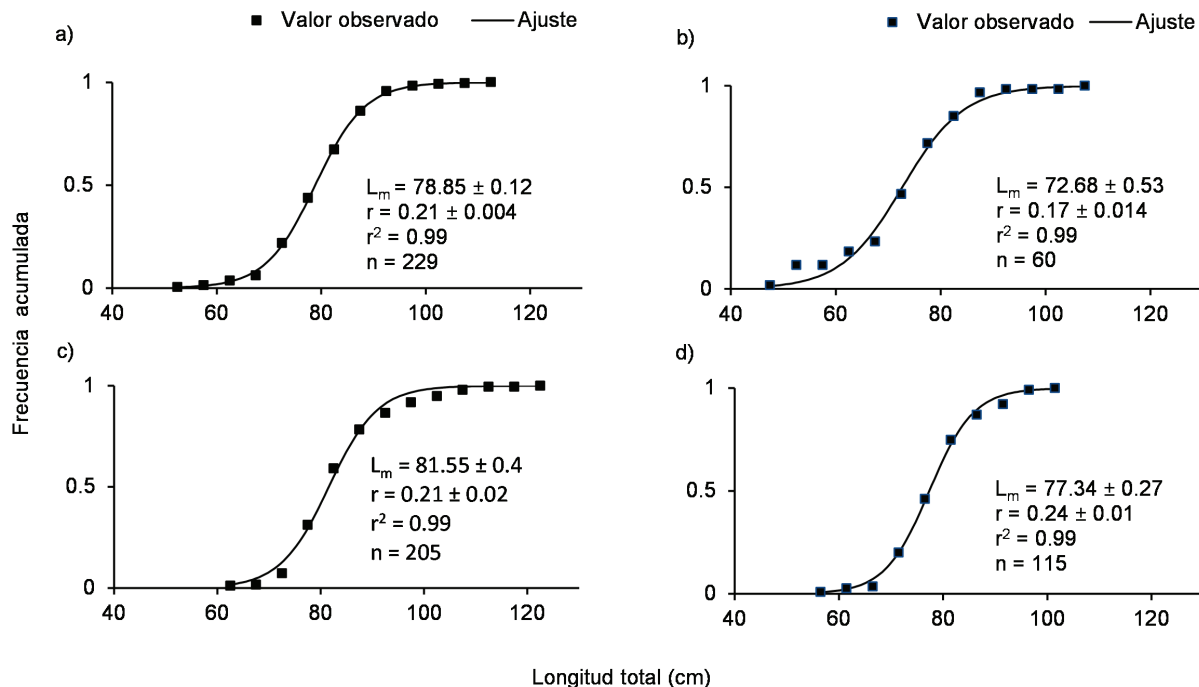


Fig. 3. Tallas de madurez sexual (L_m) (estadios IV-VI) de robalo prieto: a) hembras, b) machos y robalo blanco, c) hembras y d) machos. n = número de ejemplares.

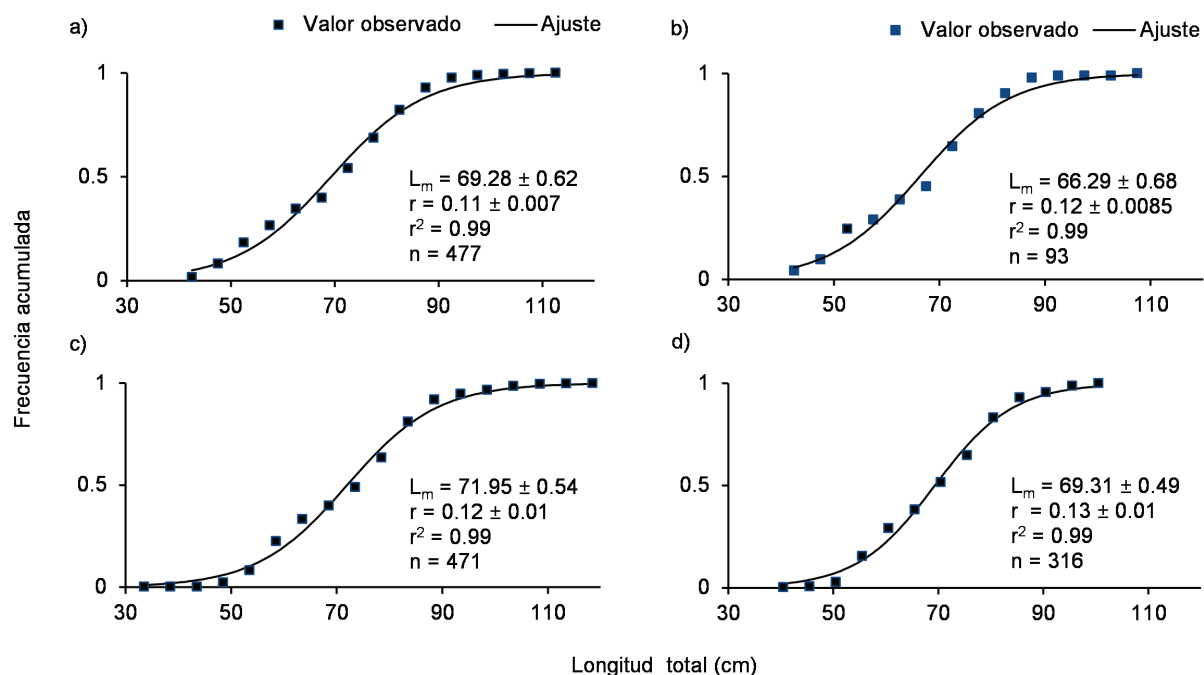


Fig. 4. Madurez sexual (estadios II-VI) de robalo prieto a) de hembras y b) machos y robalo blanco c) hembras y d) machos. n = número de ejemplares.

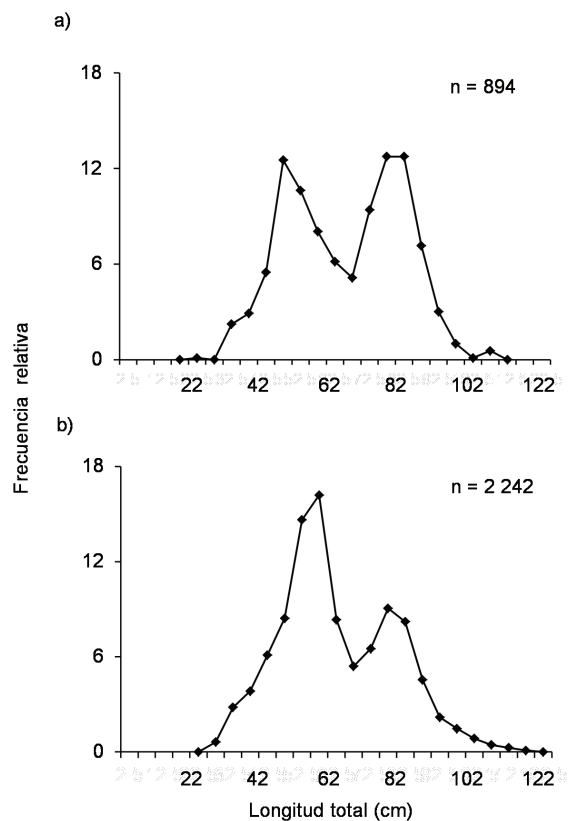


Fig. 5. Frecuencia relativa de tallas de hembras y machos de a) robalo prieto y b) robalo blanco. n = número de ejemplares.

regresión dado que fue la que mejor se ajustó y se procesó tanto en número de organismos como en porcentaje y se obtuvo mejor ajuste en la regresión con porcentaje, y sólo se utilizaron datos de los meses con ejemplares en reproducción.

Por otra parte, en la boca-barra de la Laguna de Alvarado se observó que durante el periodo de reproducción, al aumentar la precipitación disminuyó la salinidad superficial del agua, cambió el color de ésta (por la presencia de materia orgánica, limos y arcillas), y había lirio acuático por arrastre de la corriente de agua de los ríos hacia el mar (Tabla 3). Sin embargo, al realizar correlaciones para detectar si había alguna correspondencia (Tabla 4) entre los datos de salinidad, temperatura superficial del agua y el porcentaje de hembras y machos en reproducción, se encontró que no existía, salvo de 2005 para robalo prieto.

Tabla 2
Precipitación y temperatura ambiental promedio en Alvarado, Ver., por año (Fuente: Meteorológico de Xalapa, Veracruz)

Meses/Años	Precipitación (mm)			Temperatura (°c)		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Enero	90.2	46.6	25.2	21.68	22.18	19.87
Febrero	53.8	45.2	102.7	19.98	21.28	20.25
Marzo	4.2	0	15.8	25.19	23.63	22.34
Abril	0	95.8	43.5	23.97	25.39	24.90
Mayo	48.5	14.5	65.3	25.51	25.80	25.58
Junio	405.8	155.5	31.0	26.21	25.49	25.65
Julio	191.5	559.8	86.2	26.07	25.63	25.37
Agosto	274.7	195.7	236.1	26.26	25.98	25.19
Septiembre	469.7	271.5	230.9	25.72	26.12	24.95
Octubre	571.1	344.0	168.1	25.66	26.34	24.18
Noviembre	184.7	400.2	143.1	23.10	23.56	23.18
Diciembre	68.8	284.6	62.6	22.85	21.60	22.26

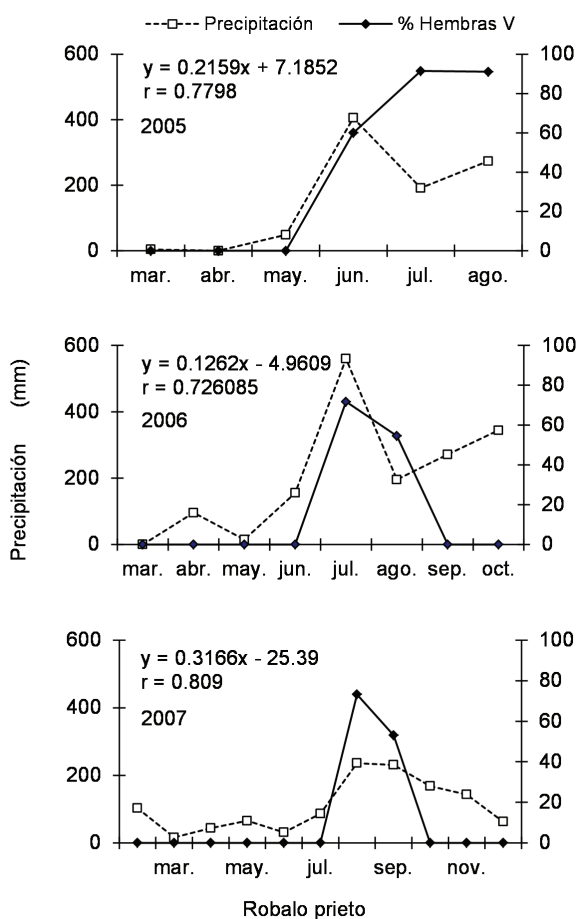


Fig. 6. Precipitación registrada en la estación meteorológica de Alvarado y porcentaje de hembras en reproducción (estadio v) de robalo prieto en 2005, 2006 y 2007.

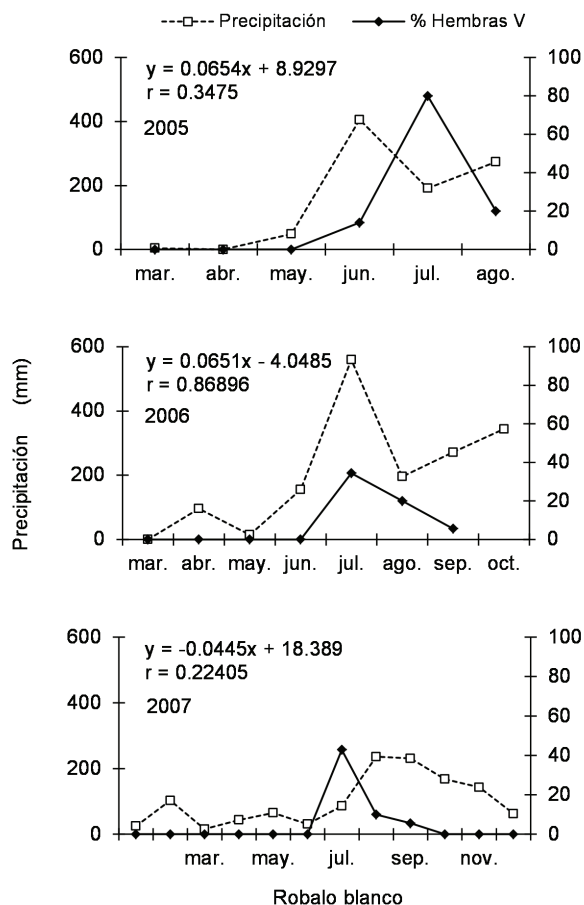


Fig. 7. Precipitación registrada en la estación meteorológica de Alvarado y porcentaje de hembras en reproducción (estadio v) de robalo blanco en 2005, 2006 y 2007.

Discusión

Los resultados de este trabajo muestran que el periodo de reproducción para hembras en ambas especies abarcó de junio a septiembre en los tres años (2005-2007), similar a lo reportado por otros autores, como se observa en la *tabla 5*, a pesar de cierto desfase en agosto de 2007 para robalo prieto. En los machos también es de junio a septiembre, pero con mayor intensidad en julio y agosto para las dos especies. La relación hembra:macho de robalo prieto en los tres años indica que hubo alrededor del doble de hembras con respecto a los machos, en cambio, en robalo blanco fue casi de uno a uno; sin embargo, estas relaciones de sexo deben tomarse con reserva, pues pueden tener sesgos dado que estas especies presentan hermafroditismo protándrico (Taylor *et al.*, 2000).

Tabla 3

Porcentaje de organismos en los meses de reproducción de hembras (H) y machos (M) de robalo prieto y robalo blanco, y características del agua y luna llena de 2005 a 2007

Periodo	H	M	H	M	Salinidad (‰)	Temperatura del agua (°C)	Color del agua (clave)	Luna llena (día/mes)
	Robalo prieto		Robalo blanco					
19-25 junio 2005	60.0	60.9	14.3	44.0	3-16	s/d	Café amarillento claro (10YR6/4)	22/06
17-25 julio 2005	91.0	90.0	80.0	0	0-1	28-30	Café amarillento claro (10YR6/4)	21/07
14-23 agosto 2005	91.0	75.0	20.0	33.3	0	25.5-31	Café amarillento claro (10YR6/4)	19/08
7-16 junio 2006	0	20.0	0	2.2	0-3	28.5-31	Café amarillento	11/06
6-19 julio 2006	71.7	92.3	34.4	87.5	0-2	28-31	Café amarillento	10/07
7-16 agosto 2006	54.5	100	20.0	33.3	0-4	27-29	Café amarillento oscuro	9/8
7-9 septiembre 2006	s/d	s/d	5.6	0	2.5-3	28-29	Café amarillento oscuro	7/09
4-12 junio 2007	0	0	0	0	7-17	29-31	Verde azulado	1 y 30/06
2-9 julio 2007	0	0	42.9	14.3	6-19	29-31	Verde azulado	30/07
7-12 agosto 2007	73.3	100	10.0	87.5	7-14	30-32	Verde azulado	28/08
1-7 septiembre 2007	53.1	29.4	5.6	11.6	0-5	26-28.5	Café amarillento	26/09

s/d = sin datos.

Tabla 4

Correlación (r^2) de la salinidad (‰) y temperatura del agua (°C) con el porcentaje de organismos en reproducción de robalo blanco y robalo prieto de hembras (H) y machos (M) de 2005 a 2007

Años	Correlación con la salinidad					
	2005		2006		2007	
	H	M	H	M	H	M
Correlación robalo blanco	0.281	—	0.173	0.394	0.157	0.013
Correlación robalo prieto	0.997	0.692	0.053	0.008	0.292	0.002
Años	Correlación con la temperatura del agua					
	2005		2006		2007	
	H	M	H	M	H	M
Correlación robalo blanco	0.007	—	0.136	0.343	0.226	0.024
Correlación robalo prieto	0.74	0.235	0.032	0.019	0.199	0.001

El periodo de reproducción del robalo prieto fue de junio a agosto durante 2005 y 2006, con pico máximo en julio, mientras que en 2007 el pico fue en agosto. Esto es similar a lo reportado por Chávez (1963), aunque Fuentes (1973) y Carvajal (1975) reportan un periodo de un mes más, el pico reproductivo coincide con los resultados de 2005 y 2006. En las hembras de robalo blanco fue de junio a agosto, con un máximo en julio en los tres años, periodo similar al reportado por Chávez (1963), Perera-García *et al.* (2008), Volpe (1959) y Lowerre *et al.* (2003), y en cuanto a los picos reproductivos, coincide con Chávez (1963), Volpe (1959), Tucker y Cambell (1988) y MacMichael (1989) citado por Taylor *et al.* (1998). Estos resultados indican que el periodo de veda

establecido oficialmente, del 1 de julio al 15 de agosto (DOF, 1994) de cada año en la región de Punta Delgada a Coatzacoalcos, protege en gran medida el periodo de reproducción para las dos especies de robalo en la zona de estudio, por lo que se considera que está bien establecido.

No fue posible comparar los resultados de la talla de madurez sexual a 50% (L_m) de robalo prieto (78.9 cm de longitud total con estadios IV-VI y 72.68 cm con estadios del II-VI), con otros autores debido a que no lo mencionan, Carvajal (1975) sólo reporta la talla de la hembra sexualmente madura más pequeña de 46 cm (Tabla 6), y es menor a la registrada en el presente estudio (50 cm), pero el autor no indica la fase de madurez (algunos consideran desde la fase II como

madura). Chávez (1961 y 1963) y Fuentes (1973) no reportan datos al respecto.

Para robalo blanco, la talla L_m (50% madurez) de las hembras maduras de estadios IV-VI fue de 81.6 cm de longitud total (correspondiente a 75.1 cm de LF), y considerando los estadios II-VI, fue de 71.95 cm de LT (66.4 de LF). Este valor difiere del mencionado por otros autores (Tabla 6), pues algunos de ellos reportan datos menores y otros mayores a los observados en el presente estudio; lo mismo pasa con organismos de talla más pequeña con gónadas maduras, lo que puede deberse al criterio que utilizan para considerar cuándo es hembra sexualmente madura como es el caso de Marshall (1958) y Caballero-Chávez (2003), quienes consideran que lo es desde la fase de madurez gonádica II. Lo interesante es que esta última autora reporta tallas de madurez sexual (L_m) más grandes a las obtenidas en el presente estudio cuando se consideraron los estadios IV-VI para la misma especie, y aun mayor a la que se obtuvo cuando se incluyeron desde el estadio II, diferencia que podría deberse a los artes de pesca utilizados, y no se menciona qué tipo de arte ni tamaño de malla. Por ello se incluyeron en la *tabla 1* los artes utilizados en el presente estudio, pues fueron de diferente tipo, con tamaño de malla estirada de 76 a 203 mm; otros autores no indican exactamente a qué estadio de madurez gonádica se refieren. La L_m de longitud total reportada por Perera-García *et al.* (2008) tiene una diferencia de 2.4 cm mayor, con respecto al presente estudio. Las diferencias de valores mencionados en la literatura y aunado a que el público consumidor solicita tamaños del organismo alrededor de 30 cm al que llaman “platillero”, dificulta recomendar una talla mínima de captura.

Otra observación es que las tallas de captura promedio de las dos especies registradas en el presente estudio están por debajo de la talla de madurez sexual (L_m), esto es preocupante, pues no se permite a los juveniles reproducirse, y repercute en la disminución de la población y la pesquería.

Con respecto a los machos se encontró que los valores de L_m son menores en comparación con las hembras tanto para robalo prieto como para el blanco; además son superiores a las reportadas por Osorio y González (1986) y Perera-

García *et al.* (2008), pero inferior a la mencionada por Caballero-Chávez (2003). La estimación de la madurez sexual (L_m) es importante en el establecimiento de una talla mínima de captura (TMC), y como la madurez sexual de los machos es menor a la de las hembras al determinar la TMC de éstas, consecuentemente se protegerá solamente a los machos más grandes.

En la estructura de las tallas en general (incluidos los ejemplares sexados y no sexados) se presentaron dos modas en las dos especies, la primera corresponde a ejemplares pequeños capturados en las zonas de las lagunas y ríos adentro, y la segunda moda a los adultos que se capturan en la desembocadura de los ríos a la Laguna de Alvarado, en la barra de Alvarado y en la costa hacia el norte o sur la de ésta. La primera moda se debe a que se capturan muchos organismos en estado preadulto que se comercializan en los restaurantes para ser platillos de una pieza, por ello son muy buscados; el periodo en que aparecen los adultos es de junio a septiembre, y durante el resto del año los juveniles y preadultos. En el caso de robalo prieto, las tallas mínimas fueron menores a las reportadas por Fuentes (1973) y Chávez (1981), pero mayor a la que reportan Hernández *et al.* (2003²), y las máximas aparentemente fueron mayores que las reportadas por diferentes autores (Tabla 7). Con respecto al robalo blanco, algunos autores reportaron tallas menores, y otras mayores a la talla mínima y la talla máxima obtenida en el presente estudio (Tabla 6). Estas diferencias en tallas pueden deberse a la zona de captura, o el tipo de arte y el tamaño de malla utilizados para su captura.

En las regresiones de la precipitación con el periodo de reproducción de robalo prieto se encontró que existe correlación entre la lluvia y el aumento de hembras en estadio V, pero en el robalo blanco sólo durante 2006. Se observó que en 2007 las lluvias intensas se recorrieron y la precipitación fue menor a la de los años anteriores, suceso que repercutió en que el periodo

2. HERNÁNDEZ TI, MG Gómez O, M Palacios F y J Rivas V. 2003. La pesquería del robalo (*Centropomus* spp) en el litoral veracruzano. *Memorias del II Foro Científico de Pesca Ribereña*. Del 20 al 22 de octubre. Ciudad de Colima, Col.

Tabla 5
Periodos de reproducción de robalos según diversos autores

<i>Periodo de reproducción</i>	<i>Lugar</i>	<i>Autores</i>
<i>Robalo prieto</i>		
Julio-agosto	Alvarado, Veracruz, México	Chávez (1963)
Mayo-agosto con pico en julio	Alvarado, Veracruz, México	Fuentes (1973)
Junio-septiembre con pico en julio	Laguna de Términos, Campeche, México	Carvajal (1975)
Junio-agosto con un pico en julio (2005), julio-agosto con pico en julio (2006), agosto-septiembre, con pico en agosto (2007)	Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México	Presente estudio
<i>Robalo blanco</i>		
Junio-octubre, con pico en julio	Alvarado, Veracruz, México	Chávez (1963)
Abril-septiembre (con mayor intensidad en mayo y septiembre)	Laguna de Términos, Campeche, México	Carvajal (1975)
Abril-octubre pico de mayo a agosto	Suroeste de Campeche, México	Caballero-Chávez (2003)
Junio-agosto con pico en julio (2005), junio-agosto con pico en Julio (2006), julio-septiembre con pico en julio (2007)	Sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México	Presente estudio
Julio y agosto (2008) y mayo-junio; marzo-julio, con pico en mayo (2006)	Barra de San Pedro, Tabasco, México	Perera-García <i>et al.</i> (2008) y Perera-García (2006)
Junio-noviembre (con pico en junio)	Florida, EU	Marshall (1958)
Junio-julio con pico en julio	Florida, EU	Volpe (1959)
1 de mayo a finales de septiembre	Diez mil Islas, EU	Fore y Schmidt (1973) citado por Taylor <i>et al.</i> (1998)
Agosto-enero, con mayor intensidad en agosto septiembre y noviembre-diciembre	Cuba	Álvarez-Lajonchere <i>et al.</i> (1982)
Mayo-noviembre	Laguna del Río Indio, EU	Gilmore <i>et al.</i> (1983) citado por Taylor <i>et al.</i> (1998)
Abril-septiembre con picos en mayo y septiembre	Venezuela	Osorio y González (1986)
Mayo-octubre, con pico en julio-agosto en 1984 y mayo-junio en 1985	Florida, EU	Tucker y Cambell (1988)
Mayo-diciembre con picos en julio y septiembre	Bahía Tampa, Florida, EU	McMichael <i>et al.</i> (1989) citado por Taylor <i>et al.</i> (1998)
Abril-octubre (1989 y 1991 y en mayo de 1988 y abril 1989 hasta septiembre)	Florida, EU	Taylor <i>et al.</i> (1998)
Mayo-septiembre	Florida, EU	Peters <i>et al.</i> (1998)
Julio-agosto (1998) y junio-agosto (1999)	Boca-Barra del Lago Worth, Florida, EU	Lowerre <i>et al.</i> (2003)
Finales de abril-principios de octubre	Florida, EU	Trotter <i>et al.</i> (2004 ¹)

de reproducción de robalo prieto se desfasara casi un mes. Cabe señalar que las regresiones se hicieron con los datos de los meses en que hubo ejemplares en reproducción.

En cuanto a los valores de regresiones del porcentaje de hembras en reproducción con la salinidad y la temperatura del agua, mostraron

que no hubo correlación, lo que pudo deberse a que dichos datos se tomaron en el agua superficial y a que la toma se hizo únicamente en la boca barra de la Laguna de Alvarado. Estas especies buscan lugares con cierta salinidad para desovar (Peters *et al.*, 1998; Muller y Taylor, 2006). Los primeros autores indican que la ma-

Tabla 6
Tallas de madurez sexual de robalos, según diversos autores

Talla de madurez sexual (Lm) (cm)	Talla más pequeña con gónadas maduras (cm)	Lugar	Autores
<i>Robalo prieto</i>			
-	46	Laguna de Términos, Campeche, México	Carvajal (1975)
78.9 (LT) y 73.8 (LF) con estadios IV-VI y con estadios II-VI 69.3 (LT) y 64.7 (LF)	50 (LT) fase IV	Sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México	Presente estudio
<i>Robalo blanco</i>			
-	38.8	Alvarado, Veracruz, México	Chávez (1963)
82-83 (LF)	-	Suroeste de Campeche, México	Caballero-Chávez (2003)
85 (LT)	-	Barra de San Pedro, Tabasco, México	Perera-García <i>et al.</i> (2008)
Con estadios IV-VI, 81.6 (LT) y 75.1 (LF) y con estadios II-VI, 75.1 (LT) y 66.4 (LF)	60 (LT) (fase IV)	Sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México	Presente estudio
-	33.7-48 (LF)	Florida, EU	Marshall (1958)
60 (LF) L _{C100}	46 (LF) L _{C100}	Venezuela	Osorio y González (1986)
43.4-56 maduras al 50% y al 100% de 63-71.8 (LS)	-	Florida, EU	Peters <i>et al.</i> (1998)
92.1*	-	Boca-Barra del Lago Worth, Florida, EU	Lowerre <i>et al.</i> (2003)

*promedio; longitud total (LT); longitud furcal (LF); longitud patrón (LS); sin dato (-).

duración gonadal y/o el desove empiezan cuando la temperatura está por arriba de 22°C -23°C, los segundos mencionan que a los 25°C. Las temperaturas registradas en el presente estudio fueron superiores a la temperatura mencionada por los autores de referencia y podría representar una variación clinal respecto al gradiente latitudinal. Por otra parte, las salinidades registradas en la superficie del agua mostraron valores bajos (de cero a 3‰ durante la época de lluvias), que según Aldeco y Salas (1994) indica que hay un patrón de circulación estuarina dominado por la salinidad y la velocidad de las masas de agua que impulsan las mareas, donde el agua dulce y menos densa circula en la superficie de la corriente hacia fuera, en tanto que por debajo va el agua salada más densa.

El color turbio del agua se tomó como indicador de que en las partes altas de los ríos (en donde también viven los robalos en su etapa adulta) ya estaba lloviendo y la corriente acarrea

limos, arcillas y materia orgánica hacia el mar, y es cuando los robalos emigran al mar, para reproducirse,

Se encontró que en 2005 la reproducción de los robalos coincidió días antes y días después de la luna llena en junio, julio y agosto. Sin embargo, en junio de 2006 y 2007 no hubo hembras en reproducción en esta fase lunar, por ello no se pudo asociar con la luna llena. Al respecto, Peters *et al.* (1998) mencionan una relación posible con la luna; sin embargo, no encuentran un evento cíclico o predecible como la temperatura anual, el fotoperiodo, el ciclo lunar y el ciclo de las mareas como la variable de respuesta a la presencia de las larvas y los juveniles del robalo blanco. Por otro lado, Lowerre *et al.* (2003) no identifican una relación clara entre la fase lunar y las hembras que estaban en desove activo, por ello se considera que el periodo de veda establecido oficialmente no es posible reducirlo a cinco días antes y cinco después de luna llena.

Tabla 7
Tallas mínimas y máximas de robalos reportadas por diferentes autores

Talla mínima (cm)	Talla máxima (cm)	Lugar	Autores
<i>Robalo prieto</i>			
	86.9 (LT)	Laguna de Términos, Campeche, México	Carvajal (1975)
34 M (LF)	98 H (LF)	Laguna Alvarado, Veracruz, México	Fuentes (1973)
58.8 H (LF)	88.5 H (LF)	Río Papaloapan, Veracruz, México	Chávez (1981)
24.6 (LT)	110 (LT)	Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México	Presente estudio
20 (LT)	109 (LT)	Litoral veracruzano, México	Hernández <i>et al.</i> (2003 ²)
<i>Robalo blanco</i>			
	117.2 (LT)	Laguna de Términos, Campeche, México	Carvajal (1975)
27.8 (LT)	105.5 (LT)	Florida, EU	Blewett <i>et al.</i> (2006)
100 (LT)	114 (LT)	Florida, EU	Blewett <i>et al.</i> (2009)
		Suroeste de Campeche, México	Caballero-Chávez (2003)
25 M (LT)	110 H (LT)	Barra de San Pedro, Tabasco, México	Perera-García <i>et al.</i> (2006)
27.5 (LT)	120 (LT)	Sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México	Presente estudio
10.4 (LF)	102.3 (LF)	Florida, EU	Marshall (1958)
		Venezuela	Osorio y González (1986)
44.8 H (LF)	110.5 H (LF)	Florida costa Este, EU	Taylor <i>et al.</i> (2000)
39.7 H (LF)	103.2 H (LF)	Florida costa Este, EU	Taylor <i>et al.</i> (2000)
	Promedio 88.7	Florida, EU	Peters <i>et al.</i> (1998)
39.7 M (LF)	105.2 H (LF)	Florida, EU	Tucker y Cambell (1988)
14.2 (LS)	113.6 (LS)	Florida, EU	Winner <i>et al.</i> (1999*)
20.5 (LT)	112 (LT)	Florida, EU	Taylor <i>et al.</i> (2001)
0.8 (LS)	87.5 (LS)	Florida, EU	Winner <i>et al.</i> (2000**)
28 (LT)	88 (LT)	Colombia	Lozano y Olaya-Nieto (2004***)
24.0 (LT)	129.0 (LT)	Litoral veracruzano, México	Hernández <i>et al.</i> (2003 ⁺)

Hembra (H) y macho (M).

* WINNER BL, D Blewett y KM Peters. 1999. Abundance and distribution of common snook, *Centropomus undecimalis*, along shoreline habitats of three Florida estuaries. Florida Marine Research Institute. Florida Chapter, American Fisheries Society 19th Annual Meeting 9-11 March 1999, Brooksville Florida. <http://www.sdafs.org/flafs/doc/abstracts.html>

** WINNER BL, RH McMichael y JM Fine. 2000. Utilization of two river basins by common snook *Centropomus undecimalis* in Tampa Bay, Florida. Southern Division Meeting of the American Fisheries Society. Savannah, Georgia. <http://www.sdafs.org/meeting/00sdafs/paper/winner1.htm>

*** LOZANO GE y ChW Olaya-Nieto. 2004. Aspectos reproductivos del robalo (*Centropomus undecimalis*) en la bahía de Cispata, Colombia. Abstrac. Proceedings of the 55th annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Xel Ha, México. 2004, pp: 1029-1030. <http://procs.gcfi.org/Proceedings.html>

Conclusiones

- La información obtenida de porcentaje de hembras y machos en estadio V indica que el periodo de reproducción es similar para las dos especies de robalo, y abarca de junio a agosto, con un pico en julio.
- Se considera que el periodo de veda establecido oficialmente protege en gran medida el periodo de reproducción de las dos especies de robalo en la zona de estudio.
- La talla de madurez sexual de hembras a 50% (L_m) que considera los estadios IV al VI, fue de 78.9 cm para robalo prieto y de 81.6 cm de longitud total para robalo blanco, mientras que al incluir los estadios II-VI fue de 69.3 cm para robalo prieto y de 72 cm en longitud total en robalo blanco.
- La talla de madurez sexual de machos (L_m), considerando los estadios IV-V, fue de 72.7 cm para los robalos prietos y de 77.3 cm para los robalos blancos, e incluidos los estadios II-V

- fue de 66.3 cm para el robalo prieto y 69.3 cm para robalo blanco, en longitud total.
- Existe diferencia de criterios entre diversos autores para determinar la talla L_m , que repercute en el establecimiento de la talla mínima de captura para las dos especies.
 - En las capturas comerciales existe un porcentaje alto de tallas menores a la talla L_m de robalo prieto, y aún más alto de robalo blanco.
 - De acuerdo con el resultado de las correlaciones se observa influencia de la precipitación con el periodo de reproducción (en los tres años de estudio) en el robalo prieto, pero en el robalo blanco sólo se observó correlación en el año 2006.
 - Los valores de regresiones del porcentaje de hembras en reproducción con la salinidad y la temperatura del agua mostraron que no existe correlación, lo que puede deberse a que los parámetros se midieron en el agua superficial.
 - La propuesta de cambiar el periodo de veda cinco días antes y cinco después de luna llena no es viable, dado que no es clara la relación de ésta con el desove (por lo menos hasta que se genere mayor información al respecto).

Agradecimientos

Se agradece a la jefa de la Oficina de Pesca de Alvarado, Veracruz, Gabriela Baltazar, por las facilidades otorgadas, a los oficiales de Pesca, así como a los pescadores y permisionarios que nos apoyaron en los muestreos; a Luz María Pantoja González y Vicky Castro Rivero por auxiliar en la captura de datos del año 2007, a José Llanos Arias por facilitar la información del meteorológico, a María del Carmen Jiménez Quiroz, Elaine Espino Barr, Ma. Teresa Gaspar Dillanes y a Hugo Aguirre Villaseñor por su apoyo en la revisión de este documento.

Literatura citada

ALDECO J y LDA Salas. 1994. Lagunas costeras y el litoral mexicano. *En*: G. De la Lanza E y MC Cacerez (compiladores). *Lagunas*

Costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur, pp: 75-85.

ÁLVAREZ-LAJONCHERE L, B Hidalgo M y G. Gotera. 1982. Estudio de la biología pesquera del robalo de ley *Centropomus undecimalis* (Bloch) (Pisces: Centropomidae) en Tunas de Zaza. Cuba. *Revista Investigaciones Marinas* 3: 159-177.

BLEWETT DA, RA Hensley y PW Stevens. 2006. Feeding habits of common snook, *Centropomus undecimalis* in Charlotte Harbor, Florida. *Gulf and Caribbean Research* 18: 1-13.

BLEWETT DA, PW Stevens, TR Champea y RG Taylor. 2009. Use of rivers by common snook, *Centropomus undecimalis* in southwest Florida: a first step in addressing the overwintering paradigm. *Florida Scientist* 72(4): 310-324.

CABALLERO-CHÁVEZ V. 2003. Estudio biológico pesquero del robalo *Centropomus undecimalis* en el Suroeste de Campeche. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 71p.

CABALLERO-CHÁVEZ V. 2011. Reproducción y fecundidad del robalo blanco (*Centropomus undecimalis*) en el suroeste de Campeche. *Ciencia Pesquera* 19(1): 35-45.

CARVAJAL RJ. 1975. Contribución al conocimiento de la biología de los robalos *Centropomus undecimalis* y *C. poeyi* en la Laguna de Términos, Campeche, México. Pesquerías comerciales de la región. *Boletín del Instituto Oceanográfico, Universidad de Oriente* 14(1): 51-70.

CERVIGON F, R Cipriani, W Fischer, L Garibaldi, M Hendrickx, AJ Lemus, R Márquez, JM Poutiers, G Robaina y B Rodríguez. 1992. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. *FAO*. 463.

CHAPMAN P, F Cross, W Fish y K Jones. 1982. Study I. Artificial culture of snook. Florida Game and Fresh Water Fish Commission, Final Report for sportfish introduction projects, Tallahassee, Florida.

CHÁVEZ H. 1961. Estudio de una nueva especie de robalo del Golfo de México y redescipción de *Centropomus undecimalis* (Bloch). *Ciencia* 21(2): 75-83.

- CHÁVEZ H. 1963. Contribución al conocimiento de la biología de los robalos, chucumite y constantino (*Centropomus* sp) del estado de Veracruz (Pisc. Centrop.). *Ciencia* 22(5): 141-161.
- CHÁVEZ H. 1981. Marcado de robalo prieto, *Centropomus poeyi*, en la Cuenca del Papaloapan. *Ciencia Pesquera* 1(1): 17-26.
- DOF. 1994. Aviso por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la pesca de diferentes especies de la fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. *Diario Oficial de la Federación*. México. 16 de marzo de 1994.
- FUENTES CD. 1973. Contribución al conocimiento de la biología del robalo prieto (Pisces, *Centropomus poeyi* Chávez) en el área de Alvarado, Veracruz, México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural XXXIV*: 369-421.
- HOESE HD y RH Moore. 1998. *Fishes of the Gulf of Mexico, Texas, Louisiana and adjacent waters*. Texas A & M. University Press. E.U. 163p.
- KING M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. Second edition. Blackwell. Oxford, EU. 349p.
- LOWERRE B, SK, FE Vose y JA Whittington. 2003. Catch-and-release fishing on a spawning aggregation of common snook: does it affect reproductive output. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 940-952.
- MARSHALL AR. 1958. A survey of the snook fishery of Florida, with studies of the biology of the principal species, *Centropomus undecimalis* (Bloch). *Florida State Board Conservation Technical Series* 22: 1-38.
- MULLER RG y RG Taylor. 2006. The 2005 stock assessment update of common snook *Centropomus undecimalis*. Final report. Fish and wildlife conservation commission. Fish and wildlife Research Institution. 37p.
- MUNSELL COLOR COMPANY, INC. 1975. *Munsell soil color charts*. Ed. Munsell Color Co. Baltimore MD. EU. 24p.
- NIKOLSKY GV. 1963. *The ecology of fishes*. Academic Press. London. 352p.
- OSORIO LJ y LW González. 1986. Aspectos reproductivos del robalo, *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) (Pisces: Centropomidae) de la Isla Margarita, Venezuela. *Contribución Científica* 9: 1-36.
- PERERA-GARCÍA M. 2006. Biología pesquera del robalo blanco *Centropomus undecimalis* (Pisces: Centropomidae), en Barra de San Pedro, Centla, México. Tesis de Maestría. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. México. 81p.
- PERERA-GARCÍA M, M Mendoza-García y S Páramo-Delgadillo. 2008. Dinámica reproductiva y poblacional del robalo, *Centropomus undecimalis* (Perciformes: Centropomidae), en Barra de San Pedro, Centla, México. *Universidad y Ciencia* 24(1): 49-59.
- PETERS KM, RE Matheson y RG Taylor. 1998. Reproduction and early life history of common snook *Centropomus undecimalis* (Bloch), in Florida. *Bulletin of Marine Science* 62(2): 509-529.
- RIVAS LR. 1986. Systematic review of the perciform fishes of the genus *Centropomus*. *Copeia* (3): 579-611.
- SAGARPA. 2009. Anuario estadístico de pesca 2009. CONAPESCA. México.
- SPARRE P y SC Venema. 1992. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. *Parte 1. Manual. FAO Documento Técnico Pesca*, 306.2, Rev. 2. 495p.
- Sturges HA. 1926. The choice of a class interval. *Journal of the American Statistical Association* 21: 65-66.
- TAYLOR RG, HJ Grier y JA Whittington. 1998. Spawning rhythms of common snook in Florida. *Journal of Fish Biology* 53: 502-520.
- TAYLOR RG, JA Whittington, HJ Grier y RE Crabtree. 2000. Age, growth, maturation, and protandric sex reversal in the common snook, *Centropomus undecimalis*, from the east and west coasts of Florida. U.S. National Marine Fisheries Service. *Fishery Bulletin* 98: 612-624.
- TAYLOR RG, JA Whittington y DE Haymans. 2001. Catch and release mortality rates of common snook in Florida. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 70-75.

TUCKER JW y SW Campbell. 1988. Spawning season of common snook along the east central Florida coast. *Florida Scientist* 51(1): 1-6.

VOLPE A. 1959. Aspects of the biology of the common snook *Centropomus undecimalis* (Bloch) of Southwest Florida. *Florida State Board Conservation Technical Series* 37: 1-37.

Recibido: 28 de mayo de 2011.

Aceptado: 31 de enero de 2012.

Aspectos reproductivos de la lobina negra (*Micropterus salmoides*) en la presa José López-Portillo, El Comedero, Sinaloa, México

Rigoberto Beltrán-Álvarez*, Jesús Sánchez-Palacios*, Antonio Farías-Sánchez** y Juan Pedro Ramírez-Lozano*

La presa José López Portillo, El Comedero, se ubica en el municipio de Cosalá, Sinaloa, México. Su capacidad de almacenamiento a su nivel máximo ordinario (NAMO) es de 3 000 millones de metros cúbicos (Mm³) de agua y cubre una superficie de 9 000 ha. Con el objeto de estudiar los aspectos reproductivos de *Micropterus salmoides*, entre mayo de 2008 y abril de 2009 se realizaron ocho recolectas de organismos utilizando distintos artes de pesca. Se registró la talla y el peso de cada organismo con un ictiómetro convencional (± 1 cm) y una balanza digital con escala de 10 kg de capacidad (± 1 g). Se recolectaron 515 organismos con longitudes de entre 202 y 568 mm, mientras que el peso varió de 99 a 3 943 g. La proporción sexual de hembra:macho fue de 1.26:1 ($p > 0.5$). Los valores del índice gonadosomático y el factor de condición indicaron que la reproducción se presenta principalmente durante el invierno cuando los organismos alcanzan su talla de primera madurez de 330 mm de longitud total. La fecundidad absoluta varió entre 6 021 y 64 962 ovocitos.

Palabras clave: Reproducción, embalse, lobina negra, Sinaloa.

Reproductive aspects of black bass (*Micropterus salmoides*) in José López-Portillo, El Comedero, dam, Sinaloa, México

The José López Portillo, El Comedero reservoir is located in the Cosalá municipality in Sinaloa state, México. At its ordinary maximum level its capacity is 3 000 (Mm³) of water and covers a surface of 9 000 ha. With the objective to study reproductive aspects of *Micropterus salmoides*, eight field trips to collect organisms were made between May 2008 and April 2009 using different fishing gears. Length and weight were registered for each organism with a conventional ichthyometer (± 1 cm) and a digital balance scale of 10 kg capacity (± 1 g). A total of 515 organisms were collected with lengths between 202 and 568 mm whereas total weight was between 99 g and 3 943 g. Female: male proportion was 1.26: 1 ($p > 0.66$). Values of the gonadosomatic index and condition factor indicate that reproduction occurs mainly during winter when organisms reach their first maturity age at an average length of 330 mm. Absolute fecundity varied between 6 021 and 64 902 ovocytes.

Key words: reproduction, reservoir, black bass, Sinaloa.

Introducción

En el ámbito mundial, los cuerpos de agua dulce desempeñan un papel muy importante en el bienestar de las comunidades humanas, ya que en la mayoría de los casos son la principal fuente de agua dulce que se utiliza en y para diversas actividades domésticas, agropecuarias e industriales. La pesca comercial, doméstica y deportiva

que se lleva a cabo con diferentes especies dulceacuícolas contribuye a ampliar los beneficios.

En la mayoría de los cuerpos de agua continentales de México, la actividad pesquera que se realiza es artesanal basada en la captura de especies de peces, como la mojarra tilapia *Oreochromis aureus* (Steindachner, 1864), el bagre de canal *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818), la carpa *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 y la lobina negra *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802). El valor económico de la lobina negra radica en que es un gran atractivo para turistas, tanto nacionales como internacionales, que practican la pesca, lo que ha dado lugar a un importante desarrollo

* Laboratorio de Limnología y Pesquerías de Agua Dulce, FACIMAR. UAS. Paseo Clausen s/n. Col. Los Pinos, Mazatlán, Sin. México. rigober80@hotmail.com

** Instituto Tecnológico del Mar. Corsario 1 No. 203. Col. Urías. C.P. 82070. Mazatlán, Sin. México.

de infraestructura instalada en las riberas de los embalses, generando con ello una importante fuente de empleo.

Micropterus salmoides es una especie cuya distribución natural se extiende desde la parte oriental de Canadá hasta la cuenca del río Bravo, en el noroeste de México, pero se ha propagado artificialmente de manera considerable, por lo que en la actualidad se encuentra presente en numerosas localidades donde antes no existía (Carlander, 1977; Page y Burr, 1991).

En Latinoamérica se reporta su presencia en Brasil, donde se introdujo en 1922 (Schutz y Leal, 2005); en Portugal en 1952 (Godinho y Ferreira, 1996); en la región de la península de Iberia (Copp *et al.*, 2004) y se le encuentra en la mayoría de los ríos y lagos españoles (Nicola *et al.*, 1996). Beamish *et al.* (2005) señalan que se introdujo en Zimbabue durante 1932. El objetivo de su introducción en países de regiones tropicales, subtropicales y templados ha sido generar una actividad pesquera y turística con base en el desarrollo de la pesca deportiva de esta especie. *M. salmoides* llegó a México procedente de EU en 1901, y los primeros especímenes fueron introducidos en la presa La Boquilla, Chihuahua, conocida como Lago Conchos (Robbins y MacCrimmon, 1974). La lobina, efectivamente, se ha diseminado en la mayoría de los cuerpos dulceacuícolas de México en los que ya forma parte de las especies explotadas comercialmente y ha favorecido el desarrollo de actividades pesqueras y turísticas.

Por considerarse una especie valiosa desde el punto de vista nutricional, ya que es un alimento muy apreciado, alcanza una importante cotización en el mercado, por lo cual, en algunos cuerpos de agua se le somete a una intensa explotación, con lo que se merma la abundancia de sus poblaciones.

En México, según los reportes, la captura comercial de esta especie apenas rebasa las 1 300 t (SAGARPA, 2009), cantidad inferior a la señalada en los registros de otras especies comerciales de agua dulce, probablemente debido a que en la mayoría de los embalses se le reserva para actividades de pesca deportiva, y los datos disponibles son parte de la captura incidental.

Los aspectos biológicos de la lobina negra que han sido estudiados son la edad y el creci-

miento (Anderson, 1975; Guzmán *et al.*, 1978; Beltrán *et al.*, 1990¹; Medina *et al.*, 1994; Pérez, 2000; Rodríguez *et al.*, 2009), así como la alimentación (Beltrán *et al.*, 2006²; Beamish *et al.* 2005; Castañeda y Silva, 2005).

Según Beltrán *et al.* (2006²), en la presa José López Portillo, la lobina negra se utiliza en la pesca deportiva-recreativa además de formar parte de las especies aprovechadas en la pesca comercial, por lo que dan empleo directo a un promedio de 250 pescadores, a pesar de que en los últimos años las capturas han mostrado una tendencia a la disminución.

El estudio del ciclo reproductivo de las especies que conforman los recursos pesqueros explotados es de suma importancia, ya que su conocimiento permite recomendar las épocas en que la especie se debe proteger mediante veda reproductiva para evitar su extracción cuando los organismos se están reproduciendo (Rodríguez, 1992; Saborido, 2005).

En el presente estudio se ofrece información sobre los aspectos reproductivos de la lobina negra *M. salmoides* en la presa José López Portillo, con el propósito de ampliar el conocimiento sobre su biología y contribuir a la administración adecuada del recurso.

Materiales y métodos

El embalse José López Portillo, conocido como Comedero, se localiza en el municipio de Cosalá en el estado de Sinaloa, México, sobre el cauce del río San Lorenzo entre los 24°34'28" N y 106°48'0.5" O (Fig. 1). Almacena un volumen poco mayor de tres mil millones de metros cúbicos de agua (nivel máximo ordinario, NAMO) y cubre una superficie de alrededor de 9 000 ha. Entre los objetivos más importantes de su construcción

1. BELTRÁN-ÁLVAREZ R, J Sánchez y G Arroyo. 1990. Informe final del proyecto: Estudio para evaluar los cambios en las condiciones Hidrológicas y Biológicas Pesqueras de los años 1983 y 1989, de la presa Los Horcones, Sinaloa, México. UAS-SEP. 105p.
2. BELTRÁN-ÁLVAREZ R, JP Ramírez-Lozano y J Sánchez-Palacios. 2006. Plan de manejo pesquero y acuícola de la presa José López Portillo, Sin. México. Informe Técnico, UAS-CONAPESCA, 105p.

están el almacenamiento de agua que permite la generación de energía eléctrica, riego de tierras agrícolas y la producción pesquera. El clima en la región, de acuerdo con García (1988), es del tipo Awo (h) (e), que corresponde a clima cálido extremoso, siendo el más seco de los subhúmedos. Las mayores precipitaciones ocurren entre julio y octubre, en tanto que la época de

estiaje abarca noviembre y junio. El bosque es del tipo tropical subcaducifolio, que se caracteriza por la predominancia de las especies *Ipomoea arborescens* (Humboldt y Bonpland), *Pachycereus pecten-aboriginum* (Britton y Rose), *Cassia atomaria* (Irwin y Barneby) (Rzedowski, 1984).

La recolecta de organismos se realizó bimensualmente durante un ciclo anual de mayo 2008

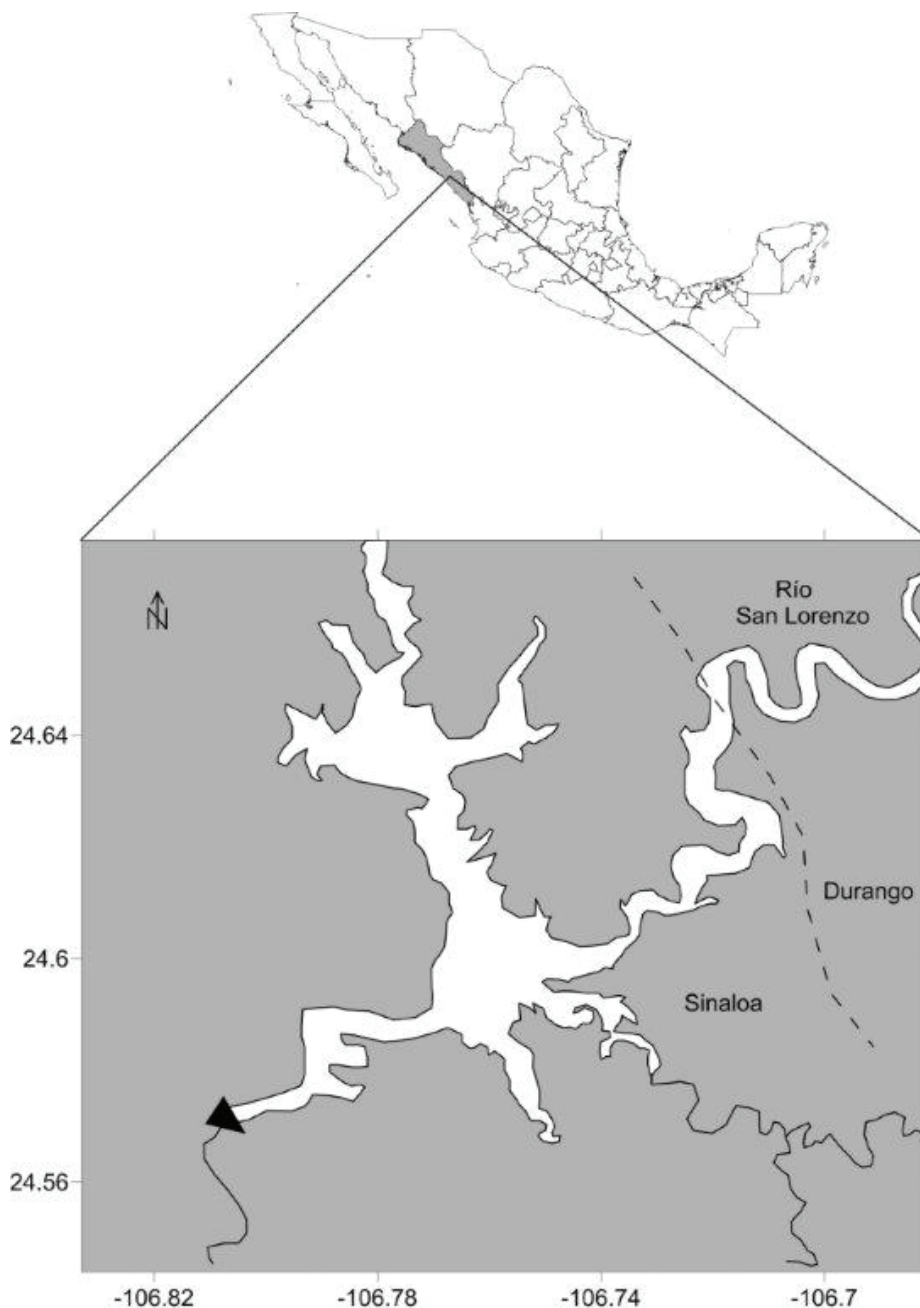


Fig. 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

a abril 2009, para lo que se utilizaron redes de enmalle de monofilamento calibre de 0.30 mm y abertura de malla de 2.5, 3.0, 3.5, 4 y 4.5 plg. Las redes se colocaron al atardecer en diferentes puntos de la presa, la captura se recogía por la mañana del siguiente día. Una vez recolectados los organismos, se hizo el registro de los siguientes datos biométricos: longitud total (Lt), longitud patrón (Lp) y altura (h), empleando un ictiómetro convencional (± 1 mm). El peso total (Pt) y el eviscerado (Pe) se obtuvieron con una balanza digital marca Ohaus con capacidad de 10 kg (± 1 g). Para conocer si las tallas entre sexos son diferentes se aplicó la prueba *U* de Mann-Whitney y la prueba *D* de Kolmogorov-Smirnov para comparar su distribución. La relación Lt - Pt se estimó por sexos y para saber si existía diferencia entre las pendientes se aplicó una prueba de covarianza. La prueba *t-Student* aplicada al valor de la pendiente permitió saber si el tipo de crecimiento es isométrico o alométrico (Ricker, 1975). El sexo de los organismos se conoció exponiendo sus órganos sexuales y para establecer diferencias de la relación teórica 1:1 se aplicó la prueba χ^2 (Zar, 1984). El grado de desarrollo de las gónadas se determinó de acuerdo con la escala universal de Kesteven (Rodríguez, 1992), y las que se encontraban en fases III, IV y V fueron conservadas en solución Gilson (Bagenal y Tesch, 1978). La fecundidad absoluta (F) fue calculada empleando la relación:

$$F = nG/g \quad \text{Ec. 1}$$

donde: n = número de ovocitos en la submuestra; G = peso total de las gónadas; g = peso de las submuestras.

La talla de primera madurez (L_{50}), definida como la longitud en la que 50% de los organismos está sexualmente maduro, se determinó considerando solamente a los organismos que se encontraban en maduración (fases III a V). Para establecer este parámetro se graficó la frecuencia acumulada de cada talla y se ajustó a una función logística (Gaertner y Laloe, 1986; Sparre y Venema, 1997). El índice gonadosomático (IGS) se calculó según Rossenblum *et al.* (1987), mediante la fórmula:

$$\text{IGS} = \text{Pg/Pt} (100) \quad \text{Ec. 2}$$

donde: IGS = índice gonadosomático; Pg = peso de la gónada; Pt = peso total en gramos del pez.

El factor de condición de Fulton (Bagenal y Tesch, 1978) se determinó por la siguiente expresión:

$$K = \text{Pt/Lt} 10^5 \quad \text{Ec. 3}$$

donde: K = factor de condición; Pt = peso total en gramos; Lt = longitud total (en milímetros).

Resultados

Estructura de tallas. En total se recolectaron 515 ejemplares de lobina negra: 212 hembras, 189 machos y 114 indiferenciados. Las hembras registraron una longitud total mínima de 202 mm, una máxima de 568 mm con un promedio de 330.1 ± 54.7 mm. En machos fue de 205 a 520 mm y un promedio de 312.37 ± 49.9 mm. La mayor frecuencia de las hembras se ubicó en la marca de clase de 360 mm, mientras que en machos en 340 mm. En cuanto al peso total, las hembras estuvieron mejor representadas entre los intervalos de 156 a 3 364 g y un promedio de 610.3 ± 402 g. Los machos, por su parte, estuvieron mejor representados entre los intervalos de 130 a 1 774 g, con un promedio de 489.7 ± 271 g. La mayor frecuencia en peso para hembras fue en la marca de clase de 750 g y en machos de 350 g (Fig. 2a, b). Las hembras tuvieron mayor talla que los machos ($U = 5\ 157.5$, $p = 0.0032$) y la distribución de frecuencias entre sexos fue significativamente diferente ($D = 0.2467$, $p < 0.005$).

Relación longitud total-peso total. La relación entre estas variables por sexo fue del tipo potencial y el modelo que mejor la explica se expresa con la relación $\text{Pt} = 0.000001 \cdot \text{Lt}^{3.412}$ ($r = 0.977$) para machos y $\text{Pt} = 0.0000009 \cdot \text{Lt}^{3.494}$ ($r = 0.9849$) para hembras (Fig. 3), en ambos sexos la pendiente fue significativamente diferente de 3, $t = 5.5913$, $p < 0.001$ en machos y $t = 9.0143$, $p < 0.0001$ en hembras, resultando un crecimiento alométrico positivo (Bagenal y Tesch, 1978). Respecto a la comparación de las pendientes entre sexos, éstas no fueron significativas de acuerdo con los resultados del ANCOVA ($F = 0.0759$, $p = 0.7833$).

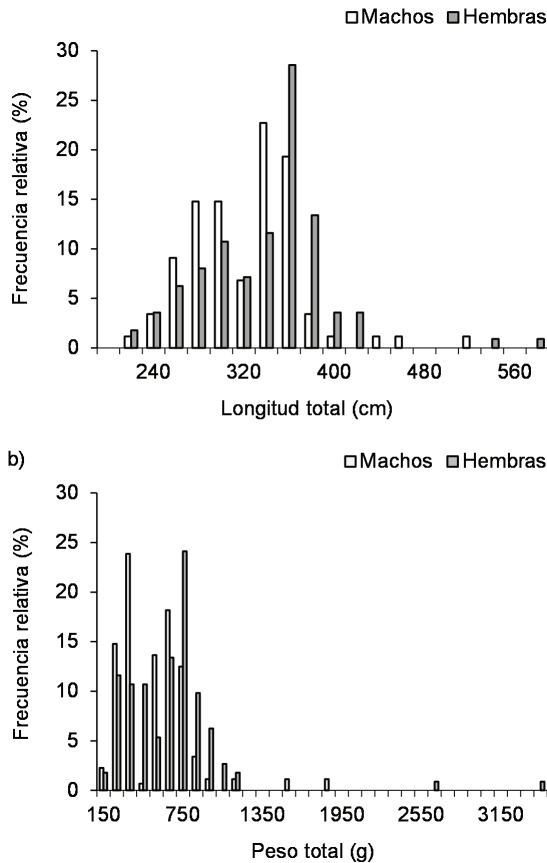


Fig. 2. Distribución de frecuencias relativas de longitud total a) y peso total b) de la lobina negra *Micropterus salmoides* en la Presa José López Portillo, El Comedero, Sinaloa.

Proporción sexual. Del total de organismos analizados, 212 (41.17%) fueron hembras, 189 (36.70%) machos y 114 (22.13%) no se diferenciaron sexualmente, determinando una proporción hembra:macho 1.26:1, lo que no fue significativamente diferente a la relación teórica 1:1 ($\chi^2 = 0.182, p < 0.66$). Durante el periodo de muestreo se observó que las hembras predominaron en los meses de septiembre, enero y marzo, en tanto que los machos lo hicieron durante mayo, noviembre y diciembre (Fig. 4).

Índice Gonadosomático (IGS). El desarrollo de la madurez gonadal representada por el índice gonadosomático se observa en la figura 5, donde los valores más bajos se presentaron de mayo a noviembre incrementándose a partir de diciembre y alcanzando el máximo en enero cuando presumiblemente inicia el desove y se mantiene alto en los siguientes dos meses, para disminuir en el mes de abril. Por su parte, el fac-

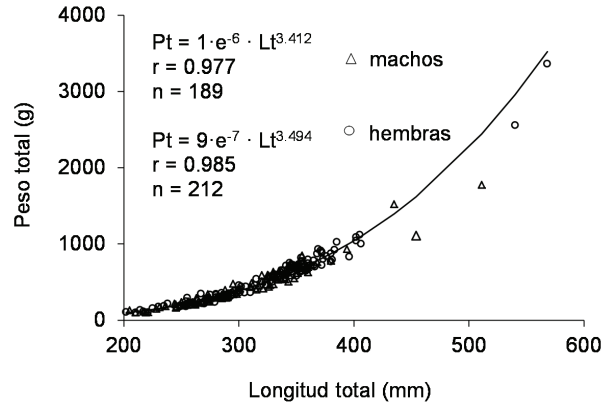


Fig. 3. Relación entre la longitud total y peso total (triángulos = machos, círculos = hembras) de la lobina negra *Micropterus salmoides* en la Presa José López-Portillo, El Comedero, Sinaloa.

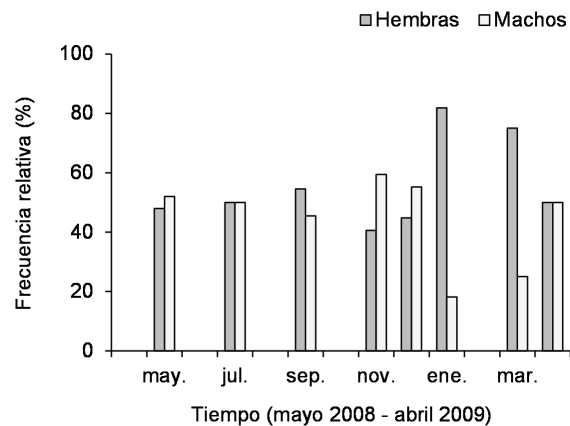


Fig. 4. Proporción sexual de la lobina negra *Micropterus salmoides* en la Presa José López Portillo, El Comedero, Sinaloa.

tor de condición indicativo del estado fisiológico mostró un comportamiento inverso.

Talla de primera madurez. La talla en la que 50% de los ejemplares de *M. salmoides* se encontró maduro correspondió a una longitud total (Lt) de 330 mm (Fig. 6).

Fecundidad. La fecundidad se describe como el número de ovocitos que un pez puede producir en una temporada o época de reproducción (Csirke, 1980). Con el fin de estandarizar la fecundidad sólo se consideró el conteo de aquellos ovocitos mayores de 0.5 mm de diámetro como los capaces de alcanzar la madurez en el momento del desove. La fecundidad se estableció a partir

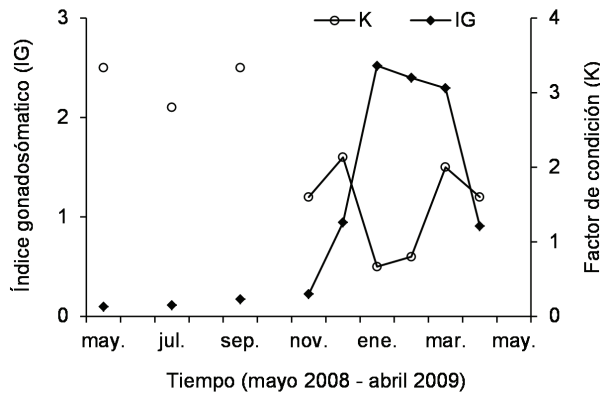


Fig. 5. Comportamiento del Índice gonadosomático y factor de condición de la lobina negra *Micropterus salmoides* en la Presa José López-Portillo, El Comedero, Sinaloa.

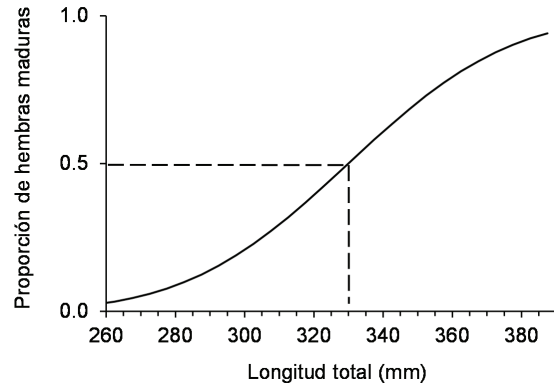


Fig. 6. Talla de primera madurez de la lobina negra *Micropterus salmoides* en la Presa José López Portillo, El Comedero, Sinaloa.

de ovocitos contabilizados de 52 hembras maduras donde el mayor número fue de 68 264 en una hembra de longitud y peso total de 484 mm y 1 873 g, respectivamente, en tanto que la menor cantidad, 4 113 ovocitos, lo presentó un organismo de 328 mm de longitud total y 480 g de peso total. El promedio fue de $15\,201 \pm 5\,580$ ovocitos.

Debido a la gran variación en el número de ovocitos por talla, se agruparon por intervalos de clase, encontrándose que para el intervalo de longitud total de 300-333 mm, el promedio fue de 8 045 ovocitos, resultando un número de 253 ovocitos por centímetro de longitud del pez y de 16 por gramo de peso (Tabla 1).

En general, se observó que el número de ovocitos se incrementa a medida que aumenta la talla, de tal manera que para el intervalo de 570-600 mm se obtuvo una fecundidad promedio de 59 463 ovocitos, con 1 008 por centímetro. El número de ovocitos por centímetro mostró una correlación potencial positiva ($r = 0.897$, $p < 0.05$) con relación a la longitud total promedio no siendo así para el número de ovocitos por gramo.

Relación fecundidad-longitud total. Al relacionar la longitud con el número de ovocitos se observó que se ajustaron al modelo potencial cuya expresión matemática fue $Fec = 0.4335 \cdot Lt^{2.8882}$ con un coeficiente de

Tabla 1
Fecundidad de la lobina negra *Micropterus salmoides* en la Presa José López Portillo, El Comedero, Sinaloa

Intervalo de longitud (cm)	Número (n)	Longitud total promedio (cm)	Peso total promedio (g)	Fecundidad promedio (núm. ovocitos)	Núm. de ovocitos (cm ⁻¹)	Núm. de óvulos (g ⁻¹)
30-33	2	32	494	8 045	253	16
33-36	23	35	670	13 434	387	20
36-39	12	37	809	15 752	425	19
39-42	8	41	1 050	17 048	416	16
42-45	1	43	1 267	22 476	519	18
45-48	1	46	1 517	36 829	801	24
48-51	2	49	2 139	46 699	959	22
51-54	1	53	2 297	51 188	975	22
54-57	1	54	2 558	36 770	681	14
57-60	1	59	3 971	59 463	1 008	15

correlación $r = 0.7314$, que resultó ser significativo para una $p < 0.001$ (Fig. 7).

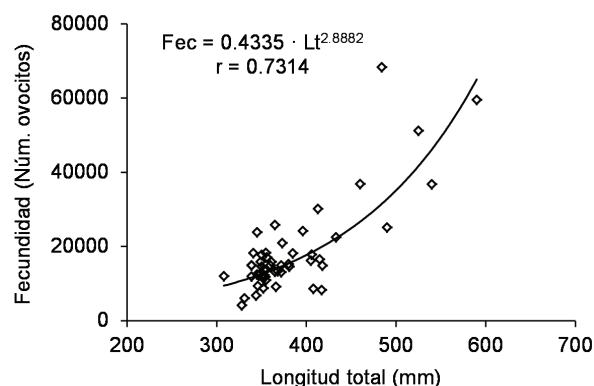


Fig. 7. Relación entre la fecundidad y la longitud total de la lobina negra *Micropterus salmoides* en la Presa José López Portillo, El Comedero, Sinaloa.

Discusión

La estructura de tallas y pesos de *M. salmoides* obtenidas en este trabajo se debe a los tamaños de la luz de malla de los artes de pesca utilizados en su captura. La red de enmalle de menor luz de malla utilizada fue de 2.5 plg, la cual atrapó ejemplares arriba de 200 mm de Lt y 100 g de peso. La falta de tallas menores en la muestra tiene que ver con los resultados de variables biológicas, como la del exponente de la relación longitud total-peso total indicadora del tipo de crecimiento así como de la talla de primera madurez, entre otras.

Los resultados de la relación longitud total-peso total y del análisis de coeficiente de alometría, indican que el crecimiento de *M. salmoides* en la presa José López Portillo fue del tipo alométrico positivo, es decir, que los especímenes no crecen proporcionalmente en sus tres dimensiones (Ricker, 1975). Los resultados similares que reportan Guzmán *et al.* (1978) para esta especie del Lago de Camécuaro, Michoacán, tiene que ver con un fenómeno similar al antes señalado, es decir, a la falta de tallas menores y mayores a las reportada en este estudio. Beltrán *et al.* (1990¹), para la presa Los Horcones, Sinaloa, así como Medina *et al.* (1994) y Pérez (2000) para la presa El Salto, Sinaloa, mencionan que

M. salmoides presenta un crecimiento isométrico; la amplitud de tallas que estos autores reportan se ubica entre los 120 y 680 milímetros.

Las hembras son predominantes en septiembre, enero y marzo; sin embargo, únicamente enero y marzo tienen diferencias considerables. Los meses señalados corresponden a la época de máxima madurez con anterioridad al desove, lo que en apariencia indica que las hembras se hacen presentes, o aumenta su densidad, en la zona de captura para efectuar el desove, aunado al hecho de que los machos se quedan en aguas someras cuidando los huevos en el nido y después a las crías (DeWoody *et al.*, 2000), por lo que en esta época las hembras son más vulnerables al arte de pesca, cosa que no sucede el resto del año en que el IGS es bajo y la proporción de los sexos es de 1:1. En este sentido, Aragón *et al.* (1988) reportaron para esta misma especie en la presa Sanalona, una proporción macho:hembra de 1:1. En el embalse Los Horcones, Sinaloa, se registró una proporción de un macho por más de dos hembras (1:2.37) (Beltrán *et al.*, 1990¹). En la presa El Salto, Sinaloa, Beltrán *et al.* (1993) y Pérez (2000) encontraron dominancia de hembras.

Los más altos valores del IGS, también llamado coeficiente de madurez, presentados entre enero y abril, se debió a la presencia de peces en maduración y maduros. En los siguientes meses (mayo a noviembre), el índice disminuye notablemente debido a la aparición de peces desovados, lo que mostró que el periodo reproductivo se presenta principalmente durante la época invernal y se extiende hasta principios de primavera (enero-abril). El bajo índice se continúa presentando en el resto del año hasta diciembre, lo que indica un periodo de descanso reproductivo, por lo que se puede establecer que la lobina negra en este embalse se reproduce una sola vez al año cuando la temperatura del agua oscila entre 21°C y 23°C, la concentración de oxígeno disuelto entre 4 mg/l y 6 mg/l, el pH alcanza valores de 7.5 y 8.2 y la transparencia de disco de Secchi es de 1.5 m (Beltrán *et al.*, 2006²). Criscuolo (2005) señala que en los peces en regiones tropicales y semitropicales, la temperatura es el factor ambiental principal que regula el desarrollo de los ovarios, quizás éste sea el caso de la especie en este embalse. Aragón *et al.* (1988) reportan para el embalse Sanalona, desoves masivos de febrero

a mayo; en tanto que Beltrán *et al.* (1990¹) registraron en el embalse Los Horcones, que la etapa de reproducción se llevó a cabo desde febrero, observándose la mayoría de los peces desovados en abril. En el embalse El Salto, Pérez (2000) encontró que esta especie se reproduce de enero a abril. A este respecto, Lorenzoni *et al.* (2001) reportaron que en el lago Trasimeno, en Italia, *M. salmoides* se reproduce entre mayo y junio, en tanto que Marinelli *et al.* (2007) encontraron que en el lago Bracciano, Italia, se reproduce de diciembre a febrero. En la región africana, particularmente en el lago Manyame, Zimbabwe, lo hace entre julio y septiembre (Beamish *et al.*, 2005). En el lago Naivasha, Kenya, la reproducción de esta especie se extiende de junio a enero, con un pico entre agosto y noviembre (Dadzie y Aloo, 2008). Ninguno de estos investigadores reportó datos sobre la temperatura del agua y otros factores fisicoquímicos del ambiente acuático durante el periodo reproductivo de la especie que pudiera sugerir si estos organismos han modificado o no sus requerimientos ambientales.

La condición general de los peces es una respuesta a los cambios fisiológicos provocado por desviaciones en la canalización de energía (ya sea por fines reproductivos y/o almacenamiento de sustancias de reservas) o, en general, a cambios en respuesta al medio ambiente, como la disponibilidad de alimento (Rodríguez, 1992; Saborido, 2005). La condición de *M. salmoides* en este embalse parece estar fuertemente asociada a la reproducción, ya que los valores más bajos se presentaron en los meses en los que se registra el periodo reproductivo, lo que se debe a que los organismos canalizaron gran parte de su energía en la preparación de sus productos sexuales, de tal manera que el peso corporal disminuye y, por tanto, la condición. Lo anterior no coincide con lo reportado por Roque-Villanueva (1992), quien señala que en la presa Vicente Guerrero, *M. salmoides* presentó altos valores de condición de enero a abril, debido a la presencia de gónadas maduras de gran volumen.

En la escala poblacional, la talla de primera madurez se define como aquella a la que 50% de los individuos está maduro (Csirke, 1980; Sparre y Venema, 1997). La talla promedio de madurez para esta especie y en este embalse que se registró fue de 330 mm de longitud total, la cual re-

sultó similar a $L_{t_{50}} = 326$ mm que reporta Osuna (2004) en la presa Aurelio Benassini Vizcaíno, Sinaloa. Valdez (1974), en la presa Rodrigo Gómez, Nuevo León, encontró una hembra madura a una longitud total de 230 mm, y Beltrán *et al.* (1993) mencionan que esta especie se reproduce a tallas mayores de 200 mm de longitud total. Lorenzoni *et al.* (2002) encontraron en el lago Trasimeno, Italia, la talla de primera madurez en machos de *M. salmoides* de 220 mm y 160 g de peso y de 300 mm y 397 g en las hembras, equivalente a dos años en machos y a tres en hembras. Beamish *et al.* (2005) reportaron que en el lago Manyame, los machos se reproducen a una longitud de 180 mm y 75 g de peso y las hembras a 230 mm y 125 g. Rodríguez *et al.* (2009) aseguran que en el lago Primera de Palos, España, se reproduce entre mayo y junio y que los machos maduran al año y las hembras un año después. La talla a la cual los peces se reproducen y su condición tiene una marcada influencia en la viabilidad de la descendencia (Trippel *et al.*, 1997; Marteinsdottir y Steinarsson, 1998).

La importancia de conocer la fecundidad de una especie radica en que ésta representa el número potencial de crías que van a sustituir a los organismos que mueren tanto de manera natural como por la pesca, y se encuentra muy relacionada con la sobrevivencia para lograr que una población sea sostenible (Saborido, 2005). En este estudio se encontró que la fecundidad se incrementa con respecto a la longitud y el peso, resultado similar a lo que encuentra Latta (1975), quien menciona que la fecundidad se incrementa con la edad, el peso y la longitud de las hembras. La fecundidad máxima encontrada en este estudio fue de 64 962 ovocitos y resultó diferente a lo reportado por Aragón *et al.* (1988) para el embalse Sanalona, al mencionar que el número máximo de ovocitos fue de 221 642 en una hembra de 580 mm y 2 092 g. Moyle (1976) reporta como máximo 94 000; Scott y Crossman (1973) registraron 110 000 óvulos; Rodríguez-Sánchez *et al.* (2009) encontraron una fecundidad máxima en *M. salmoides* en el embalse Primera de Palos, España de 16 580 ovocitos.

Conclusiones

- Con los datos recabados en la presente investigación se puede concluir que *Micropterus salmoides* es un pez iteróparo por reproducirse una sola vez al año, gonocórico por presentar sexos separados, de cópula monogámica y de fertilización externa con cuidado parental de parte del macho.
- Se reproduce entre enero y marzo cuando alcanza una longitud total promedio de 330 milímetros.
- Su fecundidad varió entre 6 021 y 64 962 ovocitos.
- Con el propósito de proteger el recurso durante la época reproductiva, se sugiere devolver al agua los especímenes en grados de máxima madurez sexual.

Literatura citada

- ANDERSON RO. 1975. Factors influencing the quality of largemouth bass fishing. *En: H Clepper (ed.). Black bass biology and management.* Sport Fishing Institute. Washington, DC, pp: 183-194.
- ARAGÓN MJ, RG Arroyo B y V Ruiz. 1988. Estudio sobre crecimiento de lobina negra (*Micropterus salmoides*) en la presa Sanalona, Sinaloa, México. Memoria de Servicio Social Universitario. Universidad Autónoma de Sinaloa. 49p.
- BAGENAL TB y FW Tesch. 1978. Age and growth. *En: TB Bagenal. Methods for assessment of fish production in freshwater.* Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp: 101-136.
- BEAMISH CA, AJ Booth y N Deacon. 2005. Age, growth and reproduction of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in lake Manyame, Zimbabwe. *African Zoology* 40(1): 63-69.
- BELTRÁN BÁ, J Sánchez P y JP Ramírez P. 1993. Estudio biológico y pesquero de la presa El Salto, Sin. México. Universidad Autónoma de Sinaloa. 78p.
- CASTAÑEDA RC y JR Silva. 2005. Dieta de la lobina en el centro de educación ambiental e investigación "Los Alamitos". Instituto del Medio Ambiente del estado de Aguascalientes, UAAC. 22p.
- CARLANDER K. 1977. *Handbook of freshwater fishery biology.* Ames: Iowa State University Press. 752p.
- CRISCUOLO UE. 2005. Bases fisiológicas de la reproducción. *En: PV Daza, MA Landines Parra y AI Sanabria Ochoa (ed.). Reproducción de los peces en el trópico.* Universidad Nacional de Colombia, pp: 23-42.
- CSIRKE J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. *FAO Documento Técnico de Pesca*, 92: 82p.
- COPP GH, FMG Przybylski, M Godinho FN y A Vila-Gispert. 2004. Life-time growth patterns of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American populations. *Folia Zoológica* 53: 237-254.
- DEWOODY J, D Fletcher, D Wilkins, W Nelson y J Anise. 2000. Genetic monogamy and biparental care in an externally fertilizing fish, the largemouth bass. *The Royal Society* 267: 2431-2437.
- DADZIE S y PA Aloo. 2008. Reproduction of the North American blackbass, *Micropterus salmoides* (Lacépède), in an equatorial lake, Lake Naivasha, Kenya. *Aquaculture Research* 21: 449-458.
- GARCÍA E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climatológica de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). UNAM, México. 249p.
- GAERTNER Dy F Laloe. 1986. Étude biometrique de la taille à premier maturité sexuelle de *Geryon maritae*, Maning et Holthuis, 1981 de Senegal. *Acta Oceanológica* 9(4): 479-487.
- GODINHO FN y MT Ferreira. 1996. The application of size-structure indices to *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) and *Lepomis gibbosus* (L. 1758) populations as a management tool for southern Iberian reservoirs. *Publicaciones Especializadas Instituto Español de Oceanografía* 21: 275-281.
- GUZMÁN AM, JL Rojas G y F Vera-Herrera. 1978. Crecimiento y aspectos poblacionales de la lobina negra *Micropterus salmoides*

- Lacépède, en el lago de Camécuaro, Michoacán (Pisces: Centrarchidae). *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 6(1): 53-68.
- LATTA WC. 1975. Dynamics of bass in large natural lakes. En: H Clepper (ed.). *Black bass biology and management*. Sport Fishing Institute. Washington, DC, pp: 175-182.
- LORENZONI MM, A Corboli, JM Dorr, G Giovinazzo, S Selvi y M Mearelli. 2001. Diets of *Micropterus salmoides* Lacépède and *Esox lucius* Linnaeus in lake Trasimeno (Umbria, Italia) and their diet overlap. *Bulletin Francais de la Peche Pisciculture* 365/366:537-547.
- LORENZONI MMA, JM Dorr, R Erra, G Giovinazzo, M Mearelli y S Selvi. 2002. Growth and reproduction of largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacépède, 1802) in lake Trasimeno (Umbria, Italy). *Fisheries Research* 56: 89-95.
- MARTEINSDOTTIR G y K Thorarinsson. 1998. Improving the stock-recruitment relationship in Icelandic cod (*Gadus morhua* L.) by including age diversity of spawners. *Canadian Journal Fishery Aquatic Science* 55: 1372-1377.
- MARINELLI A, M Scalice y G Gilbertini. 2007. Diet and reproduction of largemouth bass in a recently introduced population, lake Braciano (Central Italy). *Bulletin Francais de la Pêche Pisciculture* 385: 53-68.
- MEDINA M, C Pacheco y R Ruiz. 1994. Aspectos biológicos y de crecimiento de la lobina negra (*Micropterus salmoides*) Lacépède, en la presa El Salto, Elota, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. 62p.
- MOYLE PB. 1976. *Inland fishes of California*. University of California Press, Berkeley. 405p.
- NICOLA G, A Almodóvar y B Elvira. 1996. The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the natural park of the Ruidera Lakes, Central Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 43(2): 179-184.
- PAGE I y B Burr. 1991. *A field guide to freshwater fishes*. Boston, Mass, Houghton Mifflin. 432p.
- OSUNA CAL. 2004. Comportamiento reproductivo de lobina negra (*Micropterus salmoides* Lacépède, 1802) en la presa Aurelio Benassini Vizcaíno "El Salto", Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. 45p.
- PÉREZ QMR. 2000. Determinación de la edad y crecimiento de *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) en la Presa El Salto, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, México. 55p.
- RICKER WE. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Fisheries Research Board Canadian Bulletin* 191: 1-332.
- ROBINS HW y HWC Grimmon. 1974. The black bass in America and overseas. Publications Division Biomanagement and Research Enterprise, Ontario, Canada. 195p.
- RODRÍGUEZ GM. 1992. *Técnicas de evaluación cuantitativa de la maduración gonádica en peces*. A.G.T. México. 79p.
- RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ V, LA Rodríguez-Ruiz y R Sánchez-Carmona. 2009. Largemouth bass, *Micropterus salmoides*, growth and reproduction in Primera de Palos' lake (Huelva, Spain). *Folia Zoológica* 58: 436-446.
- ROQUE-VILLANUEVA I. 1992. Estudio biológico pesquero de la lobina negra (*Micropterus salmoides*), en la presa Vicente Guerrero (Las adjuntas), Tamaulipas. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 52p.
- ROSSENBLUM MJ, Y Pudney e I Callard. 1987. Gonadal morphology enzyme histochemistry and plasma steroid level during annual reproductive cycle of male and female brown bullhead catfish, *Ictalurus nebulosus* Lesueur. *Journal Fishery Biology* 31: 325-341.
- RZEDOWZKY J. 1984. *Vegetación de México*. Ed. Limusa, México. 431p.
- SABORIDO RF. 2005. *Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en poblaciones de peces marinos*. Instituto de Investigaciones Marinas, Universidad de Vigo, España. 155p.
- SAGARPA. 2009. Anuario estadístico de pesca y acuicultura. CONAPESCA. México.

- SCOTT WB y EJ Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bulletin Fishery Research Board Canada* 184. 966p.
- SCHULZ UH y ME Leal. 2005. Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae, Lacépède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 65: 363-369.
- SPARRE P y S Venema. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte I. Manual. *FAO Documento Técnico de Pesca* 306.1 Rev. 2: 420p.
- TRIPPEL EA, OS Kjesbu y P Solemdal. 1997. Effects of adult age and size structure on reproductive output in marine fishes. *En: RC Chambers y EA Trippel (eds.). Early life history and recruitment in fish populations.* Chapman & Hall, Fish and Fisheries Series 21. London, UK, pp: 63-102.
- VALDEZ GA. 1974. Biología pesquera de *Micropterus salmoides* (Lacépède), en la presa Marte R. Gómez, Tamaulipas. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 60p.
- ZAR JH. 1984. *Biostatistical analysis.* Prentice Hall International, New Jersey. 718p.

Recibido: 4 de abril de 2011.

Aceptado: 10 de enero de 2012.

Aspects of *Scomberomorus sierra* fishery from the coast of Colima, México

Elaine Espino-Barr*, Rubí Anadely Nava-Ortega**, Manuel Gallardo-Cabello***, Esther Guadalupe Cabral-Solís*, Marcos Puente-Gómez* & Arturo García-Boa*

During 2003 data and samples on the fishery and the biology of *Scomberomorus sierra* (Perciformes: Scombridae) were collected. This fishery has two periods of maximum catch in the coast of Colima: from January to April and from November to December. Monthly captures are from 2 kg (45 kg average \pm 63 std.d.) to 1 340 kg (190 kg average \pm 219 std.d.). Catch per unit of effort is between one and 14 kg per trip during autumn and winter, plus other 37 commercial species that were captured incidentally. First length of capture of *S. sierra* was $L_{50} = 48$ cm, which corresponds to an age of three years. Total mortality was $Z = 0.7660$, natural mortality was $M = 0.1997$ and fishing mortality $F = 0.5663$. Survival rate was $S = 0.4649$; exploitation rate was $E = 0.739$, which is a high value for a healthy fishery. Yield per recruit was $y/r = 0.694$ grams. Increasing the age of first capture to 5.5 years could allow an increment of effort four times, which would result in a higher capture without negative consequences to the stock.

Key words: Mortality, exploitation rate, yield per recruit, *Scomberomorus sierra*.

Aspectos de la pesquería de *Scomberomorus sierra* de la costa de Colima, México

Durante 2003 se recabaron datos de la pesquería y muestras biológicas de *Scomberomorus sierra* (Perciformes: Scombridae). La pesquería presenta dos periodos de máximas capturas en las costas de Colima: de enero a abril y de noviembre a diciembre. Los valores mensuales de captura van de 2 kg (en promedio 45 kg \pm 63 d.e.) a 1 340 kg (en promedio 190 kg \pm 219 d.e.). La captura por unidad de esfuerzo es de entre uno y 14 kg por viaje durante otoño e invierno, además de otras 37 especies comerciales que se capturan incidentalmente. La talla de primera captura fue de $L_{50} = 48$ cm que corresponde a una edad de tres años. La mortalidad total fue $Z = 0.7660$, la natural $M = 0.1997$ y la mortalidad por pesca fue $F = 0.5663$. La tasa de sobrevivencia fue $S = 0.4649$; la tasa de explotación $E = 0.739$, elevado para una pesquería saludable. El análisis de rendimiento por recluta fue de $y/r = 0.694$ gramos. Si se incrementa la edad de primera captura a 5.5 años, se podría incrementar el esfuerzo hasta cuatro veces, que resultaría en mayores capturas sin consecuencias negativas para el stock.

Palabras clave: Mortalidad, tasa de explotación, rendimiento por recluta, *Scomberomorus sierra*.

Introduction

Scomberomorus sierra Jordan & Starks, 1895 (Fig. 1) is an epipelagic neritic species. It is distributed from South California to Perú, including the Galápagos Islands. It forms schools and feeds on anchovies and sardines, and it is known to spawn near the continental shelf. Its major

capture occurs in México, and is fished by sport and commercial fishers (Fischer *et al.*, 1995).

Analysis of catch statistics can show trends and fluctuations, and help describe characteristics of a fishery. Catch per unit effort (CPUE) helps analyze these tendencies and explains diverse behaviors of the fishery. The third variable in fisheries is fishing effort referred to as the only variable that can be managed and which has been shown to have a linear relationship with the catch rate (in certain ranges of effort) (Sparre & Venema, 1995).

The unit of effort described by González-Becerril *et al.* (2000) for artisanal fisheries off the coast of Colima is: a trip on a boat, in a span of one day (eight to 12 hours), with one to four anglers or one gill net; *S. sierra* fishery uses

* Centro Regional de Investigación Pesquera - Manzanillo, Instituto Nacional de Pesca, SAGARPA, Playa Ventanas s/n, Col. Villa Florida, Manzanillo, Colima. elespino@gmail.com

** Centro Regional de Investigación Pesquera - Bahía de Banderas, Instituto Nacional de Pesca, SAGARPA. Tortuga 1, la Cruz de Huanacastle, Nayarit, 63732.

*** Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.



Fig. 1. Pacific sierra *Scomberomorus sierra*.

both: trolling or gillnets. Therefore, *CPUE* is the amount obtained in kilograms per trip. This average value represents an abundance index and resource distribution, which can be analyzed regularly, monthly, seasonally or yearly and compared between capture sites.

The total mortality study, considering its two components of natural and fishing mortality, helps understand the subtraction process of organisms of the population, that depend on its addition (growth and recruitment). The balance between these factors (addition and subtraction) allows stocks to continue in time and space (Stein *et al.*, 1975; Gobert, 1994; Gray, 2002; Albaret & Laë, 2003; Gray *et al.*, 2005; Clavero *et al.*, 2006; Gallardo-Cabello *et al.*, 2007; Espino-Barr *et al.*, 2008). A large increase in fishing mortality, for example, can endanger the fishing stock or even endanger the species to extinction. The maximum catch that can be achieved by maintaining the balance of the population, without breaking the recruitment product of reproduction is what is known as maximum sustainable yield (Beverton & Holt, 1957). It is therefore of great importance to assess the natural and fishing mortality in order to calculate exploitation rates, that can be applied to obtain the optimum yield per recruit and a rational fisheries management (Hernández-Montaña & Meléndez-Galicia, 2003¹; Espino-Barr *et al.*, 2006; Hernández-Montaña *et al.*, 2006; Cabral-Solís *et al.*, 2007).

The present study analyses catch, effort and catch per unit effort data; also total mortality

with its natural and fishing mortalities, exploitation rate and yield per recruit analysis, to establish a better basis for managing the fishery of the Pacific sierra *S. sierra* in Colima, México.

Materials and methods

The study zone is the coast of Colima, between 18°40'-19°10' N and 103°50'-104°40' W (Fig. 2), where coastal fishers profit from the marine resources they catch.

Several information sources were used for the catch analysis:

- a) Statistical yearbook: official catch values of the sierra were obtained from 1980 to 2008 in Colima and other states; they were plotted to observe the trend or periodicity (SAGARPA, 2003).
- b) Notice of arrival (aviso de arribo): official statistical information provided by fishers with species name and capture quantities (kg) (data from the Fisheries Bureau, Oficina de Pesca).
- c) Catch per unit effort (CPUE): a series of data from sierra's catch per fishing trip (2001 to 2005) was obtained from the fishery-biological sampling made by the CRIP-Manzanillo. This value is the amount of catch obtained per trip and its value serves as an abundance index, because it is independent of the total catch and effort or fishing trips (González-Becerril *et al.*, 2000).
- d) From January 2003 to March 2004, organisms of *S. sierra* were monthly obtained from the commercial captures of the coastal fishery in Colima, México (in total 464), and taken to the lab, where total (TL) and standard length (SL), height (He), total (TW) and eviscerated weight (EW) and sex were registered for each

1. HERNÁNDEZ-MONTAÑO D & C Meléndez-Galicia. 2003. Análisis de la pesquería de sierra *Scomberomorus sierra* de la costa de Michoacán, México. *Memorias del II Foro Científico de Pesca Ribereña*. Colima, Col. del 20 al 22 de octubre de 2003. pp: 20-21.

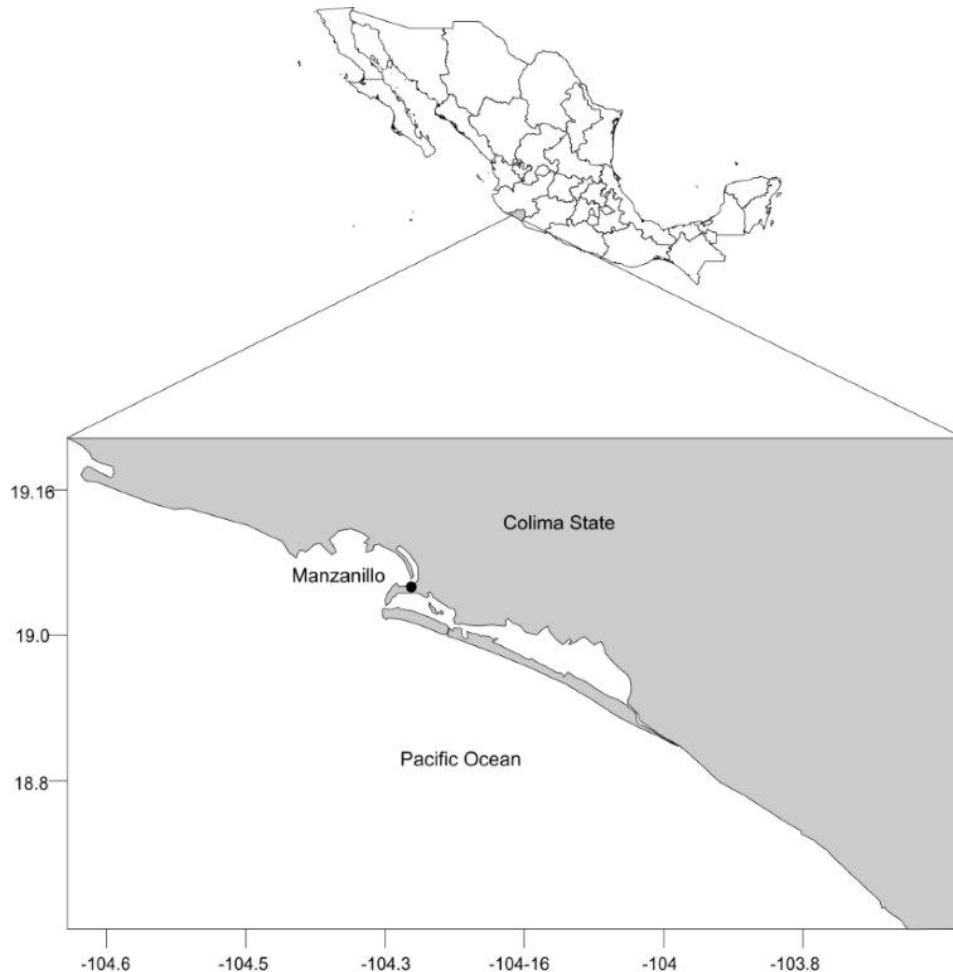


Fig. 2. Study area: coast of Colima, México (taken from INEGI, 1997).

organism. Total length and weight from 972 organisms were taken directly throughout the year at the collection area (where fishers arrive with their product). Individuals were captured with hand lines, troll and gillnet in order to obtain different lengths and age groups.

Age determination was carried out by length frequency analysis and study of sagittae. Both methods presented five age groups. The length frequency distribution was analyzed with the ELEFAN program of the FISAT package (Gayaniilo *et al.*, 1993) to obtain the average length of the polymodal curves corresponding to each age group.

Average length of growth rings determined by otoliths *sagittae* and *asterisci* analysis by Gallardo-Cabello *et al.* (2011) were used to obtain the constants of von Bertalanffy's (1938) growth equation. Observed values were: for age

one = 19.20 cm; age two = 35.14 cm; age three = 45.80 cm; age four = 56.20 cm and age five = 64.51 cm. The time of the growth ring formation was determined, observing whether the borders had slow or fast growth rings. In every case otoliths were observed by transparency with transmitted light; the hyaline zone corresponds to the slow growth band and the opaque zone to the fast growth band, which is in contrast with reflected light (Blacker, 1974). There were no differences in growth between males and females (Gallardo-Cabello *et al.*, 2011).

Growth constants of von Bertalanffy's equation were determined by Ford-Walford and Gulland methods and an iteration adjustment with the "solver" application; both techniques presented a high adjustment between observed and calculated data (sum of square error), but the second one was better; the results obtained were:

$L_{\infty} = 99.54$ cm, $\kappa = 0.205$, $t_0 = -0.060$. Mean size for each age are: age zero = 1.22 cm, age one = 19.47 cm, age two = 34.33, age three = 46.43, age four = 56.29 and age five = 64.32 cm. The allometric index from the weight-length relationship was isometric, $b = 3.031$. Longevity was obtained by Taylor's method (1958, 1960) $A_{0.95} = 15$ years (Nava-Ortega *et al.*, 2011, in press).

Linearized catch curve method was used to estimate the total mortality coefficient (Z) by plotting age groups versus natural logarithm of the relative abundance of each group (Sparre & Venema, 1995), where x corresponds to groups of age and y to natural logarithm of relative abundance for each age group.

Survival rate was obtained by the equation: $s = e^{-Z}$ (Ricker, 1948; Ehrhardt, 1981; Sparre & Venema, 1995). Natural mortality (M) was estimated by using Taylor's method (1960): $M = -\ln(1-0.95)/A_{0.95}$, where $A_{0.95}$ is longevity based on the von Bertalanffy growth parameters (1938).

Exploitation rate was determined as $E = F \cdot Z^{-1}$ (Sparre & Venema, 1995) and the yield per recruit (Beverton & Holt, 1957) with the equation:

$$y/r = F * e^{-Mr'} * W_{\infty} \left(\frac{1}{Z} - \frac{3e^{-Kr'}}{Z+K} + \frac{3e^{-2Kr'}}{Z+2K} - \frac{e^{-3Kr'}}{Z+3K} \right)$$

where: y = catch or yield; r = recruit; F = fishing mortality; M = natural mortality; $r' = t_R - t_0$, time between recruitment and the hypothetical t_0 ;

W_{∞} = corresponding weight to asymptotic length L_{∞} ; Z = total mortality; κ = growth coefficient.

Results

Official data of annual catch for years 1956 to 2008, in Colima, the Pacific coast and nationwide show that the captures of *S. sierra* in Colima varied widely during this period (Fig. 3), being more abundant during 1956, 1962, 1990 and 2004 when it reached 200 tons. Maximum catch was in 1980, when 400 tons were caught. In recent years 2005-2007, the trend is downward. Pacific values have a positive trend with fluctuations similar to the capture in Colima.

A comparative of captures by coastal states during 2003 shows that *S. sierra* was 2% of the total catch in the Mexican Pacific coast (Fig. 4), higher catches were in Sonora and Sinaloa, although national fisheries statistics do not distinguish species, and Sonora's catch records include also *Scomberomorus concolor* (Lockington, 1879), up to 90% in some years (Montemayor-López & Cisneros-Mata, 2000).

Daily individual catches in Colima during 2003 are from minimum two to 1 340 kg. Monthly averages go from 45 kg (± 63 std.d.) to 190 kg (± 219 std.d.), maximum captures are from January to April and from November to December; minimum in September and October (Fig. 5).

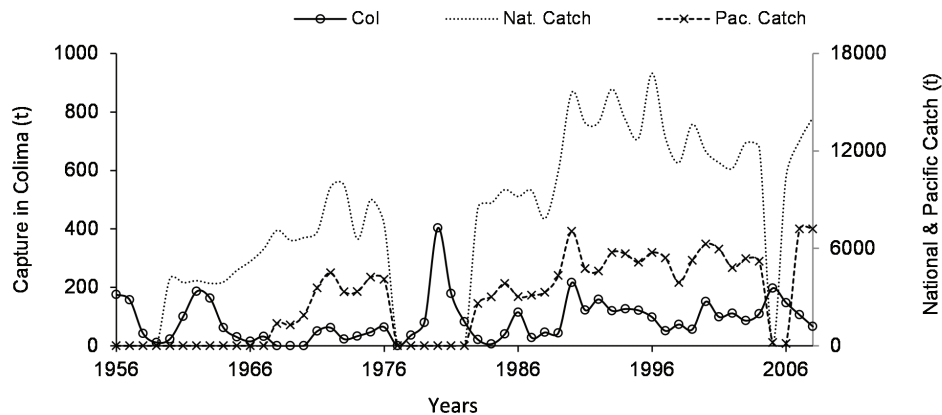


Fig. 3. Total catch of *Scomberomorus sierra*, comparative in both coasts of México, Pacific coast and Colima, from 1956 to 2008.

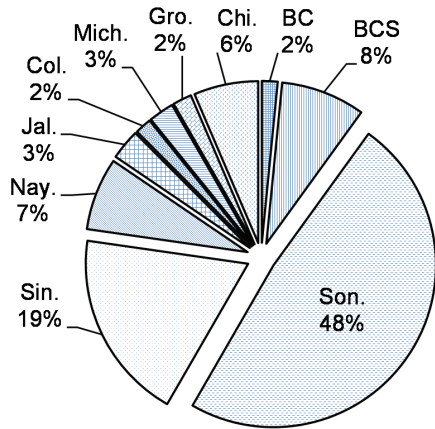


Fig. 4. Proportional catch of Pacific sierra *Scomberomorus sierra* per state on the Mexican Pacific coast during 2003.

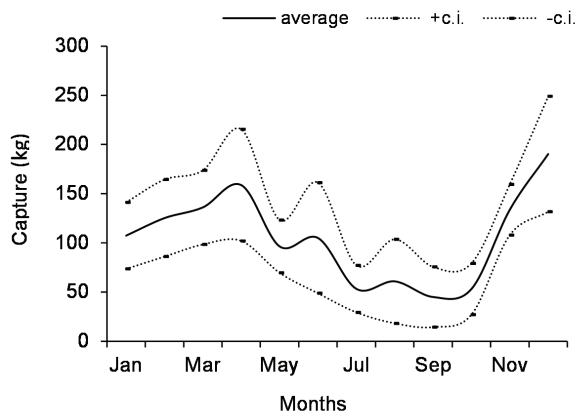


Fig. 5. Pacific sierra's monthly catch in Colima, México during 2003.

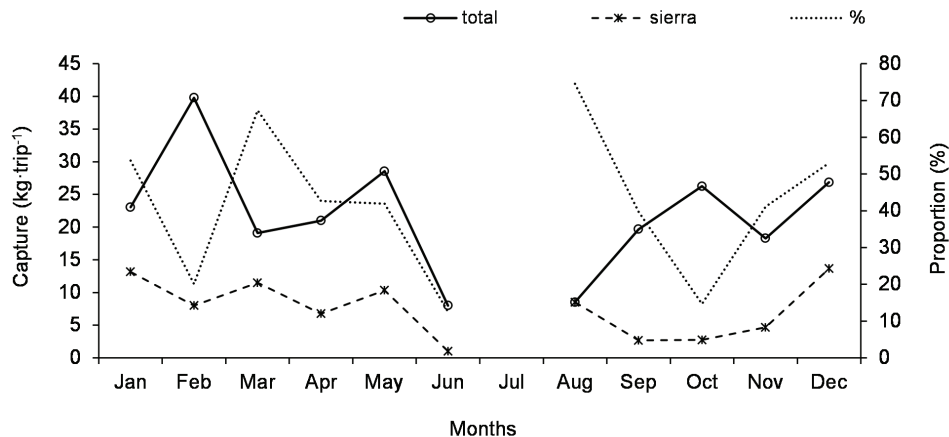


Fig. 6. Monthly total and sierra's catch per unit effort and its proportion during 2003 in Colima, México.

Figure 6 shows that CPUE of *S. sierra* varied from one to 14 kg per trip during autumn and winter, it means that between 2% and 75% of the total catch per trip is of *S. sierra*; in those trips between one and 32 kg are of other commercial species. Other commercial species caught with "sierra" are listed in table 1.

Sierra's range of sizes was from 25 to 97 cm TL. Average size = 50.5 cm (± 10.4 std.d) and mode = 46 cm. Size at first capture (Ltc) was $L_{50} = 48$ cm corresponding to fishes of three years old (Fig. 7).

An ascendant slope from zero to three years of age is shown in the catch curve of *S. sierra* (Fig. 8). The right descending side corresponds to ages whose recruitment to fishing gears was complete. Total mortality rate value for age groups 3.2 to eight years was obtained by interpolation. The regression equation calculated to obtain the slope is: $y = 6.135 - 0.766 x$, $R^2 = 0.8456$; $n = 16$. Total mortality value for *S. sierra* for ages between 3.2 and eight years was $Z = 0.766$ and the survival rate was $s = 0.4649$ (Table 2).

Natural mortality rate of *S. sierra* was $M = 0.1997$, therefore fishing mortality was $F = 0.5663$, more than two times higher than the first. Value of the calculated exploitation rate was $E = 0.739$, higher than $E = 0.5$ suggested by Gulland (1964) to be a healthy fishery.

Table 3 shows the parameter values used in the model of yield per recruit (y/r). The calculated value was $y/r = 694$ g, with the value of current fishing mortality $F = 0.5663$. The highest

Table 1
Commercial species captured incidentally with Pacific sierra *Scomberomorus sierra*

No.	Common name (in English)	Common name (in Spanish)	Scientific name	Family	%
1	Pacific sierra	Sierra	<i>Scomberomorus sierra</i>	Scombridae	100.00
2	Pacific crevalle jack	Jurel	<i>Caranx caninus</i>	Carangidae	22.25
3	Pacific red snapper	Huachinango	<i>Lutjanus peru</i>	Lutjanidae	16.45
4	California needlefish	Agujón	<i>Strongylura exilis</i>	Belonidae	10.90
5	Spotted rose snapper	Pargo lunarejo	<i>Lutjanus guttatus</i>	Lutjanidae	10.11
6	Panamic grunt	Burro	<i>Pomadasy panamensis</i>	Haemulidae	7.84
7	spottail grunt	Rasposa	<i>Haemulon maculicauda</i>	Haemulidae	6.66
8	Mexican barracuda	Buzo	<i>Sphyaena ensis</i>	Sphyaenidae	6.15
9	Green jack	Cocinero	<i>Caranx caballus</i>	Carangidae	6.04
10	Panamic flounder	Lenguado	<i>Cyclopsetta panamensis</i>	Paralichthyidae	5.80
11	Black skipjack	Barrilete	<i>Euthynnus lineatus</i>	Scombridae	4.39
12	Giant hawkfish	Tigre	<i>Cirrhitis rivulatus</i>	Cirrhitidae	4.31
13	Flag cabrilla	Cabrilla	<i>Epinephelus labriformis</i>	Serranidae	4.23
14	Milkfish	Sábalo	<i>Chanos chanos</i>	Chanidae	3.14
15	Surf croaker	Curvina	<i>Umbrina xanti</i>	Sciaenidae	1.96
16	California butterfly ray	Raya mariposa	<i>Gymnura marmorata</i>	Gymnuridae	1.88
17	Peruvian mojarra	Malacapa	<i>Diapterus peruvianus</i>	Gerreidae	1.57
18	Whipper snapper	Pargo colmillón	<i>Lutjanus jordani</i>	Lutjanidae	1.57
19	Rainbow runner	Albacora	<i>Elagatis bipinnulata</i>	Carangidae	1.10
20	Blackblotch pompano	Pámpano	<i>Trachinotus kennedyi</i>	Carangidae	1.02
21	Finescale triggerfish	Puerco	<i>Balistes polylepis</i>	Balistidae	0.94
22	African pompano	Pámpano caballo	<i>Alectis ciliaris</i>	Carangidae	0.94
23	Golden trevally	Chocho	<i>Gnathanodon speciosus</i>	Carangidae	0.94
24	Almaco jack	Medregal	<i>Seriola rivoliana</i>	Carangidae	0.86
25	Gafftopsail pompano	Palmilla	<i>Trachinotus rhodopus</i>	Carangidae	0.78
26	Dolphinfish	Dorado	<i>Coryphaena hippurus</i>	Coryphaenidae	0.78
27	Machete	Chile	<i>Elops affinis</i>	Elopidae	0.78
28	Bigeye trevally	Ojo de perra	<i>Caranx sexfasciatus</i>	Carangidae	0.71
29	Bullseye puffer	Botete	<i>Spherooides annulatus</i>	Tetraodontidae	0.71
30	Black snook	Robalo	<i>Centropomus nigrescens</i>	Centropomidae	0.63
31	Cortez grunt	Ronco chano	<i>Haemulon flaviguttatum</i>	Haemulidae	0.47
32	Pacific dog snapper	Pargo mulato	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	Lutjanidae	0.20
33	Gulf coney	Baqueta	<i>Epinephelus acanthistius</i>	Serranidae	0.16
34	Pacific mutton hamlet	Cabrilla rosada	<i>Alphistes immaculatus</i>	Serranidae	0.16
35	Spotted cabrilla	Pintillo	<i>Epinephelus analogus</i>	Serranidae	0.16
36	Pacific creolefish	Viejita	<i>Paranthias colonus</i>	Serranidae	0.16
37	Yellowfin surgeonfish	Cirujano	<i>Acanthurus xanthopterus</i>	Acanthuridae	0.08

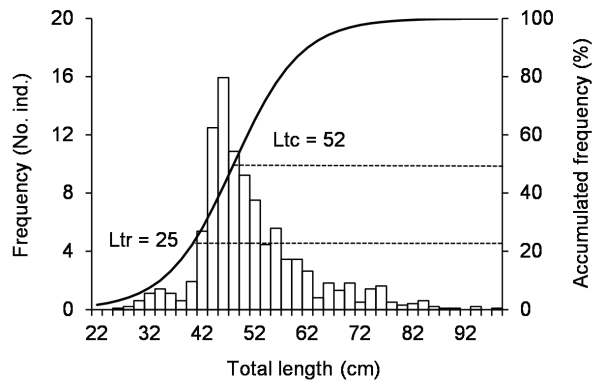


Fig. 7. Length distribution and size of first capture L_{50} .

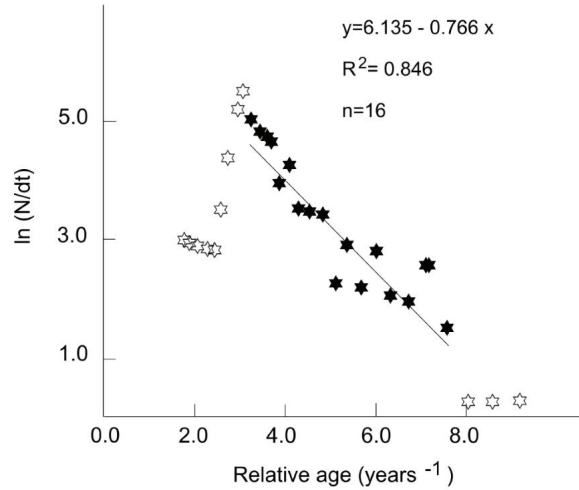


Fig. 8. Length-converted catch curve.

Table 2
Summary of parameters of *Scomberomorus sierra* in Colima, México

Parameter	Value
L_{∞}	99.54
K	0.205
t_0	-0.060
Z	0.7660
M	0.1997
F	0.5663
S	0.4649
Longevity	14.553
Survival %	46.30
Total mortality %	53.70
If Z =	100
Die by fishing	74.06
Die naturally	25.94
$E = F/Z$	0.739

Table 3
Initial parameters for the yield per recruit model of Beverton and Holt (1957)

Parameter	Value
K (years ⁻¹)	0.205
M (years ⁻¹)	0.1997
Tc (years)	3.5
Tr (years)	1.4
wmax (g)	5 687.2

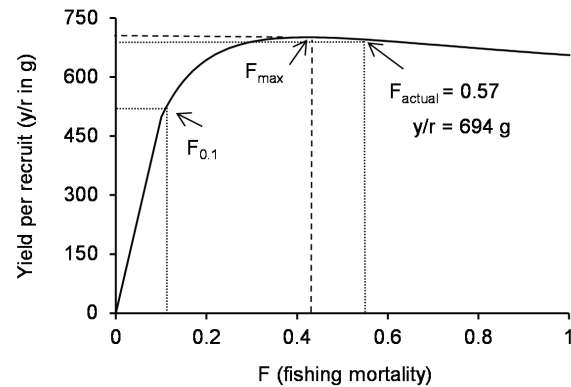


Fig. 9. Yield per recruit of *Scomberomorus sierra* in the central coast of Mexican Pacific.

value that can be obtained without changing the fishing method is by reducing the fishing mortality to $F = 0.42$ (Fig. 9), and that is $y/r = 700$ grams.

A simulation of y/r changing values of age at first capture (T_c) and different values of fishing mortality (F) shows that the actual value of $T_c = 3.5$ years corresponds to $y/r = 694$ g. On the other hand, if this age is increased to $T_c = 5.5$ years of age, y/r quotient increases conveniently to 787 g (Fig. 10).

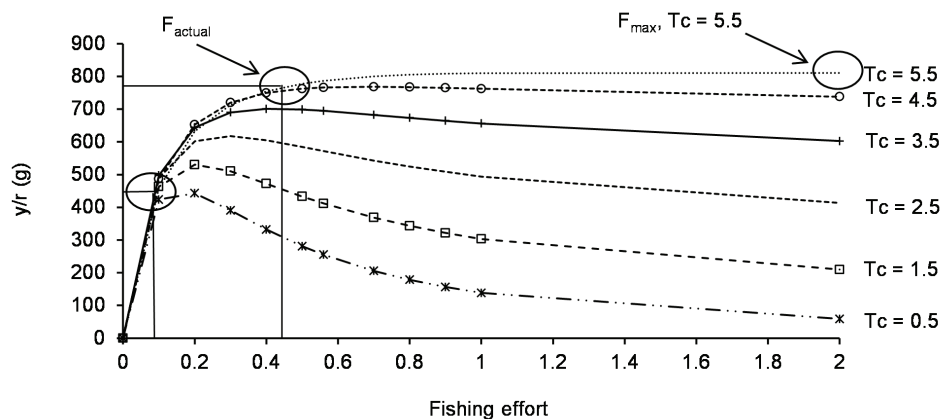


Fig. 10. Yield per recruit simulation, varying the age of first capture for *Scomberomorus sierra*.

Discussion

Despite its low proportion in the catch, *S. sierra* is an important resource: it can reach a price of between \$ 40 and \$ 60.00 Mexican pesos (Nava-Ortega, 2008) and can be fished up to 40 kg per day, which gives a good income to the fisher in the high seasons.

Monthly catches of *S. sierra* in Colima during 2003 reached their maximum values during autumn and winter. Chávez (1986) and Hernández-Montaña & Meléndez-Galicia (2003¹) found similar periods of maximum capture: February-March and September-November in the coast of Colima and Michoacán. Likewise, in the coast of Sinaloa, Márquez-Millán (1972) found two periods of maximum catch that relate to migratory movements of the population: north during the summer and south in winter (probably to reproduce, feed or get away from cold water). Espino-Barr *et al.* (1990) found the period of highest catch of Pacific sierra between March and May.

CPUE makes a fishery important, popular or abandoned. Sierra's fishery is traditionally popular, even though it doesn't produce a high income throughout the year. What makes it important is that during its season it captures sierra in high quantities, plus other species, that are incidental, but are also commercialized, rising the economic value of the capture.

Effort in this and other coastal fisheries cannot be considered constant; it is subject to many variables (environmental, social, political and eco-

nomical, in addition to fishing) and depending on the years and seasons (Espino-Barr *et al.*, 2008).

The size at first capture reported by Espino-Barr *et al.* (1990) was 32.7 cm, which is lower than the one found in this study, due perhaps to changes in the fishing gears, which could not be verified. Other data were not found for this species.

Espino-Barr (2000) analyzed the average length of different species because the theory that their decline is an indicator of fishing pressure (which is related to fishing gear). Maximum lengths found in Colima's Pacific sierra were 66.50 cm by Espino-Barr *et al.* (1990), 71.0 cm by Espino-Barr & García-Boa (1999²) and in this paper, 82.30 cm. Although the length frequency distribution for this population shows a wide range of sizes, that could indicate nowadays a healthy stock or at least at no risk, it also suggests that the organisms captured are sexually immature subadults (Nava-Ortega, 2008).

Natural mortality rate M and growth parameters of other species of the *Scomberomorus* genera are shown in table 4. Maximum values of M are from *S. plurilineatus* Fourmanoir, 1966 in South Africa: $M = 0.722$ (Chale-Matsau *et al.*, 1999), and *S. maculatus* (Mitchill, 1815) in Veracruz, Gulf of México, $M = 0.609$ (Mendizábal y Oriza, 1987). On the other hand, smaller values were from *S. cavalla* (Cuvier, 1829) in

2. ESPINO-BARR E & A GARCÍA-BOA. 1999. La pesca artesanal de la sierra *Scomberomorus sierra* en la costa de Colima. Informe de Investigación (Documento interno). INP, CRIP-Manzanillo, 29p.

Table 4
Natural mortality rate and growth parameters of other species of the *Scomberomorus* genera

Author	Country	Zone	Species	Method	L_{∞}	K	longevity	M	f_i	T (°C)
Devaraj (1981)	India	Palk Bay & Gulf of Mannar	<i>S. guttatus</i>	TL	128.00	0.180	16	0.185	3.470	13
Devaraj (1981)	India	Palk Bay & Gulf of Mannar	<i>S. commerson</i>	TL	208.00	0.183	16	0.185	3.899	
Edwards <i>et al.</i> (1985)	Yemen	Gulf of Aden	<i>S. commerson</i>	FL	230.00	0.120	25	0.120	3.803	29
Chale-Matsau <i>et al.</i> (1999)	South Africa	KwaZulu-Natal	<i>S. plurilineatus</i>	FL	93.50	0.583	4	0.722	3.707	25
de León & Guardiola (1986)	Cuba	Southeast Zone	<i>S. regalis</i>	FL	66.50	0.220	11	0.268	2.988	27
Sturm (1978)	Trinidad & Tobago	Caribbean	<i>S. maculatus</i>	FL	73.00	0.290	10	0.306	3.189	27
Mendizábal y Oriza (1987)	Gulf of México	Veracruz, México	<i>S. maculatus</i>	Direct	58.28	0.648	5	0.609	3.343	
Carneiro-Ximenes <i>et al.</i> (1978)	Brasil	Ceará State	<i>S. cavalla</i>	FL	125.00	0.180	15	0.202	3.449	
González-Ramos (1993)	Veracruz, México	Gulf of México	<i>S. cavalla</i>	Direct and indirect	166.73	0.120	25	0.119	3.523	
Valle <i>et al.</i> (1997)	Cuba	Gulf of México	<i>S. cavalla</i>	FL	101.00	0.190	13	0.225	3.287	
Aguilar-Salazar <i>et al.</i> (1991)	Yucatán, México	Yucalpetén	<i>S. cavalla</i>	Indirect (ELEFAN)	117.00	0.230	13	0.235	3.498	
Aguilar-Salazar <i>et al.</i> (1991)	Quintana Roo, México	Holbox	<i>S. cavalla</i>	Indirect (ELEFAN)	155.00	0.250	12	0.256	3.779	
Montemayor-López & Cisneros-Mata (2000)	México	Gulf of California	<i>S. concolor</i>	LF	71.60	0.360	8	0.361	3.266	22
Valdovinos-Jacobo <i>et al.</i> (2006*)	México	Gulf of California	<i>S. concolor</i>	otoliths	67.70	0.230	13	0.235	3.023	
Espino-Barr <i>et al.</i> (1990)	México	Colima	<i>S. sierra</i>	TL	80.70	0.360	8	0.361	3.370	27
Aguirre-Villaseñor <i>et al.</i> (2006)	México	Gulf of California, Mazatlán	<i>S. sierra</i>	LF	108.30	0.150	20	0.150	3.245	
This paper	México	Central Mexican Pacific	<i>S. sierra</i>	TL	99.54	0.205	15	0.197	3.308	27

* VALDOVINOS-JACOBOLA, C Quiñónez-Velázquez & G Montemayor-López. 2006. Edad y crecimiento de la sierra del Golfo *Scomberomorus concolor* (Lackington, 1879) en el Golfo de California. *Memoria del II Foro Científico de Pesca Ribereña*, pp: 39-40.

Veracruz, Gulf of México, $M = 0.119$ (González-Ramos, 1993) and *Scomberomorus commerson* (Lacépède, 1800) in the Gulf of Aden, Yemen, $M = 0.120$ (Edwards *et al.*, 1985).

Values of mortality rate (Z and M) for *S. sierra* in Colima at ages between 3.2 and 8 years were

$Z = 0.766$ and $M = 0.1997$, lower than $Z = 1.908$ and $M = 0.361$, obtained by Espino-Barr *et al.* (1990) more than ten years ago, but higher than those calculated by Aguirre-Villaseñor *et al.* (2006) in Mazatlán, Sinaloa, México. This means that in Colima, in one year 53.70% die

and 46.30% survive. From these values, 74.06% die by fishing and 25.94% naturally, therefore *S. sierra* could be considered as an overfished resource. However, Z value could be reduced by decreasing the fishing intensity, thereby protecting the population from overexploitation and subsequently increasing the fishery yield, since growth and recruitment will raise abundance and biomass (sizes and weights) of the population, in each age group.

Besides, differences between mortality values are related to the K index (growth index). It was observed that M is directly proportional to K index and inversely proportional to L_{∞} and longevity.

According to Gulland (1964) the exploitation rate $E = 0.5$ means that 50% of the biomass is being fished, then optimum exploitation value is when $F = M$. Therefore, if the value of the exploitation rate $E = 0.739$ is considered high, it means that a great number of fish in reproductive age is being extracted, which are the recruitment providers of the organisms of the subsequent years, and are being fished as sub adults that have not reached their first reproduction.

Fishing mortality $F = 0.5663$ was lower than $F = 1.7$ reported by Espino-Barr *et al.* (1990). This result indicates that after years of constant fishing, the stock still maintains as a commercially important resource, and that variations are due to other factors that are not controlled by the increase or decrease of fishing rates.

Fishing gears used in the artisanal fishery of sierra are variable; fishers build them like handcrafts according to their experience. They test them throughout the fishing years, applying small improvements, adjustments, but maintain more or less the same principal characteristics. Yield per recruit showed that if *S. sierra* is fished at the same size successively as nowadays, biomass and catch could diminish; y/r could diminish if fishing mortality increases by fishing effort. On the other hand, fishing effort could increase and obtain higher values of y/r , if the age of first capture is modified higher than $T_c = 5.5$ years and $F = 2$, then y/r could augment to 810 grams.

Acknowledgements

We want to thank the fishers who kindly proportionate the study specimens and from whom we always learn something new on each species we study. We owe Daniel Hernández-Montaña special thanks for helping us with the use of Beverton & Holt's model of the yield per recruit. To the referees that provided helpful comments and suggestions on the manuscript.

References

- AGUILAR-SALAZAR F, S Salas-Márquez, MA Cabrera-Vázquez & JD Martínez-Aguilar. 1991. Crecimiento y mortalidad del carito *Scomberomorus cavalla* en la zona de la costa norte de la península de Yucatán. *Ciencia Pesquera* 8: 71-82.
- AGUIRRE-VILLASEÑOR H, E Morales-Bojórquez, RE Morán-Angulo, J Madrid-Vera & MC Valdez-Pineda. 2006. Indicadores biológicos de la pesquería de sierra (*Scomberomorus sierra*) al sur del Golfo de California, México. *Ciencias Marinas* 32(3): 471-484.
- ALBARET JJ & R Laë. 2003. Impact of fishing on fish assemblages in tropical lagoons: the example of the Ebrie lagoon, West Africa. *Aquatic Living Resources* 16(1): 1-9.
- BEVERTON RJH & SJ Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish population. Fishery Investigations. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Great Britain. *Series II Vol. XIX*. 19: 533p.
- BLACKER RW. 1974. Recent advances in otolith studies. In: R. Harden-Jones (ed.). *Sea Fisheries Research*. Elek Science, London, pp: 67-90.
- CABRAL-SOLÍS EG, E Espino-Barr, M Gallardo-Cabello & AL Ibáñez-Aguirre. 2007. Fishing impact on *Mugil curema* stock of multi-species gill net fishery in a tropical lagoon, Colima, México. *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 2(3): 235-242.
- CARNEIRO-XIMENES MO, M Ferreira & AA Fonteles-Filho. 1978. Idade e crescimento da cavala, *Scomberomorus cavalla* (Cuvier), no Estado do Ceará (Brasil). *Arquivos de Ciências do Mar* 8(1-2): 73-81.

- CHALE-MATSAU JR, A Govender & LE Beckley. 1999. Age and growth of the queen mackerel *Scomberomorus plurilineatus* from KwaZulu-Natal, South Africa. *Fisheries Research* 44(2): 121-127.
- CHÁVEZ RJE. 1986. Análisis preliminar biológico-pesquero de la sierra, *Scomberomorus sierra* Jordan y Starks, 1895, en la bahía de Manzanillo, Colima. Tesis de Licenciatura, ENEP-Iztacala, UNAM. 52p.
- CLAVERO M, F Blanco-Garrido & J Prenda. 2006. Monitoring small fish populations in streams: A comparison of four passive methods. *Fisheries Research* 78(2-3): 243-251.
- DE LEÓN ME & M Guardiola. 1986. Estudio actual de las pesquerías de sierra y afines en la zona suroriental de Cuba. *Revista Cubana de Investigación Pesquera* 12(3/4): 794-813.
- DEVARAJ M. 1981. Age and growth of three species of seerfishes *Scomberomorus commerson*, *S. guttatus* and *S. lineolatus*. *Indian Journal Fisheries* 28(1/2): 104-127.
- EDWARDS RRC, A Bakhader & S Shafer. 1985. Growth, mortality, age composition and fishery yields of fish from the Gulf of Aden. *Journal of Fish Biology* 27: 13-21.
- EHRHARDT N. 1981. *Curso sobre métodos en dinámica de poblaciones*. 1a. Parte. Estimación de parámetros poblacionales. México, D.F. 150p.
- ESPINO-BARR E, M Cruz-Romero & A García-Boa. 1990. Biología pesquera de tres especies de la familia Scombridae en el litoral de Colima, México. In: M Dailey & H Bertsch (eds.). *Memorias del VIII Simposium de Biología Marina*. Ensenada, México, pp: 65-74.
- ESPINO-BARR E. 2000. Criterios biológicos para la administración de la pesca multiespecífica artesanal en la costa de Colima, México. Tesis de Doctorado, Facultad de Veterinaria, Universidad de Colima, México. 120p.
- ESPINO-BARR E, M Gallardo-Cabello, EG Cabral-Solís, A García-Boa & M Puente-Gómez. 2006. Aspectos biológico pesqueros del jurel *Caranx caninus* Günther, 1868, en la costa de Colima. In: MC Jiménez-Quiroz & E Espino-Barr (eds.). *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán*. INP, SAGARPA, pp: 494-503.
- ESPINO-BARR E, M Gallardo-Cabello, EG Cabral Solís, A García-Boa & M Puente-Gómez. 2008. Growth of the Pacific jack *Caranx caninus* (Pisces: Carangidae) from the coast of Colima, México. *Revista de Biología Tropical* 56(1): 171-179.
- FISCHER W, F Krupp, W Schneides, C Sommer, KE Carpenter & UH Niem. 1995. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro Oriental*. Vol. III, pp: 1537-1538.
- GALLARDO-CABELLO M, E Espino-Barr, A García-Boa, EG Cabral-Solís & M Puente-Gómez. 2007. Study of the growth of the green jack *Caranx caballus* Günther 1868, in the coast of Colima, México. *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 2(2): 131-139.
- GALLARDO-CABELLO M, E Espino-Barr, RA Nava-Ortega, A García-Boa, EG Cabral-Solís & M Puente-Gómez. 2011. Analysis of the otoliths of *sagitta*, *asteriscus* and *lapillus* of Pacific sierra *Scomberomorus sierra* (Pisces: Scombridae) in the coast of Colima, México. *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 6(4): 390-403.
- GAYANILO FC, P Sparre & D Pauly. 1993. The FISAT user's guide. FAO computerized information. *Series Fisheries* No. 99. Draft. ICLARM, Philippines. 70p.
- GOBERT B. 1994. Size structures of demersal catches in a multispecies multigear tropical fishery. *Fisheries Research* 19(1-2): 87-104.
- GONZÁLEZ-RAMOS O. 1993. Determinación de edad y crecimiento del peto *Scomberomorus cavalla* (Cuvier), en costas del estado de Veracruz. Tesis de Licenciatura. ENEP-Iztacala, UNAM. 82p.
- GONZÁLEZ-BECERRIL A, E Espino-Barr, M Cruz-Romero & A Ruíz-Luna. 2000. Determinación de la unidad de esfuerzo de pesca en una pesquería artesanal ribereña en Manzanillo, Colima, México. *Ciencias Marinas* 26(1): 113-124.
- GRAY CA. 2002. Management implications of discarding in an estuarine multi-species gill net fishery. *Fisheries Research* 56(2): 177-192.
- GRAY CA, DD Johnson, MK Broadhurst & DJ Young. 2005. Seasonal, spatial and gear-related influences on relationships between retained and discarded catches in a multi-

- species gillnet fishery. *Fisheries Research* 75(1-3): 56-72.
- GULLAND JA. 1964. Manual of methods of fish population analysis. *FAO Fishery Technical Paper* 40. 60p.
- HERNÁNDEZ-MONTAÑO D, C Meléndez-Galicia & A Arellano-Torres. 2006. Evaluación pesquera del huachinango *Lutjanus peru* en la costa de Michoacán. In: MC Jiménez-Quiroz & E Espino-Barr (eds.). *Los recursos pesqueros y acuícolas de Jalisco, Colima y Michoacán*. INP, SAGARPA, pp: 477-484.
- INEGI. 1997. Mapa digital de Colima. Sistemas Nacionales Estadísticos y de Información Geográfica. <http://www.inegi.gob.mx>
- MÁRQUEZ-MILLÁN R. 1972. Sierra del Pacífico. Unidades de producción. Departamento de Pesca, Instituto Nacional de la Pesca. *Serie Científica* 3: 1-10.
- MENDIZÁBAL Y ORIZA D. 1987. Análisis preliminar del estado de la población de sierra *Scomberomorus maculatus* (Mitchill) del Golfo de México. (Periodo 1973-1976). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 127p.
- MONTEMAYOR-LÓPEZ G & MA Cisneros-Mata. 2000. La sierra del Golfo de California. 259-274. In: MA Cisneros-Mata, LF Beléndez Moreno, E Zárate Becerra, MT Gaspar Dillanes, LC López González, C Saucedo Ruíz & J Tovar Ávila. (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo 1999-2000*. INP- SEMARNAP. 1047p.
- NAVA-ORTEGA RA. 2008. Criterios para la modificación de la luz de malla para optimizar la pesca de *Scomberomorus sierra* (Jordan y Starks, 1895), en el estado de Colima. Tesis de Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. 81p.
- RICKER WE. 1948. *Methods of estimating vital statistics of fish population*. Indiana University Publisher Science Series 15: 1-101.
- SAGARPA. 2003. *Anuario estadístico de pesca 2002*. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. 266p.
- SPARRE P & SC Venema. 1995. *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. Parte 1-Manual. *FAO Documento Tecnico de Pesca* 306/1, Roma. 420p.
- STEIN RA, JO Mecom & B Ivanovic. 1975. Commercial exploitation of fish stocks in Skadar Lake, Yugoslavia, 1947-1973. *Biological Conservation* 8(1): 1-18.
- STURM MG. 1978. Aspects of the biology of *Scomberomorus maculatus* (Mitchill) in Trinidad. *Journal of Fish Biology* 13(2): 155-172.
- TAYLOR CC. 1958. Cod growth and temperature. *Journal du Conseil* 23(3): 366-370.
- TAYLOR CC. 1960. Temperature, growth and mortality-the Pacific cockle. *Journal du Conseil* 26(1): 117-124.
- VALLE SV, JP García-Arteaga & R Claro. 1997. Growth parameters of marine fishes in Cuban waters. *Naga ICLARM Quaterly* 20(1): 34-37.
- VON BERTALANFFY L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). *Human Biology* 10(2): 181-213.

Recibido: 6 de julio de 2011.

Aceptado: 12 de octubre de 2011.

Investigación sobre el manejo holístico de la pesca en México: Prioridades gubernamentales para el siglo XXI

Alejandro Espinoza-Tenorio* e Ileana Espejel**

La adopción del manejo holístico para alcanzar pesquerías sustentables implica, entre otros retos, la construcción y el mejoramiento de capacidades científicas y tecnológicas apropiadas. Esta responsabilidad recae en los gobiernos; por ello, es importante evaluar los proyectos financiados por las agencias de investigación científica. Aunque hay otras agencias que financian investigaciones pesqueras, el presente estudio es un análisis de los proyectos de investigación financiados por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) para describir el sistema científico que reforzó la principal agencia financiadora de la investigación científica del gobierno federal mexicano al inicio del siglo XXI. Los resultados señalan que se incrementó el interés en el estado del ambiente y la conservación de los ecosistemas en la escala local, mientras que no tuvo realce la investigación dirigida al manejo holístico pesquero destinado a coordinar la planeación técnica y la toma de decisiones de acuerdo con el contexto nacional. De tal manera que el CONACYT continúa financiando la investigación sectorial dirigida al diagnóstico y el manejo técnico de especies económicamente importantes o protegidas, pero no favorece la discusión académica sobre cuál es la investigación prioritaria, ni cuáles son los estudios posibles de acuerdo con las capacidades nacionales.

Palabras clave: Manejo holístico, pesquerías sustentables, construcción de capacidades.

Research on holistic management of fisheries in México: Governmental priorities into the 21st century

The holistic management adoption as means to achieve sustainable fisheries involves enormous challenges, including the development and improving of scientific and technological capabilities. These responsibilities fall in governments; therefore it is important to evaluate the projects financed by funding agencies for scientific research. The current study is an analysis of the research projects funded by the National Council Science and Technology (CONACYT by its Spanish acronym), the main federal funding research institution, to describe the kind of scientific system being strengthened by CONACYT at the beginning of the XXI century. Results show that governmental institutions had increased their interest on the environmental and ecosystems conservation at the local scale, while the research addressed to holistic management involving the coordination of technical planning and decision making according to the national context, had no enhancement. Thus, CONACYT continues supporting sectorial research aimed at diagnosis and technical management of species economically important or protected, but it does not promote an academic discussion of the research priorities nor the possibilities according to the national capabilities.

Key words: Holistic management, sustainable fisheries, capacity building.

El deterioro global de los recursos pesqueros provoca un serio cuestionamiento sobre la efectividad de las estrategias de planeación pesquera tradicionales. Desde las publicaciones de la

Agenda 21 (1992) y del *Código de Conducta para la Pesca Responsable* (1995), el manejo holístico ha sido adoptado internacionalmente como un medio para consolidar una pesquería social y ecológicamente equilibrada (García *et al.*, 2003). Ambos acuerdos reconocen, entre otras cosas, la necesidad urgente de mejorar las capacidades científicas y tecnológicas de los países para alcanzar –en cooperación internacional equitativa– eficiencia en la búsqueda de pesquerías sustentables. La responsabilidad de guiar la construcción de tales conocimientos y técnicas ambientales recae en manos de los gobiernos, los cuales enfrentan dificultades políticas y

* Leibniz-Zentrum für Marine Tropenökologie. Fahrenheistrasse 6, CP 28359, Bremen, Alemania. espinoza@zmt-bremen.de

Posición actual: Instituto EPOMEX. Universidad Autónoma de Campeche. A. Agustín Melgar y Juan de la Barrera s/n, CP 24030, Campeche, México.

** Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Tijuana-Ensenada 103 km, CP 22800, Ensenada, México.

económicas para asumirla, sobre todo los países en vías de desarrollo (BID-PNUD, 1990).

México es un país en desarrollo y un importante productor pesquero (su producción anual es de ~1 300 000 t y se ubica en la 17ª posición mundial; FAO, 2007) que en la década de los años noventa adoptó los principios de la pesca sustentable. Desde entonces, el gobierno federal mexicano (constitucionalmente responsable de la administración de los recursos marinos) ha impulsado al sistema académico nacional para desarrollar investigaciones sobre el manejo de pesquerías sustentables que consideren los procesos e interrelaciones clave de los ecosistemas y que involucren a la sociedad en la toma de decisiones para alcanzar un balance entre conservación y uso. Sin embargo, pese a los logros alcanzados (Hernández y Kempton, 2003; Espinoza-Tenorio *et al.*, 2011b), el sistema académico ha carecido de apoyo financiero suficiente y constante debido a las prioridades gubernamentales variantes (Alcalá, 2003). En 2007, por ejemplo, sólo 1.1% del ingreso de la producción pesquera fue asignado a investigación del propio sector, lo cual representó tan sólo 0.0001% del Producto Interno Bruto (Csirke *et al.*, 2005). Incluso, según Guzmán-Amaya *et al.* (2008), la dependencia gubernamental encargada de proveer la información oficial (Instituto Nacional de Pesca-INAPESCA) parece haber sido abandonada.

La estrategia gubernamental al inicio del siglo XXI fue transferir gran parte de sus investigaciones a instituciones públicas, estatales y privadas a través del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). Este proceso se intensificó a partir de la promulgación de la Ley de Ciencia y Tecnología en 2002, pues al crearse los llamados fondos sectoriales del CONACYT cada dependencia de la Administración Pública Federal definió sus demandas de investigación y aportó la mitad del financiamiento. Asimismo, se establecieron los fondos mixtos para que los gobiernos estatales financiaran las demandas de investigación de los sectores estatales y municipales. Sin embargo, se desconoce qué tipo de capacidades científicas y tecnológicas está fortaleciendo el CONACYT para alcanzar el manejo holístico de la pesca; por ello, este estudio analizó los proyectos de investigación sectoriales y mixtos financiados por esa institución des-

de 2002 hasta 2009, y así aportar elementos que contribuyan a la discusión de esta interrogante.

El primer paso consistió en clasificar metodológicamente los proyectos de investigación de acuerdo con los siguientes aspectos:

- a) Sujeto de investigación: área de la ciencia (naturales o sociales) y objeto de estudio de la investigación (*e.g.*, ámbito ecológico, proceso administrativo);
- b) enfoque académico: acercamiento disciplinario o integral (interdisciplinario, multidisciplinario y transdisciplinario; Morse *et al.*, 2007) elegido para analizar la problemática pesquera;
- c) enfoque metodológico: tipo de metodología utilizada de acuerdo con el estado de conocimiento del recurso (diagnóstico o planeación);
- d) escala espacial: escala elegida para representar adecuadamente los procesos que operan en los ámbitos local, regional o nacional y
- e) tipo de manejo: investigación sobre interacciones físicas entre los seres humanos y el medio ambiente (manejo técnico) o sobre las dimensiones puramente humanas de la toma de decisiones (manejo general; Smith, 2002).

Posteriormente se verificó con la persona encargada de cada subsidio, por correo electrónico, la información de la página electrónica de CONACYT (2010). Hasta 2009, CONACYT apoyó económicamente 202 proyectos relacionados con el manejo de recursos pesqueros (aunque las convocatorias fueron irregulares, el promedio es de 25 proyectos anuales); los recursos provenían más de fondos sectoriales que mixtos (Fig. 1). Más de la mitad de los proyectos sectoriales, financiados por los fondos de ciencia aplicada, perteneció a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT); seguida por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) y la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). En el financiamiento de los proyectos mixtos participaron sólo nueve de los 17 estados ribereños, con predominio de Sinaloa, Campeche, Quintana Roo, Veracruz y Tabasco¹.

1. Los estados con menos de 10% son: Yucatán (8%), Guerrero (7%), Sonora (4%) y Tamaulipas (4%).

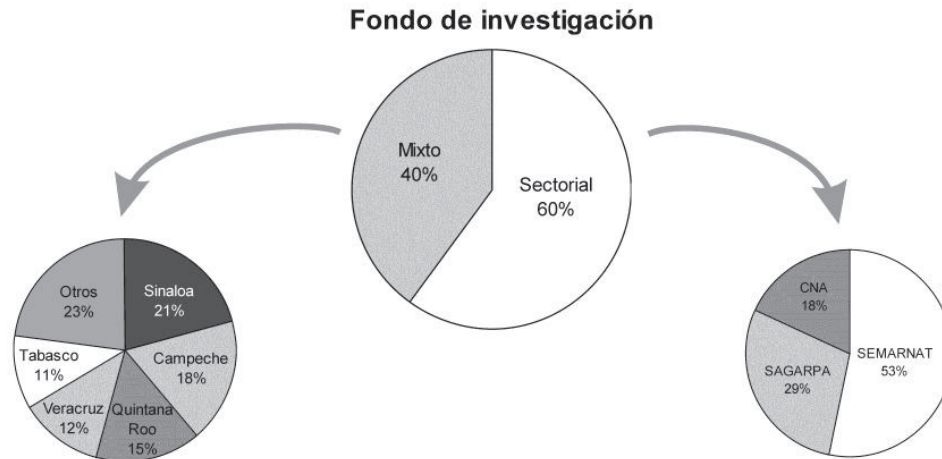


Fig. 1. Distribución de los proyectos orientados a la investigación sobre el manejo de recursos pesqueros financiados por los fondos sectoriales y mixtos del CONACYT durante el periodo 2002-2009 (Fuente: CONACYT, 2010).

La vertiente del Atlántico mexicano acaparó 68% de proyectos mixtos y el Pacífico Sur sólo 7%, debido a que los estados de Chiapas, Colima, Jalisco, Michoacán, Nayarit y Oaxaca no realizaron estudios de este tipo. Otros estados sin proyectos mixtos fueron Baja California Sur y Baja California, situación que aparentemente compensaron con fondos sectoriales, ya que los proyectos de la región del Pacífico Norte obtuvieron 44% de tal financiamiento.

Respecto al sujeto de investigación, se encontró que la mayor parte de las investigaciones es de ciencias naturales, primordialmente dirigidas a ecosistemas y especies (Fig. 2a). Ecosistemas como lagunas costeras, arrecifes coralinos y bahías han sido prioridad de instituciones como SEMARNAT y CONAGUA y de algunos estados como Yucatán y Sinaloa. Los estudios poblacionales sobre especies económicamente importantes de peces (*e.g.*, sardina, anchoveta), crustáceos (*e.g.*, camarón) y moluscos (*e.g.*, bivalvos, pulpo, abulón) fueron financiados primordialmente por los fondos mixtos y por la SAGARPA; aunque también destacaron los proyectos de SEMARNAT sobre especies protegidas, como las tortugas y los mamíferos marinos. La categoría social fue la que recibió menos apoyo; incluso, la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL), agencia federal a cargo de tal agenda, no tuvo ningún proyecto para el sector pesquero. Los escasos estudios sociales se realizaron en la región del Caribe mexi-

cano enfocándose en la revisión de estrategias de capacitación y educación ambiental, aunque también hubo acercamientos en el ámbito nacional sobre el fortalecimiento de redes académicas.

Los acercamientos disciplinarios orientados a la temática ambiental son mayoritarios (Fig. 2b) y fueron principalmente financiados por la SEMARNAT, pero también por los estados y la CONAGUA, quienes están interesados en conocer el estado de los recursos, así como el de los ecosistemas donde se desarrollan. El número de estudios sectoriales de la SAGARPA también fue importante, en especial, las investigaciones orientadas hacia las pesquerías artesanales. En este sentido, es interesante observar que la participación privada del sector pesquero industrial no fue apoyada; posiblemente porque la mayoría de las investigaciones de este tipo de pesquerías es financiada por ellos mismos o por organizaciones no gubernamentales (*e.g.*, COBI, 2006). Los escasos proyectos que abordaron de forma integral la problemática de la planeación pesquera fueron apoyados por SEMARNAT, quien hasta ese momento apoyaba dos tipos de investigación: las multidisciplinarias, donde colaboran paralelamente varias disciplinas, y las interdisciplinarias, donde diversas disciplinas son coordinadas según un propio paradigma interdisciplinario. No se identificó ninguna investigación transdisciplinaria, en la que se incorpora el conocimiento empírico y se realiza en conjunto con los pescadores.

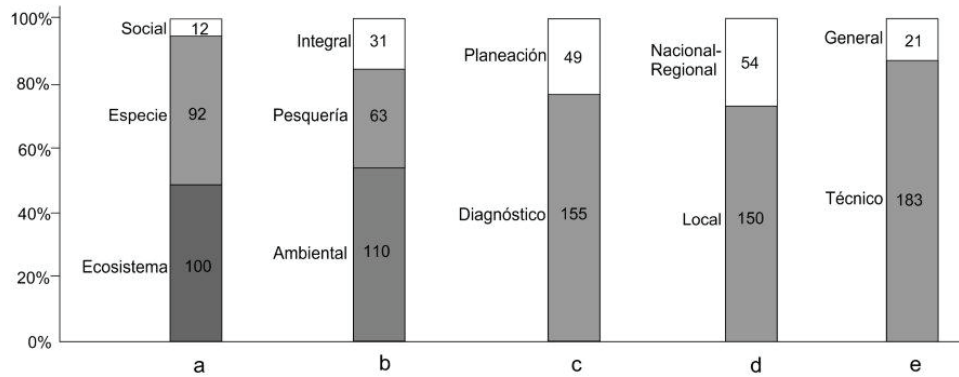


Fig. 2. Clasificaciones de los proyectos de investigación sobre manejo pesquero apoyados por CONACYT de 2002 a 2009 según su a) sujeto de investigación, b) enfoque académico, c) enfoque metodológico, d) escala espacial y e) tipo de manejo (Fuente: CONACYT, 2010).

Respecto al enfoque metodológico (Fig. 2c) y la escala espacial (Fig. 2d), se encontró que las prioridades están compartidas entre los estados y las secretarías, tanto para la diagnosis del estado de los recursos y ecosistemas, como en los trabajos en la escala local. En cambio, fueron minoritarios los proyectos sobre estrategias nacionales para minimizar los riesgos ambientales por el cambio climático y los de planeación dirigidos a medir impactos de las actividades humanas (como contaminación costera y la pesca industrial de arrastre).

También se encontró que tanto los fondos mixtos como los sectoriales han enfocado su investigación hacia aspectos de manejo técnico (Fig. 1e). Los 112 proyectos se orientaron a la producción de información que pueda ser utilizada indirectamente para el manejo pesquero, tales como evaluaciones sobre el estado del medio ambiente, riesgos climáticos y tecnologías ambientales; la información para el manejo de los recursos pesqueros fue la de menor importancia (63 proyectos) y se enfocó en el monitoreo de aspectos pesqueros y la generación de herramientas conceptuales y técnicas. Por otra parte, resulta notable que únicamente ocho proyectos describieron la forma en que se involucran las distintas profesiones (e.g., ciencias naturales y sociales, ingeniería, derecho). Para finalizar, sólo 19 estudios estuvieron relacionados con la administración y la coordinación integrada del sector (e.g., programas de manejo, ordenamientos marinos, clasificaciones territoriales). Además, con

un proyecto en cada categoría, se ha investigado poco sobre el tipo de organizaciones involucradas en el manejo pesquero y las planeaciones estratégicas. Resulta pertinente acotar que no se han registrado investigaciones sobre políticas pesqueras.

Estos resultados permiten visualizar el escenario general de la investigación pesquera que hasta 2009 promovió el CONACYT. Es importante aclarar que a pesar de que el universo del estudio está confinado a dos fondos de investigación ofrecidos por el CONACYT y se dejó fuera a otras fuentes de financiamiento², los resultados obtenidos aportan elementos para vislumbrar el tipo de investigación sobre manejo pesquero que reforzaron las instancias gubernamentales para afrontar los retos de este inicio de siglo.

De este modo, se encontró que, aunque ha aumentado la gama de proyectos con acercamientos holísticos, todavía predomina el interés sobre aspectos biológicos y técnicos del manejo pesquero en el corto plazo y sobre especies económicamente importantes o protegidas. Las marcadas diferencias en el dominio disciplinario

2. Aunque el monto de los proyectos suele ser más limitado o las convocatorias más irregulares que las de CONACYT, otras fuentes de financiamiento para los investigadores son los proyectos institucionales internos (e.g., <http://www.ine.gob.mx/ord-ecol-proyectos>), Fundaciones PRODUCE (<http://www.cofupro.org.mx/>), el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (<http://www.fmcn.org/>), además de instituciones internacionales como *World Wildlife Fund* (<http://www.wwf.org>), *Conservation International* (<http://www.conservation.org/>), entre otras.

se deben a que el sector y los investigadores consideran prioritaria la generación de conocimiento elemental biológico y marginan las investigaciones sobre interacciones entre recursos pesqueros-pescador/toma de decisiones. Los resultados muestran claramente que aún es muy deficiente, numéricamente, la investigación sobre la integración de la parte humana del manejo pesquero. Esta subestimación puede deberse a que las demandas de investigación científica no siempre corresponden a las capacidades de los cuerpos de investigadores y evaluadores (Pickett *et al.*, 2007).

De acuerdo con Espinoza-Tenorio *et al.* (2011b), el sistema pesquero mexicano formado en la década de los años setenta no se ha actualizado como se esperaba; las razones posiblemente derivan de las recurrentes crisis económicas y políticas, lo que ha provocado que en el sistema académico de investigación pesquera, formado mayoritariamente conforme paradigmas disciplinarios (Espinoza-Tenorio *et al.*, 2011a), prevalezcan temas de interés para la comunidad científica pero que no son importantes para el desarrollo de los sectores económicos del país o para la sociedad en sí. Este desequilibrio también ocurre en otros ámbitos de manejo de recursos, como en la zona costera (Seingier *et al.*, 2011). En investigaciones similares próximas será pertinente agregar las investigaciones financiadas por agencias no gubernamentales, ya que *Conservation International*, *World Wildlife Fund*, entre otras, financian investigaciones en acción, transdisciplinarias y con resultados tangibles en plazos muy cortos.

En conclusión, para poder avanzar hacia un manejo holístico de las pesquerías se debe discutir académicamente sobre cuál es la investigación prioritaria y cuál es la investigación posible de acuerdo con las capacidades nacionales. Es urgente evaluar lo hecho hasta ahora y diseñar las políticas de investigación pesquera que consideren estrategias regionales, con base en los contextos locales, y las diferencias espaciales de las capacidades académicas y científicas.

Agradecimientos

La elaboración de esta nota se deriva de un trabajo mayor que se realizó gracias a la beca que el *Deutscher Akademischer Austausch Dienst* otorgó al primer autor y al proyecto de Red de Manejo Costero (PROMEP) coordinado por la segunda autora.

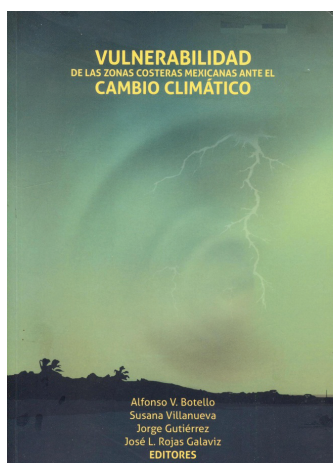
Literatura citada

- ALCALÁ G. 2003. *Políticas pesqueras en México (1946-2000) contradicciones y aciertos en la planificación de la pesca nacional*. Colmex. México. 106p.
- BID-PNUD. 1990. *Nuestra propia agenda*. Comisión de América Latina y el Caribe para el Desarrollo y el Medio Ambiente. Washington, DC. 288p.
- COBI. 2006. *Planeación ecorregional para la conservación marina: Golfo de California y costa occidental de Baja California Sur*. Comunidad y Biodiversidad, The Nature Conservancy. México. 153p.
- CONACYT. 2010. *Fondos para la investigación*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México. <http://www.conacyt.gob.mx>
- CSIRKE J, A Gumy, J Leonart, J González de la Rocha, JC Seijo, E Sosa y FJ Martínez-Cordero. 2005. Informe de la evaluación para el fortalecimiento del Instituto Nacional de la Pesca de México. Rome: FAO, SAGARPA, pp: 98.
- ESPINOZA-TENORIO A, I Espejel y M Wolff. 2011a. Improving capacity building to achieve sustainable fisheries in developing countries: A case study in Mexico. *Ocean and Coastal Management* DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2011.07.001.
- ESPINOZA-TENORIO A, I ESPEJEL, M Wolff y JA Zepeda-Domínguez. 2011b. Contextual factors influencing sustainable fisheries in Mexico. *Marine Policy* 35: 343-350.
- FAO. 2007. *Yearbook of fishery statistics: Capture production*. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy. 72p.
- GARCÍA SM, A Zerbi, C Aliaume, T Do Chi y G Lasserre. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles,

- institutional foundations, implementation and outlook. *Fisheries Technical Paper* 443. FAO. 71p.
- GUZMÁN-AMAYA P, G Morales-García, C Monroy-García y V Ríos-Lara. 2008. La descentralización en el sector pesquero y acuícola y en la investigación: un reto para el Estado. *En: J Fraga, GJ Villalobos, S Doyon y A García (eds.). Descentralización y manejo ambiental, gobernanza costera en México*. IPN-CINVESTAV, EPOMEX, IDRC. México, pp: 141-160.
- HERNÁNDEZ A y W Kempton. 2003. Changes in the fisheries management in México: Effects of increasing scientific input and public participation. *Ocean and Coastal Management* 46: 507-526.
- MORSE WC, M Nielsen-Pincus, J Force y J Wulfhorst. 2007. Bridges and barriers to developing and conducting interdisciplinary graduate-student team research. *Ecology and Society* 12: 8.
- PICKETT ST, J Kolasa y CG Jones. 2007. Ecological understanding: the nature of theory and the theory of nature. Academic Press. San Diego. 233p.
- SEINGIER G, I Espejel, JL Fermán-Almada, G Montaña-Moctezuma, I Azuz-Adeath y G Aramburo-Vizcarra. 2011. Mexico's coasts: Half-way to sustainability. *Ocean and Coastal Management* 54: 123-128.
- SMITH HD. 2002. The role of the social sciences in capacity building in ocean and coastal management. *Ocean and Coastal management* 45: 573-582.

Recibido: 9 de agosto de 2011.

Aceptado: 26 de marzo de 2012.



Botello AV, S Villanueva, J Gutiérrez y JL Rojas-Galaviz (eds.). 2010. *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*. Gobierno del Estado de Tabasco. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche. 514p. ISBN 978-607-7887-30-0

En su elaboración participan más de sesenta autores que realizan desde un análisis de vulnerabilidad fisicoquímica hasta socioeconómica, por lo que el libro resulta un crisol metodológico: muestreo directo, modelación, análisis fisicoquímico, percepción remota, procesamiento digital de imágenes y SIGS, estimación de tendencias, construcción de escenarios, geomorfología, etcétera.

A lo largo de sus capítulos, los autores reiteran la necesidad de realizar más muestreos de variables susceptibles para dar seguimiento al proceso del cambio climático: salinidad, oxígeno disuelto, bacterias coliformes y enterococos, escurrimientos, corrientes y volúmenes de afluentes fluviales, dinámica de sedimentos, acidificación, entre otros.

Se analiza la importancia del estudio de ecosistemas, como manglares, arrecifes de coral, pastos marinos, etc., y los servicios ambientales que ofrecen; así como los efectos del cambio climático sobre poblaciones y hábitats amenazados,

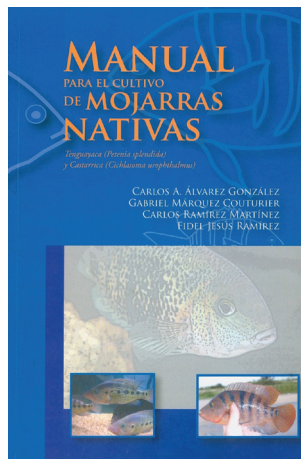
como es el caso de algunas áreas de anidación de tortugas marinas por el impacto del aumento en el nivel del mar y la erosión de playas. El libro resalta lo determinante que resulta el grado de deterioro actual de los ecosistemas sobre su capacidad de resiliencia. Frente a las afectaciones debidas al cambio climático y fenómenos hidrometeorológicos extremos, Tabasco se reporta con grado alto de impacto ambiental y vulnerabilidad, con alteración media en Sinaloa y menor en Quintana Roo, lo que llama la atención si se considera que la zona ha sufrido el impacto de huracanes como el Wilma, por ejemplo.

Se presenta un análisis muy completo del estatus de las principales pesquerías como criterio de vulnerabilidad, que tiene efectos sinérgicos socioeconómicos; y se ofrecen ejemplos de variabilidad climática, como El Niño. Se incluyen, asimismo, datos sobre los efectos de los huracanes en los pastos marinos como una analogía de lo que puede pasar ante un aumento de frecuencia o intensidad de dichos fenómenos.

El libro aborda temas relevantes tales como la vulnerabilidad socioeconómica, aunque se analizan pocos datos concretos, y aun cuando se aborda de manera exploratoria la vulnerabilidad social, aspectos de mitigación, adaptación y costos, así como la valoración de los servicios ambientales, entre otros, se ponen en la mesa temas relevantes que invitan a realizar estudios de fondo y a instrumentar una mayor interacción interdisciplinaria para valorarlos en su justa dimensión. Sin embargo, se echan de menos discusiones conjuntas y un glosario que unifique la definición de términos comunes a los diferentes capítulos.

Pero, finalmente, y sobre todo, es un libro de referencia que tendrá que ser ampliado, refutado o complementado en diversos aspectos conforme avance la investigación en este campo en nuestro país, e indudablemente representa una base de donde partir, especialmente en lo que respecta a la zona costera, lo cual debe agradecerse a los autores y a los editores, y amerita una felicitación a los patrocinadores por apoyar este tipo de proyectos.

Dra. Amparo Martínez-Arroyo



Álvarez-González CA, G Márquez-Couturier, C Ramírez-Martínez y F Jesús-Ramírez. 2011. *Manual para el cultivo de mojarrras nativas: tenguyaca (Petenia splendida) y castarrica (Cichlasoma urophthalmus)*. UJAT-FOMIX CONACYT, Gobierno del Estado de Tabasco. Natura y Ecosistemas Mexicanos, AC y Universidad Autónoma de Nuevo León, México. 66p. ISBN 978-607-433-717-4

México cuenta con alrededor de 2 690 especies de peces, de las cuales los dulceacuícolas representan poco menos de 20%. Esta gran diversidad de peces dulceacuícolas incluye tanto especies nativas como exóticas, siendo estas últimas las que desplazan cada vez más a las nativas, por lo que su protección y su conservación son necesarias. Una de las formas en las que esto puede hacerse posible es fomentando su cultivo. Aun cuando la acuicultura de peces nativos es incipiente en México, en los últimos años ha cobrado importancia.

Dado que la mayor parte de los cultivos que se han desarrollado en nuestro país es dulceacuícola gracias a la adaptación que se ha hecho de tecnologías desarrolladas en otros países, re-

sulta interesante la propuesta de cultivo en este *Manual para el cultivo de mojarrras nativas tenguyaca (Petenia splendida) y castarrica (Cichlasoma urophthalmus)*, del sureste mexicano, con el que se han obtenido resultados alentadores, como producciones continuas en granjas semi-intensivas y extensivas. Los autores proponen una metodología sencilla y adecuada a las condiciones de Tabasco y Chiapas ya que ahí se cuenta con los recursos hídricos y biológicos para ello. Por otra parte, mencionan que las mojarrras tenguyaca y castarrica no tienen un crecimiento rápido como el de la tilapia, pero que son especies que se pueden cultivar en ambientes controlados no convencionales y responden de forma favorable en las condiciones ambientales que se presentan en la mayor parte de los estados del sureste de México. Su valor comercial está por encima del que tiene la tilapia en los mercados regionales y nacionales en la actualidad.

En este libro se incluye información referente a la biología de las mojarrras tenguyaca y castarrica, así como los avances en el desarrollo sobre tecnología del cultivo de estas, además de los aspectos básicos que se deben tomar en cuenta para el manejo integral en su cultivo en granja, como es el manejo y la obtención de reproductores, el desove, el cultivo de larvas y alevines en sistemas controlados, la masculinización, la alimentación y el manejo de los peces y los procesos de engorda en diversos sistemas de cultivo, hasta la cosecha y la venta del producto en el mercado.

La información contenida en este manual será de gran ayuda en el diseño y la operación de unidades de producción acuícola que cultiven cíclidos nativos en distintos sitios del trópico húmedo del sureste mexicano. La metodología propuesta aquí, con seguridad servirá de base para el cultivo de otras especies con potencial acuícola en México.

Dra. Leticia Huidobro-Campos