



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN DE ALMEJA
DE SIFÓN (*Panopea globosa*) EN BAHÍA
MAGDALENA, BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO**

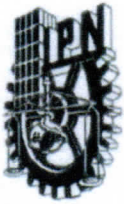
TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS**

PRESENTA

SERGIO AMEZCUA CASTRO

LA PAZ, B.C.S., JULIO DE 2020



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S. siendo las 12:00 horas del día 04 del mes de Julio

del 2020 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS para examinar la tesis titulada:

"Evaluación de la población de almeja de sifón (*Panopea globosa*) en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México" del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	AMEZCUA	Apellido Materno:	CASTRO	Nombre (s):	SERGIO
-------------------	---------	-------------------	--------	-------------	--------

Número de registro: B 1 6 0 9 9 5

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 8 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo SI NO SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: El documento de tesis mostró sólo 8% de similitud al extraerse bibliografía y coincidencias menores a 10 palabras. En su contexto representa un trabajo con un aceptable grado de originalidad. Se anexa reporte de Turnitin Similarity.

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOSICIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ
Director de Tesis
Nombre completo y firma

DR. AGUSTÍN HERNÁNDEZ HERRERA
Nombre completo y firma

DR. PABLO DEL MONTE LUNA
Nombre completo y firma

DR. ENRIQUE MORALES BOJÓRQUEZ
Nombre completo y firma

DR. ANDRÉS MIGUEL CISNEROS MONTEMAYOR
Nombre completo y firma

DR. SERGIO HERNÁNDEZ RUJAL
Nombre completo y firma
I.P.N.
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES
CICIMAR DIRECCION



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 04 del mes de Julio del año 2020

El (la) que suscribe M en C. SERGIO AMEZCUA CASTRO Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro B160995 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ Y DR. ENRIQUE MORALES BOJÓRQUEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"Evaluación de la población de almeja de sifón (*Panopea globosa*) en Bahía

Magdalena, Baja California Sur, México"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: samezcua@alumno.ipn.mx - farregui@ipn.mx -

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

M en C. SERGIO AMEZCUA CASTRO

Nombre y firma del alumno

DEDICATORIA

Para Vanessa y
Juan José

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Instituto Politécnico Nacional (IPN) y al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios de doctorado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo financiero para la realización de mis estudios de doctorado con número 278921. Y al apoyo económico de Beca Mixta otorgado por CONACYT para realizar mi estancia de investigación en Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (por sus siglas en francés IFREMER).

A la Coordinación de Cooperación Académica del IPN por otorgarme el apoyo económico complementario para realizar mi estancia de investigación en Brest, Francia. A la Beca de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores (BEIFI) por el apoyo económico otorgado.

Mi admiración y agradecimiento al Dr. Francisco Arreguín Sánchez, por brindarme la oportunidad de aprender de su genialidad como investigador. Gracias por sus comentarios y críticas que mejoraron este trabajo.

Agradezco al Dr. Enrique Morales Bojórquez por su dirección, apoyos y consejos durante el desarrollo mis estudios de doctorado. Gracias por transmitirme sus conocimientos de una manera extraordinaria.

A los miembros del comité, conformado por el Dr. Agustín Hernández Herrera, Dr. Pablo Del Monte Luna y Dr. Andrés Cisneros Montemayor, gracias por el tiempo invertido durante estos cuatro años, por sus comentarios, críticas y sugerencias que enriquecieron este trabajo y mi formación profesional.

A la Dra. Ching Villanueva y al Dr. Mathieu Woillez por brindarme asesorías durante mi estancia de investigación en el Laboratorio de Biología Pesquera en la unidad de Ciencias y Tecnología del IFREMER.

A la Plataforma Nacional de Transparencia por proporcionarme los datos que fueron cruciales para el desarrollo de esta investigación.

Al Ing. Pesq. Armando Hernández, por ayudarme a resolver mis dudas en algunos programas de cómputo. Al C.P. Humberto Ceseña, César Casas y Magdalena Mendoza, por sus atenciones en todo lo relacionado en el proceso administrativo. Al personal de informática y biblioteca del CICIMAR-IPN.

A mi esposa y a mi pequeño Juan José, por su apoyo incondicional, por creer en mí y por darme la fortaleza en todo momento.

A mi madre, por creer siempre en mí, por su apoyo incondicional. Gracias por apoyar mis sueños y anhelos.

A todos los investigadores, académicos, técnicos y compañeros que contribuyeron de manera directa o indirecta a mi formación.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	ii
LISTA DE TABLAS	iii
GLOSARIO	iv
RESUMEN	vi
ABSTRACT	viii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	4
3. JUSTIFICACIÓN	7
4. PLANTEAMIENTO DE LA INVESTIGACIÓN	7
5. OBJETIVOS	8
5.1 Objetivo general	8
5.2 Objetivos específicos	8
6. MATERIALES Y MÉTODOS	9
6.1 Área de estudio	9
6.2 Datos biológicos y capturas	9
6.3 Delimitación del área de pesca	11
6.2 Modelo de análisis de capturas estructurado por tallas	11
6.3 Modelo de crecimiento individual estocástico y supervivencia	12
6.4 Mortalidad por pesca y selectividad	13
6.5 Reclutamiento	15
6.6 Parametrización e intervalos de confianza	15
6.8 Cantidades de manejo	18
7. RESULTADOS	20
8. DISCUSIÓN	34
9. CONCLUSIONES	45
10. LITERATURA CITADA	47

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de estudio de *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS. La línea continua representa el área de pesca que se autorizó en 2015 y los puntos negros indican una aproximación del total de estaciones muestreadas durante 2005 a 2014. 10
- Figura 2.** Capturas comerciales de *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS, durante 2005 a 2014. 11
- Figura 3.** Distribución de frecuencias de tallas de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. 20
- Figura 4.** Análisis de capturas estructurado por tallas para *P. globosa* en Bahía Magdalena de 2005 a 2014. La línea representa el modelo CASA y los puntos los datos observados. 21
- Figura 5.** Mortalidad por pesca de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. 24
- Figura 6.** Curvas de selectividad de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. 25
- Figura 7.** Estimación de la biomasa total por talla de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. 26
- Figura 8.** Estimación de la biomasa vulnerable de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. 27
- Figura 9.** Biomasa total y vulnerable por intervalo de longitud de concha de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. 30

Figura 10. Tasa de explotación de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. La línea punteada representa la regla de control como medida de manejo (tasa de explotación del 1%) y el área gris representa los intervalos de longitud inferiores a la talla mínima legal (130 mm de LC)..... 31

Figura 11. Estimación del reclutamiento anual de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014..... 32

Figura 12. Cambios en el área de pesca de *P. globosa* capturada en Bahía Magdalena durante 2005 a 2015. 33

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Estimación de parámetros de *P. globosa* en Bahía Magdalena, Baja California Sur, durante 2005 a 2014..... 22

Tabla 2. Estimación de la biomasa total y biomasa vulnerable de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. Se aplicó como medida de manejo la regla de control del 1% de biomasa total estimada en el año. 28

GLOSARIO

Agotamiento espacial en serie. Disminución drástica en la población, asociada a los cambios en el área de pesca y la reubicación de la mortalidad por pesca.

Área de pesca. Espacio geográfico extenso donde la población es lo suficientemente abundante para sostener una pesquería comercial

Banco. Zonas dentro de las áreas de pesca donde la abundancia es alta; son agregaciones permanentes, precisas en su localización y claramente separadas de las áreas no adecuadas para el desarrollo de los organismos.

Biomasa total. Cantidad estimada de la existencia de un grupo de individuos en una población expresada en peso.

Biomasa vulnerable. Parte de la biomasa total de una población que está disponible para la captura.

Captura. Biomasa o número de organismos extraídos, con la utilización de un arte de pesca determinado.

Dinámica de poblaciones. Estudia la población de una especie como sistema funcional. Se analiza el cambio en el número de individuos de una población y de los factores que tienen influencia, como las tasas de pérdida (mortalidad) y ganancia o reemplazo (natalidad, crecimiento).

Manejo activo. Son estrategias de manejo pesquero que ayudan a controlar y limitar las actividades de la pesca, tales como estimaciones de biomasa, reclutamiento, mortalidad y estimación de cuotas de captura.

Manejo adaptativo. Plan de acción que permite modificar las estrategias y tácticas de manejo adaptándolas al nuevo conocimiento y a los cambios repentinos observados.

Manejo pasivo. Son tácticas que ayudan al manejo pesquero, tales como la talla mínima legal, temporada de veda, esfuerzo pesquero, densidad mínima, etc.

Modelo. Expresión matemática que contiene variables que explican el comportamiento de un fenómeno (p.e. cambios en la abundancia de una población).

Parches. Agregaciones dentro de un banco, se pueden medir en decenas o cientos de metros cuadrados.

Reclutamiento a la pesquería. Incorporación de individuos jóvenes a la porción de la población que son susceptibles a ser capturados por el arte de pesca. En este trabajo, se definió como el número de individuos menores a 130 mm de longitud de concha.

Selectividad. Probabilidad de encuentro entre el arte de pesca y la disponibilidad de ciertas tallas; siendo dependientes del comportamiento de los pescadores para capturar el recurso.

Tasa de explotación. Proporción de la biomasa extraída por pesca.

Verosimilitud. Criterio estadístico para la estimación de parámetros de un modelo y sus intervalos de confianza, mediante un algoritmo de búsqueda directa considerando la diferencia entre los valores observados y estimados.

RESUMEN

La pesquería de almeja de sifón (*Panopea globosa*) en Bahía Magdalena inició en 2005, desde entonces las autoridades pesqueras han implementado un esquema de manejo principalmente pasivo como: 1) talla mínima legal de 130 mm de longitud de concha (LC), 2) tasa de explotación del 1% para pesca comercial y del 0.5% para pesca de fomento por banco productivo, de acuerdo con los resultados de la evaluación poblacional, 3) explotación restringida a los bancos autorizados con densidades mayores a 0.04 almejas/m². Cabe destacar que los individuos del género *Panopea* poseen características biológicas (longevos, de crecimiento lento, sedentarios, con alta mortalidad en estadios larvarios y bajas tasas de reclutamiento) que los hacen particularmente vulnerables a la presión por pesca. Aunque anualmente se realizan estimaciones de biomasa y cuotas de capturas, aún falta integrar otras estrategias del manejo activo, que permiten observar los cambios en la dinámica poblacional tales como la estimación del reclutamiento, mortalidad por pesca, biomasa total y vulnerable. Bajo el conocimiento del manejo activo, se determinó el estado de explotación del recurso *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS. Se implementó un modelo de análisis de capturas estructurado por tallas (CASA), para describir los cambios en la abundancia de *P. globosa* a lo largo del tiempo, empleando los parámetros de crecimiento y la tasa de mortalidad natural. El modelo describió los cambios en la población, incluidos los patrones de crecimiento individual, supervivencia, selectividad, reclutamiento, mortalidad por pesca y estimaciones de números iniciales de individuos en la población. Además, se estimó la tasa de aprovechamiento, biomasa total y vulnerable por intervalo de tallas. En el presente trabajo, se analizaron 22,579 individuos durante 2005 a 2014. La composición de tallas estuvo representada por organismos de 118 a 205 mm de LC. Los resultados indicaron que la mayor biomasa total estimada fue durante 2014, 2010 y 2008, con valores superiores a 30 mil t. También, en esos años se estimaron los mayores valores de biomasa vulnerable con 493, 339 y 349 t, respectivamente. La tasa de explotación mostró valores cercanos a la regla de control (1% de la biomasa total anual estimada), teniendo mayor frecuencia los individuos de 142 a 169 mm de LC. Durante 2014 se estimó el mayor valor de reclutamiento a la pesquería con 5.19×10^6 individuos. Se

detectaron patrones de agotamiento espacial en serie para *P. globosa* y una expansión en el área de pesca a lo largo del tiempo. Estos patrones de expansión geográfica son comunes para pesquerías en desarrollo y son un problema para la evaluación de la población. Generalmente, los bancos más densos se cosechan o incluso se agotan, los pescadores cambian a nuevos bancos y posiblemente regresan con el tiempo. Si se ignoran los cambios en el área de pesca, los aparentes aumentos en las biomásas y el reclutamiento pueden enmascarar la dinámica de la población de varios bancos, incluidos los que están agotados y tienen bajo rendimiento.

Palabras claves: estructura de la longitud, tasa de explotación, reclutamiento, agotamiento espacial en serie, dinámica de flotas.

ABSTRACT

The fishery of geoduck (*Panopea globosa*) in Bahía Magdalena began in 2005, since then the fishing authorities have implemented a mainly passive management scheme such as: 1) minimum legal size of 130 mm in shell length (LC), 2) harvest rate of 1% for commercial fishing and 0.5% for prospective fishing by productive bed based on the results of stock assessment, 3) exploitation restricted to authorized beds with densities greater than 0.04 geoduck/m². It should be noted that individuals of the *Panopea* genus possess biological characteristics (long-lived, slow-growing, sedentary, with high mortality in larval stages and low recruitment rates) that make them particularly vulnerable to fishing pressure. Although estimates of biomass and catch quotas are made annually, there is still a need to integrate other active management strategies, which allow observing changes in population dynamics such as estimation of recruitment, fishing mortality, total and vulnerable biomass. With the knowledge of active management, the exploitation status of the *P. globosa* resource in Bahía Magdalena, BCS. A length-structured catch analysis model (CASA) was implemented to describe changes in *P. globosa* abundance over time, using growth parameters and the natural mortality rate. The model described changes in the population, including individual growth patterns, survival, selectivity, recruitment, fishing mortality, and estimates of initial numbers of individuals in the population. In addition, the exploitation rate, total and vulnerable biomass by length interval was estimated. In this work, 22,579 individuals were analyzed during 2005 to 2014. The length composition was represented by organisms from 118 to 205 mm LC. The results indicated that the highest estimated total biomass was during 2014, 2010 and 2008, with values higher than 30 thousand t. Also, in those years the highest values of vulnerable biomass were estimated with 493, 339 and 349 t, respectively. The harvest rate showed values close to the control rule (1% of the estimated total annual biomass), with individuals with a greater frequency of 142 to 169 mm LC. During 2014 the highest value of recruitment to the fishery was estimated with 5.19×10^6 individuals. Patterns of depletion in spatial series were detected for *P. globosa* and an expansion in the fishing ground over time. These geographic expansion patterns are common for developing fisheries and are a problem for stock assessment. Generally, the denser beds are harvested or even

depleted, fishermen switch to new beds, and possibly return over time. If changes in fishing ground are ignored, the apparent increases in biomass and recruitment may mask the population dynamics of various beds, including those that are depleted and underperforming.

Keywords: length-structured, harvest rate, recruitment, spatial serial depletion, fleet dynamics.

1. INTRODUCCIÓN

Las almejas del género *Panopea* poseen una distribución cosmopolita e incluyen nueve especies. En México, son nombradas comúnmente como almeja de sifón, generosa o chiluda (DOF, 2017). Se caracterizan por su alto valor comercial y su creciente demanda en el mercado internacional, destacando Hong Kong como el principal destino comercial (SIAP, 2019). En los mercados de Asia, se encuentran a la venta organismos vivos considerados de alta calidad con un precio entre \$100 y \$150 USD/lb (Shamshak & King, 2015). La mayor producción de estas especies se encuentra en Norteamérica, destacando Estados Unidos (51%), Canadá (28%) y México (21%). En México, esta pesquería se realiza principalmente en las costas Baja California, Sonora y Baja California Sur (DOF, 2017).

Las poblaciones del género *Panopea* se caracterizan por sus hábitos sedentarios, alta longevidad, baja mortalidad en adultos y alta mortalidad en estadios larvarios (Goodwin & Pease, 1987; Bureau *et al.*, 2002; Orensans *et al.*, 2004; Valero *et al.*, 2004). A pesar de la alta fecundidad de estos organismos, poseen bajas tasas de reclutamiento. Incluso se han reportado que los valores del reclutamiento pueden variar entre localidades relativamente cercanas (Goodwin & Shaul, 1984). Se ha documentado que el reclutamiento ocurre con diferente intensidad en escalas de varias décadas (Valero *et al.*, 2004; Zhang & Hand, 2006). Las tasas de crecimiento varían entre localidades dependiendo de las características de las corrientes, profundidades y distribución geográfica de las poblaciones (Breen & Shields, 1983; Hidalgo-de-la-Toba *et al.*, 2015). El lento crecimiento puede ser atribuido a hidrodinámicas locales particularmente fuerte (viento y olas) y al tipo de sustrato (grava y lodo; Hoffman *et al.*, 2000; Campbell & Ming, 2003). En términos generales, la almeja de sifón presenta atributos que la hacen particularmente susceptible a la presión por pesca.

Las especies de bivalvos cuyo hábitat principal son los fondos arenosos, normalmente presentan una distribución agregada dentro de su rango de distribución. En términos de la pesquería y su manejo, las agregaciones pueden tener diferentes magnitudes: 1) área o polígono de pesca, son áreas extensas donde la población es lo suficientemente

abundante para sostener una pesquería comercial, 2) bancos, son zonas dentro de las áreas anteriores donde la abundancia es alta; son agregaciones permanentes, precisas en su localización y claramente separadas de las áreas no adecuadas para el desarrollo de los organismos y 3) parches, son agregaciones dentro del banco, se pueden medir en decenas o cientos de metros cuadrados (Brand, 2016).

En México, se capturan y comercializan dos especies de almeja de sifón: 1) *Panopea generosa* y 2) *Panopea globosa* (González-Peláez *et al.*, 2013). Actualmente, este recurso cuenta con los siguientes instrumentos de manejo: Norma Oficial Mexicana NOM-014-SAG/PESC-2015 (DOF, 2015), programa de ordenamiento de la pesquería de almeja generosa en la región noroeste de México (Botello-Ruvalcaba *et al.*, 2010), planes de manejo para la pesquería de almeja de sifón en Baja California y Sonora, respectivamente (DOF, 2012a; 2012b); la pesquería en Baja California Sur carece del plan de manejo. Finalmente, la ficha técnica del recurso en la Carta Nacional Pesquera (DOF, 2017).

La pesca de almeja de sifón es selectiva considerando que se realiza mediante selección visual y colecta manual de los organismos por parte del buzo y no existe captura incidental de otras especies. Sin embargo, eventualmente existe extracción de almejas de tallas menores a la autorizada, debido a la dificultad de identificar el tamaño de los organismos antes de ser desenterrados (Botello-Ruvalcaba *et al.*, 2010). La pesca puede reducir el tamaño de las agregaciones, particularmente cuando los pescadores seleccionan los bancos que serán capturados, sin considerar la dinámica espacial del stock explotado. La disminución drástica en la población, asociada a los cambios en el área de pesca y la reubicación de la mortalidad por pesca, se define como agotamiento espacial en serie. Cuando las poblaciones se reducen a bajas densidades, la supervivencia está amenazada por la estocasticidad demográfica, genética y ambiental (Morales-Bojórquez *et al.*, 2008).

La pesquería de *P. globosa* en Bahía Magdalena inició en 2005, desde entonces, las autoridades pesqueras mexicanas han implementado regulaciones para el

aprovechamiento de este recurso con un enfoque precautorio, a través de las siguientes tácticas de manejo: 1) talla mínima legal de 130 mm de longitud de concha (LC), 2) tasa de explotación de la biomasa aprovechable del 1% para pesca comercial y del 0.5% para pesca de fomento, mismas que son dictaminadas por el Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA), con base en los resultados anuales de las evaluaciones pesqueras, 3) explotación restringida a los bancos autorizados con densidades mayores a 0.04 almejas/m² (González-Peláez & Lluch-Cota, 2010; Aragón-Noriega *et al.*, 2012; DOF, 2017).

Han transcurrido quince años desde que inició la pesquería en Bahía Magdalena, el esquema de manejo pesquero continúa siendo el mismo. Aun cuando anualmente se realizan estimaciones de biomasa y cuotas de capturas, no se integran estrategias del manejo activo, tales como: estimaciones de reclutamiento, mortalidad por pesca, biomasa total y vulnerable, soportado por un análisis de su dinámica poblacional. Lo anterior también fue identificado por González-Peláez, *et al.*, (2015b), señalando la necesidad de cambiar de manejo pasivo a manejo activo, utilizando modelos consistentes con la historia de vida del organismo y el rendimiento de la pesquería a corto, mediano y largo plazo, además, de tener presente el problema de la sobrepesca.

Las características biológicas del recurso complican su administración y regulación, por lo que, es importante considerar todos los elementos técnicos y científicos posibles, basadas en el conocimiento actualizado de los aspectos biológicos, ecológicos, pesqueros y ambientales, con el fin de tomar las mejores decisiones de manejo. Además, se deben integrar a las estrategias de manejo, aspectos relacionados con la expansión del área de pesca, la dinámica de la flota y la rotación de bancos (Orensanz *et al.*, 2004; Valero *et al.*, 2004; Zhang & Hand, 2006).

2. ANTECEDENTES

Para el género *Panopea* distribuido en aguas del Océano Pacífico Mexicano se han centrado sus estudios en aspectos de su biología básica, tales como distribución geográfica y abundancia (González-Peláez *et al.*, 2013; Cortez-Lucero *et al.*, 2014; Aragón-Noriega *et al.*, 2016), edad, crecimiento individual, mortalidad natural y esperanza de vida (Calderón-Aguilera *et al.*, 2010a; Bautista-Romero *et al.*, 2015; González-Peláez *et al.*, 2015a; 2015b; Aragón-Noriega *et al.*, 2019), genética y relaciones filogenéticas (Rocha-Olivares *et al.*, 2010; Leyva-Valencia *et al.*, 2015; Munguia-Vega *et al.*, 2015;), aspectos de la biología reproductiva y talla de madurez (Arambula-Pujol *et al.*, 2008; Calderon-Aguilera *et al.*, 2010b; Aragón-Noriega, 2015), y por último relaciones morfométricas y desarrollo gametogénico (Aragón-Noriega *et al.*, 2007).

El estudio de Pérez-Valencia & Aragón-Noriega (2012), es el único trabajo en el que se ha hecho la estimación de biomasa en un banco de almeja de sifón en México. El estudio se realizó para una población virgen del alto Golfo de California, empleando un modelo de análisis de capturas estructurado por tallas (CASA, por su sigla en inglés: Catch-at-size analysis). El modelo CASA propuesto por Sullivan *et al.* (1990) es uno de modelos integrales estructurados por tallas más sencillos, se ha implementado en diversos recursos de importancia comercial: *Strongylocentrotus franciscanus*, *Epigonus crassicaudus*, *Placopecten magellanicus*, *Dosidicus gigas*, *Farfantepenaeus californiensis*, *Coregonus artedi*, por nombrar algunos (Lai & Bradbury, 1998; Wiff, 2005; Jacobson *et al.*, 2010; Morales-Bojórquez & Nevárez-Martínez, 2010; Morales-Bojórquez *et al.*, 2013; Hart *et al.*, 2013; Morales-Bojórquez & Pacheco-Bedoya, 2017; Fisch *et al.*, 2019). A pesar del alcance del modelo CASA, Pérez-Valencia & Aragón-Noriega (2012) sólo reportaron el valor de biomasa total, dejando de lado toda la información generada por intervalo de tallas de: biomasa vulnerable, reclutamiento, tasa de explotación y mortalidad por pesca. Recientemente, Amezcua-Castro *et al.* (2019) integraron el conocimiento de la biología básica de *Panopea globosa* en México y obtuvieron las primeras estimaciones de reclutamiento, tasa de explotación, biomasa total y vulnerable por intervalo de tallas.

De acuerdo con las experiencias obtenidas con poblaciones explotadas de almeja de sifón en Columbia Británica, Canadá, y Washington, Estados Unidos, se ha mostrado una lenta recuperación en el corto plazo, derivado de las características biológicas de la especie (Orensanz *et al.*, 2004; Zhang & Hand, 2006). Desde 2007, la pesquería en Columbia Británica es manejada a través de cuotas individuales, empleando una tasa de explotación de entre 1.2 y 1.8% de la biomasa inicial, aplicando un esquema de rotación de bancos cada tres años y está limitada a 55 permisos (Goodwin & Pease, 1987; Bradbury *et al.*, 2000). En Washington se otorgan cuotas individuales con una tasa de aprovechamiento del 2.7% de la biomasa virgen; se consideran seis regiones de pescas, se emplea un sistema de rotación de bancos y cuentan con un programa de repoblamiento (Zhang & Hand, 2000). Como ya se mencionó, en México, esta pesquería es administrada con una tasa de explotación del 1% de la biomasa anual estimada para pesca comercial y 0.5% para pesca de fomento, además solo se consideran individuos mayores a la talla mínima legal (130 mm de LC) (DOF, 2012a; 2012b; 2017).

La experiencia sobre la explotación de especies del género *Panopea* ha mostrado que la mejor forma de pesca se sustenta sobre tasas de explotación constante. De acuerdo con Botello-Ruvalcaba *et al.*, (2010) señalan que la medida tiene mayor efectividad si se aplica una baja tasa de explotación a las tallas que se encuentran por encima de la talla mínima legal, lo cual garantiza evitar la sobrepesca del crecimiento, definida como un exceso en la mortalidad por pesca ejercida sobre los individuos jóvenes de una población (Haddon, 2011). Además, es importante considerar la dinámica espacial de las poblaciones y las flotas, para identificar los cambios que ocurren en la población a lo largo del tiempo (Kirby, 2004; Orensanz *et al.*, 2016). En pesquerías de moluscos, se ha identificado que el agotamiento en serie provoca disminuciones drásticas en la población. Este efecto puede observarse cuando los pescadores dirigen su esfuerzo hacia bancos donde se agrega una mayor densidad, dejando parches con poca o nula densidad (Orensanz *et al.*, 1998, 2016; Karpov *et al.*, 2000; Kirby, 2004). Se ha documentado que las poblaciones de moluscos son susceptibles al agotamiento en

serie, debido a que son individuos sedentarios con distribución irregular; presentan zonas de alta densidad que constituyen una alta proporción de la biomasa total, pueden identificarse fácilmente para ser capturados y por tanto al explotarse las zonas más densas sufren agotamiento parcial o total. Se ha observado el efecto del agotamiento en serie en varios recursos de importancia comercial como, por ejemplo: abulón (*Haliotis spp.*), almeja catarina (*Argopecten ventricosus*) y pectínidos de Tasmania (*Pecten fumatus*, *Equichlanys bifrons* y *Minachlanys asperrimus*; Maeda-Martínez *et al.*, 1993; McCormick, 2000; Tracey & Lyle, 2011). Aunque esta condición se observa ampliamente, también hay pesquerías sostenibles de moluscos que, bajo este conocimiento, se han administrado siguiendo esquemas de rotación de bancos, como es el caso de *Placopecten magellanicus* capturada en el Atlántico (Hart, 2003; Harris *et al.*, 2018) y *P. globosa* en la Columbia Británica (Orensanz *et al.*, 2004).

Cuando inició la pesquería de *P. globosa* en Bahía Magdalena, en 2005, se desconocía la distribución del recurso y los límites de los bancos. Se encontraron parches aislados con altas densidades cerca del puerto y se explotaron comercialmente, causando un rápido agotamiento. En consecuencia, los pescadores ubicaron nuevos parches con altas densidades siguiendo un patrón de sobrepesca similar, y el caladero se expandió progresivamente. Si los cambios en el área de pesca se ignoran o no se analizan, entonces, el estado real de las poblaciones explotadas puede resultar en un manejo inadecuado (Karpov *et al.*, 2000; Miller *et al.*, 2014). Es común que se produzca un agotamiento en serie a medida que se desarrolla una pesquería debido a que los cambios en la dinámica espacial de la flota se combinan con la estructura espacial de la población.

3. JUSTIFICACIÓN

Desde que inició la pesquería de *P. globosa* en Bahía Magdalena, se ha mostrado interés en su aprovechamiento debido a su alto valor comercial, lo que ha generado conflictos por el acceso al recurso. Hasta el momento, se carece de información del estado del recurso, debido a que se administra a través de un esquema de manejo pasivo, en el cual no se logra identificar la variabilidad de la biomasa ni cambios en el reclutamiento a lo largo del tiempo; se ignoran las variaciones en la tasa de explotación durante su aprovechamiento y no se considera la distribución espacial del esfuerzo pesquero, ni la expansión o reducción del área de pesca a través del tiempo.

En este trabajo se abordaron las estrategias del manejo activo en la pesquería de almeja de sifón, lo que permitirá entender algunos elementos de la dinámica poblacional y brindará mejores herramientas para la toma de decisiones que permitan la sostenibilidad del recurso.

4. PLANTEAMIENTO DE LA INVESTIGACIÓN

En el presente trabajo, se abordaron las siguientes preguntas de investigación para la pesquería de almeja de sifón en Bahía Magdalena, BCS: ¿Cómo es el comportamiento de las curvas de selectividad anual?, ¿Cuál es la biomasa total y biomasa vulnerable del recurso?, ¿Cuál es el reclutamiento a la pesquería?, ¿Cuál es la tasa de explotación por intervalo de tallas? Y finalmente, ¿Cuál es el estado de explotación del recurso y qué ventajas proporciona generar información para un manejo activo?

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Determinar el estado de explotación del recurso almeja de sifón (*Panopea globosa*) en Bahía Magdalena, Baja California Sur.

5.2 Objetivos específicos

1. Estimar las curvas de selectividad por intervalo de longitud de concha.
2. Cuantificar la biomasa total y vulnerable por intervalo de longitud de concha.
3. Calcular el reclutamiento a la pesquería de *P. globosa*.
4. Evaluar la tasa de explotación por intervalo de longitud de concha y para la población en general.
5. Cuantificar el estado del recurso de acuerdo con las medidas existentes de control y manejo.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El Complejo Lagunar Bahía Magdalena-Almejas (CLBMA) es la región pesquera de mayor importancia económica en Baja California Sur. Presenta hasta cuatro veces la productividad primaria y secundaria de otras áreas costeras del Pacífico peninsular. Esta característica le permite la existencia de altas densidades de especies de importancia comercial y ecológica (Lluch-Belda *et al.*, 2000). En esta región sobresale la pesca industrial de sardina y la operación de alrededor de 720 embarcaciones menores para la pesca ribereña de diversas especies de peces, tiburones, moluscos y crustáceos (Ojeda-Ruiz-de-la-Peña & Ramírez-Rodríguez, 2012).

Bahía Magdalena se localiza en la parte central del CLBMA, cuya profundidad oscila entre 15 y 20 m (Funes *et al.*, 2007). Entre las zonas del CLMBA, Bahía Magdalena es la más importante para la pesca de moluscos bivalvos y camarón (Acosta-Velázquez & Vázquez-Lule, 2009). Este trabajo se centró en Bahía Magdalena, donde se realiza la pesca del recurso almeja de sifón.

6.2 Datos biológicos y capturas

Los datos biológicos de *P. globosa* se obtuvieron a través de muestreos realizados por el personal científico del Instituto Nacional de la Pesca (INAPESCA), de 2005 a 2014 (Fig. 1). El diseño del muestreo consistió en una red de estaciones distribuidas de manera aleatoria dentro del área a evaluar. Las unidades muestrales comprendían 50 m² (transecto de 25 m por 2 m) donde los individuos se colectaron mediante buceo semiautónomo (hooka) a profundidades entre 11 y 17 m, utilizando una motobomba para la remoción del sustrato y posteriormente se colectaron los organismos. Los individuos fueron transportados a tierra, donde se registró la longitud de la concha (LC) expresada en milímetros y el peso total en gramos; el número total de organismos medidos por año varió de 297 (2011) a 4,346 (2009).

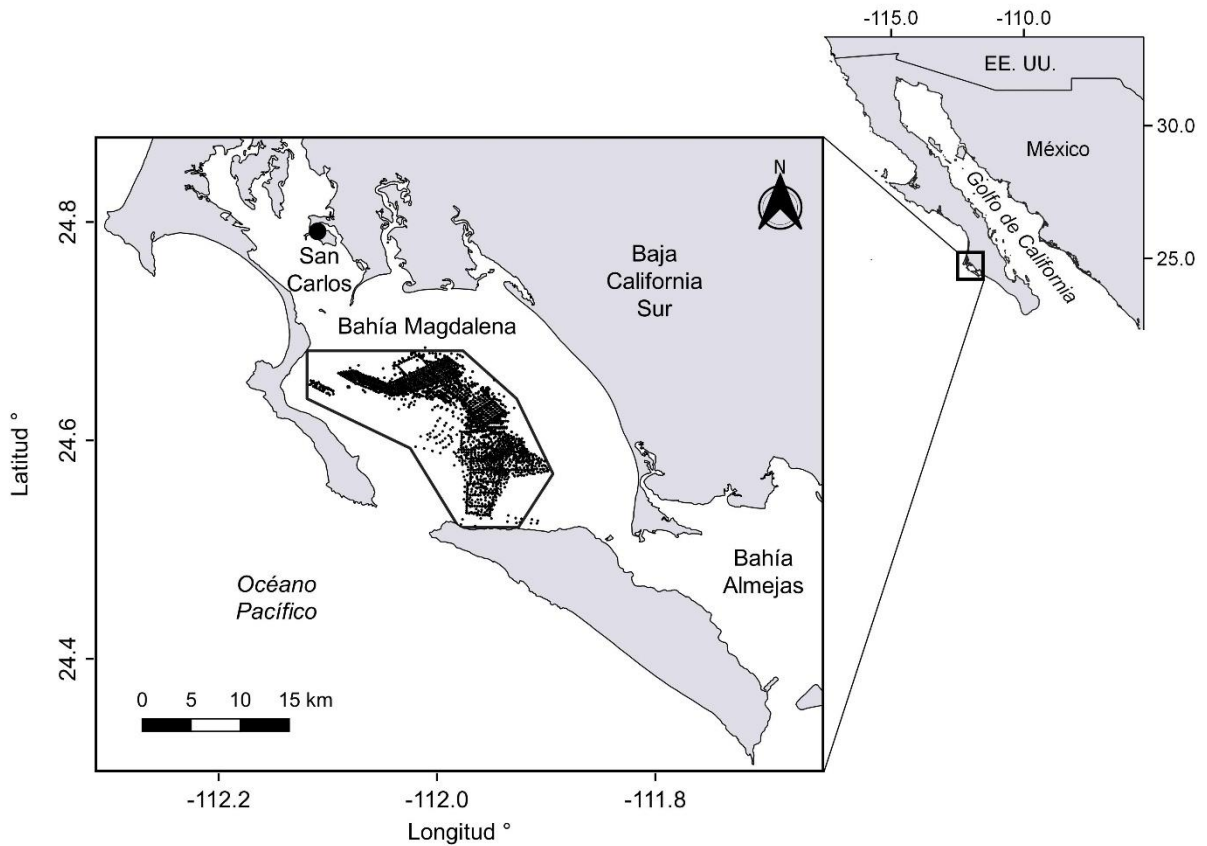


Figura 1. Área de estudio de *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS. La línea continua representa el área de pesca que se autorizó en 2015 y los puntos negros indican una aproximación del total de estaciones muestreadas durante 2005 a 2014.

Además, se obtuvieron datos de capturas comerciales de *P. globosa* durante 2005 a 2014 en el área de estudio (Fig. 2), a través de la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA).

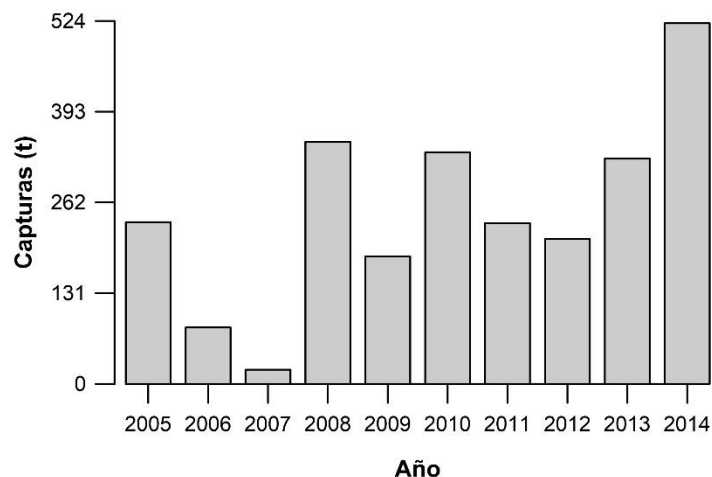


Figura 2. Capturas comerciales de *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS, durante 2005 a 2014.

6.3 Delimitación del área de pesca

Para calcular los cambios anuales en el área de pesca, se utilizaron las estaciones de muestreo reportadas en los informes científicos técnicos del INAPESCA. Con ayuda de un sistema de información geográfica (Qgis versión 3.8), se delimitó el área de pesca para cada año, utilizando las estaciones de muestreo perimetrales (INAPESCA 2007, 2008, 2009, 2011, 2012a, 2012b, 2013a, 2013b, 2015).

6.2 Modelo de análisis de capturas estructurado por tallas

Para el análisis de las capturas se utilizó un modelo estructurado por tallas denominado CASA (catch-at-size análisis; Sullivan *et al.*, 1990). El modelo CASA describe los cambios en la dinámica poblacional a través del tiempo, describiendo la explotación y el crecimiento de los individuos en la población en términos de la longitud, y considera la relación entre la captura a la talla con la abundancia y los cambios en números de individuos por talla de un intervalo de tiempo al siguiente. En este análisis fue necesario conocer los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy y de mortalidad natural, que se estiman a partir de los datos recopilados en el estudio.

El modelo CASA empleado en este estudio tiene nuevas características, incluida una nueva función objetivo, basada en una función logarítmica negativa de verosimilitud

que supone una estructura residual aditiva, lo que aumentó el rendimiento del algoritmo para la optimización de parámetros. Además, se estimaron intervalos de confianza para todos los parámetros calculados por el modelo, utilizando perfiles de probabilidad. Esta versión mejorada de CASA es más flexible para estimar cantidades de manejo a partir de datos estructurados por longitud. La dinámica de la población descrita por el modelo CASA incluye varios módulos: (1) crecimiento individual estocástico, (2) supervivencia, (3) mortalidad por pesca, (4) selectividad (5) reclutamiento y (6) estimaciones de números iniciales de individuos en la población. Los indicadores relevantes para el manejo estimados por el modelo son: biomasa total, biomasa vulnerable y tasa de explotación.

6.3 Modelo de crecimiento individual estocástico y supervivencia

El modelo CASA incorpora un modelo estocástico de crecimiento estructurado en longitud, considera la variabilidad en el crecimiento individual de *P. globosa* mediante el uso de una matriz de transición ($T_{l,l'}$) que se estima a través de un producto entre la matriz de crecimiento ($G_{l,l'}$) y la matriz de supervivencia ($S_{l,t}$; Sullivan *et al.*, 1990; Dippold *et al.*, 2017). Por lo tanto, en la matriz de crecimiento se asumió el patrón de crecimiento de von Bertalanffy. Además, se adoptó el algoritmo propuesto por Fabens (1965) para estimar los parámetros del modelo de von Bertalanffy $\bar{\Delta}_l = (L_\infty - l_*)(1 - \exp^{-k})$; donde $\bar{\Delta}_l$ representa el incremento de crecimiento medio, l_* es la longitud media de la clase de longitud de concha l , L_∞ es la longitud asintótica y k es el parámetro de crecimiento.

Se utilizó una distribución gamma para representar la variación en el crecimiento, debido a su versatilidad y flexibilidad para aproximarse a varias formas funcionales, lo cual permite emplear prácticamente toda la información como fue observada, considerándose de esta manera más información que asumir una forma de distribución específica. Además, debido a que la distribución gamma se define en términos de su primer y segundo momentos, entonces reduce el número de parámetros por ser estimados. La flexibilidad de la función es útil para describir los diferentes patrones de

crecimiento para los diferentes periodos de vida en las almejas; por ejemplo, las almejas pequeñas crecen más rápido y la distribución de cambio en la longitud puede estar sesgada positivamente; por el contrario, las almejas grandes crecen más lento, lo cual tienden a restringir el crecimiento a las clases de longitud adyacentes. La distribución gamma con los parámetros α_l y β_g describe la variación en el incremento medio del crecimiento (Haddon 2011; Helidoniotis *et al.*, 2011; Cao *et al.*, 2017):

$$g(x|\alpha_l\beta_g) = \frac{1}{\beta_g^{\alpha_l}\Gamma(\alpha_l)} x^{\alpha_l-1} * \exp\frac{-x}{\beta_g}$$

donde x representa $\Delta_l(l_{t+1} - l_t)$, que denota el incremento de crecimiento en la clase de longitud de concha l en periodos de tiempo sucesivos. El cambio medio en la longitud es $E(\Delta_l) = \alpha_l \times \beta_g$ y la varianza es $\sigma_l^2 = \sigma_l \times \beta_g^2$. La probabilidad que una almeja de sifón crezca de la clase de longitud de concha l a la clase de longitud de concha l' , se estimó integrando las clases de longitud de concha de la siguiente manera:

$$G_{l,l'} = \int_{l'_1}^{l'_2} g(x|\alpha_l\beta_g) dx$$

La matriz de supervivencia ($S_{l,t}$) se estimó como $S_{l,t} = \exp^{-Z_{l,t}}$, representa el número de almejas en la clase de longitud de concha l que sobreviven al inicio es el tiempo t y es reducido por la mortalidad, considerando que $Z_{l,t} = F_{l,t} + M_t$. La matriz de transición ($T_{l,l'}$) se estimó como $T_{l,l'} = G_{l,l'} \times \exp^{-Z_{l,t}}$. Finalmente, la relación entre $N_{l,t}$ y $N_{l,t'}$ denota el número de almejas con longitud l que sobreviven y crecen en el próximo período de tiempo de acuerdo con $N_{l,t'} = N_{l,t} \times \exp^{-Z_{l,t}}$.

6.4 Mortalidad por pesca y selectividad

La mortalidad por pesca es una función del esfuerzo pesquero y la selectividad del arte de pesca. Los modelos de evaluación estructurados por tallas suponen una mortalidad por pesca separable ($F_{l,t}$; Sullivan *et al.*, 1990; Cao *et al.*, 2017). En este estudio, se

asumió que la mortalidad por pesca es separable, se estimó como $F_{l,t} = s_l \times f_t$, donde s_l es el coeficiente de selectividad específico de la longitud y f_t representa la tasa de mortalidad por pesca al tiempo t , siguiendo el enfoque de Doubleday (1976) para los grupos basados en edad. Por lo tanto, el coeficiente de selectividad de longitud específica total se conoce como la fracción de las almejas en la clase de longitud de concha l sometida al efecto total de la mortalidad por pesca. De esta forma, la selectividad se modeló mediante una función de densidad probabilística gamma (Carlson & Cortés, 2003). La función objetivo se expresó como una suma de residuales cuadráticos (RSS):

$$RSS = \sum_{l=1}^n (S_l - S_{est})^2$$

donde n representa el número de almejas de longitud de concha l capturados para cada año, S_l es la selectividad observada y S_{est} es la selectividad relativa de una almeja en la clase de longitud de la concha l , la cual fue estimada como:

$$S_{est} = \left(\frac{l}{\alpha_s \beta_s} \right)^{\alpha_s} \exp \left(\alpha_s - \frac{l}{\beta_s} \right)$$

donde l es la clase de longitud de concha, α_s y β_s representan parámetros en la función de densidad gamma.

En el sentido convencional, la selectividad es la propiedad del arte de pesca por retener ciertas tallas de la población explotada, no cambia con el tiempo y se representa gráficamente con las curvas de selectividad (Kuparinen *et al.*, 2009). En este trabajo, se consideró selectividad como la probabilidad de encuentro entre el arte de pesca y la disponibilidad de ciertas tallas; siendo dependientes del comportamiento de los pescadores para capturar el recurso.

6.5 Reclutamiento

En el modelo CASA, el reclutamiento se incluye como un componente de la dinámica poblacional; esto no está condicionado a una relación stock-reclutamiento (Sullivan *et al.*, 1990). La suposición principal es que el reclutamiento para la pesquería de almeja de sifón ocurre en un rango de clases entre 118 y 129 mm de LC; es decir, se consideró a los individuos por debajo de la talla mínima legal (130 mm de LC). Por lo tanto, el reclutamiento se puede separar en una variable dependiente del tiempo definida como R_t y una variable dependiente de la longitud llamada p_l , que representa las proporciones de reclutas que van a cada clase de longitud de concha. Tanto R_t como p_l , se pueden especificar previamente o estimar como parámetros (Cao *et al.*, 2017). La proporción (p_l) se estimó utilizando una distribución gamma con parámetros α_r y β_r , similar a los utilizados anteriormente (Hilborn & Walters, 1992). De esta forma, el reclutamiento para cada clase de longitud de concha ($R_{l',t}$) se expresó como $R_{l',t} = R_t \times p_l$.

6.6 Parametrización e intervalos de confianza

La estimación de los parámetros del modelo CASA se realizó a través de la optimización numérica del algoritmo de Lasdon (Lasdon *et al.*, 1974), asumiendo residuales aditivos y minimizando la siguiente función objetivo:

$$-\ln L = \sum_{i=1}^n -\frac{1}{2} \ln 2\pi - \frac{1}{2} \ln(\sigma^2) - \frac{(\bar{C}_{l,t} - C_{l,t})^2}{2 * \sigma^2}$$

En comparación con la función objetivo basada en mínimos cuadrados ordinarios propuesta por Sullivan *et al.* (1990), la función logarítmica negativa de verosimilitud utilizada en este estudio aumenta el rendimiento en la optimización de parámetros. Esta nueva expresión de la función objetivo reduce la superficie de respuesta en la cual se están estimando de manera iterativa los parámetros (Quinn & Deriso, 1999).

La varianza se estimó de la siguiente manera:

$$\sigma^2 = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\bar{C}_{l,t} - C_{l,t})^2$$

donde $C_{l,t}$ es la captura observada de la longitud de concha en el tiempo t y $\bar{C}_{l,t}$ es la captura estimada de la longitud de concha en el tiempo t , utilizando la expresión general de la ecuación de captura de Baranov (Cao *et al.*, 2017):

$$\bar{C}_{l,t} = \mu_{l,t} \times N_{l,t}$$

Donde $\mu_{l,t}$ es la tasa explotación y se estima de la siguiente manera:

$$\mu_{l,t} = \frac{F_{l,t}}{Z_{l,t}} (1 - \exp^{-Z_{l,t}})$$

Los parámetros estimados fueron la mortalidad por pesca total de los individuos reclutados para la pesquería (f_t), el número inicial de individuos en la población ($\hat{N}_{l,0}$), el reclutamiento a la pesquería (R_t), los parámetros de la distribución gamma del reclutamiento (α_r y β_r), el parámetro de crecimiento (β_g) y los parámetros de la distribución gamma de selectividad (α_s y β_s). De acuerdo con Sullivan *et al.* (1990), si se conocen algunos parámetros, pueden especificarse previamente en el modelo en lugar de ser estimados. En consecuencia, los parámetros conocidos utilizados en el modelo CASA para el recurso almeja de sifón, fueron los parámetros de crecimiento individual: la constante de crecimiento (k) y la longitud máxima asintótica (L_∞). El parámetro k se utilizó el reportado por González-Peláez *et al.* (2015b), para la zona de Bahía Magdalena de $k = 0.218$ y el valor de L_∞ fue el intervalo superior de la longitud de concha máxima observada ($L_\infty = 203.5$ mm). Para simplificar el espacio paramétrico en el proceso de optimización, solo se estimó el valor de N_0 , en lugar de estimar todo $N_{l,0}$; la función matemática se expresa como:

$$N_0 = \sum_l N_{l,0}$$

La proporción por clase de longitud de concha (δ_l) en la población de almeja de sifón se estimó de la siguiente manera:

$$\delta_l = \frac{N_{l,0}}{N_0} = \frac{C_{l,0}Z_{l,0}/F_{l,0}(1 - e^{-Z_{l,0}})}{\sum C_{l,0}Z_{l,0}/F_{l,0}(1 - e^{-Z_{l,0}})}$$

Finalmente, la distribución de la abundancia inicial por intervalo de longitud de concha $\hat{N}_{l,0}$ se estimó como:

$$\hat{N}_{l,0} = \delta_l N_0$$

Para lograr mayor precisión en la estimación de los parámetros, la minimización de la función logarítmica negativa de verosimilitud se realizó en fases (Legault & Restrepo, 1998; Luquin-Covarrubias *et al.*, 2016). Esto significa que se estimó simultáneamente un primer conjunto de parámetros, mientras que el resto retuvo los valores asignados inicialmente (valores semilla). Una vez que la función objetivo se minimizó para una fase, los parámetros de las fases posteriores se agregaron y se evaluaron gradualmente; esto se llevó a cabo para completar la optimización total de la función logarítmica negativa de verosimilitud. Para el modelo CASA fueron necesarias cinco fases: la primera fase integró los parámetros de la distribución gamma de selectividad; la segunda fase incluyó el número inicial de individuos en la población; la tercera fase incorporó el reclutamiento a la pesquería y los parámetros de la distribución gamma del reclutamiento; la cuarta fase integró el parámetro de crecimiento β_g ; y finalmente, la quinta fase integró la mortalidad por pesca total de los individuos reclutados.

Los intervalos de confianza de los parámetros $\hat{N}_{l,0}$, R_t , α_r , β_r , α_s , β_s y β_g se estimaron utilizando el método de perfiles de verosimilitud (Hilborn & Mangel, 1997; Pawitan, 2001). Este método posee la ventaja de estimar los intervalos de confianza de manera individual o conjunta. El estimador asume una distribución X^2 con 1 grado de libertad (gl) y $\alpha = 0.05$. De esta manera, todos los valores menores o iguales a 3.84 son aceptados por el estimador (Morales-Bojórquez & Nevárez-Martínez, 2005).

6.8 Cantidades de manejo

Las cantidades de manejo se estimaron anualmente; por lo tanto, el número de almejas de cada clase de longitud de concha l' al comienzo del siguiente tiempo t se calculó como:

$$N_{l',t} = \sum_l T_{l,l'} \hat{N}_{l,0} + R_{l',t}$$

La biomasa total y vulnerable de cada clase de longitud de concha l' en el tiempo t , es decir, $BT_{l',t}$ y $BV_{l',t}$, respectivamente, de la población de *P. globosa* se estimó según la ecuación descrita por Blackhart *et al.* (2006):

$$BT_{l',t} = \sum_l N_{l',t} * w_l$$
$$BV_{l',t} = \sum_l N_{l',t} * w_l * s_l$$

donde w_l es el peso específico para cada clase de longitud de concha l , fue estimado por una función potencial a partir de la relación anual de longitud de concha-peso total (Haddon, 2011).

En las pesquerías mexicanas de almeja de sifón, se ha utilizado una tasa de explotación del 1% como regla de control en los bancos naturales (Botello-Ruvalcaba *et al.*, 2010; Aragón-Noriega *et al.*, 2012). En este estudio, se realizó una comparación entre $BT_{l',t}$, la captura observada y la regla de control para analizar la efectividad de esta estrategia de manejo. Además, se analizó la variabilidad en los valores de l a lo largo de las series de tiempo: a) el primer intervalo de longitud inferior a la talla mínima legal (118-121 mm de LC); b) el intervalo de longitud donde se encuentra la talla mínima legal (130mm de LC), en este caso, se utilizó el intervalo de 130-133 mm de LC; c) el intervalo de longitud con mayor frecuencia capturado (154-157 mm de LC); y d) el intervalo de longitud más grande capturado (202-205 mm de LC).

Dado que las estimaciones de la tasa de explotación se calcularon por clase de longitud de concha, se realizó una estimación adicional nombrándola tasa de explotación ponderada (μ_w), que representa una aproximación de la tasa de explotación anual en la estructura de longitud de concha de *P. globosa*; el valor se estimó como:

$$\mu_w = \sum_{t=1}^n \mu_{S_{l,t}} \times 100\%$$

Donde la tasa de explotación estandarizada ($\mu_{S_{l,t}}$), a su vez se estimó como $\mu_{S_{l,t}} = \lambda_{l,t} \times \mu_{l,t}$; $\lambda_{l,t}$ es la proporción constante de la tasa de explotación y se estimó según la siguiente fórmula:

$$\lambda_{l,t} = \frac{\mu_{l,t}}{\sum_{l,t=1}^n \mu_{l,t}}$$

7. RESULTADOS

Se obtuvieron muestras de 22,589 individuos de *P. globosa* a partir de muestreos biológicos en Bahía Magdalena, BCS, durante 2005 a 2014. Se agruparon en 22 intervalos de clase, representados por organismos de 118 a 202 mm de longitud de concha (LC) (Fig. 3). En general, los intervalos de tallas con mayor representación durante el muestreo fueron de 130 a 173 mm de LC, representando en promedio el 85.5%. El 93.4% de los individuos muestreados se encontraban por arriba de la talla mínima legal de 130 mm de LC señalada por la Carta Nacional Pesquera y en la Norma Oficial Mexicana de este recurso (Botello-Ruvalcaba *et al.*, 2010; DOF, 2012a, 2012b, 2015, 2017).

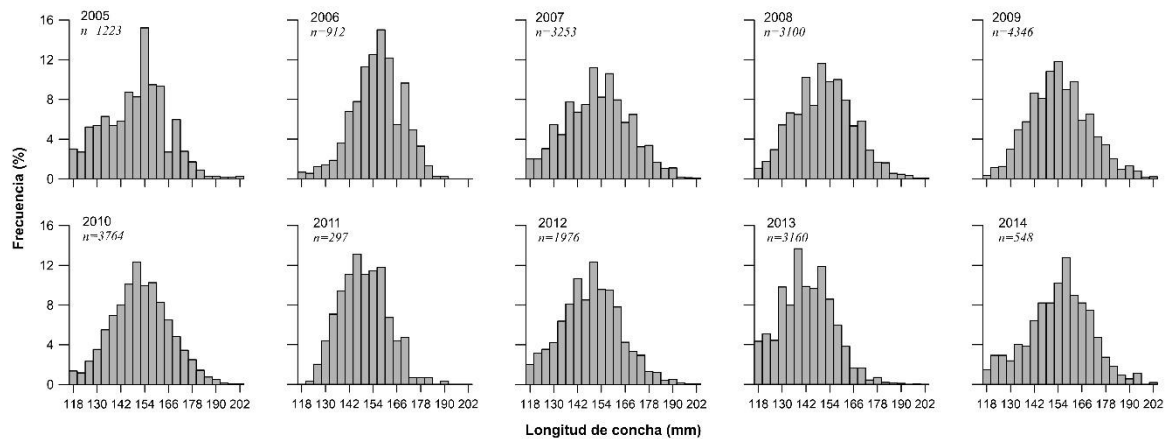


Figura 3. Distribución de frecuencias de tallas de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014.

La estructura de la longitud interanual de *P. globosa* fue bien representada por el modelo CASA. Este modelo fue capaz de ajustar diferentes trayectorias asociadas a la variabilidad en la captura, se mostraron diferentes picos (por ejemplo, 2005, 2007, 2008, 2013 y 2014); en contraste, los años con poca variabilidad en la captura por talla mostraron un pico bien definido (por ejemplo, 2006, 2010 y 2011; Fig. 4). Durante 2013, se registró la captura más alta de organismos por debajo de la talla mínima legal, representando el 13.9% de la captura total. La pesquería de almeja de sifón ha mostrado dos tendencias en la serie de tiempo. De 2005 a 2007 se observó una

disminución de 233 a 21 t, seguida de una recuperación en 2008 (349 t); aunque después se observaron cambios en las capturas, la tendencia fue en aumento, con un máximo de 521 t en 2014. La función objetivo implementada en el modelo CASA (Tabla 1) reprodujo la captura observada virtualmente sin error.

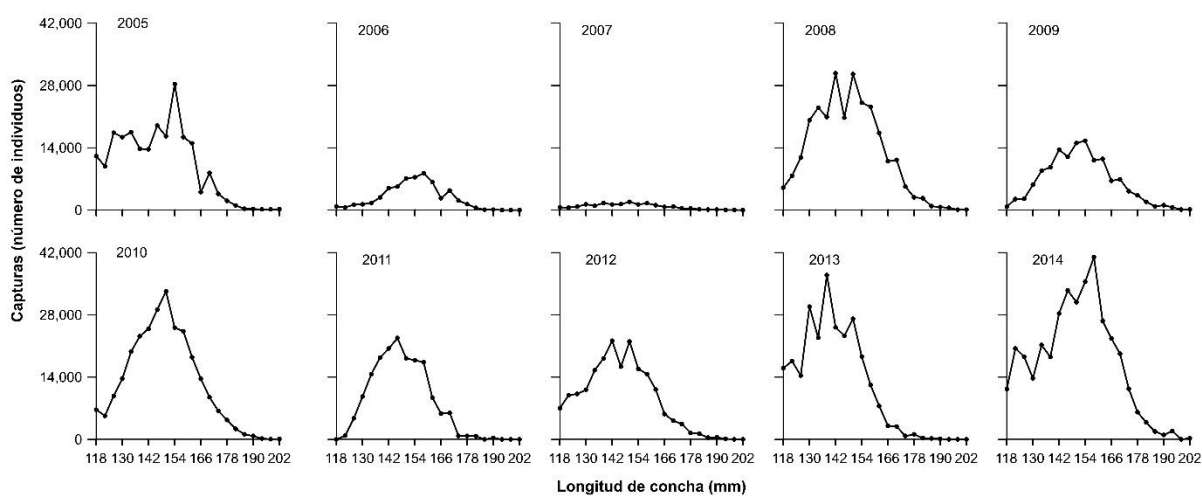


Figura 4. Análisis de capturas estructurado por tallas para *P. globosa* en Bahía Magdalena de 2005 a 2014. La línea representa el modelo CASA y los puntos los datos observados.

Tabla 1. Estimación de parámetros de *P. globosa* en Bahía Magdalena, Baja California Sur, durante 2005 a 2014.

Parámetro	2005	2006	2007	2008	2009
$N_{l,0}$	410,796 (402,360 - 419,640)	2,308,975 (2,308,475 - 2,309,450)	366,264 (364,480 - 368,000)	271,644 (260,600 - 283,600)	412,184 (406,770 - 417,810)
R_t	132,000,488 (131,930,100 - 132,073,600)	27,809,575 (27,805,725 - 27,813,425)	12,584,587 (12,570,600 - 12,598,800)	143,345,852 (143,276,600 - 143,421,800)	165,670,360 (165,614,000 - 165,726,500)
α_r	23.272 (23.270 - 23.275)	21.261 (18.790 - 21.260)	18.786 (18.783 - 18.790)	25.332 (25.330 - 25.335)	16.914 (16.913 - 16.916)
β_r	4.798 (4.632 - 4.633)	5.56 (6.170 - 6.172)	6.171 (6.170 - 6.172)	4.632 (4.632 - 4.632)	7.06 (7.060 - 7.061)
α_s	24.437 (21.500 - 27.950)	38.939 (35.100 - 43.700)	27.25 (24.050 - 31.050)	28.297 (25.050 - 32.050)	33.532 (29.880 - 37.800)
β_s	7.586 (6.650 - 8.800)	4.81 (4.320 - 5.460)	6.858 (6.050 - 7.950)	6.558 (5.820 - 7.575)	5.589 (4.960 - 6.400)
β_g	0.64 (0.431 - 0.818)	0.403 (0.402 - 0.404)	0.649 (0.623 - 0.676)	0.6 (0.431 - 0.818)	0.862 (0.774 - 0.959)
$-\ln L$	11.923	8.906	9.904	12.105	11.002
n	1,223	912	3,253	3,100	4,346

$N_{l,0}$ y R_t expresados en número de individuos.

n representa el número de individuos muestreados.

Continuación de **Tabla 1.**

Parámetro	2010	2011	2012	2013	2014
$N_{l,0}$	8,934,423 (8,899,000 - 8,969,400)	353,644 (346,350 - 361,050)	1,898,626 (1,839,000 - 1,959,000)	799,339 (656,596 - 946,820)	12,704,320 (12,700,094 - 12,708,734)
R_t	96,933,050 (96,766,000 - 97,102,000)	89,180,311 (89,139,000 - 89,221,000)	48,510,957 (48,290,957 - 48,730,957)	72,625,891 (72,147,891 - 73,113,891)	154,492,036 (154,457,334 - 154,526,592)
α_r	27.44 (27.433 - 27.447)	24.377 (24.374 - 24.380)	35.072 (35.055 - 35.090)	37.203 (37.170 - 37.236)	22.855 (22.855 - 22.856)
β_r	4.278 (4.277 - 4.279)	4.933 (4.932 - 4.933)	3.356 (3.354 - 3.357)	3.107 (3.104 - 3.109)	4.832 (4.832 - 4.833)
α_s	30.176 (26.746 - 34.156)	31.374 (28.040 - 35.350)	27.25 (23.750 - 30.500)	21.891 (19.120 - 25.054)	28.897 (25.460 - 32.795)
β_s	6.16 (5.48 - 7.080)	5.864 (5.224 - 6.700)	6.858 (5.942 - 7.790)	8.294 (7.280 - 9.680)	6.503 (5.727 - 7.521)
β_g	0.344 (0.33 - 0.359)	0.95 (0.830 - 1.090)	1.009 (0.838 - 1.214)	0.652 (0.195 - 1.840)	0.588 (0.587 - 0.590)
$-\ln L$	13.041	11.636	13.843	14.7	11.127
n	3,764	297	1,976	3,160	548

$N_{l,0}$ y R_t expresados en número de individuos.

n representa el número de individuos muestreados.

Durante 2005 se estimó el valor mayor de mortalidad por pesca de 0.019 para el intervalo de 154 a 157 mm de LC. Por el contrario, los valores más bajos de mortalidad por pesca se observaron en 2009 y 2011; los intervalos afectados por la mortalidad por pesca fueron de 162 a 165 mm y de 158 a 161 mm de LC, respectivamente, lo que denota una presión de pesca estimada baja en los individuos más pequeños y grandes de la población, incluso cambiando el orden de magnitud en las estimaciones de mortalidad por pesca, inferior a 0.006 (Fig. 5).

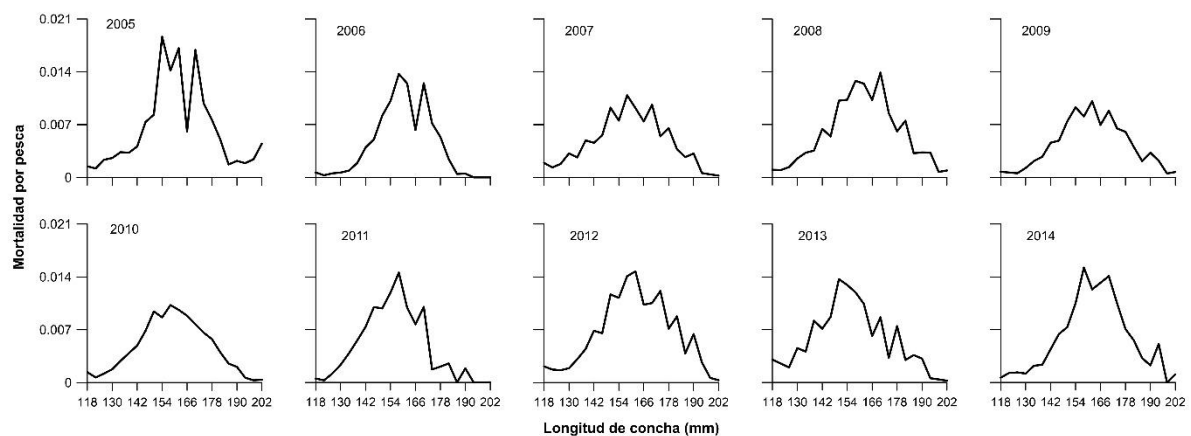


Figura 5. Mortalidad por pesca de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014.

El año 2005 se tomó como referencia para las curvas de selectividad estimadas en años posteriores. De esta manera, se compararon las curvas de selectividad; mostraron cambios en sus trayectorias y se observó una disminución en la longitud de la concha durante 2005-2014. Se identificaron dos períodos, el primero de 2005-2009, donde las curvas de selectividad denotaron la captura de organismos mayores (142-157 mm de LC); el segundo periodo se identificó la captura de almejas menores (138-149 mm de LC). Durante 2006, la selectividad estimada mostró una retención de almejas de 154-157 mm de LC y mayores. Comparativamente, durante 2013 la retención de individuos inició desde 138 hasta 141 mm de LC (Fig. 6).

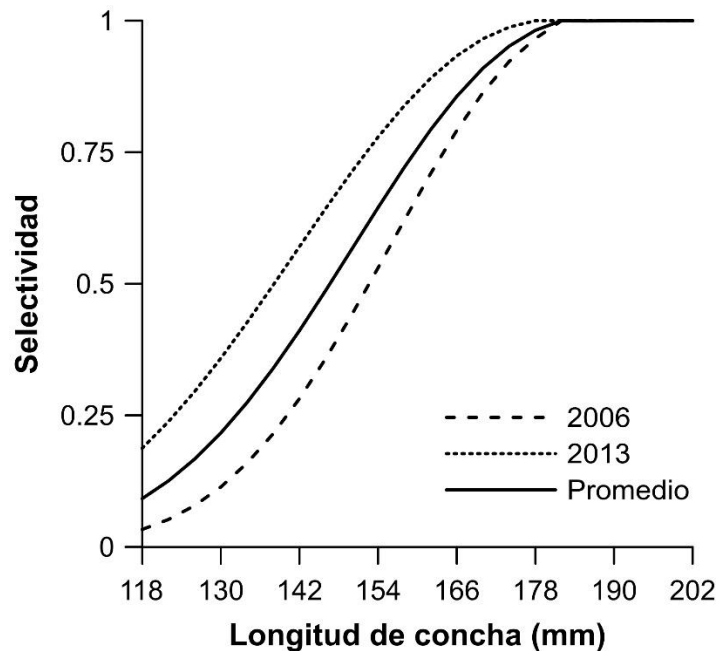


Figura 6. Curvas de selectividad de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014.

Las series de tiempo de biomasa estimada mostraron valores altos durante 2008, 2010, 2013 y 2014. Los intervalos de longitud con biomasa iguales o superiores a 2,000 t fueron: a) 134-161 mm de LC (2008), b) 138-169 mm de LC (2010), c) 130-149 mm de LC (2013) y d) 130-177 mm de LC (2014). Lo anterior denotó la mayor abundancia en los individuos jóvenes en 2014, principalmente entre los intervalos de 146 a 157 mm de LC, con cambios en la biomasa total de 3,063 a 3,115 t. A la inversa, los años con menor biomasa total fueron 2006 y 2007, con los intervalos más abundantes entre 150-177 mm y 142-173 mm de LC respectivamente (Fig. 7). La biomasa total acumulada para cada año mostró valores altos durante 2008 con 30,276 t, en 2010 con 34,225 t y 2014 con 44,391 t (Tabla 2).

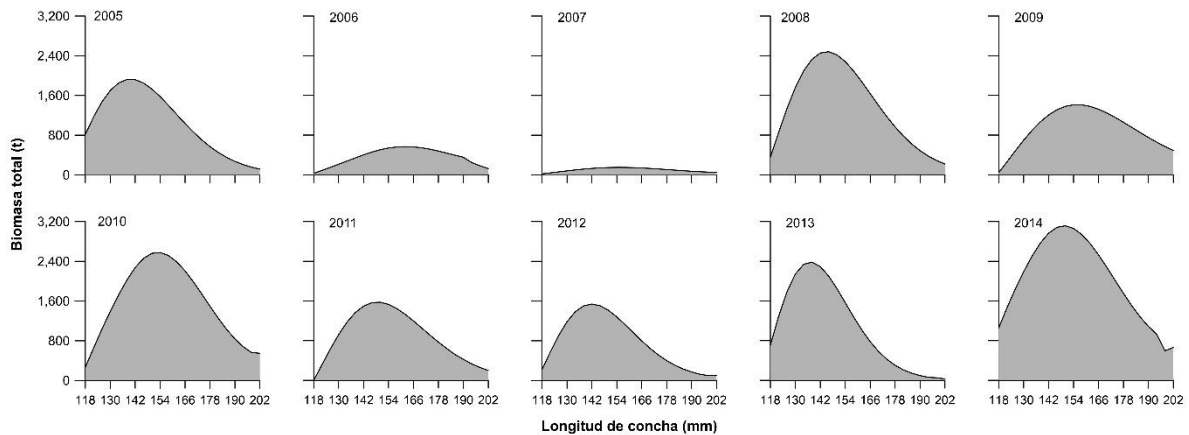


Figura 7. Estimación de la biomasa total por talla de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014.

La biomasa vulnerable mostró valores de 320, 339 y 493 t en 2008, 2010 y 2014, respectivamente. La mayor frecuencia en la biomasa vulnerable se registró entre los intervalos de 150 a 161 mm de LC. Durante 2014, se observó mayor cantidad de individuos jóvenes, además, se registraron los valores más altos en la biomasa vulnerable, con 50 y 62 t entre los intervalos de 154-157 y 158-161 mm de LC. Por lo contrario, 2006 y 2007 fueron los años con menor biomasa vulnerable, en estos años los intervalos más abundantes fueron 158-161 y 150-153 de LC, respectivamente (Fig. 8).

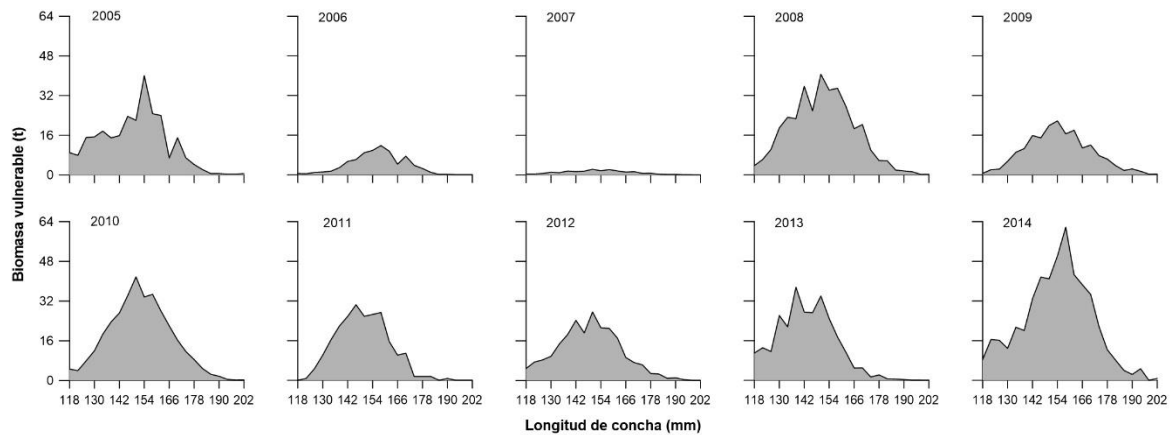


Figura 8. Estimación de la biomasa vulnerable de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014.

Al comparar los cambios en la biomasa vulnerable aplicando la regla de control (BVRC) con respecto a las capturas comerciales (CC), se observaron fallas con la regla de control para todos los años, excepto para 2007 (no se excedió la captura). Sin embargo, se estimó 1.2% en la tasa de explotación por intervalo de tallas usando el promedio ponderando con respecto a la regla de control (TERC). En 2009, el modelo CASA estimó BVRC de 198 t, no obstante, se capturaron 184 t, es decir 14 t por abajo de lo que pudieron haber capturado y la TERC fue de 1.1%. Se estimaron los valores más altos en las capturas excedentes (CERC) para 2013 y 2014, con 129 y 121 t, respectivamente. Y la TERC para ambos años fue de 1.2% (Tabla 2).

Los años con mayor TERC fueron 2006, 2011 y 2012, con un valor de 1.4% respectivamente. Por ejemplo, en 2011, el modelo CASA estimó una biomasa total mayor a la talla mínima legal (BTL) de 18,711 t, de las cuales se capturaron 232 t, lo que representa el 1.4% de TERC; sin embargo, la captura debió haber sido 187 t correspondiente a la tasa de aprovechamiento del 1% de la biomasa total estimada. Las capturas excedentes con respecto a la regla de control (CERC) fueron más evidentes durante 2011, 2012 y 2014 con valores superiores a 70 t (Tabla 2).

Tabla 2. Estimación de la biomasa total y biomasa vulnerable de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. Se aplicó como medida de manejo la regla de control del 1% de biomasa total estimada en el año.

Año	BT (t)	BV (t)	BTL (t)	BTS (t)	BVL (t)	BVS (t)	BVRC (t)	CC (t)	CERC (t)	AP (km²)	TERC (%)
2005	23,368	268	19,907	3,461	236	32	199	233	34	40.73	1.3
2006	7,953	79	7,686	267	77	2	77	81	5	*	1.4
2007	2,216	21	2,092	124	19	1	21	21	0**	26.44	1.2
2008	30,276	349	27,722	2,554	329	20	277	349	72	29.52	1.2
2009	20,600	184	19,810	790	179	5	198	184	-14	57.00	1.1
2010	34,225	339	32,262	1,963	322	17	323	334	12	56.47	1.1
2011	19,659	232	18,711	948	227	5	187	232	45	56.26	1.4
2012	16,981	224	15,276	1,705	204	21	153	209	57	102.45	1.4
2013	23,454	279	19,660	3,794	243	36	197	325	129	112.36	1.2
2014	44,391	493	40,020	4,371	452	41	400	521	121	119.54	1.2

* Información no disponible.

** No se excedió la captura con respecto a la regla de control.

(-) El signo negativo representa las capturas que pudieron haber extraído.

BT= biomasa total.

BV= biomasa vulnerable.

BTL= biomasa total mayor a la talla mínima legal.

BTS= biomasa total menor a la talla mínima legal.

BVL= biomasa vulnerable mayor a la talla mínima legal.

BVS= biomasa vulnerable menor a la talla mínima legal.

BVRC= biomasa vulnerable aplicando la regla de control (1% de la BT).

CC= Captura comercial.

CERC= Capturas excedentes con respecto a la regla de control.

AP= Área o polígono de pesca.

TERC= Tasa de explotación usando el promedio ponderando con respecto a la regla de control.

La variabilidad en la biomasa total para el primer intervalo de longitud inferior a la talla mínima legal (118-121 mm de LC) mostró dos picos a lo largo del tiempo: la mayor biomasa total de individuos jóvenes se observó en 2014 (1,058 t), mientras que en 2005 y 2013 se estimaron 711 t y 818 t, respectivamente; incluso biomazas totales inferiores a 44 t fueron observadas durante 2006, 2007 y 2009-2011. Los cambios en la biomasa total para el intervalo de 130-133 mm de LC también mostraron valores altos durante 2013 (2,142 t) y 2014 (2,191 t). El intervalo de longitud con mayor frecuencia capturado (154-157 mm de LC), mostró una biomasa total superior a 151 t (2007), con valores máximos durante 2008 (2,282 t), 2010 (2,578 t) y 2014 (3,063 t). Finalmente, el mayor intervalo de longitud más grande capturado (202-205 mm de LC) tuvo un aumento y una caída en la biomasa total. El incremento ocurrió de 2005 a 2010, más tarde una caída de 2010 a 2013 y el pico en la biomasa total fue en 2010, año en el que se dio el cambio en ambos períodos. Sin embargo, durante 2014 se estimó el valor más alto de la biomasa total con 664 t. (Fig. 9A-D).

La biomasa vulnerable para el primer intervalo de longitud inferior a la talla mínima legal (118-121 mm de LC), mostró una gran variabilidad a lo largo del tiempo. El valor más alto en la biomasa vulnerable de individuos jóvenes se observó en 2013 (11 t), mientras que durante 2006-2012 las biomazas vulnerables fueron inferiores a 5 t. La biomasa vulnerable para el intervalo donde se encuentra la talla mínima legal (130-133 mm), mostró variaciones a lo largo del tiempo. Durante 2013 se estimó 26 t; sin embargo, durante 2006, 2007, 2009 y 2012 se estimaron biomazas vulnerables por debajo de 10 t. El intervalo de longitud con mayor frecuencia capturado (154-157 mm de LC), mostró valores máximos de biomazas vulnerables durante 2005 (40 t), 2008 (34 t), 2010 (34 t) y 2014 (50 t); por lo contrario, la biomasa vulnerable más baja se calculó en 2007 con casi 2 t. Por último, la biomasa vulnerable para el mayor intervalo de longitud más grande capturado (202-205 mm de LC), mostró valores inferiores a 0,8 t, el modelo CASA estimó una baja disponibilidad de este intervalo de longitud a lo largo de serie de tiempo (Fig. 9E-H).

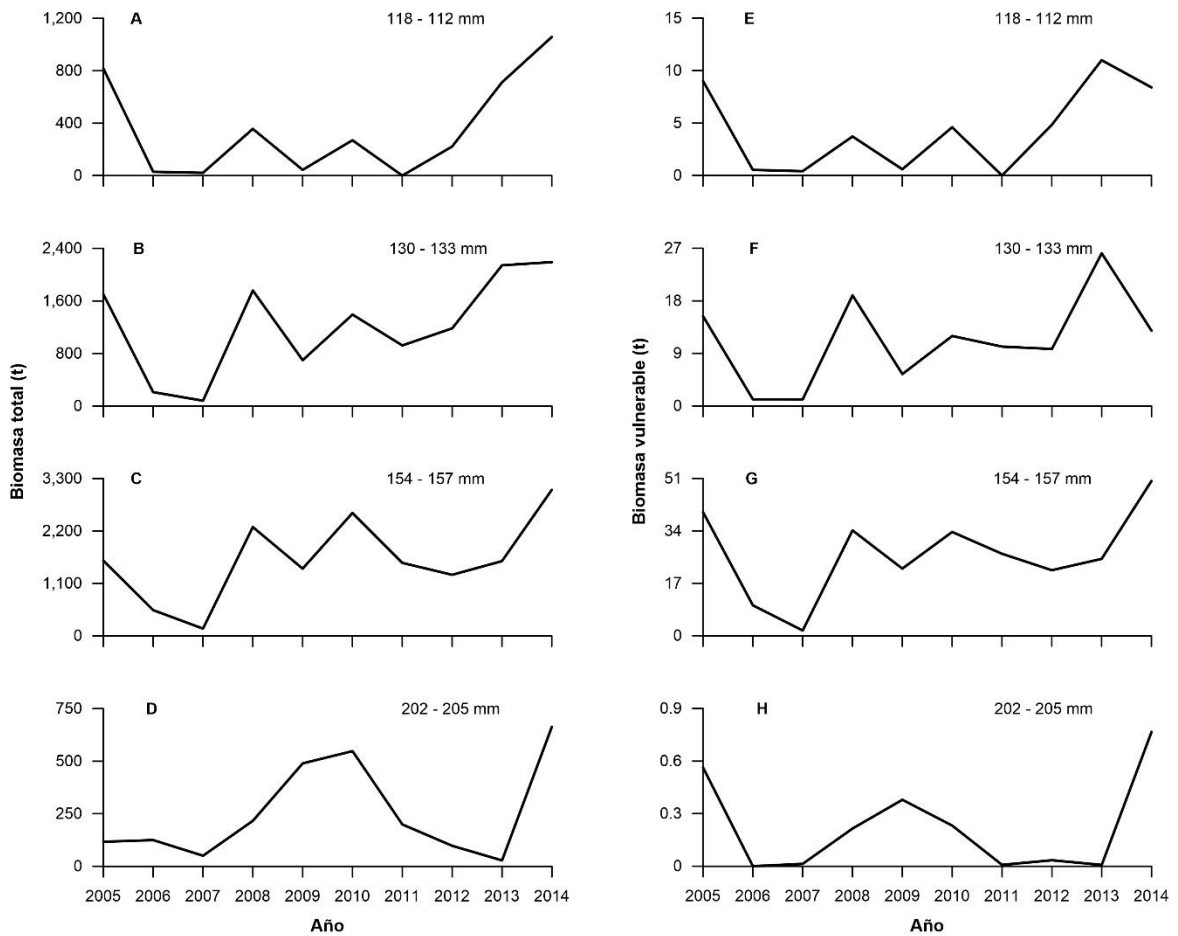


Figura 9. Biomasa total y vulnerable por intervalo de longitud de concha de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014.

La comparación entre la tasa de explotación estimada por el modelo CASA y la regla de control establecida para la pesquería de almeja de sifón en México (regla de control de 1% de la biomasa total anual) mostró una tasa de aprovechamiento ligeramente mayor del 1% para todos los años analizados (Fig. 10). Los años con la tasa de aprovechamiento más cercana a la regla de control (TERC) fueron 2009 y 2010, con 1.1% respectivamente (tasas de explotación más bajas; Tabla 2). Sin embargo, cuando se analizó la tasa de explotación por longitud de concha, el intervalo de 122 a 137 mm tuvo una tasa de explotación mayor al 1%, y los valores más bajos en la tasa de explotación fue en el intervalo de 174 a 202 mm de LC. En 2006, 2007, 2010, 2012 y 2013, se registraron valores de tasa de explotación superiores o iguales al 1.5% en el

intervalo de 118-121 mm de LC (Fig. 10). Dado que la regla de control es útil para mantener la disponibilidad de la biomasa vulnerable a largo plazo, se calculó la efectividad de esta regla de control con base en la biomasa total obtenida del modelo CASA. Por lo tanto, la tasa de explotación en la serie de tiempo fue superior que la regla de control (1%), entonces, la efectividad de la regla de control no se cumplió en ningún año.

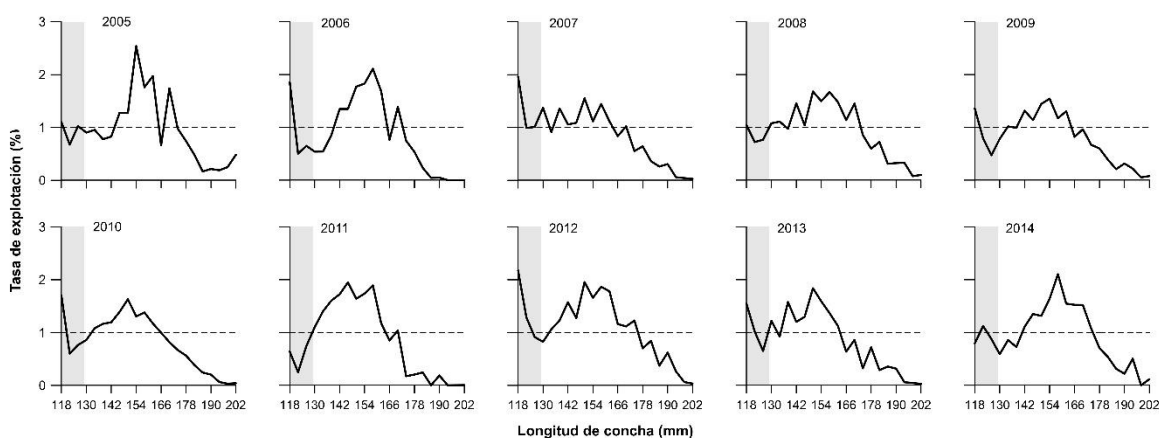


Figura 10. Tasa de explotación de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014. La línea punteada representa la regla de control como medida de manejo (tasa de explotación del 1%) y el área gris representa los intervalos de longitud inferiores a la talla mínima legal (130 mm de LC).

El reclutamiento a la pesquería se consideró como la incorporación de individuos jóvenes a la porción de la población que podían capturarse. Por lo tanto, en el modelo CASA el reclutamiento a la pesquería de almeja de sifón inicia a partir de un intervalo de longitud de concha, teniendo en cuenta que el tamaño mínimo legal es de 130 mm de LC. El reclutamiento a la pesquería se estimó como el número de individuos dentro del rango entre 118 y 129 mm de LC. El mayor valor de reclutamiento a la pesquería ocurrió en 2014 con 5.2×10^6 individuos, seguido del año 2013 y 2005 con 5.0×10^6 individuos y 4.2×10^6 individuos, respectivamente. En los años restantes, los valores de reclutamiento a la pesquería fueron inferiores a 3.1×10^6 individuos, el reclutamiento más bajo registrado fue durante 2007 con 1.6×10^5 individuos (Figura 11).

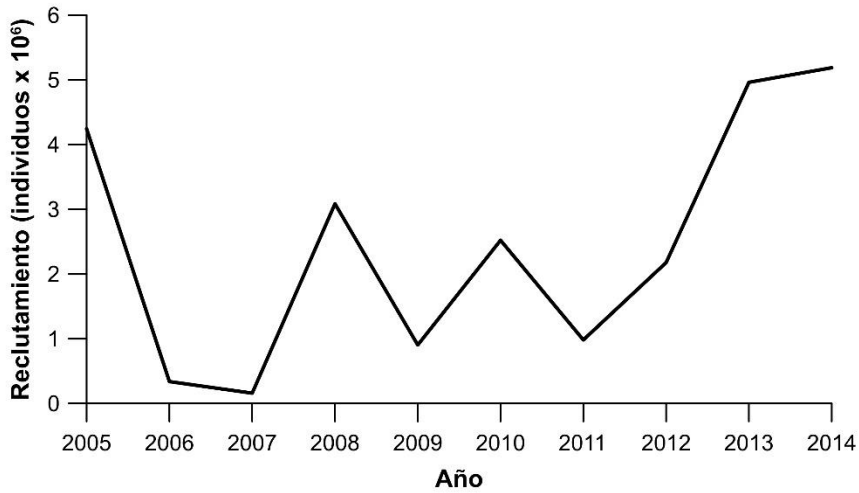


Figura 11. Estimación del reclutamiento anual de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante 2005-2014.

El área de pesca de la almeja de sifón presentó modificaciones a través del tiempo. Entre 2005 y 2008, el área de pesca se fragmentó, el área principal se agotó rápidamente y se redujo parcialmente. De 2009 a 2011, se establecieron nuevos límites del área de pesca y no cambiaron durante este tiempo. No obstante, durante 2012 a 2014 se encontraron nuevos bancos en Bahía Magdalena y se delimitó nuevamente el área de pesca. De esta manera, se incluyeron varios bancos en la nueva área de pesca unificada, que representaron casi el 40% del área total de Bahía Magdalena, lo que muestra evidencia de aumentos temporales en el área explotable (Fig. 12).

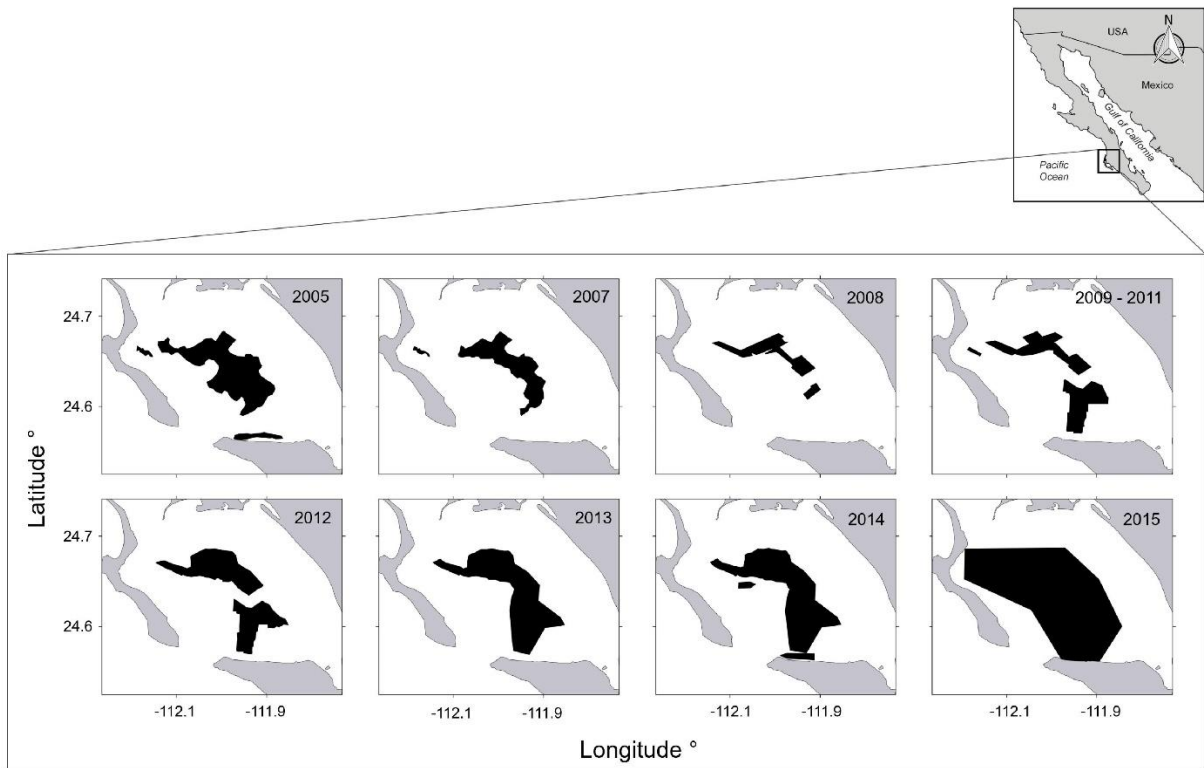


Figura 12. Cambios en el área de pesca de *P. globosa* capturada en Bahía Magdalena durante 2005 a 2015.

Los cambios en el área de muestreo fueron consecuencia de la expansión del área de pesca, lo que resultó que la distribución de frecuencia en la longitud de concha fuera diferente para cada nueva área de pesca. Por lo tanto, la composición en la longitud resulta diferente si las muestras tienen individuos grandes y adultos, en comparación con organismos pequeños y reclutas. Además, las muestras siempre serán diferentes por el número de individuos, a pesar de que ambas tengan un peso similar.

8. DISCUSIÓN

La pesquería de almeja de sifón en Bahía Magdalena inició en 2005. El descubrimiento de bancos naturales de almejas de sifón y la presencia de nuevos parches en el área, causaron incentivos para desarrollar la pesquería. Se implementó un esquema de manejo pasivo considerando las siguientes reglas de control: (1) una talla mínima legal de 130 mm de LC; (2) una captura máxima permisible del 0.5% de la biomasa total para pesca de fomento y 1% para pesca comercial con base en los resultados de la evaluación en la población; y (3) la restricción a la pesca de bancos autorizados y con densidades mayores a 0.04 almejas/m² (Botello-Ruvalcaba *et al.*, 2010; González-Peláez & Lluch-Cota, 2010; Aragón-Noriega *et al.*, 2012; Aragón-Noriega, 2015).

Considerando que la población de almeja de sifón no fue explotada antes de 2005, se supuso que se encontraba en su capacidad de carga al inicio de la fase de explotación, por lo que se esperaba que su biomasa disminuyera al ser capturada. Así mismo, si la mortalidad por pesca se detuviese o disminuyera, entonces la población tendería a regresar a su estado anterior a la explotación (Hilborn & Walters, 1992). Sin embargo, esto no se pudo medir en la población de Bahía Magdalena, ya que no existe un punto de referencia asociado con la mortalidad por pesca, y la presión de pesca no ha cesado.

Existe una asociación entre las capturas y las estimaciones de la biomasa total y vulnerable, es decir, cuando la captura es elevada, esta se ve reflejada en las estimaciones de biomasa total y, por consiguiente, en la biomasa vulnerable, tal como se observan en los resultados de este estudio (Tabla 2). Durante 2006 y 2007 se registraron las menores capturas comerciales de almeja de sifón en Bahía Magdalena, así mismo, para estos años el modelo CASA estimó los menores valores de biomasa total y vulnerable.

La biomasa total y vulnerable tuvieron variaciones trienales, con disminuciones y recuperaciones en un corto plazo. Estos cambios siguen un patrón similar al reclutamiento estimado en la población. Considerando que los individuos de *P. globosa*

tienen una baja mortalidad natural, la variabilidad en el reclutamiento no coincide con la biología de la especie; además, en esta pesquería se implementó una baja tasa de explotación (1%); por lo tanto, se esperaría que el reclutamiento disminuya gradualmente con el tiempo (Valero *et al.*, 2004; Zhang & Hand, 2006). Los eventos de reclutamiento asumidos para *P. globosa* ocurren como pulsos; de acuerdo con Valero *et al.*, (2004) y González-Peláez (2013), los pulsos están localizados espacialmente. En este estudio, el concepto de reclutamiento a la pesquería fue definido como la abundancia de individuos de menos de 130 mm de LC. De 2005 a 2014, no se encontraron pulsos de reclutamiento y, por lo tanto, no se asociaron variaciones de tres años con ellos.

Las especies del género *Panopea*, presentan pulsos de reclutamiento de baja frecuencia y su contribución dependerá de las características de la clase anual; una clase anual fuerte contribuirá a mantener altos niveles de biomasa; a la inversa, una clase anual débil tendrá una contribución marginal. Aunque las estimaciones de reclutamiento y de biomasa total y vulnerable, se calcularon a partir de la condición no explotada de la población de almeja de sifón. Por ello, la capacidad de recuperación de la población dependerá de una densidad en equilibrio, que se desconoce; esta suposición sería válida si se identificara la hipótesis de una relación dependiente de la densidad (reclutas-reproductores).

Por el contrario, Valero *et al.*, (2004) explicaron que la variabilidad en el reclutamiento de *P. generosa* se asocia con una relación independiente de la densidad, principalmente afectada por las descargas de los ríos y la temperatura superficial del mar. Otra posibilidad es que un agotamiento estocástico en la población de *P. globosa* podría influir en la variabilidad del reclutamiento y causar cambios drásticos en la biomasa total y vulnerable (Thorson *et al.*, 2015). La pesquería de *P. globosa* no tiene puntos de referencias de biomasa y los límites para una explotación óptima no están definidos y tampoco existe una regla de control para evitar su sobreexplotación. Un agotamiento estocástico podría estar influyendo en los cambios drásticos observados en la biomasa total y vulnerable entre 2005 y 2007.

Se ha descrito que el reclutamiento de *P. globosa* en Bahía Magdalena ocurre en pulsos poco frecuentes y de diferente intensidad (González-Peláez & Lluch-Cota, 2010). En la Columbia Británica existen estudios que señalan una alta variabilidad interanual, derivada de fuertes reclutamientos a partir de 1988 (Bureau *et al.*, 2002; 2003). Aunque dicha variabilidad pudiera estar presente en Bahía Magdalena, se cree que la población tiene una baja capacidad de regenerarse, además, por la naturaleza sedentaria de la especie, existe un riesgo mayor que en otras poblaciones explotadas con mayor capacidad de desplazamiento (González-Peláez & Lluch-Cota, 2010). La baja sustentabilidad en los bancos de moluscos de importancia comercial fue documentada para algunas pesquerías de pectínidos en Iberoamérica, cuyo origen es la alta variabilidad del reclutamiento. Esto genera una dinámica poblacional difícil de administrar y regular, lo cual puede resultar en sobrepesca y/o colapso en las pesquerías (Maeda-Martínez *et al.*, 1993; Stotz & Mendo, 2001). No obstante, se ha reportado la existencia de bancos de almejas que son utilizados como reservas o refugios naturales, debido a que se encuentran alejados de la costa y con profundidades de hasta 180 m (p.e. *Argopecten ventricosus* en México). Debido a lo anterior, no es posible acceder a estos bancos para su captura comercial; entonces, los individuos que habitan en zonas profundas y alejadas de la costa funcionan como reservas naturales. Posteriormente, si las condiciones físicas y biológicas son favorables, esta especie volverá a poblarse en el banco tradicional o cercano a este (Maeda-Martínez *et al.*, 1993; Stotz & Mendo, 2001). Para el caso de *P. globosa* en Bahía Magdalena, se desconoce la existencia de individuos a profundidades superiores a las capturadas, sin embargo, está documentado que estas almejas se distribuyen desde la zona intermareal hasta 110 m de profundidad (Goodwin & Pease, 1991).

En las pesquerías de pectínidos se han reportado un rápido agotamiento de los bancos naturales y el posterior colapso de la pesquería, lo que pudiera estar asociado al arte de pesca (Stotz & Mendo, 2001). Por ejemplo, la captura de *A. tehuelchus*, *Zygochlamys patagónica* en Argentina y *Argopecten purpuratus* en Chile, se realiza

mediante redes de arrastre de fondo o rastras operadas con tangones. Estas artes de pesca perturban el fondo marino y eventualmente destruyen o remueven los sustratos necesarios para el asentamiento larval, lo cual puede generar consecuencias negativas sobre el reclutamiento (Botello-Ruvalcaba *et al.*, 2010; Ramírez-Félix *et al.* 2012; Stotz & Mendo, 2001). Para la captura de *P. globosa* se emplea una motobomba, cuya finalidad es la remoción del sustrato y la extracción del individuo, sin embargo, no se han documentado los efectos del arte de pesca sobre el proceso del reclutamiento larval y juvenil.

La estrategia de manejo para la especie debe ser considerada con un enfoque precautorio y adaptativo, con la finalidad de adoptar los cambios necesarios que ayuden a la sostenibilidad de la pesquería. De acuerdo con Hilborn & Walters (1992) existen tres formas de estrategias de explotación: 1) asignación de cuotas de captura, 2) tasa de explotación constante y 3) escape proporcional constante. Según con la experiencia obtenida en Estados Unidos y Canadá, se ha demostrado que la mejor estrategia de manejo para este tipo de organismos es una baja y constante tasa de explotación, lo que implica que se debe de estimar la biomasa lo mejor posible. La precisión en la estimación de biomasa total es fundamental para el desarrollo de la pesquería de almeja de sifón, ya que de esta dependerá la asignación en la cuota de captura que se otorga anualmente.

La estimación de la biomasa virgen o inicial es un elemento clave de referencia para entender las variaciones naturales en una población explotada, que también ayuda a identificar los efectos de la actividad pesquera sobre dicha población. Sin embargo, los administradores de los recursos pesqueros no siempre cuentan con este parámetro, o bien su estimación posee un alto grado de incertidumbre (Valdez-Ornelas *et al.*, 2007), lo que dificulta conocer el estado real de la población. La autoridad pesquera mexicana ha realizado un gran esfuerzo en hacer muestreos biológicos para el recurso almeja de sifón en Bahía Magdalena. Durante 2005 se realizó un estudio de evaluación pesquera con la finalidad de estimar la distribución y abundancia del recurso almeja

de sifón pero, a pesar del esfuerzo, no se cubrió el área total de distribución del recurso y, por lo tanto, se desconocieron los límites reales del polígono.

La estrategia de explotación en la Columbia Británica, está proyectada para un horizonte de 50 años con base en tres elementos: 1) tiempo de rotación trianual: en cada zona se explota cada banco únicamente tres años y luego se cambia de banco; 2) distribución equitativa de la captura por tiempo; y 3) captura constante: entre 0.5 y 2% de la biomasa virgen (B_0) por año, siguiendo la estrategia de manejo de la tasa de explotación del 1% de la B_0 y con el objetivo de cosechar el 50% de la B_0 (nivel poblacional en el que se maximiza la capacidad de producción; Botello-Ruvalcaba *et al.*, 2010). Las autoridades pesqueras mexicanas decidieron administrar el recurso almeja de sifón a través de cuotas de captura por banco, con base en el 1% del tamaño de la población mayor a la talla mínima de captura (130 mm de longitud de concha) en pesca comercial y 0.5% en pesca de fomento (DOF, 2012a; 2012b). Durante los primeros diez años de la pesquería en Bahía Magdalena, se estimaron tasas de explotación ponderadas (TERC, Tabla 2) que fueron superiores al 1% del tamaño de la población con respecto a la regla de control.

Durante los diez primeros años de explotación, el modelo CASA indicó que la captura acumulada excedente con respecto a la regla de control (CERC) fue de 475 t. Cabe señalar que durante 2007 y 2009, no se excedió la captura con respecto a la regla de control, incluso en 2009 se pudieron haber extraído 14 t más (Tabla 2). De acuerdo con Aragón-Noriega *et al.* (2012) el precio en playa de almeja de sifón en Bahía Magdalena variaba entre \$10-12 dólares por kilogramo, considerando \$11 dólares por kilogramo como precio promedio y de manera constante en el tiempo, entonces la CERC de 475 t generó una ganancia bruta económica poco más de cinco millones de dólares. Cabe señalar que este valor se debe dividir entre el total de unidades operativas en Bahía Magdalena, hasta 2010 se registraron 144 permisos de pesca comercial (Botello-Ruvalcaba *et al.*, 2010).

Las variaciones en las cantidades de manejo estimadas por el modelo CASA, podrían deberse a varios factores, como el carácter sedentario de la especie y que vive enterrada. Desde 2005, los parches de almeja de sifón se han identificado gradualmente, causando cambios en el tamaño del área de pesca, principalmente aumentando con el tiempo. De acuerdo con las estimaciones del área de pesca, durante 2007 el área fue de 26.44 km² y en 2008 fue de 29.52 km² (Tabla 2); la diferencia radica en las capturas registradas durante 2007 (21 t) y en 2008 (349 t); no obstante, la biomasa estimada durante 2007 fue menor que en 2008.

Aunque *P. globosa* es un organismo sedentario, posiblemente las variaciones en las biomazas durante los primeros tres años se pudieran atribuir a: (1) la falta de experiencia de los buzos para identificar organismos en el fondo marino, particularmente la cavidad que se encuentra visible sobre el fondo marino (indicativa de la presencia del sifón); (2) la falta de conocimiento sobre el uso de artes de pesca, ya que era la primera vez que se utilizaba la motobomba de agua para la remoción del sustrato y posteriormente extraer la almeja viva; (3) una inadecuada apertura en la temporada de pesca, caracterizada por condiciones oceanográficas no favorables para la captura; (4) alta incertidumbre en las densidades observadas, generando variaciones en las estimaciones de biomasa total; y (5) experiencia limitada de las autoridades para administrar la pesquería de almeja de sifón, basada en el escaso conocimiento de su dinámica poblacional.

El modelo CASA no considera ningún criterio espacial, como lo es el área de muestreo, sino que se centra en la población. De 2008 a 2014, el área de pesca aumentó con el tiempo, por lo que es esperable que aumente también la biomasa disponible a la pesca. Sin embargo, las salidas del modelo no mostraron ese patrón. Por ejemplo, de 2011 a 2012 el área de pesca aumentó casi el doble, pero la biomasa disponible se redujo (Tabla 2). También se observó una duplicación en el área de pesca en periodos trienales (p.e. 2006-2008 y 2009-2011). Los resultados sugieren que la pesca reduce el tamaño de las agregaciones, particularmente cuando los pescadores las seleccionan; esto constituye el agotamiento espacial en serie. Además, cuando los

pescadores no conocen la dinámica espacial del stock explotado, se dirigen a áreas donde se congrega una mayor densidad, dejando parches con poca o nula densidad dentro del área de pesca.

De acuerdo con Orensanz *et al.* (2016), la expansión del área de pesca es común en las pesquerías en desarrollo, debido a que el esfuerzo pesquero se extiende hacia los bancos alejados del puerto. En consecuencia, hay patrones secuenciales para asignar el esfuerzo de pesca: pueden dispersarse al comienzo de la pesquería y agruparse cuando se localizan bancos de alta densidad. Por lo general, los parches más densos y disponibles se cosechan e incluso se agotan, lo que provoca una rotación espontánea, es decir que los pescadores periódicamente agotan los bancos y se mueven hacia nuevos bancos.

Esta expansión es un problema al evaluar las poblaciones marinas de importancia comercial, porque enmascara el estado real de las poblaciones explotadas (Karpov *et al.*, 2000; Miller *et al.*, 2014). En las pesquerías de almejas, la dinámica de la flota promueve efectos negativos identificados principalmente a través del agotamiento espacial en serie, lo que indica que los pescadores se dirigen a poblaciones locales de forma secuencial, comenzando por las más rentables (Hilborn *et al.*, 2005; Tracey & Lyle, 2011). De acuerdo con lo anterior, la aparente estabilidad en la tasa de explotación de *P. globosa* 1.3% durante 10 temporadas de pesca, no necesariamente indica un manejo efectivo ya que la tasa de explotación establecida en esta pesquería es 1.0%. Esto sugiere que pudiera estar ocurriendo una sobreexplotación (Aragón-Noriega *et al.*, 2012). Además, si se ignora la expansión del área de pesca, entonces los incrementos en la biomasa vulnerable y reclutamiento podrían enmascarar la dinámica de la población de varios bancos, incluidos los agotados y con bajo rendimiento.

La asignación espacial de la mortalidad por pesca siempre dependerá de parches o bancos con altas densidades. Muchas pesquerías han experimentado agotamiento severo o incluso colapso. Se han detectado patrones de explotación espacial en serie

en el abulón de California (Karpov *et al.*, 2000), en pesquerías de ostras en Estados Unidos y Australia (Kirby, 2004), camarones y cangrejos en Alaska (Orensanz *et al.*, 1998), pepino de mar y erizo (Anderson *et al.*, 2011) y pesquerías de peces de fondo en California (Miller *et al.*, 2014). Este tipo de agotamiento pudiera generar un efecto Allee en recursos sedentarios (relación positiva entre la tasa de crecimiento per cápita y la abundancia o densidad de la población; González-Durán *et al.*, 2018). Este efecto es un fenómeno común en especies de invertebrados marinos de poco movimiento tales como corales, pepinos de mar, esponjas, mejillones, almejas y caracoles (Hamel & Mercier, 1996, 1999; Fujiwara *et al.*, 2010; Zamora-Bustillos *et al.*, 2011; Zacarias-Soto *et al.*, 2013).

Se reconoce que los factores que desencadenan la reproducción en especies marinas son las condiciones ambientales (temperatura, intensidad de luz, entre otros), no obstante, también es determinante la distancia entre adultos, el comportamiento agregativo, la sincronía del desove, la abundancia y viabilidad de los gametos; lo cual depende de la distribución, abundancia y densidad de la población (González-Durán *et al.*, 2018). En especies sedentarias con fecundidad externa, como las almejas de sifón, el comportamiento agregativo puede ser primordial para una fecundidad exitosa. Por ejemplo, para la especie de pepino de mar *Cucumaria frondosa*, se ha documentado que la probabilidad de fertilización depende principalmente de la distancia entre individuos de ambos sexos. Esta probabilidad disminuye a medida que aumenta la distancia entre los reproductores (Hamel & Mercier, 1996). Si la población de *P. globosa* en Bahía Magdalena se asocia con un efecto potencial de agotamiento espacial en serie, entonces se debería de tener precaución para administrar dicha pesquería, dada su distribución espacial en parches y la asignación espacial del esfuerzo de pesca. No obstante, hoy en día es posible realizar experimentos de simulación de la dinámica espacial de una población y de la flota. Aún existe la necesidad de validar los modelos incorporando el comportamiento espacial y obtener resultados geográficamente realistas que serán de gran utilidad en el manejo de los recursos (Caddy & Carocci, 1999).

La extracción de la almeja de sifón se realiza con embarcaciones menores de fibra de vidrio, equipadas con motor fuera de borda, remos, jabas para la colocación del recurso y un compresor de aire para buceo semiautónomo (DOF, 2012a; 2012b). Se utiliza una motobomba con agua, cuyo propósito es la remoción del sustrato y la extracción de la almeja (Stotz & Mendo, 2001). La captura se realiza mediante selección manual por el buzo, lo que descarta la existencia de pesca incidental. Sin embargo, es probable que durante la faena de pesca haya un efecto en el asentamiento de las larvas y juveniles, debido al efecto del agua a presión ejercida sobre el fondo marino (Zhang & Campbell, 2004). Lo anterior, podría tener un efecto desfavorable en el reclutamiento para años posteriores.

La alta mortalidad natural en las primeras etapas de desarrollo implica posibles fracasos en el reclutamiento (Shaul & Goodwin, 1982). El reclutamiento poblacional de los individuos del género *Panopea* es altamente variable a lo largo de los años (Orensanz *et al.*, 2004; Zhang & Campbell, 2004). En algunas poblaciones de almeja de sifón se han presentado estructuras unimodales en las tallas y edades, sugiriendo pulsos en el reclutamiento intensos poco frecuentes, seguidos por periodos de muy baja intensidad (Goodwin & Pease, 1991; Calderon-Aguilera *et al.*, 2010a; Morsán *et al.*, 2010; González-Peláez *et al.*, 2015) relacionada con las descargas fluviales y la temperatura superficial del mar (Valero *et al.*, 2004).

El reclutamiento de *P. globosa* en Bahía Magdalena ocurre en momentos intensos poco frecuentes y con periodos de baja intensidad (González-Peláez & Lluch-Cota, 2010). En el área de estudio, el reclutamiento a la pesquería con menor intensidad ocurrió en tres momentos (2006 a 2007, 2009 y 2011). Se consideraron varias hipótesis para explicar los cambios repentinos en el reclutamiento. La primera fue la sobrepesca del reclutamiento sobre la base del rango de longitudes de conchas explotadas por la pesquería, principalmente por individuos más grandes (de 154 a 202 mm de LC). Las mayores abundancias se estimaron durante 2005, 2008, 2010, 2013 y 2014, lo que indica que durante 7 años (2006 a 2012), estas almejas estuvieron ausentes en la composición por tallas de la población. La segunda hipótesis está

relacionada con cambios en la selectividad durante 8 años, de 157 mm de LC (2006) a 141 mm de LC (2013), indicando una disminución en la LC capturada. La tercera hipótesis está asociada con los cambios en el área de pesca, la incorporación de nuevos parches y la aparente recuperación en el reclutamiento, ocurrió en un corto tiempo (3 años). Durante 2013 y 2014, se registraron los valores más altos de reclutamiento a la pesquería, lo cual coincidió con un incremento en el área de pesca (Tabla 2).

El componente espacial en el manejo de las pesquerías sirve para identificar el comportamiento de la actividad pesquera en un área o región de interés, debido a que se puede clasificar la dinámica de una flota pesquera. Sin embargo, frecuentemente los datos espaciales son imprecisos o insuficientes para analizar los patrones espaciales y temporales de los recursos pesqueros (Eastwood *et al.* 2008; Ramírez-Rodríguez *et al.* 2004). Recientemente, Reyna-González *et al.* (2019) señala que la competencia entre los usuarios de la pesca, ocasionan conflictos de interés por el uso de las áreas de pesca, por tanto, integrar el comportamiento espacial de los pescadores hacia los recursos marinos, ayuda a comprender la dinámica del recurso.

De 2012 a 2017 se llevó a cabo un programa de monitoreo espacial y pesquero en el Complejo Lagunar Bahía Magdalena-Almejas para monitorear la actividad pesquera de *P. globosa*. Se registraron 64 viajes de pesca con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS; Cota-Nieto *et al.*, 2017). Los resultados del programa indicaron la existencia de zonas específicas de pesca, es decir los pescadores frecuentan ciertas zonas según el rendimiento (mayor densidad de almejas) o bien, la cercanía al puerto. Esto se explica por el menor gasto de combustible (menor inversión) y menor tiempo efectivo de pesca. Sin embargo, aplicar un esfuerzo de pesca constante a la misma zona, podría traer consecuencias negativas en la abundancia y reproducción del recurso. Considerando que los individuos de *P. globosa* se caracterizan por tener una vida sedentaria, entonces podría aumentar la posibilidad de agotar las existencias en los parches y posteriormente en el banco.

Desde que comenzó la pesquería de almeja de sifón en Bahía Magdalena, se han implementado esquemas de manejo pasivo. De acuerdo con Sissenwine & Kirkley (1982), el manejo pasivo son tácticas que ayudan al manejo pesquero, tales como la talla mínima legal, temporada de veda, esfuerzo pesquero, densidad mínima, etc. En cambio, el manejo activo incluye estrategias tales como estimaciones de biomasa, reclutamiento y mortalidad y la estimación de cuotas de captura. González-Peláez, *et al.* (2015b) señalan la necesidad de cambiar el tipo de manejo en la pesquería de almeja de sifón, es decir, de manejo pasivo a manejo activo. De tal manera, que a partir de su dinámica poblacional se pueda mejorar el manejo pesquero. El cambio del manejo pasivo al activo debe considerar la identificación de hipótesis alternativas para explicar los cambios de abundancia de la población, el desarrollo de modelos flexibles, la identificación de políticas alternativas y la comparación de posibles escenarios utilizando herramientas de análisis de decisión estadística. De igual manera, Hilborn & Walters (1992) sugieren que, durante el desarrollo de una pesquería, el manejo pesquero debe cambiar y adaptarse al conocimiento generado con estudios actuales, con la finalidad de mejorar las suposiciones sobre el estado de la población. Sin embargo, el método de evaluación y el manejo de la pesquería de *P. globosa* en Bahía Magdalena no ha tenido cambios significativos desde que inició su captura comercial (2005). No se ha considerado la dinámica de la población, reclutamiento, mortalidad por pesca, biomasa total y vulnerable a través del tiempo. Para el recurso almeja de sifón se debe implementar un manejo adaptativo, con la finalidad de adoptar los cambios necesarios con metas y objetivos claros que ayuden a la sostenibilidad de la pesquería. Por otro lado, los administradores del recurso deberán evaluar los posibles efectos de las acciones del manejo, incluida la omisión de acciones. En este estudio, se presentó una propuesta de un modelo estructurado por tallas para la evaluación de la población de almeja de sifón, el cual combina algunos elementos del manejo pasivo y activo.

9. CONCLUSIONES

Se identificaron dos periodos en la selectividad, el primero de 2005-2009 donde se capturaron individuos mayores (142-157 mm de LC); el segundo periodo de 2010-2014 se capturaron organismos menores (138-149 mm de LC).

Se identificaron los cambios en la biomasa total y vulnerable por intervalo de tallas y entre años. Los valores más altos en la biomasa total fueron durante 2008, 2010, 2013 y 2014, destacando el rango de 138 a 157 mm de LC. La biomasa vulnerable mostró valores altos en 2008, 2010 y 2014. Durante 2014, se observó la mayor cantidad de individuos jóvenes, además, se registraron los valores más altos en la biomasa vulnerable, con 50 y 62 t en los intervalos de 154-157 y 158-161 mm de LC.

Se registró el mayor valor de reclutamiento a la pesquería en 2014 con 5.2×10^6 individuos. No fue posible identificar pulsos en el reclutamiento a la pesquería de almeja de sifón, ni asociar el comportamiento del reclutamiento a variaciones temporales, debido a la corta escala de tiempo (10 años).

En la captura de almeja de sifón se registró mayor mortalidad por pesca en individuos correspondientes a tallas medias (150-173 mm de LC). Mientras que las tallas pequeñas y grandes resultan ser menos capturadas.

La tasa de explotación estuvo cercana a la regla de control (1% de la biomasa anual), sin embargo, algunas estimaciones puntuales por intervalo de tallas resultaron por arriba y por debajo de la regla de control. Esto se debe considerar al administrar el recurso.

En términos generales, el recurso está plenamente explotado, ya que los valores obtenidos no sobrepasaban la regla de control. Sin embargo, al analizar el área de pesca en el tiempo, se observó un patrón de agotamiento espacial en serie y una expansión en el área de pesca. Se sugiere que al realizar la evaluación poblacional se

consideren los cambios en el área de pesca, con el fin de conocer el estado real de la población.

10. LITERATURA CITADA

Acosta-Velázquez, J. & A. Vázquez-Lule. 2009. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. Caracterización del sitio de manglar Bahía Magdalena. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D. F., 18 p.

Anderson, S. C., J. M. Flemming, R. Watson & H. K. Lotze. 2011. Serial exploitation of global sea cucumber fisheries. *Fish Fish.*, 12:317–339.

Amezcuca-Castro, S., E. Morales-Bojórquez, F. Arreguín-Sánchez, M. A. Luquin-Covarrubias, J. A. García-Borbón & A. M. Cisneros-Montemayor. 2019. Effects of serial depletion on the fishery management of geoduck *Panopea globosa*. *J. Shellfish Res.*, 38(3): 543–556.

Aragón-Noriega, E. A. 2015. Talla de madurez de almeja de sifón *Panopea globosa* en la parte central del Golfo de California. *Acta Universitaria*, 25(5): 3-10. doi: 10.15174/au.2015.800

Aragón-Noriega, E. A., E. Alcántara-Razo, L. E. Calderón-Aguilera & R. Sánchez-Fourcade. 2012. Status of geoduck clam fisheries in Mexico. *J. Shellfish Res.*, 31(3): 733–738.

Aragón-Noriega, E. A., E. Alcántara-Razo, R. Cruz-Vásquez, S. G. Castillo-Vargasmachuca, G. Rodríguez-Domínguez, J. T. Ponce-Palafox & J. A. López-Sánchez. 2019. Growth variations in the geoduck *Panopea globosa* in different climatological regions of northwestern Mexico. *J. Shellfish Res.*, 38(2): 279–286.

Aragón-Noriega, E. A., L. E. Calderon-Aguilera & S. A. Pérez-Valencia. 2015. Modeling growth of the cortes geoduck *Panopea globosa* from unexploited and exploited beds in the Northern Gulf of California. *J. Shellfish Res.*, 34(1): 119-127.

Aragón-Noriega, E. A., L. E. Calderon-Aguilera, E. Alcántara-Razo & J. E. Mendivil-Mendoza. 2016. Spatial distribution, density and population structure of the cortes geoduck, *Panopea globosa* in the central Gulf of California. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 51(1): 1-10. doi: 10.4067/S0718-19572016000100001

Aragón-Noriega, E. A., J. Chávez-Villalba, P. E. Gribben, E. Alcántara-Razo, A. N. Maeda-Martínez, E. M. Arambula-Pujol, A. R. García-Juárez & R. Maldonado-Amparo. 2007. Morphometric relationships, gametogenic development and spawning of the geoduck clam *Panopea globosa* (bivalvia: Hiatellidae) in the central Gulf of California. *J. Shellfish Res.*, 26(2): 423-431.

Arambula-Pujol, E. M., A. R. García-Juárez, E. Alcántara-Razo & E. A. Aragón-Noriega. 2008. Aspectos de biología reproductiva de la almeja de sifón *Panopea globosa* (Dall, 1898) en el Golfo de California. *Hidrobiológica*, 18(2): 89-98.

Bautista-Romero, J. J., S. S. González-Peláez, E. Morales-Bojórquez, J. A. Hidalgo-de-la-Toba & D. B. Lluch-Cota. 2015. Sinusoidal function modeling applied to age validation of geoducks *Panopea generosa* and *Panopea globosa*. *J. Shellfish Res.*, 34(1):21-29.

Blackhart, K., D. G. Stanton & A. M. Shimada. 2006. NOAA fisheries glossary. En: NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-69, MD: NOAA. 61 p.

Botello-Ruvalcaba, M. A., R. Villaseñor-Talavera & S. Mezo-Villalobos. 2010. Programa de ordenamiento de la pesquería de almeja generosa en la región Noroeste de México. En: Ordenamiento de pesquerías por recursos estratégicos de México, Tomo 1. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), México, 97-130 p.

Bradbury, A. & J. V. Tagart. 2000. Modelling geoduck, *Panopea abrupta* (Conrad, 1849) population dynamics. II. Natural mortality and equilibrium yield. *J. Shellfish Res.*, 19 (1): 63-70.

Brand, A. R. 2016. Scallop ecology: distributions and behaviour. En: Shumway, S. E. & G. J. Parsons, editores. *Scallops: biology, ecology, aquaculture, and fisheries*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. 469–533 p.

Breen, P. A. & T. L. Shields. 1983. Age and size structure in five populations of geoduck clams (*Panopea generosa*) in British Columbia. *Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences*. No. 1169. 62 p.

Bureau, D., W. Hajas, N. W. Surry, C. M. Hand, G. Dovey & A. Campbell. 2002. Age, size structure and growth parameters of geoducks (*Panopea abrupta*, Conrad 1849) from 34 locations in British Columbia sampled between 1993 and 2000. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2413: 84.

Bureau, D., W. Hajas, C. M. Hand, G. Dovey. 2003. Age, size structure and growth parameters of geoduck (*Panopea abrupta*, Conrad 1849) from seven locations in British Columbia sampled in 2001 and 2002. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2494: 29.

Caddy, J. F. & Carocci, F. 1999. The spatial allocation of fishing intensity by port-based inshore fleets: a GIS application. *ICES J. Mar. Sci.*, 56: 388–403.

Calderon-Aguilera, L. E., Aragón-Noriega, E. A., C. M. Hand & V. M. Moreno-Rivera. 2010a. Morphometric relationships, age, growth, and mortality of the geoduck clam, *Panopea generosa*, along the Pacific Coast of Baja California, Mexico. *J. Shellfish Res.*, 29 (2): 319-326.

Calderon-Aguilera, L. E., Aragón-Noriega, E. A., H. Reyes-Bonilla, C. G. Paniagua-Chavez, A. E. Romo-Curiel & V. M. Moreno-Rivera. 2010b. Reproduction of the cortés

geoduck *Panopea globosa* (Bivalvia: Hiatellidae) and its relationship with temperature and ocean productivity. *J. Shellfish Res.*, 29(1): 135-141. DOI: <http://dx.doi.org/10.2983/035.029.0107>.

Campbell, A. & M. D. Ming. 2003. Maturity and growth of the Pacific geoduck clam, *Panopea abrupta*, in southern British Columbia, Canada. *J. Shellfish Res.*, 22(1): 85-90.

Cao, J., Y. Chen & R. A. Richards. 2017. Improving assessment of *Pandalus* stocks using a seasonal, size-structured assessment model with environmental variables. Part I: Model description and application. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 74: 349–362. doi:10.1139/cjfas-2016-0020.

Carlson, J. K. & E. Cortés. 2003. Gillnet selectivity of small coastal sharks off the southeastern United States. *Fish. Res.*, 60:405–414. doi:10.1016/S0165-7836(02)00135-2.

Cortez-Lucero G., J. A. Arreola-Lizárraga, J. Chávez-Villalba & E. A. Aragón-Noriega. 2014. Distribución y abundancia de la almeja de sifón *Panopea globosa* (Bivalvia: Hiatellidae), en la región central del Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 24(3): 167-174.

Dippold, D. A., R. T. Leaf, J. S. Franks & J. R. Hendon, J.R. 2017. Growth, mortality, and movement of cobia (*Rachycentron canadum*). *Fish. Bull.*, 115: 460–472. doi:10.7755/FB.115.4.3.

DOF. 2012a. Acuerdo por el que se da a conocer el plan de manejo para la pesquería de almeja generosa (*Panopea spp.*) en las costas de Baja California, México. Diario Oficial de la Federación, México. 33 p.

DOF. 2012b. Acuerdo por el que se da a conocer el plan de manejo para la pesquería de almeja generosa (*Panopea spp.*) en las costas de Sonora, México. Diario Oficial de la Federación, México. 23 p.

DOF. 2015. Norma Oficial Mexicana NOM-014-SAG/PESC-2015, especificaciones para regular el aprovechamiento de almeja generosa (*Panopea generosa* y *Panopea globosa*) en aguas de jurisdicción federal del litoral del Océano Pacífico y Golfo de California. Diario Oficial de la Federación, México. 12 p.

DOF. 2017. Diario Oficial de la Federación. Acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación, México. 268 p.

Doubleday, W. G. 1976. A least squares approach to analyzing catch at age data. *Res. Bull. Int. Comm. Northwest Atl. Fish.*, 12: 69-81.

Eastwood, P., G. Meaden, T. Nishida & S. Rogers. 2008. Understanding and managing marine fisheries with the aid of a digital map. *En: Payne, A. editor. Advances in Fisheries Science. 50 years on from Beverton and Holt*, Blackwell Publishing, Iowa. pp. 85-103.

Fabens, A. J. 1965. Properties and fitting of the von Bertalanffy curves. *Growth* 29(3): 265–289.

Fisch, N. C., J. R. Bence, J. T. Myers, E. K. Berglund, D. Yule. 2019. A comparison of age- and size-structured assessment models applied to a stock of cisco in Thunder Bay, Ontario. *Fish. Res.*, 209: 86-100. DOI:10.1016/j.fishres.2018.09.014.

Fujiwara, A., K. Yamano, K. Ohno, & M. Yoshikuni. 2010. Spawning induced by cubifrin in the Japanese common sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Fish. Sci.*, 76: 795–801.

Funes-Rodríguez, R., J. Gómez-Gutiérrez, & R. Palomares-García. 2007. Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. Instituto Politécnico Nacional, México, D. F., 320 p.

González-Durán, E., A. Hernández-Flores, J. C. Seijo, A. Cuevas-Jiménez & A. Moreno-Enriquez. 2018. Bioeconomics of the Allee effect in fisheries targeting sedentary resources. *ICES J. Mar. Sci.*, 75: 1362–1373.

González-Peláez, S. S. 2013. Almeja generosa de Bahía Magdalena: dinámica poblacional y consideraciones para el manejo. Tesis Doctorado, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, Baja California Sur. 103 p.

González-Peláez, S. S. Leyva-Valencia, I., Pérez-Valencia, S. & D. B. Lluch-Cota. 2013. Distribution limits of the geoduck clams *Panopea generosa* and *P. globosa* on the Pacific Coast of Mexico. *Malacologia*, 56(2): 85-94.

González-Peláez, S. S. & D. B. Lluch-Cota. 2010. Cambio climático y la pesquería de la almeja generosa (*Panopea spp.*) en el Pacífico mexicano. En: Rivera-Arriaga, E., I. Azuz-Adeath, L. Alpuche-Gual & G. J. Villalobos-Zapata, editores. Cambio climático en México: un enfoque costero y marino. Universidad Autónoma de Campeche, CETYS-Universidad, Gobierno del Estado de Campeche, Campeche: UAC. pp. 519–532.

González-Peláez, S. S., E. Morales-Bojórquez, D. B. Lluch-Cota & J. J. Bautista-Romero. 2015a. Application of a gnomonic model to estimate the life span and natural mortality in *Panopea globosa*. *J. Shellfish Res.*, 34(1): 113-118. DOI: 10.2983/035.034.0114

González-Peláez, S. S., E. Morales-Bojórquez, D. B. Lluch-Cota, S. E. Lluch-Cota & J. J. Bautista-Romero. 2015b. Modeling geoduck growth: multimodel inference in

Panopea globosa from the southwestern Baja California Peninsula, Mexico. *J. Shellfish Res.*, 34(1): 101–112. DOI: 10.2983/035.034.0113.

Goodwin, C. L. & B. Pease. 1987. The distribution of geoduck (*Panopea abrupta*) size, density and quality in relation to habitat characteristics such as geographic area, water depth, sediment type, and associated flora and fauna in Puget Sound Washington. Washington, DC: Department of Fisheries Technical Report. No. 102.

Goodwin, C. L., B. C. Pease. 1991. Geoduck, *Panopea abrupta* (Conrad, 1849), size, density, and quality as related to various environmental parameters in Puget Sound, Washington. *J. Shellfish Res.*, 10(1): 65-77.

Goodwin, C. L. & W. Shaul. 1984. Age, recruitment and growth of the geoduck clam (*Panopea generosa*, Gould) in Puget Sound Washington. *Wash. Dep. Fish. Prog. Rep.* No. 215. 30 p.

Haddon, M. 2011. Modeling and quantitative methods in fisheries. Boca Raton, FL: Chapman and Hall. 433 p.

Hamel, J. F. & A. Mercier. 1996. Early development, settlement, growth, and spatial distribution of the sea cucumber *Cucumaria frondosa* (Echinodermata: Holothuroidea). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53: 253–271.

Hamel, J. F. & A. Mercier. 1999. Mucus as a mediator of gametogenic synchrony in the sea cucumber *Cucumaria frondosa* (Holothuroidea: Echinodermata). *J. Mar. Biol. Ass., UK*, 79: 121–129.

Harris, B. P., C. F. Adams & K. D. E. Stokesbury. 2018. Sea scallops exhibit strong local spatiotemporal structure associated with seabed stability and high flows. *Ecosphere* 9.

Hart, D. R. 2003. Yield- and biomass-per-recruit analysis for rotational fisheries, with an application to the Atlantic sea scallop (*Placopecten magellanicus*). *Fish Bull.* 101:44–57.

Hart, D. R., L. D. Jacobson, J. Tang. 2013. To split or not to split: Assessment of Georges Bank sea scallops in the presence of marine protected areas. *Fish. Res.*, 144:74-83. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.11.004>.

Helidoniotis, F., M. Haddon, G. Tuck & D. Tarbath. 2011. The relative suitability of the von Bertalanffy, Gompertz and inverse logistic models for describing growth in blacklip abalone populations (*Haliotis rubra*) in Tasmania, Australia. *Fish. Res.* 112:13–21.

Hidalgo-de-la-Toba, J. A., S. S. Gonzáles-Peláez, E. Morales-Bojórquez, J. J. Bautista-Romero & D. B. Lluch-Cota. 2015. Geoduck *Panopea generosa* growth at its southern distribution limit in North America using a multimodel inference approach. *J. Shellfish Res.* 34(1): 91–99.

Hilborn, R. & M. Mangel. 1997. The ecological detective confronting models with data. Monographs in population biology. Princeton, NJ: Princeton Academic Press., 315 p.

Hilborn, R., J. M. Orensanz & A. M. Parma. 2005. Institutions, incentives and the future of fisheries. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 360: 47–57.

Hilborn, R. & C. J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. New York, NY: Chapman and Hall, 521 p.

Hoffman, A., A. Bradbury & C. L. Goodwin. 2000. Modeling geoduck, *Panopea abrupta* (Conrad, 1849) population dynamics. I. Growth. *J. Shellfish Res.* 19(1): 57-62.

INAPESCA. 2007. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) durante la temporada 2007. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 8 p.

INAPESCA. 2008. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) durante la temporada 2008. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 4 p.

INAPESCA. 2009. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) durante la temporada 2009. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 6 p.

INAPESCA. 2011. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) durante la temporada 2011. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 6 p.

INAPESCA. 2012a. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) para el polígono I durante la temporada 2012. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 6 p.

INAPESCA. 2012b. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) para el polígono II durante la temporada 2012. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 6 p.

INAPESCA. 2013a. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) para el polígono I durante la temporada 2012. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 9 p.

INAPESCA. 2013b. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) para el polígono II durante la temporada 2013. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 7 p.

INAPESCA. 2015. Dictamen técnico para la recomendación de cuota de captura de almeja generosa (*Panopea globosa*) durante la temporada 2015. Instituto Nacional de Pesca. La Paz, Baja California Sur, 6 p.

Jacobson, L. D., D. Hart, K. D. E. Stokesbury, T. Jaffarian, M. A. Allard, M. C. Marino II, A. Chute, J. I. Nogueira, B. P. Harris, P. Rago. 2010. Measurement errors in body size of sea scallops (*Placopecten magellanicus*) and their effect on stock assessment models. *Fish. Bull.*, 108(2): 233-247.

Karpov, K. A., P. L. Haaker, I. K. Taniguchi & L. Rogers-Bennett. 2000. Serial depletion and the collapse of the California abalone (*Haliotis spp.*) fishery. En: Cambell, A., editor. Workshop on rebuilding abalone stocks in British Columbia. Ottawa, Canada, ON: NRC Research Press. pp. 11–24.

Khan, A. 2006. Sustainability challenges in the geoduck clam fishery of British Columbia: policy perspectives. *Coast. Manage.* 34:443–453.

Kirby, M. X. 2004. Fishing down the coast: historical expansion and collapse of oyster fisheries along continental margins. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 101:13096–13099.

Kuparinen, A., Kuikka, S. & Merila J. 2009. Estimating fisheries-induced selection: traditional gear selectivity research meets fisheries-induced evolution. *Evol. Appl.*, 2(2):234 – 243 DOI: 10.1111/j.1752-4571.2009.00070.x

Lai, H. L. & A. Bradbudy. 1998. A modified catch-at-size analysis model for a red sea urchin (*Strongylocentrotus franciscanus*) population. En: Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. Ed. Jamieson, G. S. y A. Campbell. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 125. pp. 85-96.

Lasdon, L. S., R. L. Fox & M. W. Ratner. 1974. Nonlinear optimization using the generalized reduced gradient method. *Rev. Fr. Autom. Inf. Rech. Oper.*, 8:73-103.

Legault, C. M. & V. R. Restrepo. 1998. A flexible forward age-structured assessment program. *ICCAT. Col. Vol. Sci. Pap.*, 49:246–253.

Leyva-Valencia, I., P. Cruz-Hernández, S. T. Álvarez-Castañeda, D. I. Rojas-Posadas, M. M. Correa-Ramírez, B. Vadopalas & D. B. Lluch-Cota. 2015. Phylogeny and Phylogeography of the Geoduck *Panopea* (Bivalvia: Hiatellidae). *J. Shellfish Res.*, 34(11): 11-20. DOI: 10.2983/035.034.0104.

Luquin-Covarrubias, M. A., E. Morales-Bojórquez, S. S. González-Peláez & D. B. Lluch-Cota. 2016. Joint likelihood function based on multinomial and normal distributions for analyzing the phenotypic growth variability of geoduck clam *Panopea globosa*. *CalCOFI Rep.*, 57: 1–12.

Lluch-Belda, D., J. Elorduy-Garay, S. E. Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz. 2000. Recapitulación. 357-367, *En*: Lluch-Belda, D., J. Elorduy-Garay, S. E. Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz (Eds.), Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México.

Maeda-Martínez, A. N., T. Reynoso-Granados, F. Solís-Marín, A. Leija-Tristán, D. Auriolles-Gamboa, C. Salinas-Zavala, D. Lluch-Cota, P. Ormart-Castro & E. Felix-Pico. 1993. A model to explain the formation of catarina scallop, *Argopecten circularis* (Sowerby, 1835), beds, in Magdalena Bay, Mexico. *Aquacult. Fish. Manage.*, 24: 323–339.

McCormick, T. 2000. Abalone (*Haliotis spp.*) aquaculture: present status and a stock enhancement tool. *En*: Campbell, A., editor. Workshop on rebuilding abalone stocks in British Columbia. Nanaimo: *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, pp. 55–60.

Miller, R. R., J. C. Field, J. A. Santora, I. D. Schroeder, D. D. Huff, M. Key, D. E. Pearson & A. D. MacCall. 2014. A spatially distinct history of the development of California groundfish fisheries. *PLoS One*, 9: e99758.

Morales-Bojórquez, E. & M. O. Nevárez-Martínez. 2005. Spawner-recruit patterns and investigation of Allee effect in Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California, Mexico. *CalCOFI Rep.*, 46:161–174.

Morales-Bojórquez, E., J. López-Martínez & L. F. Beléndez-Moreno. 2013. Estimating biomass, recruitment, and harvest rate for the Pacific yellowleg shrimp *Farfantepenaeus californiensis* from a size-based model. *J. Shellfish. Res.*, 32(3): 815-823. DOI: 10.2983/035.032.0325.

Morales-Bojórquez, E. & M. O. Nevárez-Martínez. 2010. Catch-at-size analysis for *Dosidicus gigas* in the central Gulf of California, Mexico in 1996–2002. *Fish. Res.*, 106:214-221.

Morales-Bojórquez, E., M. O. Muciño-Díaz & J. A. Vélez-Barajas. 2008. Analysis of the decline of the abalone fishery (*Haliotis fulgens* and *H. corrugata*) along the westcentral coast of the Baja California peninsula, Mexico. *J. Shellfish Res.*, 27: 865–870.

Morales-Bojórquez, E. & J. L. Pacheco-Bedoya. 2017. A mantle length structured stock assessment model for the jumbo squid, *Dosidicus gigas*, fishery of the Ecuadorian Pacific: a limited data approach. *Mar. Bio. Res.*
<https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1272696>.

Morsán, E., P. Zaidman, M. Ocampo-Reinaldo, N. Ciocco. 2010. Population structure, distribution and harvesting of southern geoduck, *Panopea abbreviata*, in San Matías Gulf (Patagonia, Argentina). *Sci. Mar.*, 74(4): 763-772.

Munguia-Vega, A., I. Leyva-Valencia, D. B. Lluch-Cota & P. Cruz-Hernandez. 2015. Genetic structure of the cortes geoduck *Panopea globosa* Dall, 1898, from the Mexican Northwest. *J. Shellfish Res.*, 34(1): 153-161. DOI: 10.2983/035.034.0119.

Ojeda-Ruiz-de-la-Peña, M.A. & M. Ramírez-Rodríguez. 2012. Interacciones de pesquerías ribereñas en Bahía Magdalena-Almejas, Baja California Sur. *Región y Sociedad*, 24(53): 189-204.

Orensanz, J. M., J. Armstrong, D. Armstrong & R. Hilborn. 1998. Crustacean resources are vulnerable to serial depletion—the multifaceted decline of crab and shrimp fisheries in the greater Gulf of Alaska. *Rev. Fish Biol. Fish.* 8: 117–176.

Orensanz, J. M., C. M. Hand, A. M. Parma, J. Valero & R. Hilborn. 2004. Precaution in the harvest of methuselah’s clams—the difficulty of getting timely feedback from slow-paced dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 61: 1355–1372.

Orensanz, J. M., R. Hilborn & A. M. Parma. 2000. Harvesting methuselah’s clams – is the geoduck fishery sustainable, or just apparently so?. *Can. Stock Assess. Secr. Res. Doc.*, 175: 2–65.

Orensanz, J. M., A. M. Parma & S. J. Smith. 2016. Dynamics, assessment, and management of exploited natural scallop populations. En: Shumway, S. E. & G. J. Parsons, editores. *Scallops: biology, ecology, aquaculture, and fisheries*. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier. pp. 611–695.

Pawitan, Y. 2001. *In all likelihood: statistical modelling and inference using likelihood*. New York, NY: Oxford University Press Inc., 528 p.

Pereira, D. L. & M. J. Hansen. 2003. A perspective on challenges to recreational fisheries management: summary of the symposium on active management of recreational fisheries. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 23: 1276–1282.

Pérez-Valencia, S. A. & E. A. Aragón-Noriega. 2012. Determinación de biomasa y bancos de la almeja de sifón *panopea globosa* (dall, 1898) en una zona virgen del alto Golfo de California. *Interciencia*, 37(9): 651-656.

Quinn II, T. & R. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford: University Press, 542 p.

Ramírez-Félix, E., J. F. Márquez-Farías, J. A. Massó-Rojas, E. Vázquez-Solórzano & S. G. Castillo-Vargasmachuca. 2012. La pesca de almeja *Panopea* spp. en el noroeste de México. *Cien. Pesq.*, 20(2): 57-66.

Ramírez-Rodríguez, M., C. López-Ferreira & A. Hernández-Herrera. 2004. Desarrollo de un sistema de información geográfico como apoyo para la administración de la pesca artesanal en México. *En*: Salas S, M. A. Cabrera, J Ramos, D. Flores & J. Sánchez, editores. Memorias primera conferencia de pesquerías costeras en América Latina y el Caribe. Evaluando, manejando y balanceando acciones, Mérida, pp. 200-207.

Reyna-González, P.C., E. Romero-Hernández & J. A. Lorenzo-Rosas. 2019. Comportamiento espacial de la pesca artesanal en el litoral de Veracruz, México. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 54(2): 180-193. DOI: <https://doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.2.1889>

Rocha-Olivares, A., L. E. Calderon-Aguilera, E. A. Aragón-Noriega, N. C. Saavedra-Sotelo & V. M. Moreno-Rivera. 2010. Genetic and morphological variation of Northeast Pacific *Panopea* clams: evolutionary implications. *J. Shellfish Res.*, 29(2): 327-335. DOI: 10.2983/035.029.0207.

Shaul, W. & C. L. Goodwin. 1982. Geoduck (*Panopea generosa*: Bivalvia) age as determined by internal growth lines in the shell. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39:632–636.

Shamshak, G. L. & King, J. R. 2015. From cannery to culinary luxury: the evolution of the global geoduck market. *Mar. Pol.*, 55: 81-89. Elsevier. doi:10.1016/j.marpol.2015.01.014.

SIAP. 2019. Boletín de exportaciones almeja generosa. Servicio de información agroalimentaria y pesquera. Administración general de aduanas del servicio de administración tributaria. México 1 p.

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/475411/Exportaciones_almeja_generosa_2019.pdf

Sissenwine, M. P. & J. E. Kirkley. 1982. Fishery management techniques: Practical aspects and limitations. *Mar. Pol.*, 6(1): 43–57. doi:[https://doi.org/10.1016/0308-597X\(82\)90041-0](https://doi.org/10.1016/0308-597X(82)90041-0).

Stotz, W. & J. Mendo. 2001. Pesquerías, repoblamiento y manejo de bancos naturales de pectínidos en Iberoamérica: su interacción con la acuicultura. *En*: Maeda-Martínez, A. N., editor. Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: ciencia y acuicultura. México, D. F.: Limusa. pp. 357–374.

Sullivan, P. J., H. L. Lai & V. F. Gallucci. 1990. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47(1): 184–198.

Thorson, J. T., O. P. Jensen & R. Hilborn. 2015. Probability of stochastic depletion: an easily interpreted diagnostic for stock assessment modelling and fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.*, 72:428–435.

Tracey, S. R. & J. M. Lyle. 2011. Linking scallop distribution and abundance with fisher behaviour: implication for management to avoid repeated stock collapse in a recreational fishery. *Fish. Manag. Ecol.*, 18: 221–232.

Wiff, R., Quiroz, J.C. & Tascheri, R. 2005. Estado de explotación del recurso besugo (*Epigonus crassicaudus*) en Chile. *Investigación Marina*, Valparaíso, 33: 57–67.

Williams, G. H. & C. L. Blood. 2003. Active and passive management of the recreational fishery for Pacific halibut off the U.S. West Coast. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 23: 1359–1368.

Valero, J. L., C. Hand, J. M. Orensanz, A. M. Parma, D. Armstrong & R. Hilborn. 2004. Geoduck (*Panopea abrupta*) recruitment in the Pacific Northwest: long-term changes in relation to climate. *CalCOFI Rep.* 45: 80–86.

Valdez-Ornelas, V. M., O. Aburto-Oropeza, E. Torreblanca-Ramírez, G. D. Danemann & R. Vidal-Talantes. Recursos pesqueros. *En: Bahía de los Ángeles recursos naturales y comunidad: línea base 2007*. Ed. D. Danemann & E. Ezcurra. *Pronatura Noroeste AC, Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, San Diego Natural History Museum*, 740. pp. 430–431.

Zacarias-Soto, M., M. A. Olvera-Novoa, S. Pensamiento-Villaruz, & I. Sanchez-Tapia. 2013. Spawning and larval development of the four-sided sea cucumber, *Isostichopus badionotus* (Selenka 1867), under controlled conditions. *J. World Aqua. Soc.*, 44: 694–705.

Zamora-Bustillos, R., R. Rodríguez-Canul, F. J. García-de-León & J. Tello-Cetina. 2011. Diversidad genética de dos poblaciones del caracol *Strombus gigas* (Gastropoda: Strombidae) en Yucatán, México, con microsatélite. *Rev. Biol. Trop.*, 59 (3): 1127-1134.

Zhang, Z. & A. Campbell. 2004. Natural mortality and recruitment rates of the Pacific geoduck clam (*Panopea abrupta*) in experimental plots. *J. Shellfish Res.* 23: 675–682.

Zhang, Z. & C. Hand. 2006. Recruitment patterns and precautionary exploitation rates for geoduck (*Panopea abrupta*) populations in British Columbia. *J. Shellfish Res.* 25:445–453.