



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE CIENCIAS MARINAS



**EVALUACIÓN DE LA PESQUERÍA DEL
PEPINO DE MAR *Isostichopus badionotus*
(ASPIDOCHIROTIDA: STICHOPODIDAE), AL
NORTE DE LA ISLA DE LA JUVENTUD, CUBA**

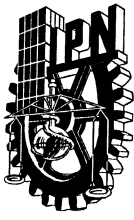
TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS
MARINOS**

PRESENTA

MARAY ORTEGA MARTÍNEZ

La Paz, B.C.S., DICIEMBRE DE 2015



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA 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 10 del mes de Noviembre del 2015 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"EVALUACIÓN DE LA PESQUERÍA DEL PEPINO DE MAR *Isostichopus badionotus* (Aspidochirotida: Sticopodidae), AL NORTE DE LA ISLA DE LA JUVENTUD, CUBA"

Presentada por el alumno:

ORTEGA
Apellido paterno

MARTÍNEZ
materno

MARAY
nombre(s)

Con registro:

A	1	4	0	5	6	0
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

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

LA COMISION REVISORA

Directores de Tesis

DR. ARTURO TRIPP QUEZADA
Director de Tesis

MC. MARCIAL TRINIDAD VILLALEJO FUERTE
2º. Director de Tesis

DR. AGUSTÍN HERNÁNDEZ HERRERA

DRA. MARÍA DINORAH HERRERO PEREZRUL

DR. SERGIO ANTONIO GUZMÁN DEL PROO

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ



I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 19 del mes de Noviembre del año 2015

El (la) que suscribe MARAY ORTEGA MARTÍNEZ Alumno (a) del Programa

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A140560 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

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

DR. ARTURO TRIPP QUEZADA y MC. MARCIAL TRINIDAD VILLALEJO FUERTE

y cede los derechos del trabajo titulado:

"EVALUACIÓN DE LA PESQUERÍA DEL PEPINO DE MAR *Isostichopus badionotus*

(ASPIDOCHIROTIDA: STICOPODIDAE), AL NORTE DE LA ISLA DE LA JUVENTUD, CUBA"

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: mar.ortega87@gmail.com - atripp@ipn.mx - mwillale@ipn.mx

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

BIÓL. MARAY ORTEGA MARTÍNEZ

Nombre y firma del alumno

RECONOCIMIENTOS.

El presente trabajo se llevó a cabo en el Departamento de Biología Marina y Pesquerías del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), perteneciente al Instituto Politécnico Nacional (IPN), bajo la dirección del Dr. Arturo Tripp Quezada y del Mc. Marcial Villalejo Fuerte.

El trabajo formó parte de los siguientes proyectos de investigación:

1. Islas del Golfo de California. Conservación y desarrollo sustentable: Biodiversidad de moluscos de fondos blandos del estero de la isla San José, Golfo de California. [SIP:20150821](#).
2. Islas del Golfo de California. Conservación y desarrollo sustentable: Biodiversidad de moluscos de fondos blandos del estero de la isla El Pardito (Coyote), Golfo de California. [SIP:20141032](#).
3. Islas del Golfo de California. Conservación y desarrollo sustentable: Biodiversidad de moluscos de fondos blandos del estero del archipiélago Espíritu Santo, Golfo de California. [SIP:20130593](#).

AGRADECIMIENTOS.

Agradezco a todos los que de una forma u otra contribuyeron a que mi Tesis de Maestría sea hoy día una Realidad:

Al amigo y compañero de cada batalla durante más de dos años, el Dr. Norberto Capetillo Piñar. Gracias por estar ahí en las buenas y en las malas, por tus consejos, por ayudarme a vencer cada obstáculo.

Al Dr. Sergio Guzmán del Proo por dedicarse por entero a mi trabajo de tesis.

A mis tutores: el Dr. Arturo Tripp Quezada y el MC. Marcial Villalejo Fuerte por aceptarme como su alumna.

A los doctores: María Dinorah Herrero Pérezrul, Agustín Hernández Herrera, Pablo del Monte Luna por ser críticos y guías de mi trabajo.

A José Manuel Mazón Suástegui, Armando Vega, Ciro Arístides y Armando Hernández López por el apoyo brindado para que mi estancia en este lugar haya sido la mejor.

A mis compañeros de clases y mis familiares por estar ahí para mí en cada momento.

Al Centro de Investigaciones Pesqueras de La Habana (CIP), Cuba por haberme permitido ser parte de su colectivo de trabajadores y proveer lo necesario en cada uno de los viajes de campo.

Al CONACYT y al CICIMAR por brindarme la oportunidad superarme en este país. Finalmente a México, por acogerme como una hija más.

A TODOS MUCHAS GRACIAS...

ÍNDICE.

LISTADE FIGURAS.....	
LISTA DE TABLAS.....	
GLOSARIO.....	
RESUMEN.....	
ABSTRACT.....	
1. INTRODUCCIÓN.....	
2. ANTECEDENTES.....	4
2.1. Ubicación taxonómica de la especie comercial cubana.....	4
2.2. Distribución y hábitat.....	5
2.3. Ciclo de vida.....	6
2.4. Comportamiento y período reproductivo.....	7
2.5. Talla y peso de primera reproducción.....	9
2.6. Situación mundial de las pesquerías de pepinos de mar.....	10
2.7. Antecedentes de la pesquería en Cuba.....	13
3. JUSTIFICACIÓN.....	17
4. OBJETIVOS.....	19
4.1. Objetivo general.....	19
4.2. Objetivos específicos.....	19
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
5.1. Área de estudio.....	20
5.2. Monitoreo de la población.....	22
5.3. Registro de datos pesqueros.....	23
5.4. Procesamiento de los datos y análisis estadísticos.....	23
6. RESULTADOS.....	26
6.1. Áreas de distribución de la población del pepino de mar <i>I. badionotus</i> en las localidades de pesca al norte de la Isla de la Juventud.....	26
6.2. Variación de la captura y el esfuerzo de pesca de la pesquería de <i>I. badionotus</i> por localidades de pesca.....	28
6.3. Comportamiento de las abundancias independientes y dependientes de la pesquería de <i>I. badionotus</i> por localidades de pesca.....	33
6.4. Estructura de tallas de la población.....	35

6.5. Estructura de pesos (pesos de tegumento) de la población.....	37
6.6. Relaciones longitud-peso de la población.....	38
6.7. Puntos de referencia de la población.....	39
7. DISCUSIÓN.....	40
7.1. Área de distribución de la población del pepino de mar <i>I. badionotus</i> en las localidades de pesca al norte de la Isla de la Juventud.....	40
7.2. Variación global y por localidades de pesca de la captura y el esfuerzo de pesca de la pesquería de <i>I. badionotus</i>	40
7.4. Comportamiento global y por localidades de pesca de las abundancias independientes y dependientes de la pesquería de <i>I. badionotus</i>	49
7.4.1. Análisis de las Anomalías.....	52
7.5. Estructura de tallas, de pesos (pesos de tegumento) y relaciones longitud-peso de la población.....	54
7.5.1. Tallas.....	54
7.5.2. Pesos de tegumento.....	55
7.5.3. Relaciones longitud-peso.....	56
7.6. Puntos de referencia de la población, según el Modelo de Schaefer (1954).....	57
8. CONCLUSIONES.....	59
9. RECOMENDACIONES.....	60
10. BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.....	61
ANEXO.....	72

LISTA DE FIGURAS.

Figura 1. Pepino de mar *Isostichopus badionotus* (Selenka, 1867).

Figura 2. Ciclo de vida de un pepino de mar.

Figura 3. Localidades de pesca monitoreadas al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013.

Figura 4. Variación global de las capturas, esfuerzo (a) y áreas (b) de pesca de la pesquería de *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013.

Figura 5. Variación por localidades de pesca de las capturas (a), esfuerzo (b) y áreas (c) de la pesquería *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013. BM: Bajo la Malanga, CG: Cayo Grande, Q: Quitasol, B: Balandra, DM: Doña María, LC: La Cruz.

Figura 6. Variación de la captura por localidades de pesca de la población de *I. badionotus* durante 2008 - 2013.

Figura 7. Variación del esfuerzo de pesca por localidades de pesca de la población de *I. badionotus* durante 2008 - 2013.

Figura 8. Variación de la CPUE promedio de la población de *I. badionotus* durante 2008 - 2013.

Figura 9. Anomalías estandarizadas de las abundancias dependientes e independientes de la pesquería de *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013.

Figura 10. Variación de las densidades y CPUE por localidades de pesca de la población de *I. badionotus* durante 2008 - 2013.

Figura 11. Anomalías estandarizadas de las abundancias del pepino de mar *I. badionotus* por localidades de pesca, medidas por monitoreos independientes (ind/ha) y dependientes de la pesquería (CPUE) al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013. BM: Bajo la Malanga, CG: Cayo Grande, Q: Quitasol, B: Balandra, DM: Doña María, LC: La Cruz. Los números se corresponden con los años muestreados (08: 2008, 09: 2009, 10: 2010, 11: 2011, 12: 2012, 13: 2013). G1: Grupo 1, G2: Grupo 2, G3: Grupo 3, G4: Grupo 4, G5: Grupo 5, G6: Grupo 6.

Figura 12. Estructura de tallas de *I. badionotus* durante los monitoreos 2008 - 2013.

Figura 13. Estructura de pesos de tegumento de *I. badionotus* durante los monitoreos 2008 - 2013.

Figura 14. Relaciones longitud-peso de *I. badionotus* durante los monitoreos 2008 - 2013.

Figura 15. Perfiles de verosimilitud de los parámetro α y β .

Figura 16. Trayectoria de los huracanes Gustav e Ike durante el año 2008.

Figura 17. Variación de la captura y el esfuerzo de pesca de la pesquería de *I. badionotus* durante 2006 - 2013.

LISTA DE TABLAS.

Tabla 1. Producción seco-salado del pepino de mar *I. badionotus* en Cuba. Valores aproximados en \$ USD y porcentaje de la clase A, desde Agosto 1999 - Enero 2007.

Tabla 2. Características ambientales de las localidades de pesca al norte de la Isla de la Juventud, según Alcolado (1990).

Tabla 3. Estimación del área de pesca de *I. badionotus*.

Tabla 4. Variación en la abundancia global promedio de la población de *I. badionotus* (Monitoreos y Datos pesqueros).

Tabla 5. Variación de la abundancia promedio de *I. badionotus* (Monitoreos y Datos pesqueros) por localidades de pesca.

Tabla 6. Porcentaje de reclutas de la pesquería y de la fracción pescable de los individuos de *I. badionotus* durante los monitoreos de 2008 - 2013.

LISTA DE ANEXOS.

Anexo 1. Principales especies de pepinos de mar explotados comercialmente en el mundo, según FAO (2010).

GLOSARIO.

Abundancia Absoluta. Número de pepinos de mar presentes en un área.

Abundancia Relativa. Proporción de pepinos de mar dada como el número total de pepinos observados en un área (ind/ha) o capturados por cada lancha en un día de pesca (ind/lancha/día).

Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE). Captura obtenida por una parte o toda la flota por cada unidad de esfuerzo aplicada. Este término es a menudo utilizado como medida de abundancia relativa de un stock (Ej. ind/lancha/día).

Captura. Cantidad de pepinos extraídos debido a la pesca (No.ind).

Densidad. Número de individuos que constituyen la población en relación a una unidad de espacio (Ej. ind/ha, ind/m²).

Esfuerzo óptimo. Esfuerzo que produce el Máximo Rendimiento Sostenible (RMS).

Espacial. Se refiere a los procesos en escala geográfica.

Especie. Grupo de individuos que se cruzan entre sí, con descendencia fértil y que comparten el mismo espacio, características genotípicas y fenotípicas.

Estado de la población/recurso. La abundancia y el tamaño de los pepinos de mar en relación a niveles saludables en los cuales los individuos podrían reproducirse exitosamente y las poblaciones podrían soportar ciertas pérdidas por pesca sin que se imposibilite la recuperación de la población. El estado poblacional puede ser definido en relación a los impactos de la pesca como: subexplotado, totalmente explotado o agotado.

Explotación. Uso de un recurso para ganancia personal, ya sea para subsistencia o con interés comercial.

Gónada. Órgano reproductivo masculino o femenino que produce espermatozoides u ovocitos respectivamente.

Hábitat. Conjunto de recursos y condiciones ambientales que están definidos en espacio y tiempo, y determinan la presencia, reproducción y supervivencia de una especie.

Índice de abundancia. Medida relativa de la disponibilidad de un recurso. Se asume que es un estimado del tamaño de la población de un año a otro.

Máxima Verosimilitud. Procedimiento matemático basado en distribución de probabilidades utilizado para calcular los parámetros de un modelo y los intervalos de confianza que mejor se ajusten a los datos observados.

Medida de manejo. Control o acción específica aplicada a la pesquería.

Modelo. Expresión matemática que contiene variables que explican el comportamiento de un fenómeno (Ej. cambios en la abundancia de un stock).

Pesquería. Suma de todas las actividades asociadas a un recurso pesquero.

Phylum. Categoría inferior al Reino en la taxonomía biológica. Incluye una o más clases.

Población. Conjunto de individuos de la misma especie que coexisten en un mismo espacio y tiempo determinado y comparten ciertas propiedades biológicas. Grupo de pepinos de mar que ocupan un rango espacial bien definido, independientemente de otras poblaciones de la misma especie.

Punto de referencia. Nivel estimado de cierto parámetro que se debe mantener para que la población se explote de forma sustentable.

Reclutamiento a la Pesca. Incorporación de pepinos de mar jóvenes a las áreas de pesca

Rendimiento Máximo Sostenible (RMS). Máxima captura anual promedio que puede ser extraída de un stock sin perjudicar al recurso.

Sedimento. Partículas de diverso origen y naturaleza que se acumulan de una manera suelta sin consolidar y son depositadas en el fondo del mar y son arrastradas mecánicamente por el agua, viento, corrientes, entre otros.

Sistema narquilex o hookah. Equipo que permite que los buzos respiren bajo el agua usando mangueras que envían aire comprimido desde un compresor a bordo de la embarcación.

Somera. Superficial o de poca profundidad.

Stock. Parte de la población sobre la cual se ejerce la presión de pesca.

Tegumento. Capa muscular y carnosa que recubre los órganos internos de los pepinos de mar. Formada por pequeños oscículos calcáreos que se encuentran dispersos en la dermis carnosa. Parte del organismo que se consume.

Unidad de esfuerzo. Cantidad total de actividad pesquera realizada en un período de tiempo (Ej. días/pesca).

RESUMEN.

El pepino de mar *Isostichopus badionotus* es un importante recurso pesquero en la Isla de la Juventud, Cuba, desde el año 2004. La densodependencia, bajo reclutamiento, madurez sexual tardía y fácil captura que caracterizan a este grupo de organismos, lo convierten en un recurso muy vulnerable a la sobreexplotación. Este trabajo tiene como objetivo: determinar y analizar el estado de la población del pepino de mar *I. badionotus*, al norte de Isla de la Juventud, Cuba. El estudio comprendió un período de seis años (2008 - 2013). Se contó con datos de monitoreos independientes a la pesquería: densidad (ind/ha), longitud dorsal (cm) y peso de tegumento (g) y datos pesqueros: captura (No.ind), esfuerzo (días/pesca) y Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) (No.ind/lancha/día). La comparación entre la abundancia independiente de la pesquería y la CPUE se realizó mediante anomalías estandarizadas. Se determinó la estructura de la población por tallas, pesos de tegumento y las relaciones entre ambos parámetros. Para calcular los puntos de referencia de la población: Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) y Esfuerzo óptimo (E_{RMS}), se utilizó el Modelo de Schaefer (1954). Con el fin de obtener valores más conservadores que los puntos de referencia (RMS y E_{RMS}), se siguió la metodología de Guerra y Sánchez (1998). La mayor captura del recurso se encontró en el año 2009, con más de 200 000 individuos y las menores en los años 2008 y 2011, con valores cercanos a los 150 000 individuos. La captura por localidad de pesca fluctuó entre 2 500 y 107 450 individuos. Las mayores capturas por localidades de pesca se obtuvieron en Doña María y Balandra y las menores en Quitasol y la Cruz. Las áreas de extracción variaron desde 780 a 2 570 ha. La captura no mostró correspondencia con el tamaño del área explorada. El esfuerzo de pesca y la captura mostraron la misma tendencia. Las densidades variaron entre 900 y 3 300 ind/ha y las CPUE entre 1 400 y 3 450 ind/lancha/día. Para la mayoría de los años predominaron las clases modales de 22 y 24 cm para la talla y de 150 g para el peso de tegumento. Las relaciones longitud-peso mostraron el comportamiento alométrico típico de estos organismos ($b= 1.70 - 2.29$; $R^2= 0.2 - 0.5$). El RMS y el E_{RMS} de la población resultó de 182 540 individuos y 94 días/pesca respectivamente. Los puntos más conservadores para la población serían un RMS de 121 693 individuos y un esfuerzo de pesca de 63 días/pesca. La población de *I. badionotus* está saludable y su pesquería aún se mantiene estable. Para conservar dicha estabilidad se propone continuar con las medidas de manejo establecidas hasta el momento y tener en cuenta en los próximos años, valores de captura y esfuerzo cercanos a los puntos de referencia más conservadores descritos en este trabajo.

ABSTRACT.

The sea cucumber *Isostichopus badionotus* has been an important fishery resource of Isla de la Juventud, Cuba since 2004. The density dependence, low recruitment, late sexual maturity and easy capture of these individuals, make the species susceptible to overexploitation. The objective of this study is to determine and analyse the status of the *I. badionotus* population north of Isla de la Juventud, Cuba. The investigation comprises of a six year period (2008 - 2013). We conducted independent monitoring of the fishery: density (ind/ha), dorsal length (cm), weight of tegument and fishery data: catch (No.ind), effort (days/fishing) and catch-per-unit-of-effort (CPUE) (No.ind/boat/day). The comparison between the abundance independent of the fishery and the CPUE was determined using standardised anomalies. The population structure was determined by size, weight of tegument and relations between both parameters. To calculate points of reference of the population, Maximum Sustainable Yield (MSY) and Optimal Effort (E_{MSY}) were calculated using the Schaefer model (1954). Following the methodology of Guerra and Sánchez (1998), the ultimate purpose was to obtain more conservative values of points of reference (MSY and E_{MSY}). The largest catch of *I. badionotus* occurred in 2009 with more than 200 000 individuals fished whilst the lowest catches were in the years 2008 and 2011, with values close to 150 000 individuals. The catch by location fluctuated between 2 500 and 107 450 individuals. The highest catches were made in the Doña Maria and Balandra areas whilst the lowest were in Quitasol and the Cruz. The areas of extraction ranged from 780 - 2 570 ha. The catch did not correspond with the size of the area explored. The effort of fishing and catch showed equal trend. The densities varied between 900 and 3 300 ind/ha and CPUE between 1 400 and 3 450 ind/boat/day. For most years the predominant modal classes were 22 and 24 cm in size and 150 g tegument weight. The length-weight relationship showed the allometric behaviour typical of these organisms ($b = 1.70 - 2.29$; $R^2 = 0.2 - 0.5$). The RMS and E_{RMS} of the population was 182 540 individuals and 94 days/ fishing respectively. The more conservative points of reference for the population are an RMS of 121 693 individuals and a fishing effort of 63 days/fishing. The population of *I. Badionotus* is healthy and its fishery remains stable. To maintain this stability, it is proposed to continue with the current management measures and consider over the coming years, and to use catch and effort values closer to those of more conservative points of reference as described in this study.

1. INTRODUCCIÓN.

Los pepinos de mar pertenecen a un amplio grupo de organismos que se alimentan de material depositado o sedimentos y aprovechan la microbiota, materia orgánica y sus nutrientes (Sambrano *et al.*, 1990). Este tipo de alimentación produce importantes cambios en el fondo marino, destruyen la estratificación, modifican la estabilidad y reestructuran la comunidad béntica debido al efecto de pastoreo y bioturbamiento removiendo las capas del fondo y haciendo accesibles los nutrientes que quedan enterrados en ellas (Conde *et al.*, 1995). Sus deposiciones presentan elevadas concentraciones de algunos elementos como: nitrógeno, fósforo y carbono que contribuyen al enriquecimiento del medio. En algunos individuos éstas pueden ser hasta cuatro veces mayores que la materia orgánica que los rodea (Sambrano *et al.*, 1990). Se conoce que los paquetes fecales de *I. badionotus* pueden llegar a contener hasta el doble de nitrógeno que el sedimento circundante (Conde *et al.*, 1995).

La importancia de estos organismos no sólo se limita al papel ecológico que desempeñan en el ambiente marino, sino también al elevado valor nutricional y a las numerosas propiedades curativas que presentan. En algunas culturas como la asiática los pepinos de mar, son considerados un alimento apreciable, debido al elevado contenido proteico, reducido porcentaje de grasa, perfil de aminoácidos y presencia de varios oligoelementos como minerales y polisacáridos que son indispensables para la nutrición humana (Chen, 2004).

Los precios de este exótico manjar, pueden llegar hasta los \$ 400 USD/Kg, dependiendo del país, año, la especie (Callaghan, 1996; Jenkins y Mulliken, 1999), la calidad del producto final (Harriot, 1985) y las formas de presentación, ya sea fresco, congelado, seco-salado o en salmuera (Richmond *et al.*, 1996). Aunque se consumen crudos, hervidos o en conserva, la mayor parte de la producción de pepinos de mar, se comercializa en su forma seca (Jenkins y Mulliken, 1999), llegando a ser la forma de presentación más importante en el mercado mundial (Ferdouse, 2004).

Desde el punto de vista bioquímico se conocen numerosos compuestos extraídos de los pepinos de mar que tienen aplicaciones clínico-farmacéuticas y han sido empleados en la cura o prevención de determinadas enfermedades como algunos tipos de cáncer, infecciones bacterianas, fúngicas o virales (Hamel, 1997), que han afectado tanto a la población humana como animales y plantas de importancia económica. En Asia son utilizados con frecuencia para aliviar malestares estomacales, musculares y respiratorios (Jaquement y Conand, 1999). Desde finales de la década del 90, se han desarrollado productos naturales y comerciales que han permitido el surgimiento de mercados adicionales para recursos biomédicos (Wild World Life Secretariat, 2002).

Además de ser codiciados como alimento y por el poder medicinal que presentan, también se les atribuyen propiedades afrodisíacas, que hacen de este manjar un platillo altamente demandado (Conand, 1990).

Este recurso ha constituido una fuente importante de ingresos de muchos pescadores del área del Indo Pacífico, cuya tradición pesquera data del siglo XVI. Sus pesquerías se han extendido hacia otros países como Canadá, México, Venezuela, Chile, Ecuador, Colombia, Honduras, Francia, India, Kenya y Tanzania, entre otros, con el propósito de satisfacer la demanda de las comunidades asiáticas residentes o por interés de comercializarlos hacia mercados asiáticos (Conand, 1998).

La situación de auge y caída de las pesquerías de pepino de mar, unida a tamaños poblacionales muy bajos, durante períodos prolongados, ha sido descrita para la mayoría de las especies explotadas en todo el mundo (Conand, 2004; Uthicke, 2004). Esto al parecer se debe al hecho de que la mayoría de las especies son de crecimiento bastante lento, con baja tasa reproductiva de la población y gran vulnerabilidad a la sobrepesca (Toral-Granda *et al.*, 2008).

De las 51 especies de pepinos de mar reportadas para Cuba, por Del Valle-García *et al.*, (2013), *Isostichopus badionotus*, de la familia Stichopodidae, es la única que

se comercializa, en su forma seca. Debido fundamentalmente a las cualidades y textura demandadas en el mercado mundial y además por encontrarse en abundancias considerables para estos fines (Alfonso *et al.*, 2004; Ortega y Alfonso, 2011).

El inicio de la explotación del recurso pepino de mar en Cuba, originó un nuevo renglón exportable que permitió el incremento de las fuentes de empleo y la entrada de divisas al país. La pesca de *I. badionotus* comenzó a realizarse al norte de la Isla de la Juventud a partir del año 2004. Debido a los beneficios de dicha actividad y con el fin de lograr la conservación de la especie, resulta imprescindible llevar a cabo acciones regulatorias y un manejo adecuado del recurso para lograr que su explotación sea sostenible. Por tal motivo, en este trabajo se evalúa el estado de la población del pepino de mar *I. badionotus* en la región suroccidental del país, durante un período de seis años (2008 - 2013).

2. ANTECEDENTES.

Los pepinos de mar son invertebrados exclusivamente marinos y de hábitos bentónicos que pertenecen al Phylum Echinodermata y a la Clase Holothuroidea (Tapia-Vázquez *et al.*, 1996; Herrero-Pérezrul, 1994; Conde, 1997). Existen a nivel mundial aproximadamente unas 1 500 especies, que se encuentran distribuidas en seis órdenes, 25 familias y 200 géneros (Forbes *et al.*, 1999). Las especies más capturadas con fines comerciales pertenecen al orden Aspidochirotida (familias Holothuroidea y Stichopodidae), aunque también se capturan algunas del Orden Dendrochirotida (Familia Cucumariidae), como por ejemplo: *Cucumaria frondosa* (Uthicke y Benzie, 2003; Lovatelli *et al.*, 2004; Uthicke *et al.*, 2005). Según FAO (2010), existen más de 60 especies de pepinos de mar que son explotadas y comercializadas a nivel mundial, de las cuales 41 pertenecen a la familia Holothuroidea (Anexo 1).

2.1. Ubicación taxonómica de la especie comercial cubana.

Según Deichman (1963):

Phylum: Echinodermata (Brugieré, 1791)

Subphylum: Eleuterozoa

Clase: Holothuroidea (Blainville, 1834)

Orden: Aspidochirota (Grube, 1840)

Familia: Stichopodidae (Haeckel, 1896)

Género: *Isostichopus* (Brandt, 1835)

Especie: *Isostichopus badionotus* (Selenka, 1867)

Nombre común: pepino de mar o chocochip (Fig. 1)



Figura 1. Pepino de mar *Isostichopus badionotus* (Selenka, 1867).

2.2. Distribución y hábitat.

Los pepinos de mar se encuentran distribuidos en todos los océanos, y forman parte de más del 90 % de la fauna abisal. Pueden ser demersales, algunas formas pelágicas y otras abisales, hallándose la mayor diversidad de especies en el océano Índico y en la parte occidental del océano Pacífico. En particular *I. badionotus*, se encuentra representado desde las Bermudas hasta el sur de Brasil, a lo largo de la costa sur-americana, el Atlántico medio, las Islas Ascensión y el Golfo de Guinea (Conand, 2004).

En general ocupan diversos hábitats cerca de los manglares, los pastizales y los lechos de fanerógamas. Pueden encontrarse también en regiones cercanas a los arrecifes coralinos, los que parecen servirles como barrera de protección, ante los fuertes azotes de las corrientes marinas (Pérez- Ruzafa y Marcos- Diego, 1985).

Sloan y Bodungen (1980) analizaron la influencia de distintos factores ambientales en la distribución de algunas especies de pepinos de mar (corrientes dominantes, temperatura, salinidad del agua, profundidad y naturaleza físico-química del sustrato) y hallaron preferencias de *I. badionotus*, por las zonas al abrigo de las olas.

En el Caribe, *I. badionotus* se encuentra con frecuencia en aguas someras, protegida del oleaje, en fondos fango-arenosos o fondos duros cubiertos por arena y sedimentos finos, asociados generalmente a praderas de fanerógamas marinas, clorofíceas, rodofíceas y feofíceas (Buitrago y Boada, 1996; Guzmán *et al.*, 2003; Alfonso *et al.*, 2004). En Cuba, como en otras regiones del Caribe se encuentra en aguas poco profundas (entre cinco y quince metros), relativamente tranquilas, sin oleajes y donde no es molestada por grandes corrientes. Fundamentalmente en fondos arenosos, areno-fangosos o fango-arenosos, pocas veces sobre las rocas y en lugares donde predomina la vegetación de *Thalassia testudinum*, *Syringodium sp.*, *Halimeda spp.* y *Penicillium spp.* (Alfonso *et al.*, 2000).

Los juveniles viven debajo de las piedras, raíces de mangles y oquedades, que los protegen de los depredadores. A medida que crecen van ocupando zonas un poco más profundas, en las que desarrollan su vida reproductiva (Alfonso *et al.*, 2000). Este mismo patrón de distribución de la especie ha sido observado para aguas de Colombia por Caycedo (1978) y para las de Panamá por Guzmán y Guevara (2002).

2.3. Ciclo de vida.

Los ovocitos de la mayoría de las especies comerciales son pequeños (entre 100 y 300 μm) y desarrollan larvas planctónicas (Lawrence, 1987; Herrero-Pérezrul *et al.*, 1999). Estos son liberados al medio cuando se encuentran en metafase I de la meiosis (Aleaga, 2003).

La fecundación ocurre en la columna de agua y las larvas eclosionan del huevo aproximadamente a las 24 horas después de la fertilización (Richmond *et al.*, 1996). Presentan tres estadios larvales: Auricularia (con tres subestadios), Dolaria (con una etapa de transición) y larva Pentacula, que después de asentarse da lugar al juvenil bentónico (Hernández-Flores *et al.*, 2012). Las larvas, de vida libre, suelen permanecer entre uno y tres meses en la columna de agua hasta que ocurra su metamorfosis (Bakus 1973; James, 1999; Uthicke *et al.*, 1999). En el caso de *I. badionotus* pueden transcurrir entre 20 y 25 días antes de transformarse en larva Pentacula para asentarse posteriormente (Hernández-Flores *et al.*, 2012) (Fig. 2). La dispersión de las larvas suele ser elevada, puesto que se ha detectado altos niveles de flujo genético entre localidades lejanas (Bakus, 1973; James, 1999).

Durante la fase juvenil, los pepinos de mar poseen hábitos crípticos pero conforme crecen se les encuentra más expuestos, tanto de día como de noche (Hernández-Flores *et al.*, 2012). Los juveniles después de tres meses alcanzan longitudes de 1-2 cm y al año de edad tienen tallas promedios de 8 cm (Zetina *et al.*, 2002) (Fig. 2).

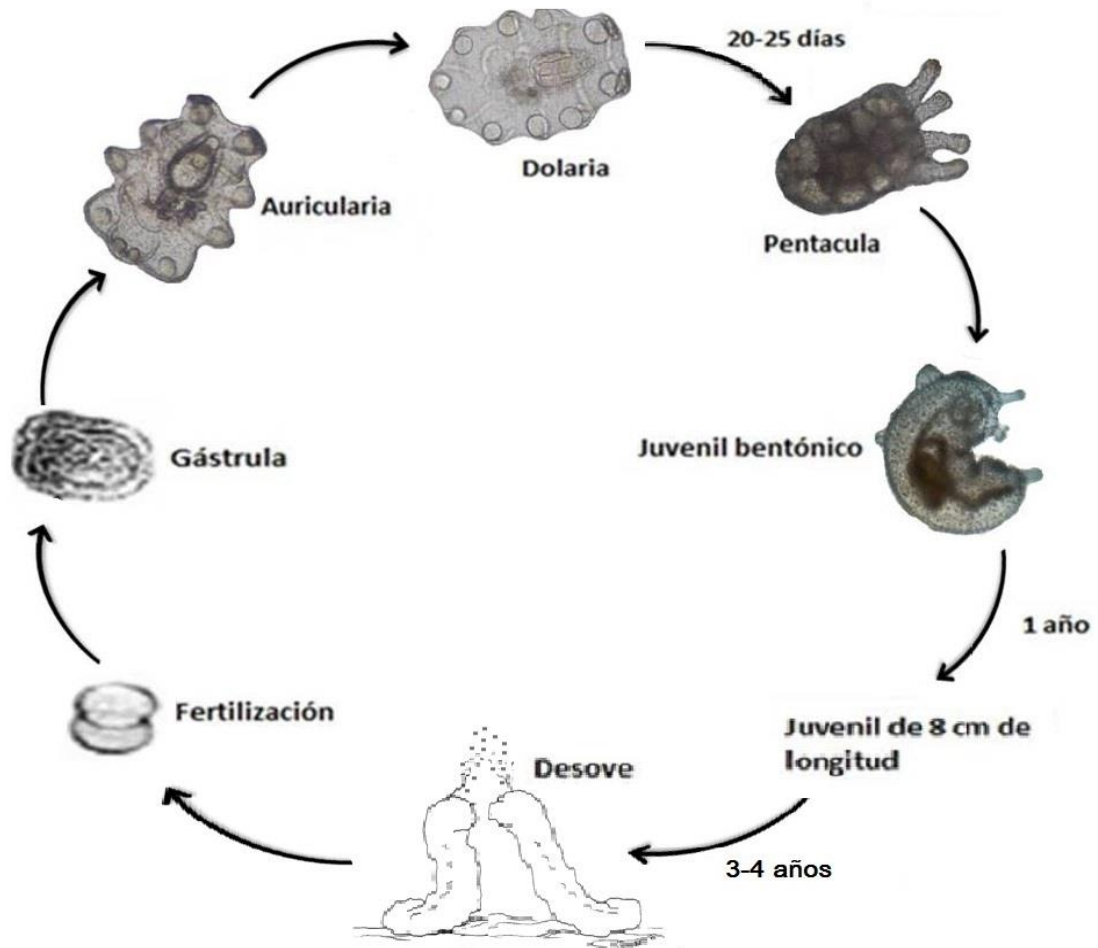


Figura 2. Ciclo de vida de un pepino de mar (Modificado de Battaglione and Bell, 2004). Imágenes tomadas de Google.

2.4. Comportamiento y período reproductivo.

La mayoría de los pepinos de mar son desovadores parciales, que liberan sus gametos hacia la columna de agua. El éxito de la reproducción depende directamente de la densidad de adultos, ya que se requiere de suficientes concentraciones de óvulos y esperma para que puedan entrar en contacto. Las corrientes marinas pueden desempeñar una importante función en el proceso reproductivo al favorecer el encuentro de los gametos liberados (Toral-Granda, 2006).

Algunos pepinos de mar pueden tener un ciclo reproductivo anual (Conand, 1993b; Hamel y Mercier, 1996; Herrero-Pérezrul *et al.*, 1999; Shiell y Uthicke, 2005), bianual o incluso no seguir una pauta reproductiva (Harriot, 1985). Aunque

en su mayoría son dioicos, existen algunas especies hermafroditas y otras que se reproducen asexualmente por fisión (Foglietta *et al.*, 2004). Herrero-Pérezrul *et al.*, (1998) reportaron la ocurrencia de dos individuos de *I. fuscus* que presentaron hermafroditismo casual en el sur del Golfo de California. Al parecer el ciclo de maduración de estos individuos está influenciado por las variaciones de la temperatura superficial del agua de mar (Conand, 2001).

Algunas especies se agrupan para reproducirse, sincronizándose por medios químicos (Hamel y Mercier, 1996). Se conoce poco sobre la edad a la que alcanzan la primera madurez sexual, pero parece tomarles entre 3 y 5 años (Conand, 1990). Herrero-Pérezrul (2004), reportó que *I. fuscus* le toma 4 años incorporarse a la población adulta y comienza a reproducirse a los 5 años de edad.

I. badionotus es dioica, sin dimorfismo sexual aparente y presenta un ciclo reproductivo anual con cinco estadios de maduración (Lima *et al.*, 2001; Guzmán *et al.*, 2003; Foglietta *et al.*, 2004). La proporción sexual es de 1:1 para Cuba (Aleaga, 2003), el Caribe panameño (Guzmán *et al.*, 2003) y Brasil (Pires-Nogueira *et al.*, 2001 y Lima *et al.*, 2001). El período de máximo desove ocurre durante los meses de verano, donde se ha obtenido la mayor cantidad de individuos maduros, unido al aumento de la temperatura del agua de mar. Este período ocurre durante los meses de junio a agosto en el Caribe mexicano (Yucatán) (Poot-Salazar, 2010; INAPESCA, 2012), durante el mes de julio en Panamá (Lima *et al.*, 2001; Guzmán *et al.*, 2003) y en Venezuela (Foglietta *et al.*, 2004); mientras que en Cuba el mayor porcentaje de individuos maduros se presenta en el mes junio, existiendo otro pico menor en septiembre (Aleaga, 2003).

Según Conand (2004) los pepinos de mar en época de reproducción acuden a zonas más someras a liberar sus gametos. Generalmente, después del desove ocupan zonas más profundas y durante ese tiempo recesan los procesos fisiológicos asociados a la reproducción (Salgado-Castro, 1994; Fajardo-León y Vélez-Barajas, 1996). Este comportamiento ha sido observado en aguas cubanas para *I. badionotus* por Alfonso *et al.*, (2004).

2.5. Talla y peso de primera reproducción.

La edad de primera reproducción es un parámetro importante en el manejo de los recursos marinos y es necesario el establecimiento de una talla mínima legal de captura que proteja a los organismos hasta que maduren lo suficiente para reproducirse y así contribuir a la abundancia de los stocks futuros. Los límites de tamaños para los pepinos de mar generalmente se han basado en el tamaño de primera madurez sexual (Bruckner, 2006b). Usualmente la talla de primera madurez se expresa como la longitud total a la cual el 50 % de los individuos están maduros (L_{50}) (Conand, 1982; Conand, 1993a; Conand 1993b; Hamel *et al.*, 1993; Guzmán *et al.*, 2003). Sin embargo según lo planteado por Purcell *et al.*, (2009a), sería mucho más conservador estimar una talla un poco más grande en la curva de madurez sexual (L_{90}), con el fin de permitir una o dos temporadas reproductivas.

La talla mínima o de primera reproducción se basa en el tamaño en el cual el pepino alcanza la madurez sexual para asegurar que la población se reproduzca al menos una vez antes de entrar en la pesquería. Algunas regiones toman en cuenta dichas medidas precautorias para lograr una mayor conservación de las especies que son sometidas a explotación pesquera. La pesquería de las Islas Galápagos tiene un tamaño mínimo de captura de 20 cm en animales frescos y de 7 cm para los secos. Este mecanismo de gestión se utiliza así mismo en Australia, Papa Nueva Guinea, Fiji y Tonga. Los tamaños varían según los países, las regiones y las especies (Toral-Granda, 2006). En la costa oriental de Australia todas las especies comerciales tienen un tamaño de desembarque mínimo de 15 cm, mientras que en la región occidental la talla mínima depende de la especie que se capture (Stutter y Willians, 2003).

Teniendo en cuenta que la talla en los pepinos de mar es muy variable por la forma del cuerpo y la capacidad retráctil que tienen, siempre se calcula además de la talla, el peso eviscerado o peso de tegumento de primera reproducción (W_{e50}), a la cual el 50 % de los individuos de la población tiene gónadas en alguno de los estadios gametogénicos avanzados (Conand, 1982; Conand, 1993a; Conand

1993b; Hamel *et al.*, 1993; Guzmán *et al.*, 2003). La talla de primera madurez sexual, es casi siempre menor a la mitad de las tallas máximas observadas en aquellas poblaciones que no están sujetas a aprovechamiento pesquero. Esta talla corresponde, aproximadamente a un peso menor al 30 % de los pesos máximos observados. En la población de *I. badionotus* de la costa de Yucatán es de 18.5 cm y su peso es de 393 g (Zetina *et al.*, 2002). En esta misma región, se determinó que el 50% de las hembras de *I. badionotus* alcanzan la talla a la primera reproducción a los 23.3 cm de longitud dorsal, con un peso de tegumento de 232 g, equivalente a 346 g de peso húmedo o total (Poot-Salazar, 2010). Otros autores han reportado que esta especie en Panamá alcanza la talla de primera madurez sexual a los 15 cm, mientras que en Venezuela a los 18 cm de longitud dorsal (Guzmán *et al.*, 2003). En Cuba, Alfonso *et al.*, (2008) reportaron como talla y peso de primera madurez de *I. badionotus*, 21.5 cm de largo dorsal y 183 g de peso de tegumento para la región sur occidental del país.

2.6. Situación mundial de las pesquerías de pepinos de mar.

Durante los últimos años, las pesquerías de pepinos de mar han presentado ciclos en los cuales la captura total y las tallas de las especies comercializadas han disminuido (Aguilar-Ibarra y Ramírez-Soberón, 2002). Revisiones sobre las pesquerías de pepinos de mar alrededor del mundo sugieren que muchas están agotadas y pocas son pesquerías nacies con poblaciones relativamente saludables (Toral-Granda *et al.*, 2008).

Desde la década de los '80, se han incrementado las capturas de pepinos de mar y las nuevas especies en el comercio, con el fin de abastecer la demanda de los mercados asiáticos. Lo anterior ha provocado una drástica reducción del recurso y la disminución de la capacidad recuperativa de sus poblaciones (Toral-Granda, 2006).

La explotación excesiva en regiones tradicionales de los océanos Índico y Pacífico han incitado a los pescadores a trasladarse a nuevos lugares o perseguir especies menos valiosas (Uthicke *et al.*, 2004). En el océano Índico más de la mitad de las

pesquerías de pepinos de mar están consideradas como sobreexplotadas (Conand, 2008).

Según Bruckner (2005) existen regiones donde la diversidad de pepinos de mar es muy pobre. Entre ellos se incluyen la costa oriental de África (Egipto, Kenia, Mozambique, Somalia, Sudán y Tanzania), países insulares del océano Índico occidental (Comoras, Madagascar y Seychelles), el Pacífico occidental (Nueva Caledonia, Papúa Nueva Guinea, Islas Salomón, Tonga, Vanuatu), Asia (China, Indonesia, Malasia, Filipinas, Tailandia, Vietnam) y las partes central y noroccidental de América del Sur (Costa Rica, Ecuador, Guatemala, Honduras, México). En muchas de estas regiones no se han aplicado medidas precautorias, por lo que actualmente las poblaciones de pepinos de mar se encuentran totalmente devastadas, con pocas posibilidades de recuperación. Este patrón de extinción comercial se ha repetido mundialmente en todos los sitios donde las pesquerías no han considerado la sustentabilidad del recurso (Toral-Granda, 2006).

La pesca en las Islas Salomón, constituye un buen ejemplo que condujo a un rápido agotamiento del recurso, debido a capturas máximas en 1978, seguidas de sobre pesca (Battaglione y Bell, 2004). Como consecuencias de la sobrepesca se cerró esta pesquería, que en las últimas dos décadas solía exportar grandes volúmenes (Kinch *et al.*, 2008a). Richmond (1997) se refiere a la pesca de pepinos de mar en Chuuk, Truk, donde no se observó ninguna recuperación 50 años después de la explotación excesiva del recurso. La pesca excesiva en Egipto ha causado la extinción local de las poblaciones reproductoras y el colapso de otras poblaciones (Hasan, 2005). El agotamiento de las poblaciones de pepinos de mar en la India, ha dado lugar a una veda permanente del recurso en dicha región (Conand, 2008). En Papua Nueva Guinea, los estudios de poblacionales realizados varios años después de la veda de la pesca indicaron poca recuperación, con ausencia de adultos y nuevos especímenes (D'Silva, 2001). El agotamiento de las poblaciones reproductoras condujo al cierre permanente de la pesquería de pepinos de mar, en ese país que tradicionalmente formaba parte de los tres primeros exportadores de pepinos de mar (FAO, 2010). A mediados de la

década de 1990, se cerró la pesquería del Estrecho de Torres para *Holothuria scabra* y la biomasa años después continuaba siendo muy reducida (Skewes *et al.*, 2000).

Debido a que las mayoría de las poblaciones de pepinos de mar en el Pacífico alcanzaron niveles de sobreexplotación, los empresarios coreanos y japoneses iniciaron la búsqueda de nuevas áreas de pesca en Latinoamérica y el Caribe (Conde, 1996). La pesquería de pepino en estas regiones del mundo comenzó en las últimas dos décadas y han sido en su mayoría insostenibles. En los estudios bianuales realizados desde 1999, se identificaron poblaciones reproductivas cada vez más pequeñas y durante los años 2000-2001 se registró un solo reclutamiento, probablemente debido a las bajas densidades de adultos (Toral-Granda, 2005a).

I. fuscus en México, estuvo bajo un fuerte esfuerzo de pesca entre 1988 y 1994, las capturas disminuyeron tanto que se designó como especie en peligro de extinción (Reyes-Bonilla, 1999). La captura anual total en Baja California Sur disminuyó de 624 a 95 toneladas, entre 1991 y 1993 (Valdez-Noriega, 1994; Fajardo León y Vélez Barajas, 1996). En general en el país, las poblaciones del valioso *I. fuscus* fueron pescadas dejando aproximadamente el 2% de su biomasa inicial (Toral-Granda 2008a). En la actualidad esta especie forma parte del Apéndice III de CITES (Toral-Granda, 2008b; FAO, 2010), su inclusión en dicho apéndice proveerá cierto nivel de control de su comercio (FAO, 2004; Sant, 2006).

Una excepción de tales desastres provocados por la sobrepesca de este recurso tan codiciado internacionalmente lo constituye la lucrativa pesquería de pepinos de mar en Cuba, donde todavía permanece sostenible (FAO, 2010).

El análisis de varios índices cualitativos de la pesquería de pepinos de mar a escala mundial evidencia una sobreexplotación del recurso, conforme la demanda de pepino de mar aumenta. Un ejemplo de ellos es el índice de la talla, el cual ha ido disminuyendo para las diferentes especies de pepino de mar explotadas (Conand, 2004). Lo que demuestra una vez más, que este grupo de organismos

de fácil colecta es muy susceptible a la sobreexplotación (Torral-Granda y Martínez, 2004).

2.7. Antecedentes de la pesquería en Cuba.

La actividad pesquera en Cuba está dirigida y controlada por el gobierno. Las medidas regulatorias para la extracción de los recursos pesqueros (apertura o cierre de una pesquería, cuotas de captura, esfuerzo de pesca, período de veda, tallas mínimas de captura) son emitidas por el Centro de Investigaciones Pesqueras (CIP); única entidad de carácter científico autorizada para realizar dicha actividad. El CIP envía sus resultados científicos al Ministerio de la Industria Alimenticia; órgano encargado de convertir sus resultados en resoluciones. Estas resoluciones son estrictamente cumplidas en cada una de las empresas estatales en las que se desarrollan las pesquerías del país.

El pepino de mar en Cuba tuvo numerosos intentos de comercialización por parte de inversionistas con capital extranjero de Francia, Honduras, Tailandia, México, Chile y Japón, sin líneas dirigidas a prospectar poblaciones naturales de este recurso. No fue hasta julio de 1997, que empresarios coreanos, con capital venezolano de la CARIBBEAN SUNFISH N.V. y la NENEKA C.A. firmaron un contrato con el CIP para prospectar las zonas de posible explotación en la plataforma insular cubana. Después de monitorear las poblaciones naturales de este recurso, se obtuvieron datos de potenciales de captura y aspectos biológicos de la especie comercial *I. badionotus*, apropiados para la explotación y obtención del pepino de mar seco (Alfonso *et al.*, 2000).

La pesquería comenzó en agosto de 1999, en la región sur oriental de Cuba, específicamente en aguas del oeste de Manzanillo, provincia Granma, formando parte de las pequeñas pesquerías del Caribe (Alfonso *et al.*, 2008). Desde sus inicios se estableció un régimen para estudiar las características de sus poblaciones y utilizarlas en las evaluaciones poblacionales y pesqueras de esta especie (Frías *et al.*, 2008). Se creó un proyecto dirigido por el CIP, mediante el cual se evalúa la abundancia, distribución, potencial de pesca, aspectos biológicos

y recuperación de las poblaciones de *I. badionotus*. Estos estudios han permitido establecer medidas de regulación que han contribuido al uso responsable de estas frágiles poblaciones y al manejo adecuado del recurso (Ortega y Alfonso, 2011).

Desde agosto de 1999 hasta julio de 2000, todo el esfuerzo de pesca y procesamiento, fue conducido por la empresa pesquera de Granma. A partir de 2001, fueron creadas las infraestructuras para la captura y producción del pepino seco, en las entidades de Santa Cruz del Sur y Júcaro, esta última fue cerrada en el año 2004 por problemas logísticos relacionados con el procesamiento del pepino de mar seco (Alfonso *et al.*, 2006).

Con el fin de ampliar las zonas de extracción y comercialización del recurso, en julio de 2001 se inició la pesquería en la Bahía de Banes, al norte de la Provincia de Holguín. En esta región hubo una rápida disminución del potencial de captura, por lo que a partir del 2002 se estableció una veda local del recurso. Una vez recuperados los potenciales de captura, la pesquería fue reanudada en julio del 2004, hasta mediados de 2006 donde se cerró nuevamente por las mismas razones. Según informa Alfonso *et al.*, (2006), no debía capturarse más el recurso en esa zona, hasta verificar el estado de la población, para garantizar el crecimiento de la misma y hacer rentable esta pesquería. Debido a que la recuperación en la zona ha sido muy lenta, aún no se cuenta con potenciales de captura adecuados para dar comienzo nuevamente a la pesquería en dicha región (Alfonso, 2011, Com. Pers).

Por interés de nuevas alternativas, en junio de 2004, comenzó la pesquería al norte de la Isla de la Juventud, la que se convirtió en un rublo exportable para la empresa PESCAISLA. La empresa tiene creada su propia infraestructura para la extracción, procesamiento y obtención del recurso en su forma seca, que es la forma en que se exporta (Alfonso *et al.*, 2008).

De acuerdo a la calidad del producto final, los individuos procesados se clasifican en Clase A y Clase B. La Clase A incluye a los que alcanzan la calidad óptima

para su exportación: tegumento completo, forma alargada, buena textura, etc. En la Clase B se agrupan aquellos individuos que después la cocción y el secado quedan con jorobas, el tegumento puede haberse deshecho en alguna región, entre otras causas que impiden alcanzar la calidad máxima.

Desde el comienzo de la pesquería hasta nuestros días se han incrementado significativamente los precios de la Clase A, desde 13 000 USD/t a 24 000 USD/t. La clase B, también ha tenido un ligero incremento, desde los 6 000 USD/t hasta los 8 000 USD/t. Hasta enero de 2007, se habían producido en el país 99 339 Kg de producto seco-salado, los que permitieron la obtención de alrededor de \$1 415 318 USD. A lo largo de estos años las exportaciones de la Clase A, han oscilado entre el 17 al 93 %, alcanzando desde el año 2002, valores mayores que el 80 % (Tabla 1).

Tabla 1. Producción seco-salado del pepino de mar *I. badionotus* en Cuba. Valores aproximados en \$ USD y porcentaje de la clase A, desde Agosto 1999 - Enero 2007.

Años	Producto Seco (Kg)	Valor (\$USD)	% Clase A
1999	5 510	71 630	17
2000	31 429	341 718	70
2001	18 234	306 708	80
2002	8 642	133 180	81
2003	8 242	148 634	93
2004	4 656	81 529	89
2005	11 097	108 841	91
2006 - 2007	11 529	223 078	91
Totales	99 339	1 415 318	

El mejoramiento de la calidad del producto final y el uso racional de este recurso, se ha debido fundamentalmente a la interacción de los investigadores del CIP, con los productores y trabajadores a fines. Para lograr este objetivo se elaboró un Procedimiento Operacional de Trabajo (POT), tanto para la pesca, como para el

procesamiento del recurso, que incluye manuales y guías confeccionados por el CIP.

Con el fin de renovar las medidas de precaución decretadas para años anteriores, en el año 2006 fue puesta en vigor la Resolución 023/2006, en la que teniendo en cuenta los nuevos estudios reproductivos, se prolongó la veda anteriormente establecida (julio-octubre), a cinco meses, desde el 1 de junio hasta el 31 de octubre. Además en ella quedó oficialmente establecida también la talla mínima de captura de 22 cm de largo dorsal para la región occidental del país, al norte de la Isla de la Juventud (Alfonso *et al.*, 2008).

Además de las talla mínima de captura y de la veda reproductiva establecida, se determinan cuotas de captura por localidades, se exhorta a realizar una pesca de forma gradual, teniendo en cuenta la rotación de las localidades y se han establecido zonas de reserva natural para la conservación de la especie bajo presión pesquera (Alfonso *et al.*, 2008).

Es importante resaltar, que en Cuba no se realiza pesca furtiva, ni nocturna, como se expuso en los talleres de ASCAM en China, 2003 y en CITES en Kuala Lumpur, 2004 para otras regiones del mundo. Además de ello, el mercado se realiza en un marco legal y no existe costumbre de consumo de pepinos de mar en la población humana (Alfonso *et al.*, 2004). Tampoco existe carrera por la pesca; los pescadores son empleados del gobierno que obtienen un salario fijo por desarrollar esta actividad en cada campaña de pesca. Aunque se les otorga un salario adicional de acuerdo a lo que se capture, procese y venda, esto no conlleva a que puedan capturar más allá de la cuota establecida por el CIP.

3. JUSTIFICACIÓN.

La demanda actual de pepinos de mar en los mercados asiáticos ha conducido en los últimos años al aumento de los países productores y de las especies comercializadas. La mayoría de las pesquerías a nivel mundial se encuentran sobre explotadas, con poca o ninguna opción de recuperación. En muchas ocasiones, demoran de tres a cuatro décadas en alcanzar nuevamente niveles comercialmente rentables. Ante esta situación, la principal amenaza que presentan las poblaciones de pepinos de mar es la excesiva explotación del recurso para atender la demanda en el mercado mundial (Toral-Granda, 2006).

Las poblaciones de pepinos de mar son muy vulnerables a rápidas disminuciones debido a que estas especies son denso-dependientes, tienen una madurez sexual tardía y reducidas tasas de reclutamiento, además de que no se requiere de tecnologías avanzadas para su captura, ni presentan mecanismos de evasión ante la captura (Conand, 1993b; Chao *et al.*, 1994; Herrero-Pérezrul *et al.*, 1999; Ramofafia *et al.*, 2000; Uthicke y Benzie, 2000; Uthicke *et al.*, 2004; Abdel-Razek *et al.*, 2005; Uthicke y Conand, 2005; Muthiga, 2006; Toral-Granda y Martínez, 2007). Por esta razón, resulta imprescindible llevar a cabo un manejo adecuado desde los inicios de la pesquería, para que la explotación de este recurso sea sostenible y se evite el colapso de sus pesquerías (Amesbury y Kerr, 1996; Conand, 2000).

De las 28 regiones analizadas a nivel mundial por la Convención Internacional de las Especies Amenazadas (CITES), sólo Cuba conservaba una pesquería estable, de acuerdo a lo que había sido planteado por Alfonso *et al.*, 2004. La especie comercial cubana ocupó la categoría III, que se refiere a la preocupación futura, dentro una clasificación realizada por la CITES, teniendo en cuenta los niveles de preocupación respecto a la conservación de las especies que actualmente se someten a explotación pesquera (Bruckner, 2005).

La pesquería del pepino de mar en la Isla de la Juventud, data ya de más de una década de establecida. Desde sus inicios (2004), ha contado con rigurosas medidas de regulación con el fin de lograr la sostenibilidad del recurso en la zona.

Este manejo ha permitido la estabilidad de la pesquería en sus primeros tres años, de acuerdo a lo planteado por Alfonso *et al.*, (2008); Frías *et al.*, (2008) y Ortega y Alfonso (2011). Sin embargo, debido a la vulnerabilidad que presentan estos organismos ante la disminución, se hace necesario llevar a cabo un control del estado de sus poblaciones en etapas más recientes, con el fin de asegurar el mantenimiento de su pesquería en años futuros.

4. OBJETIVOS.

4.1. Objetivo General.

- Evaluar el estado de la población y la pesquería de *Isostichopus badionotus*, al norte de Isla de la Juventud.

4.2. Objetivos Específicos.

- Analizar la variación espacio-temporal de las capturas y el esfuerzo de pesca durante los años 2008 - 2013.
- Comparar índices de abundancias dependientes e independientes de la pesquería.
- Determinar la estructura de la población por tallas, pesos de tegumento y las relaciones entre ambos parámetros.
- Determinar el nivel óptimo de pesca para la especie.

5. MATERIALES Y MÉTODOS.

5.1. Área de estudio.

La región norte de la Isla de la Juventud, donde se lleva a cabo la pesquería del pepino de mar *I. badionotus*, abarca un área total de aproximadamente 4 770 ha. Está formada por un sistema de cayos y canales que presentan una profundidad media de 4,5 metros y donde seis localidades constituyen las principales zonas de captura del recurso en la región (Ortega y Alfonso, 2011). Estas localidades se denominan: Bajo la Malanga (BM), Cayo Grande (CG), Quitasol (Q), La Cruz (LC), Doña María (DM) y Balandra (B) (Fig. 3).

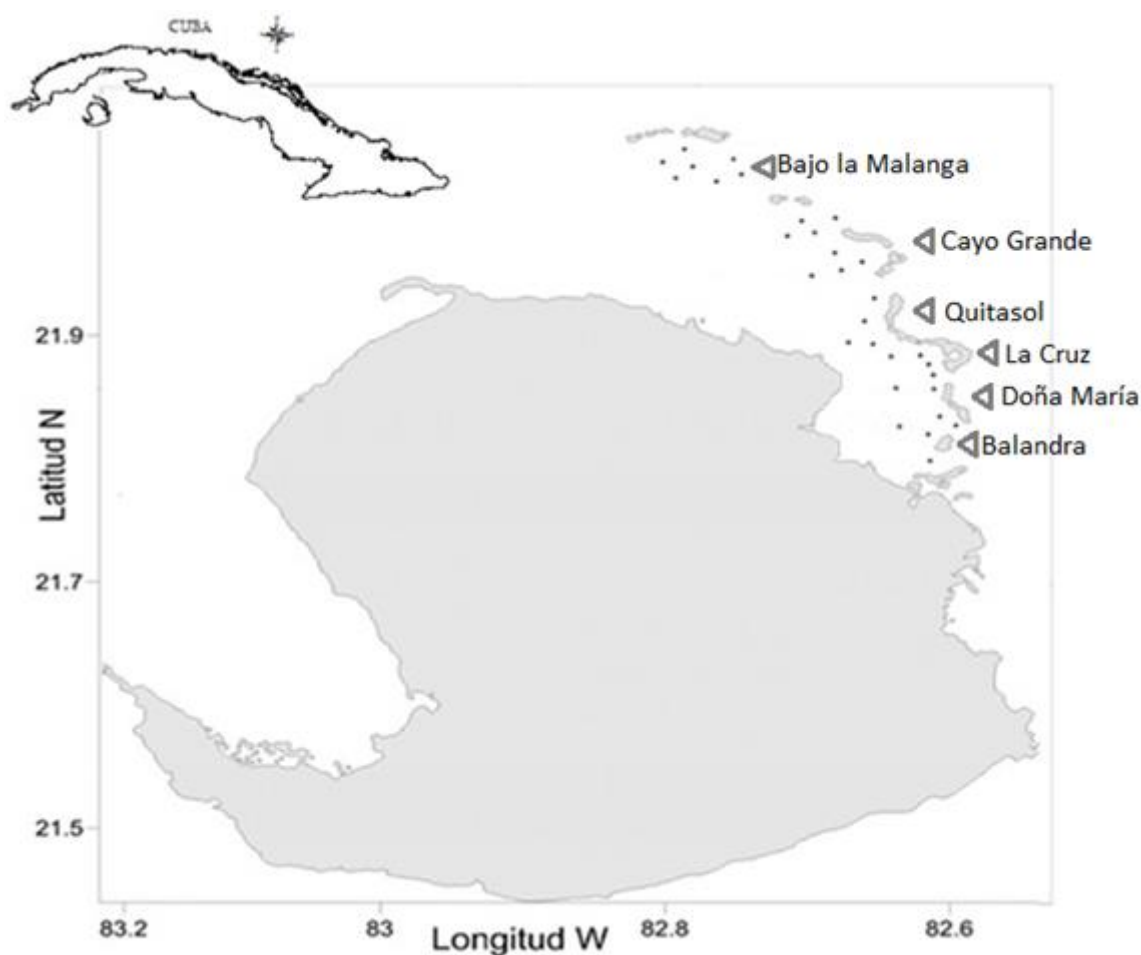


Figura 3. Localidades de pesca monitoreadas al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013.

Los fondos en su mayoría están constituidos por arenas finas de origen cálcico, algunos pueden ser arenosos o fangosos, pero en las localidades de pesca predominan los areno-fangosos (Tabla 2, Alcolado, 1990). Abundan los lechos de *Thalassia testudinum*, intercalados por parches de otras macroalgas como *Syringodium* sp., *Halimeda* sp. y *Gracilaria* sp., esta última más frecuente en lugares de refugio de diferentes especies de juveniles de pepinos de mar (Ortega y Alfonso, 2011).

Tabla 2. Características ambientales de las localidades de pesca al norte de la Isla de la Juventud, según Alcolado (1990).

Zonas	Tipo de fondo		Materia orgánica	Salinidad (‰)	Dinámica partículas
	Vegetación	Sedimento			
Bajo la Malanga	<i>Thalassia testudinum</i> (a)	Areno-Fangoso	Abundante	35-37	Sedimentación
Cayo Grande	<i>Thalassia testudinum</i> (a)	Areno-Fangoso	Abundante	35-37	Sedimentación
Quitazol	<i>Thalassia testudinum</i> (a)	Areno-Fangoso	Abundante	35-37	Sedimentación
La Cruz	<i>Thalassia testudinum</i> (b)	Fangoso	Poca	35-37	Transporte
Doña María	<i>Thalassia testudinum</i> (a)	Areno-Fangoso	Abundante	35-37	Sedimentación
Balandra	<i>Thalassia testudinum</i> (b)	Fangoso	Poca	35-37	Transporte

Nota. (a): Biomasa de media a alta de *Thalassia testudinum* y alta de macroalgas, (b): Biomasa baja de *Thalassia testudinum* y de media a alta de macroalgas.

El área de la zona de captura del pepino de mar *I. badionotus* en cada una de las localidades fue georreferenciada utilizando el GPS de la embarcación. Con las coordenadas obtenidas se construyeron polígonos y mediante el programa Surfer se estimó el área de distribución de *I. badionotus* en las seis localidades de pesca.

5.2. Monitoreos independientes de la pesquería.

El estudio incluyó los monitoreos independientes de la pesquería realizados durante seis años de explotación del recurso (2008 - 2013), en las diferentes localidades de pesca (Fig. 3).

En cada una de las localidades se ubicaron aleatoriamente entre tres y cuatro estaciones de muestreo, dependiendo del tamaño de las mismas. Para cada una de las estaciones de muestreo se realizaron tres transectos lineales de 100m x 2m (200 m²), según metodologías descritas por Alfonso *et al.*, 2004. En general para cada localidad se recorrieron entre 1.8 y 2.4 km², donde se capturaron todos los individuos presentes en los transectos.

Los monitoreos se efectuaron en la lancha pepinera “PESCASUR 16”, destinada a la pesquería del pepino de mar en la región. La colecta fue realizada por buzos pescadores, adiestrados en el reconocimiento de los individuos en el fondo del mar. Esta actividad se llevó a cabo mediante buceo semiautónomo, utilizando el sistema narquilex o hooka, que consta de una embarcación, un compresor y tres mangueras, que suministran el aire para la inmersión de los buzos. Para la extracción del recurso, se utilizó una bolsa de malla de 80 cm de largo y 40 cm de diámetro en la boca.

Después de la colecta, los individuos se mantuvieron en los viveros de la embarcación con intercambio continuo de agua, para evitar que se estresaran y fragmentaran su pared corporal. Una vez que estuvieron totalmente relajados se registró la longitud dorsal (LD) en cm, midiendo cada individuo desde la boca hasta el ano, con una cinta métrica de 0,1 cm de precisión. Posteriormente, se realizó un corte ventral en la boca de aproximadamente dos o tres centímetros y se presionaron para eviscerarlos; de esta forma se registró el peso del tegumento (P_{tg}) en gramos, con una balanza monoplato de 0,1 g de precisión. El peso de tegumento es una medida más precisa ya que excluye las vísceras, agua y arena retenidas en el interior de éstos organismos.

5.3. Registro de Datos Pesqueros.

Además de los monitoreos independientes de la pesquería, se utilizaron datos de captura y esfuerzo desde el año 2008 hasta el 2013. La captura en cada año fue realizada por una sola embarcación y tres buzos, durante los siete meses en que se efectúa la pesquería en el país: de enero a mayo y en noviembre y diciembre.

Los datos registrados en el período de pesca comprendieron: la captura expresada en número de individuos (No.ind), el esfuerzo de pesca en días/pesca y la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE), dada en número de individuos por lancha por día (No.ind/lancha/día). La CPUE constituye un índice indirecto para estimar la abundancia del recurso y aunque tiende a sobreestimarla, refleja un índice rápido de cuánta biomasa existe en una localidad al ser explorada y si es posible ejercer o no la pesquería en la zona. Esta metodología ha sido empleada para el análisis de algunas pesquerías de pepinos de mar por varios autores como: Alfonso *et al.*, (2000, 2004, 2008), Conand (1990) y Shepherd *et al.*, (2004).

5.4. Procesamiento de los Datos y Análisis Estadísticos.

Durante este trabajo se hace referencia a la abundancia de pepinos de mar en términos de abundancia relativa que fue estimada mediante dos métodos:

- 1- Independiente de la pesquería (Monitoreos): Densidad (ind/ha).
- 2- Dependiente de la pesquería (Datos pesqueros): CPUE (No.ind/lancha/ día).

A partir de los monitoreos, se estimó la densidad promedio del número de pepinos colectados en los transectos de 200 m² para cada una de las estaciones. Las densidades medias anuales y por localidades se extrapolaron a hectáreas y se expresaron en individuos por hectárea (ind/ha).

Los valores promedios de CPUE de cada año y por localidades se compararon con las respectivas abundancias independientes de la pesquería. Este análisis se realizó según lo recomendado por Conand (1990), con el fin de comprobar si la

CPUE; como índice indirecto de la abundancia podría ser equivalente a las abundancias independientes de la pesquería. Para comparar ambos parámetros se utilizaron anomalías estandarizadas que se definen mediante la siguiente

ecuación:
$$\frac{X-\bar{X}}{Sx} \quad (1)$$

Dónde: X: Valor de densidad; \bar{X} : Valor medio y Sx: Desviación estándar

Las relaciones entre ambas estimaciones indirectas de la abundancia se describieron de acuerdo a lo planteado por Hilborn y Walters (1992).

Con el fin de comprobar si los valores de densidad, CPUE, capturas y esfuerzo tanto por años como por localidades de pesca, cumplían con los requisitos de normalidad y homogeneidad de varianza, se aplicaron las pruebas de Shapiro - Wilk W y Bartlett respectivamente. Excepto el esfuerzo de pesca por años, la densidad, CPUE, capturas y esfuerzo de pesca por localidades no resultaron ni normales ni homocedásticas. Para estos parámetros se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar si existían o no diferencias significativas durante los años de estudio y entre las distintas localidades de pesca. El esfuerzo de pesca por años se comparó por medio de un ANOVA paramétrico. Cada uno de los análisis se realizaron mediante el programa Statgraphics Centurion XV (2007).

A partir de los datos de los monitoreos se determinó la estructura de tallas y de pesos (pesos de tegumento) y las relaciones longitud-peso de cada año. Las relaciones longitud-peso se basaron en la ecuación: $W = a \cdot L^b$ (Cone, 1989); donde W es el peso de tegumento (g), L es la longitud dorsal (cm) y b el coeficiente de alometría.

Para determinar el nivel de pesca óptimo de la especie, se utilizó el Modelo de Schaefer (1954). Este modelo se empleó para datos de captura y esfuerzo de una serie de tiempo de ocho años (2006 - 2013). Los puntos de referencia de la población estimados fueron el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) y el Esfuerzo óptimo o Esfuerzo en el Rendimiento Máximo Sostenible (E_{RMS}) de la pesquería.

El (E_{RMS}) se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$E_{RMS} = \alpha / 2\beta \quad (2)$$

El (RMS) se obtuvo sustituyendo la ecuación (2) en:

$$RMS = E_{RMS} (\alpha - \beta * E_{RMS}) \quad (3)$$

Dónde: α y β son constantes que caracterizan el modelo. Estos parámetros se estimaron mediante máxima verosimilitud, utilizando la aplicación Solver del programa Excel.

Para obtener un rango de valores entre los cuales podrían estar comprendido el RMS y el E_{RMS} se estimaron mínimos y máximos de las constantes alfa y beta por medio de la Prueba Chi Cuadrado. Con estos valores se obtuvo el rango del RMS y del E_{RMS} que fueron calculados siguiendo las ecuaciones 2 y 3.

Como otro método alternativo y con el fin de estimar valores un poco más conservadores que los puntos de referencia estimados (RMS y E_{RMS}) según Schaefer (1954), se aplicó la metodología descrita por Guerra y Sánchez (1998). Estos autores recomiendan reducir el esfuerzo óptimo a una proporción de 2/3 para evitar el riesgo de sobrepesca por errores en la estimación. Siguiendo lo descrito anteriormente se calculó el $E_{2/3}$, que corresponde a los dos tercios del Esfuerzo óptimo (E_{RMS}). De igual forma se calculó la captura que corresponde a los dos tercios del RMS como medida más precautoria para la protección del recurso.

6. RESULTADOS.

6.1. Áreas de distribución de la población del pepino de mar *I. badionotus* en las localidades de pesca al norte de la Isla de la Juventud.

Tabla 3. Estimación del área de pesca de *I. badionotus*.

Localidad	Área (ha)
Bajo la Malanga	2 570
Balandra	990
Cayo Grande	2 140
Doña María	860
La Cruz	780
Quitasol	1 880
Total	9 220

6.2. Variación global de las captura y el esfuerzo de pesca de la pesquería de *I. badionotus*.

Las capturas globales de *I. badionotus* desde el año 2008 hasta el 2013 variaron entre 150 000 y más de 200 000 individuos, con un promedio de $176\,950 \pm 23\,181$ individuos. Las menores capturas se presentaron en los años 2008 y 2011 (Fig. 4a) en un área total de extracción de 6 590 y 4 510 ha (Fig. 4b) respectivamente. La mayor captura correspondió al año 2009 y se realizó en un área de pesca de 4 420 ha. Con excepción del 2008, año en que se pescó en un área de 6 590 ha, el resto de los años tuvieron un área de extracción muy similar entre 4 420 y 4 510 ha (Fig. 4b). El área total de extracción no mostró correspondencia con la captura obtenida en cada año (Fig. 4a y b).

Durante el año 2008 la explotación de pepino de mar se realizó en las localidades de Bajo la Malanga, Cayo Grande y Quitasol. En los años 2009 y 2010 se capturó en las localidades de Bajo la Malanga, Balandras y Doña María, mientras que para 2011, 2012 y 2013 se explotaron las localidades de Doña María, Balandras y Quitasol.

La figura 4 muestra la evolución de la captura y del esfuerzo de pesca en relación al área de pesca explotada en cada localidad durante los años de estudio.

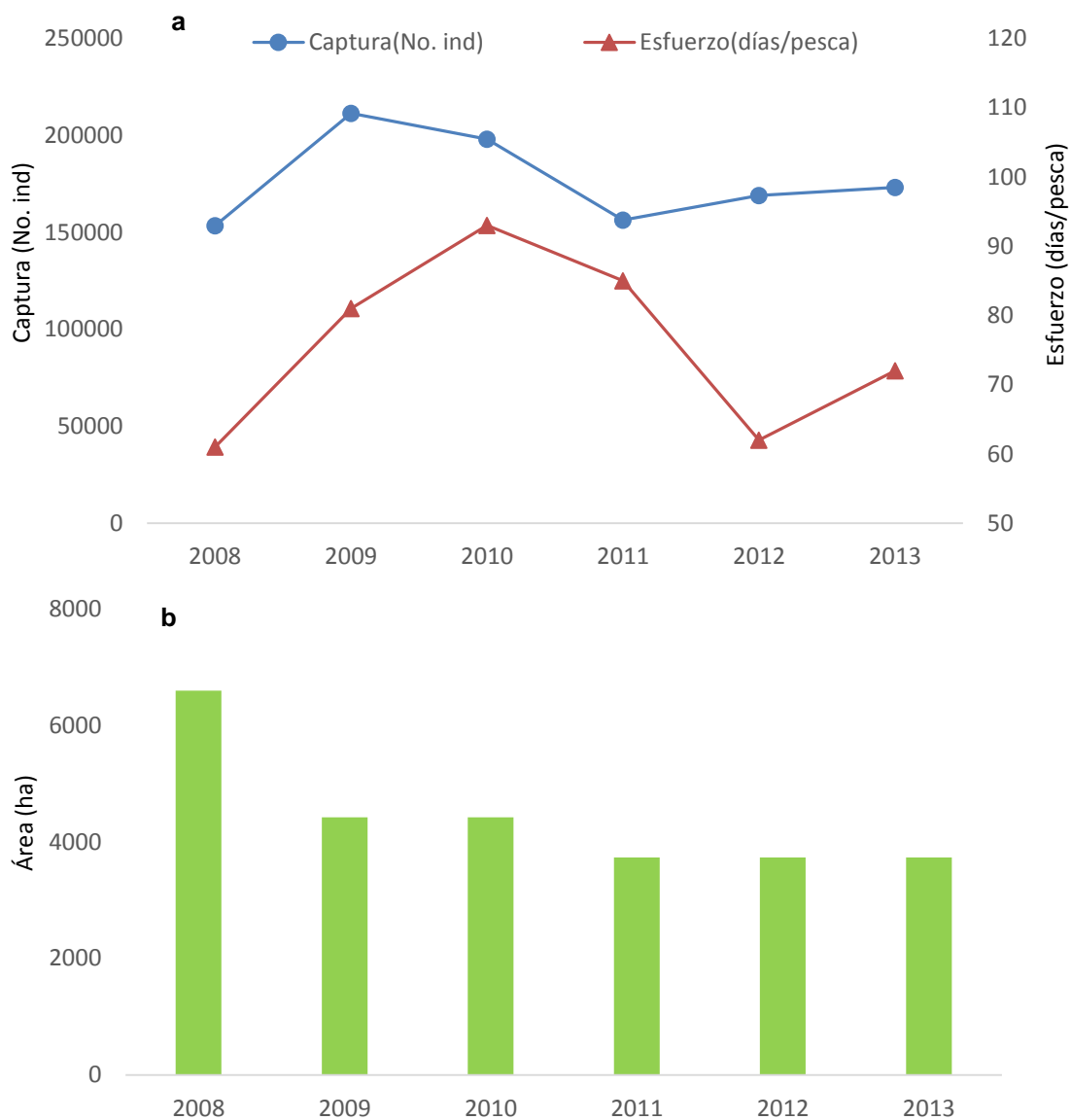


Figura 4. Variación global de las capturas, esfuerzo (a) y áreas de pesca (b) de la pesquería de *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013.

El análisis de Kruskal-Wallis de las capturas anuales demostró que no existen diferencias significativas entre estos valores para cada uno de los años analizados (KW = 6.526, $P = 0.258$).

La variación observada en el esfuerzo de pesca no fue significativa ($F_{(37,5)} = 0.70$ y $P = 0.620$); a lo largo de los años se mantuvieron entre 60 y 93 días de pesca, con un valor medio de 75 ± 12 días de pesca. El mayor esfuerzo se correspondió al año 2010 y los menores a los años 2008 y 2012, con 60 y 62 días de pesca respectivamente (Fig. 4a).

6.3. Variación de la captura y el esfuerzo de pesca de la pesquería de *I. badionotus* por localidades de pesca.

La captura por localidad de pesca fluctuó entre 2 500 y 107 450 individuos, con un valor promedio de $50\,530 \pm 32\,322$ individuos (Fig. 5). Las mayores capturas se obtuvieron en la localidad de Doña María durante los años 2009 y 2010 y en Balandra durante el año 2011 (Fig. 5b, c, d). Las menores fueron halladas en la localidad de Quitasol durante el 2011 y en la Cruz durante los años 2011 y 2013 (Fig. 5d y f).

Las áreas de extracción de cada una de las localidades variaron desde 780 a 2 570 ha. Las localidades con mayor área fueron: Bajo la Malanga, Cayo Grande y Quitasol y las menores: Balandra, Doña María y La Cruz (Fig. 5).

El esfuerzo de pesca se encontró entre 3 y 48 días/pesca, correspondiendo los menores valores a la localidad de Quitasol durante el año 2011 y a la Cruz durante los años 2011 y 2013. El mayor esfuerzo se realizó durante el año 2010 en la localidad de Doña María. Como promedio se realizaron 21 ± 14 días/pesca por localidad (Fig. 5).

Al igual que de forma global por años, la captura no mostró correspondencia con el tamaño del área explorada en cada localidad de pesca. A diferencia del análisis global, en el análisis por localidades, el esfuerzo de pesca y la captura, sí mostraron la misma tendencia para cada una de las localidades de pesca (Fig. 5).

Hay que señalar que no todas las localidades de pesca fueron explotadas simultáneamente. De acuerdo a la propia capacidad de extracción de cada una de ellas, algunas se pescaron durante los primeros años de la pesquería y otras se incorporaron a la explotación años después.

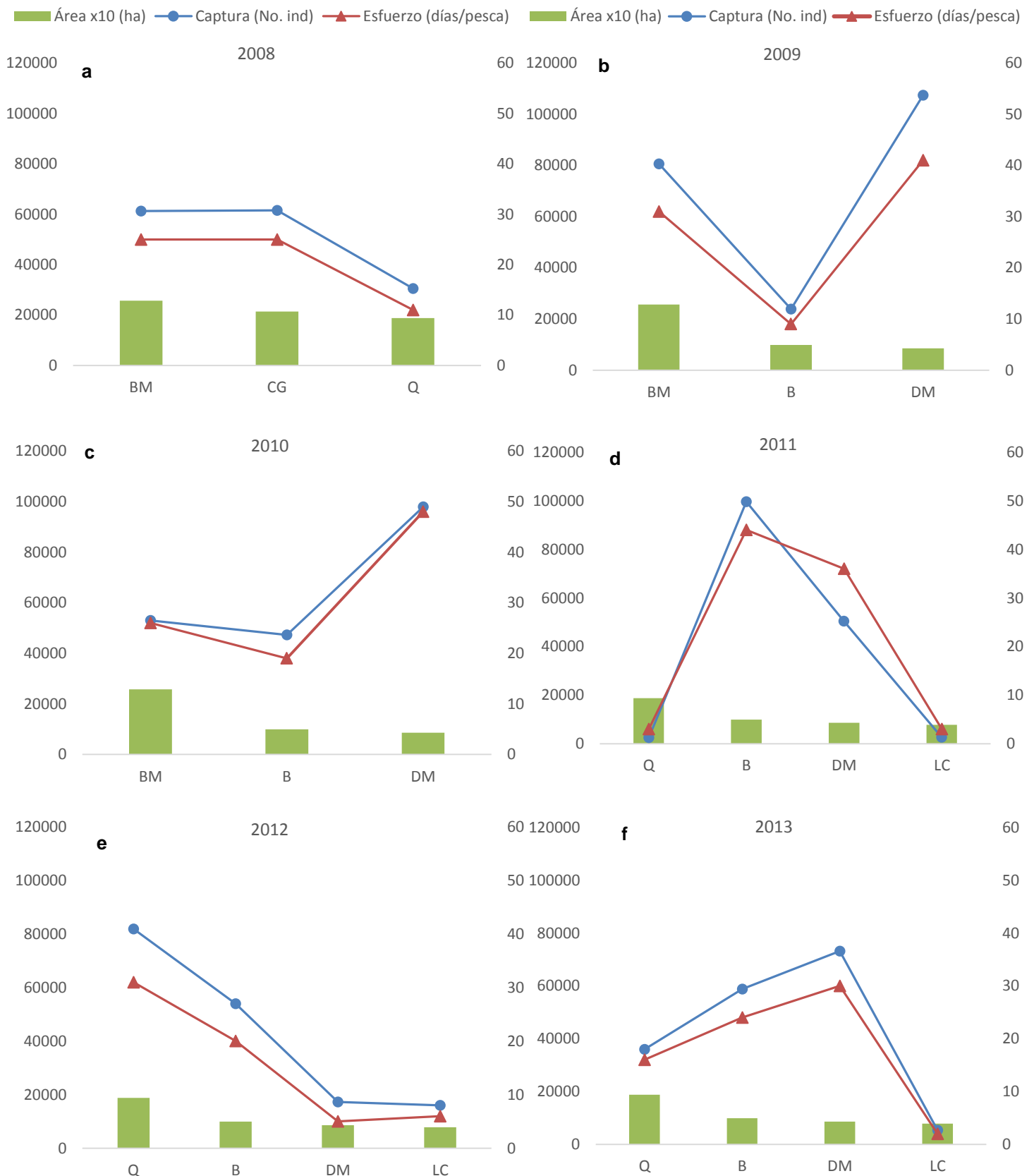


Figura 5. Variación por localidades de pesca de las capturas (a), esfuerzo (b) y áreas (c) de la pesquería de *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013. BM: Bajo la Malanga, CG: Cayo Grande, Q: Quitasol, B: Balandra, DM: Doña María, LC: La Cruz.

El análisis de Kruskal-Wallis de las capturas y el del esfuerzo de pesca entre las diferentes localidades mostró diferencias significativas para ambos parámetros. En el caso de las capturas ($KW = 13.82$, $P = 0.017$) (Fig. 6) y para el esfuerzo de pesca ($KW = 14.46$, $P = 0.013$) (Fig. 7)

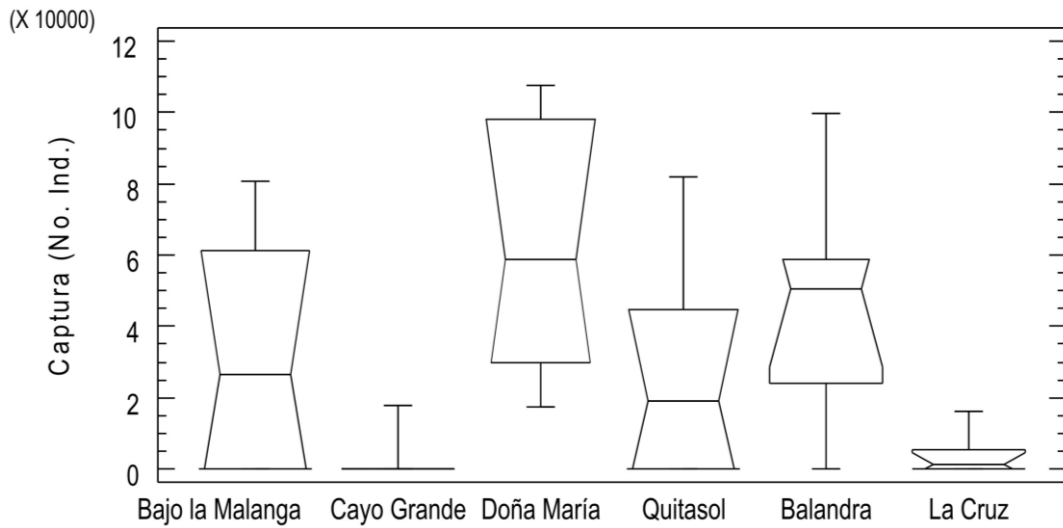


Figura 6. Variación de la captura por localidades de pesca de la población de *I. badionotus* durante 2008 - 2013.

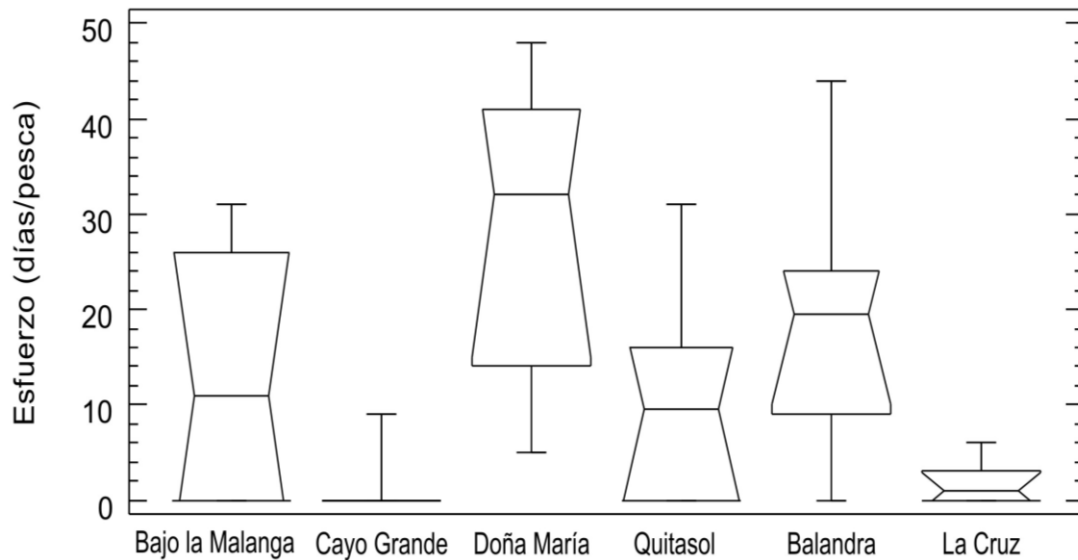


Figura 7. Variación del esfuerzo de pesca por localidades de pesca de la población de *I. badionotus* durante 2008 - 2013.

6.4. Comportamiento global de las abundancias independientes y dependientes de la pesquería de *I. badionotus*.

La Tabla 4 muestra las estimaciones de las abundancias promedio del pepino de mar *I. badionotus* en la Isla de la Juventud mediante dos métodos: método independiente de la pesquería (ind/ha) y el índice de la CPUE de la pesquería (ind/lancha/día). El mayor valor de abundancia promedio independiente de la pesquería fue $2\,245 \pm 680$ ind/ha para el año 2008, mientras que el menor fue $1\,058 \pm 1\,089$ ind/ha en el 2011. Para el resto de los años los valores medios de densidad fluctuaron entre $2\,000 \pm 656$ y $2\,130 \pm 905$ ind/ha. El análisis de Kruskal-Wallis de estas abundancias independientes de la pesquería mostró que no existían diferencias significativas entre dichos valores entre los años de estudio (KW= 6.051, $P= 0.301$).

Tabla 4. Variación de la abundancia global promedio de la población de *I. badionotus* (Monitoreos y Datos pesqueros).

Años	Área (ha)	Abundancias Promedio	
		Densidad (ind/ha)	CPUE (ind/lancha/día)
2008	6 590	2 245 ± 680	2 488 ± 693
2009	4 420	2 130 ± 905	2 617 ± 910
2010	4 420	2 052 ± 990	2 131 ± 788
2011	4 510	1 078 ± 1 089	1 800 ± 1 070
2012	4 510	2 000 ± 656	2 727 ± 890
2013	4 510	2 110 ± 1030	2 406 ± 792

En el caso de las CPUE, el mayor valor correspondió al año 2012 con $2\,727 \pm 890$ ind/lancha/día y el menor, al igual que para las abundancias independientes de la pesquería se encontró en el año 2011, con $1\,800 \pm 1\,070$ ind/lancha/día. Para el resto de los años las CPUE variaron entre los $2\,131 \pm 788$ y $2\,617 \pm 910$ ind/lancha/día.

El análisis de Kruskal-Wallis para las CPUE, a diferencia de las abundancias independientes de la pesquería sí mostró diferencias significativas en el período

analizado. Estas diferencias están dadas fundamentalmente por la disminución de la CPUE durante los años 2010 y 2011 ($KW= 56.90$, $P= 0.00023$) (Fig. 8).

La comparación de las abundancias independientes de la pesquería y las CPUE, por medio del análisis de Kruskal-Wallis resultó no significativa ($KW= 3.692$, $P= 0.06$).

Las anomalías estandarizadas entre las abundancias independientes de la pesquería y las CPUE mostraron la misma tendencia en cada año, demostrando cierta correspondencia entre éstas. Con excepción del año 2011, tanto las densidades como las CPUE se mantuvieron por encima de la media histórica (Fig. 9).

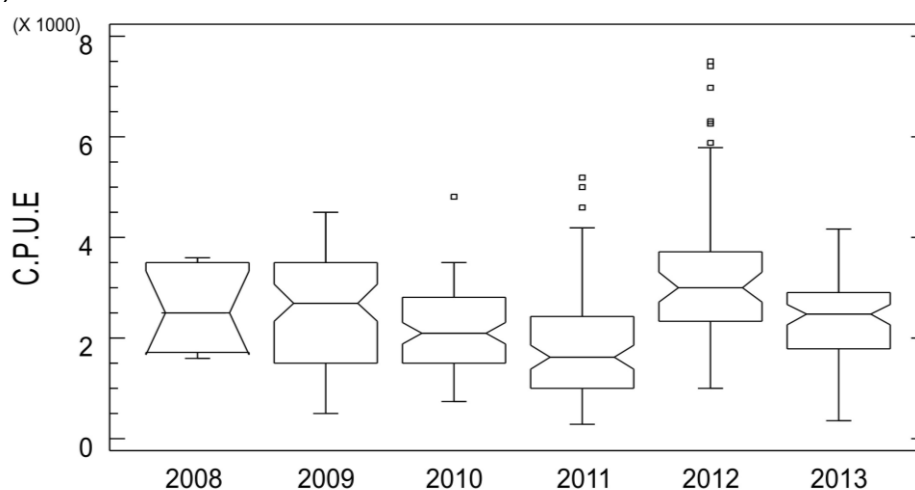


Figura 8. Variación de la CPUE promedio de la población de *I. badionotus* durante 2008 - 2013.

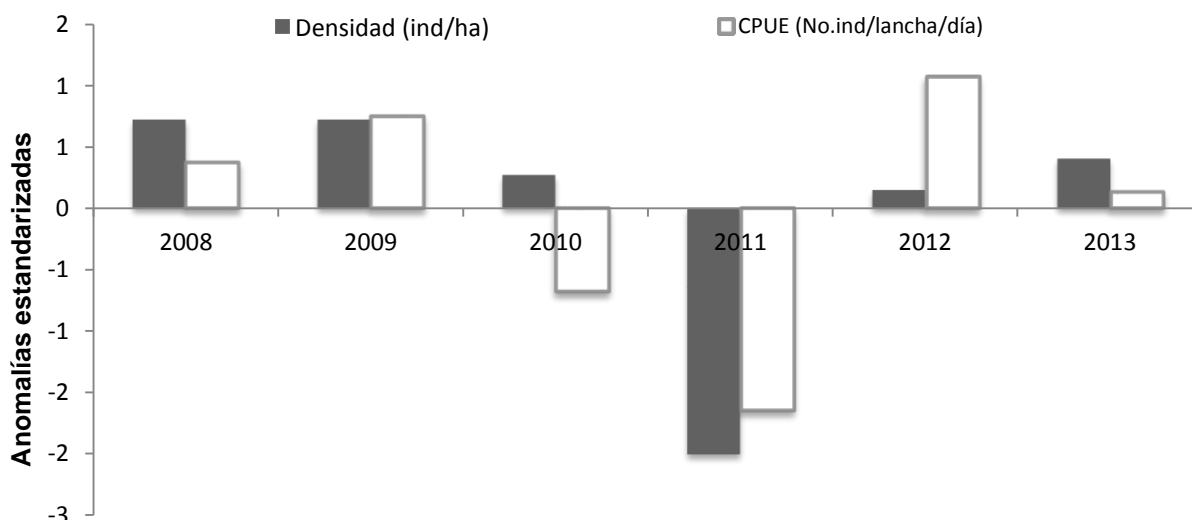


Figura 9. Anomalías estandarizadas de las abundancias globales dependientes e independientes de la pesquería de *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013.

6.5. Comportamiento de las abundancias independientes y dependientes de la pesquería de *I. badionotus* por localidades de pesca.

Los valores de mayor y menor densidad promedio por localidades de pesca se obtuvieron durante el año 2010. La mayor densidad resultó de $3\,300 \pm 450$ ind/ha para la localidad de Doña María y la menor de $900 \text{ ind/ha} \pm 628$ para el Bajo la Malanga. El resto de las localidades tuvieron densidades promedio entre $1\,033 \pm 980$ y $2\,521 \pm 775$ ind/ha (Tabla 5).

Tabla 5. Variación de la abundancia promedio de *I. badionotus* (Monitoreos y Datos pesqueros) por localidades de pesca.

Años	Localidades	Área (ha)	Abundancias Promedio	
			Densidad (ind/ha)	CPUE (No.ind/lancha/día)
2008	Bajo la Malanga	2 570	$2\,006 \pm 598$	$2\,453 \pm 807$
	Cayo Grande	2 140	$2\,521 \pm 775$	$2\,464 \pm 811$
	Quitazol	1 880	$1\,628 \pm 996$	$2\,780 \pm 615$
2009	Balandra	990	$2\,366 \pm 1\,400$	$2\,656 \pm 769$
	Bajo la Malanga	2 570	$2\,300 \pm 600$	$2\,602 \pm 870$
2010	Balandra	990	$2\,100 \pm 445$	$2\,489 \pm 831$
	Bajo la Malanga	2 570	900 ± 628	$2\,037 \pm 875$
	Doña María	860	$3\,300 \pm 450$	$2\,040 \pm 693$
2011	Balandra	990	$2\,400 \pm 1\,200$	$2\,263 \pm 989$
	Doña María	860	$1\,033 \pm 980$	$1\,400 \pm 973$
2012	Balandra	990	$1\,917 \pm 340$	$2\,697 \pm 979$
	Doña María	860	$1\,700 \pm 490$	$3\,450 \pm 812$
	La Cruz	780	$2\,050 \pm 840$	$2\,664 \pm 621$
	Quitazol	1 880	$1\,933 \pm 560$	$2\,642 \pm 562$
2013	Balandra	990	$1\,267 \pm 580$	$2\,450 \pm 823$
	La Cruz	780	$1\,800 \pm 1\,100$	$2\,678 \pm 485$
	Quitazol	1 880	$1\,900 \pm 870$	$2\,245 \pm 831$

La CPUE mostró su mayor y menor valor en la localidad de Doña María con un máximo de $3\,450 \pm 812$ ind/lancha/día durante el año 2012 y un mínimo de $1\,400$ ind/lancha/día en el año 2011. Para el resto de las localidades la CPUE estuvo comprendida entre $2\,237 \pm 875$ y $2\,780 \pm 615$ ind/lancha/día (Tabla 5).

El análisis de Kruskal-Wallis por localidades de pesca mostró que no hubo diferencias significativas entre las densidades promedio (KW= 1.366, $P= 0.850$). Tampoco resultaron diferente significativamente los valores medios de CPUE (KW= 6.217, $P= 0.286$). La comparación entre ambos parámetros (densidad y CPUE) mediante este análisis sí mostró que las diferencias fueron significativas (KW= 9.93, $P= 0.001$) (Fig. 10).

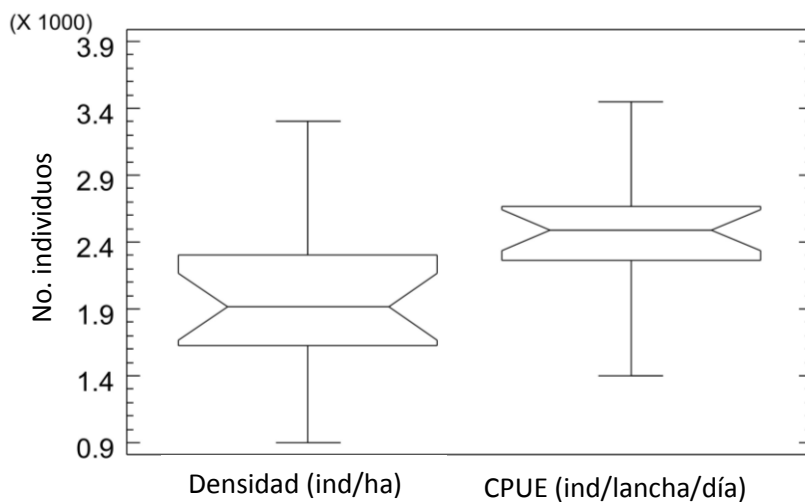


Figura 10. Variación de la densidades y CPUE por localidades de pesca de la población de *I. badionotus* durante 2008 - 2013.

Las anomalías estandarizadas de las densidades y las CPUE en las distintas localidades evidencian la presencia de seis grupos: aquellas localidades en que la densidad se mantuvo por debajo de la media histórica y la CPUE por encima (Grupo 1), las que la densidad estuvo por encima y la CPUE por debajo (Grupo 2), otras en que tanto la densidad como la CPUE estuvieron por encima de la media histórica (Grupo 3) o donde ambas estuvieron por debajo de la media histórica registrada (Grupo 4), algunas en que la densidad estuvo por encima de la media histórica y la CPUE se mantuvo sobre el nivel medio (Grupo 5) y por último aquellas en que la CPUE estuvo por encima y la densidad cercana a la media histórica (Grupo 6) (Fig. 11).

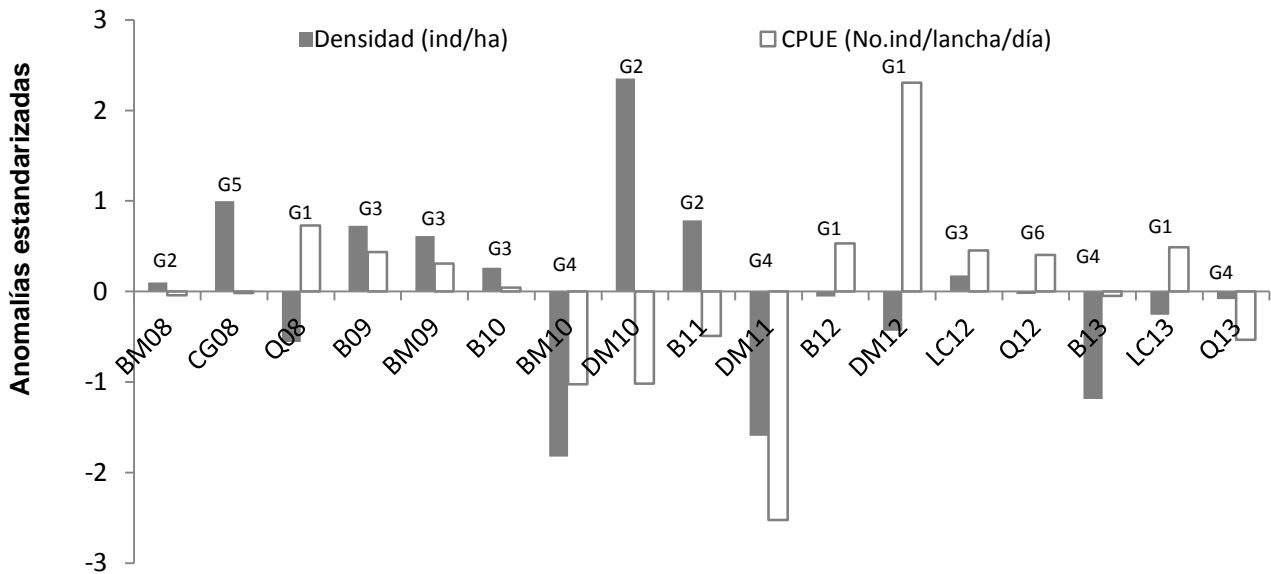


Figura 11. Anomalías estandarizadas de las abundancias del pepino de mar *I. badionotus* por localidades de pesca, medidas por monitoreos independientes (ind/ha) y dependientes de la pesquería (CPUE) al norte de la Isla de la Juventud durante 2008 - 2013. BM: Bajo la Malanga, CG: Cayo Grande, Q: Quitasol, B: Balandra, DM: Doña María, LC: La Cruz. Los números se corresponden con los años muestreados (08: 2008, 09: 2009, 10: 2010, 11: 2011, 12: 2012, 13: 2013). G1: Grupo 1, G2: Grupo 2, G3: Grupo 3, G4: Grupo 4, G5: Grupo 5, G6: Grupo 6.

El Grupo 1 estuvo compuesto por la localidad de Quitasol durante el año 2008, Balandra y Doña María durante 2012 y La Cruz en el año 2013. En el Grupo 2 se encontraron las localidades de Bajo la Malanga durante el 2008, Doña María durante el 2010 y Balandra en el año 2011. El Grupo 3 lo conformaron las localidades de Balandra y Bajo la Malanga en el año 2009, Balandra en el 2010 y La Cruz en el 2012. En el Grupo 4 estuvieron las localidades de Bajo la Malanga durante el año 2010, Doña María en el año 2011 y Balandra y Quitasol en el 2013. El grupo 5 y 6 estuvieron constituidos por una sola localidad en cada caso, Cayo Grande durante el año 2008 para el quinto y Quitasol durante el año 2012 para el sexto (Fig. 11).

6.6. Estructura por tallas de la población.

El intervalo de tallas de la población monitoreada varió entre 16 y 32 cm. Durante los años 2008, 2009 y 2010, predominaron las tallas desde los 20 a los 25 cm (clases modales de 20 - 24 cm) (Fig. 12).

En el año 2011 se observó un predominio de individuos con 20 y 21 cm (clase modal de 20 cm). Durante el 2012 el mayor porcentaje de individuos correspondió a tallas entre 22 y 23 cm (clase modal de 22), mientras que para el año 2013 predominaron tallas entre 24 y 25 cm (clase modal de 24 cm). Exceptuando al año 2011, en el cual se obtuvo una talla promedio de 21 ± 2.43 cm para el resto de los años se obtuvo una talla media de $23 \pm (2.44 - 2.94)$ cm de longitud dorsal (Fig. 12).

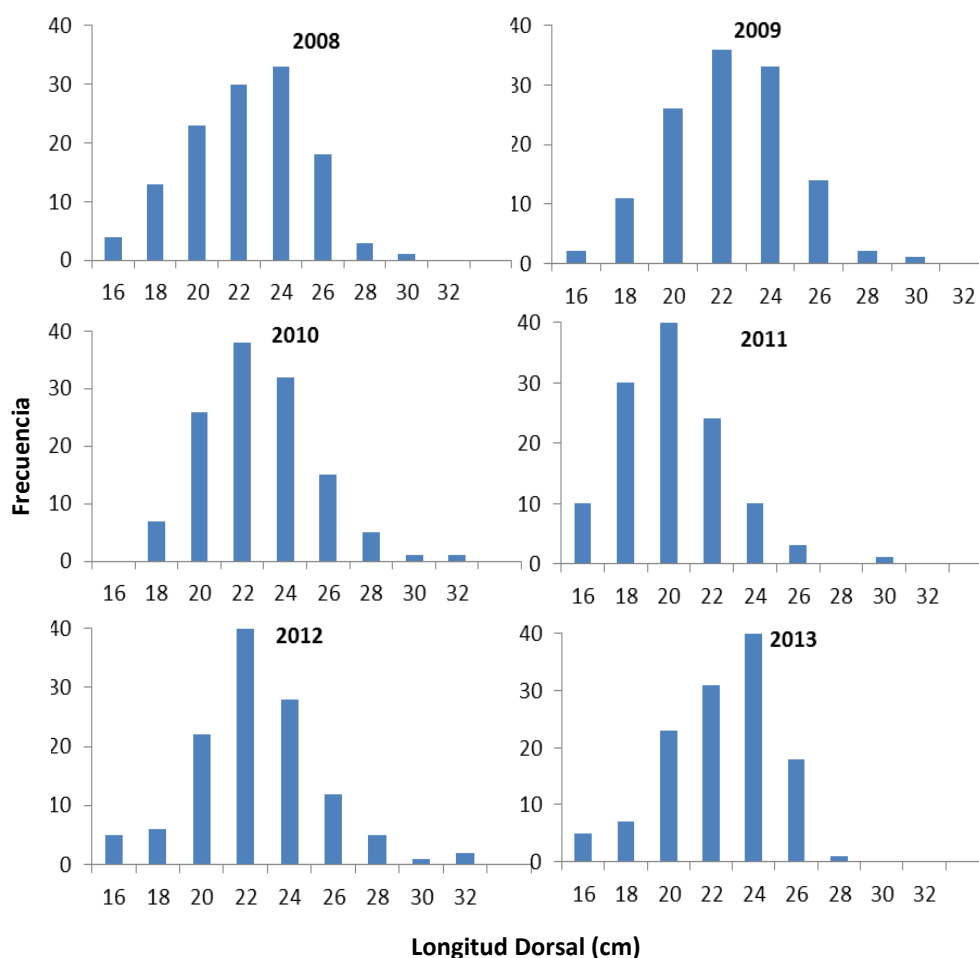


Figura 12. Estructura de tallas de *I. badionotus* durante los monitoreos 2008 - 2013.

De igual forma, con excepción del año 2011 para el resto de los años se encontró un mayor porcentaje de individuos por encima de los 22 cm de largo dorsal, que es la talla mínima de captura establecida para la región. El porcentaje de individuos menores a los 22 cm, que son los individuos que se reclutan a la pesquería y el porcentaje de individuos mayores e iguales a esta longitud, la cual se corresponde con la fracción pescable de la población, para cada uno de los años de estudio se presenta en la Tabla 6.

Tabla 6. Porcentaje de reclutas de la pesquería y de la fracción pescable de los individuos de *I. badionotus* durante los monitoreos de 2008 - 2013.

Años	% Reclutas (< 22 cm)	% Pescables (≥ 22cm)
2008	31	69
2009	29	71
2010	26	74
2011	70	30
2012	31	69
2013	28	72

6.7. Estructura de pesos (pesos de tegumento) de la población.

Los pesos de tegumento a lo largo de los años estuvieron comprendidos entre los 55 y 600 g (Fig. 13).

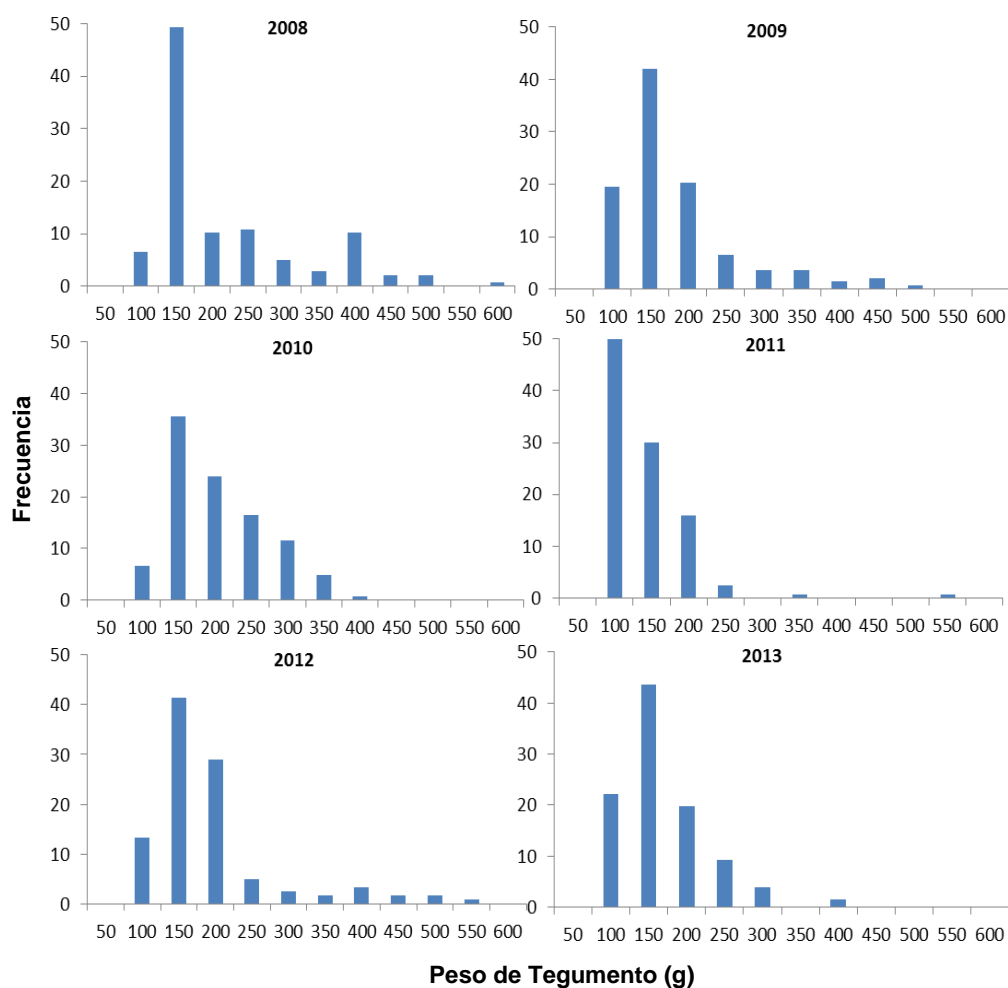


Figura 13. Estructura de pesos de tegumento de *I. badionotus* durante los monitoreos 2008 - 2013.

Con excepción del año 2011, para el resto de los años la clase modal mejor representada fue la de 150 g. Durante el año 2011 el mayor porcentaje de individuos correspondió a la clase modal de 100 g (Fig. 13).

Los valores medios de pesos de tegumento por año fueron de 198 ± 110 g para el año 2008; 164 ± 84 g para el 2009; 183 ± 70 g para el 2010; 130 ± 60 g para el 2011; 173 ± 90 g para el 2012 y 145 ± 65 g para el año 2013.

6.8. Relaciones longitud-peso.

Las relaciones longitud-peso para cada uno de los años reflejan el crecimiento alométrico que caracterizan a las poblaciones de *I. badionotus*, lo anterior se evidencia en el valor del coeficiente de alometría (b) que en cada caso resultó menor a 3. El coeficiente de alometría (b) estuvo comprendido entre 1.70 y 2.29 y los coeficientes de determinación (R^2) entre 0.2 y 0.5, lo que demuestra la poca correspondencia entre la longitud y el peso de estos individuos (Fig.14).

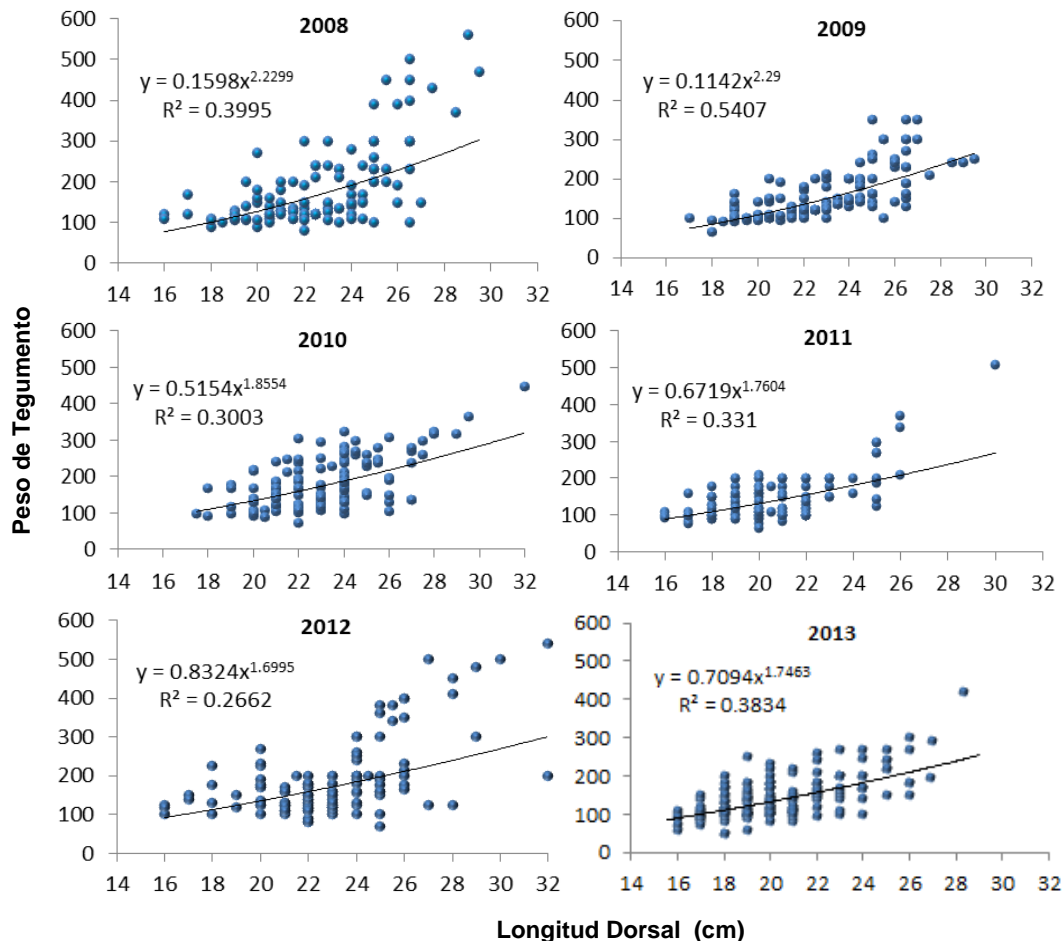


Figura 14. Relaciones longitud-peso de *I. badionotus* durante los monitoreos 2008 - 2013.

6.9. Puntos de referencia de la población, según el Modelo de Schaefer (1954).

Con el objeto de determinar el nivel de explotación actual y evaluar el estado de la pesquería, se aplicó uno de los modelos de rendimiento clásicos como el Modelo de Schaefer (1954). Este modelo arrojó que el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) y el esfuerzo óptimo para la pesquería del pepino de mar *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud resultan de 182 540 individuos y 94 días/pesca respectivamente.

Los parámetros α y β resultaron de 21 y 3 874 respectivamente y la verosimilitud (LL) de 6.66. Los perfiles de verosimilitud de α y β se muestran en la siguiente figura.

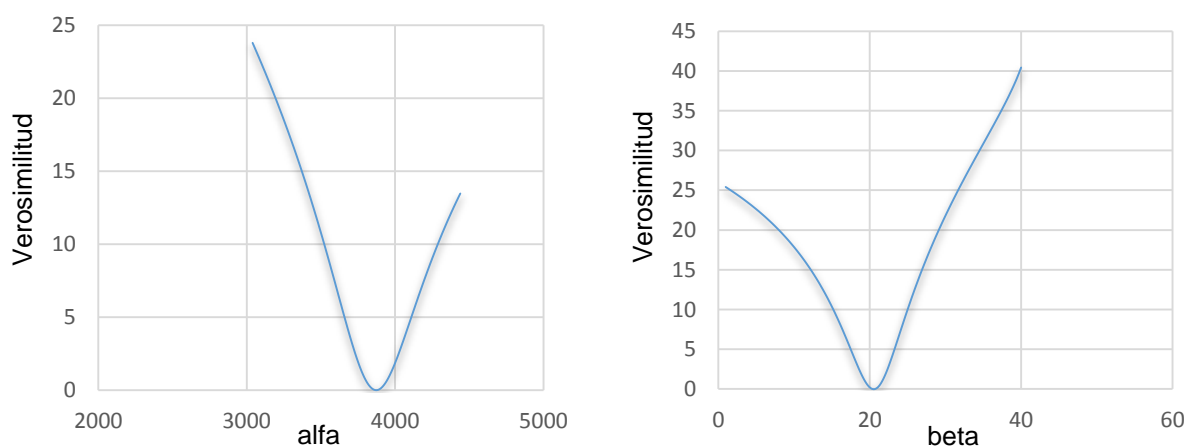


Figura 15. Perfiles de verosimilitud de los parámetro α y β .

Los valores de alfa estuvieron comprendidos entre 3 700 - 4 070 y los de beta entre 18 y 23. Estos valores arrojaron un rango de Esfuerzo óptimo de 88 a 102 días/pesca y un RMS de 180 053 a 190 138 individuos.

Los puntos de referencia que serían más conservadores para la población teniendo en cuenta los dos tercios del RMS y del E_{RMS} resultaron de 121 693 individuos para la captura y 63 días/pesca para el esfuerzo.

7. DISCUSIÓN.

7.1. Área de distribución de la población del pepino de mar *I. badionotus* en las localidades de pesca al norte de la Isla de la Juventud.

El área total de pesca estimada para la captura del pepino de mar *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud (9 220 ha) (Tabla 3), resultó superior a la reportada por Ortega y Alfonso (2011). Estas autoras estimaron un área de distribución del recurso en las localidades de pesca de 4 770 ha. La diferencia entre dichas estimaciones, se explica porque en los primeros años de la pesquería (2004 - 2007) la actividad de pesca se realizaba principalmente en cuatro localidades: Cayo Grande, Cayo Quitasol, Bajo la Malanga y Balandra. Con el paso de los años, se fueron incorporando nuevas localidades de pesca, existiendo una mayor disponibilidad de zonas para la extracción del recurso en la región. Otra de las causas que influyeron en las estimaciones de éstas áreas corresponde a los distintos métodos empleados para el cálculo de las mismas o a una ampliación de la zona de distribución del recurso en cada localidad de pesca, ya que independientemente de que en los primeros años se pescaba un menor número de localidades, el área estimada para cada una de ellas en este trabajo también resultó superior a la reportada por Ortega y Alfonso (2011) para la pesquería del recurso en sus primeros años.

7.2. Variación global y por localidades de pesca de la captura y el esfuerzo de pesca de la pesquería de *I. badionotus*.

Las capturas en general mostraron un patrón relativamente estable a lo largo de los años. Si bien durante el año 2008 y el 2011 se obtuvieron capturas más bajas (cerca de 150 000 individuos), éstas no resultaron significativas al compararlas con la máxima captura realizada durante el año 2009 (200 000 individuos) ($KW = 6.526$, $P = 0.258$) (Fig. 4a). La disminución de la captura durante el año 2008 se debe al bajo esfuerzo realizado en ese año ya que la zona se vio afectada por el paso de dos huracanes: Gustav y Ike. El huracán Gustav (Categoría 4 en la Escala de Huracanes de Saffir-Simpson) atravesó el área de pesca a finales de agosto de 2008 y nueve días después el huracán Ike (Categoría

2 en la Escala de Huracanes de Saffir-Simpson) pasó un poco más alejado de las localidades de pesca, pero reforzó aún más los daños ocasionados por el Gustav (Fig.16).



Figura 16. Trayectoria de los huracanes Gustav e Ike durante el año 2008.

Estos eventos climáticos impactaron la región de pesca durante la época de veda del recurso (junio-octubre); sin embargo, uno de sus efectos imposibilitó que se efectuara la captura durante los meses posteriores a la veda: en noviembre y diciembre. De los siete meses que normalmente dura la temporada, en este año sólo se efectuó la pesquería durante cinco meses. La captura de pepinos de mar en la región no pudo realizarse durante los meses de noviembre y diciembre debido a que los fondos presentaron poca visibilidad para el reconocimiento de los individuos (Alfonso, 2011 Com Pers.). Después del paso de los huracanes en la zona, la turbidez fue elevada (antes: 1.23 ± 0.58 FUT y después: 6.87 ± 1.44 FUT). El incremento del escurrimiento generado por las grandes precipitaciones y la inercia en el restablecimiento de las condiciones hidrodinámicas fueron perturbadas, lo que provocó la resuspensión de los sedimentos (Capetillo *et al.*, 2011). Bajo tales circunstancias, no se pudo continuar con la extracción del

recurso ese año. El cese de la pesquería debido al efecto de turbidez causada por los huracanes, constituyó la causa fundamental de la disminución de la captura durante el año 2008, puesto que tanto las abundancias independientes de la pesquería, así como las CPUE se mantuvieron por encima de los valores críticos reportados por Castrejón *et al.*, (2008) y FAO (2010) para la explotación del recurso pepino de mar (Tablas 4 y 5).

La captura realizada en el año 2009, a pesar de haber sido el año contiguo al paso de los huracanes Gustav y Ike resultó la más elevada del período analizado. Este incremento en parte se debe a la incorporación de dos nuevas localidades de pesca: Doña María y Balandra. En realidad de las dos, la localidad de Doña María fue la que más contribuyó al total de captura realizada durante ese año (en más de 50 %), mientras que Balandra solo un 12 %. Cabe destacar que aunque Balandra se incorporó de nuevo a la pesquería durante el año 2009, ésta es una localidad que se explota desde los primeros años que se comenzó a pescar el recurso. A partir del año 2009, comenzó en ella un nuevo ciclo de extracción, sin embargo el receso de un solo año (2008) que tuvo esta localidad no fue suficiente para que se obtuvieran elevadas capturas una vez reiniciada su pesquería.

Algunos autores como Hughes *et al.*, (2009) atribuyen que el paso de los huracanes es favorable para los organismos bentónicos, ya que concentran los individuos en zonas más accesibles y además permiten que tengan mayor visibilidad debido a la pérdida de cobertura foliar de los pastizales en los que generalmente habitan. Durante el año 2009, la localidad de Bajo la Malanga evidenció un incremento en la captura de un 20 % con respecto al año 2008, antes del paso de los huracanes. También para los primeros cinco meses de pesca de ambos años se evidenció un incremento en la captura promedio mensual. Para el año 2008 se obtuvieron 25 100 ind./mes, mientras que para el 2009 la captura promedio mensual fue de casi 30 000 ind./mes. Resultados similares a los de este trabajo fueron reportados en la zona de estudio por Capetillo *et al.*, (2011) para el erizo verde *Lytechinus variegatus*. Según estos autores se detectó un incremento en la abundancia de la población de esta especie después del paso de los dos huracanes por la zona (antes: 1.15 ± 0.30 ind/m² y después: 2.70 ± 0.46 ind/m²), por lo que los efectos ocasionados en la población del erizo verde, ocurrieron también para la población del pepino de mar *I. badionotus*.

Según Hughes *et al.*, (2009) los huracanes son eventos catastróficos que tienen la capacidad de alterar severamente a los ecosistemas naturales, induciendo un amplio rango de respuestas a la biota marina, que están condicionadas de acuerdo a la intensidad y frecuencia de estos eventos, a las características ecológicas de la zona impactada y a determinados efectos negativos ocasionados por factores antropogénicos. Estos autores analizaron los efectos del impacto del huracán Isabel en Virginia, USA, sobre comunidades bentónicas submareales y hallaron como efecto inmediato después del paso del huracán, un aumento de los organismos detritívoros que pasaron de un 7%, antes del paso del huracán, a un 20% después del paso del mismo. Este hallazgo explica en parte el aumento de la captura durante el año 2009 en la localidad de Bajo la Malanga, justo después del paso de los huracanes Gustav y Ike en la zona.

El incremento en la captura no se reflejó igual en años posteriores al 2009, como se observa durante los años 2010 y 2011. La elevada captura realizada durante el año 2009, seguramente disminuyó la población adulta de pepinos de mar. Lo anterior se evidenció en la captura realizada durante el año 2010, efecto que se reflejó posteriormente en capturas aún más bajas durante el año 2011.

Con respecto a esto, se ha planteado que la captura de algunos individuos de hábitos bentónicos, tiende a disminuir alrededor de dos o tres años después del paso de los huracanes (Puga *et al.*, 2010). En el caso del pepino de mar *I. badionotus* la captura para el año 2010 disminuyó en 13 260 individuos respecto a la del año 2009, pero para el 2011 la disminución aun fue más drástica (55 000 individuos). Similares resultados fueron expuestos por Puga *et al.*, (2010) para las poblaciones de langosta espinosa *Panulirus argus* en la zona de estudio. Esta especie comparte las áreas de cría con el pepino de mar *I. badionotus* en Isla de la Juventud. Según estos autores las densidades y capturas de la población de la langosta espinosa disminuyeron alrededor de dos años después del impacto de los huracanes. En el caso de *I. badionotus*, comprobamos que la mayor afectación ocurrió después de tres años del paso de estos eventos climáticos (2011), donde la disminución de la captura, las densidades y CPUE del recurso resultaron mucho más drásticas (Fig. 4; Tablas 4 y 5)

La disminución de la captura que presentó la localidad de Doña María y Bajo la Malanga para el año 2010 con respecto al 2009 (Fig. 5) se debe a la elevada presión pesquera ejercida durante el año 2009 en ambas localidades. A diferencia de esto, la localidad de Balandra, incrementó su captura en 23 400 individuos para el 2010 y este incremento resultó aún mayor para el año 2011 (52 285 individuos). Es importante destacar cómo la captura en la localidad de Balandra, una vez reiniciada su explotación (2009) no resultó tan elevada hasta pasado dos años (2011), donde llegó a representar más del 50 % de la captura total de este año (Fig. 5d). Lo anterior realza la importancia que tiene la rotación de las localidades de pesca, una vez que se ha agotado el recurso en ellas. Esto permite la recuperación de unas cuando las otras se encuentran bajo extracción pesquera y así sucesivamente. La localidad de Balandra quizás requería un año o más de descanso para recuperar su potencial de captura. Aunque la abundancia independiente de la pesquería resultó adecuada para la extracción del recurso, según Castrejón *et al.*, (2008); FAO (2010), no se reflejó de esta forma una vez reiniciada su explotación. Esta situación se explica porque el monitoreo independiente de la pesquería a partir del cual se estiman las densidades y potenciales de captura en cada localidad de pesca para un año determinado se realiza desde el año anterior. Teniendo en cuenta esto, algunos factores (variabilidad natural, desplazamiento de una zona a otra por efecto de corrientes o eventos climáticos) pueden intervenir para que las densidades del recurso en el momento de la captura no coincidan necesariamente con las estimaciones realizadas con anterioridad. Por esta razón es más bien la propia actividad pesquera la que define si se puede o no continuar la extracción en una localidad, de acuerdo a la densidad que presente el recurso en ese momento. Para evitar el colapso de la pesquería en las localidades de pesca se debe tener en cuenta que una vez que disminuya la densidad y la captura del recurso hay que dejar descansar esa localidad y comenzar a explorar nuevas localidades para futuras extracciones. Esta medida de manejo de rotación de localidades se ha aplicado en la región desde los inicios de la pesquería con el fin de lograr un uso sostenible del recurso. Como muestran los resultados de este trabajo y los planteados por Ortega y Alfonso (2011), la rotación de localidades, llevada a cabo por los propios pescadores; unida al cumplimiento de otras medidas de manejo como la talla

mínima de captura y la veda reproductiva, han permitido cierta estabilidad del recurso en la zona.

Los resultados de este trabajo en cuanto a las localidades de mayores capturas (Doña María y Balandra) muestra diferencias con los reportados por Alfonso *et al.*, (2008) y Ortega y Alfonso (2011). Estos autores encontraron las mayores capturas del recurso para las localidades de Cayo Grande y Bajo la Malanga. Teniendo en cuenta que ambas localidades se explotan desde los inicios de la pesquería, la situación anterior podría definirse como algo normal, puesto que las localidades pueden resistir sólo algunos años de explotación continua. En el caso de la localidad de Cayo Grande la pesquería se mantuvo por cinco años consecutivos, mientras que la localidad de Bajo la Malanga resistió siete años de explotación continua hasta que desapareció de la pesquería en el año 2011 (Fig. 5). Siguiendo lo anterior, es evidente que cada localidad en particular puede resistir un período distinto de explotación continua, entre múltiples factores, todo ello dado por: 1- nivel de explotación, 2- características ecológicas propias de cada localidad y 3- grado de afectación de eventos climáticos. Por estas razones no es posible establecer a priori un período máximo de extracción continua para una localidad de pesca determinada.

A pesar de la elevada captura que aportó la localidad de Balandra en el año 2011, la captura promedio de este año resultó una de las más bajas del período analizado. De acuerdo a lo planteado por Alfonso (2011, Com. Pers.) después del paso de los huracanes, los manglares de algunas localidades de la región de pesca quedaron totalmente desbastados y su recuperación hasta el año 2011 había sido muy lenta. Las localidades más afectadas debido a estos eventos climáticos fueron Quitasol y la Cruz. Ambas localidades contribuyeron de forma significativa a la disminución de las capturas que se observaron durante el año 2011 (Figs. 4a y 5d).

A pesar de que la localidad de la Cruz fue explotada por primera vez en el año 2011, su captura resultó muy baja tanto para este año como para el año 2013 (Fig.5d). Además de la afectación por el paso de los huracanes, un hecho que influye en la baja captura de esta localidad, otro factor que influye es que es una localidad de difícil acceso para los pescadores, lo cual es un obstáculo, debido a que los monitoreos de dicha localidad reflejaron que tiene un potencial adecuado

para la extracción del recurso. Las abundancias independientes de la pesquería tanto para el año 2012 y el 2013 alcanzaron valores por encima de las densidades reportadas por Castrejón *et al.*, (2008) y FAO (2010), como adecuadas para efectuar la captura de pepinos de mar en una localidad de pesca (1 100 y 300 ind/ha respectivamente) (Tabla 5). La escasa accesibilidad en la localidad de la Cruz se debe a que está poco protegida de los vientos y los fondos presentan gran turbidez, lo cual dificulta la captura de estas especies bentónicas.

Aunque se desconocen los patrones de circulación de las larvas del pepino de mar *I. badionotus* en la zona, y si las localidades de pesca son auto reclutadas o bien si algunas proveen de larvas a las otras localidades, lo cierto es que la pérdida de larvas y juveniles que provocó el paso de los huracanes en el año 2008, unida a la falta de condiciones adecuadas de las áreas de cría para la sobrevivencia de los mismos, influyó negativamente en la disponibilidad de adultos en algunas localidades, fundamentalmente durante el año 2011. Teniendo en cuenta lo anterior, podemos inferir que el fuerte reclutamiento que se presentó en las localidades de pesca durante el año 2011 provino de los desoves efectuados en el año 2009 y que la especie explotada demora entre tres y cuatro años para ingresar a las áreas de pesca, aunque todavía no presenten la talla mínima de 22 cm establecida para su captura en la región (Fig. 11).

El incremento de las capturas a partir del año 2012 parece estar asociado a la recuperación que mostraron las áreas de cría algunos años después del paso de los huracanes Gustav y Ike. La repoblación de los manglares, unido a la mayor descomposición de las hojas de mangle, propiciaron el mejor desarrollo y supervivencia de los juveniles de ésta especie de hábitos bentónicos detritívoros. El incremento en el número de reclutas que se obtuvo durante el año 2011 (Fig. 11), coincidió con la mejoría que mostraron las condiciones del hábitat en las áreas de cría de estos individuos. La localidad de Cayo Quitasol resultó un buen ejemplo donde la recuperación de los manglares estuvo acompañada del incremento de la captura. En el año 2012 esta localidad tuvo un incremento de 79 500 individuos respecto al año 2011.

El esfuerzo de pesca y la captura se correspondieron para casi todos los años, excepto para el 2010 y el 2012. En el año 2010, a pesar de haberse realizado el mayor esfuerzo de pesca (93 días/pesca), la captura disminuyó respecto al 2009

en 13 260 individuos. Mientras que para el año 2012, con un esfuerzo de pesca más bajo (62 días/pesca) la captura se incrementó respecto al año anterior en 23 280 individuos (Fig. 4a y b). Es importante resaltar que el esfuerzo del año 2012 resultó bajo porque hubo problemas de la embarcación y se pescaron seis meses de los siete que normalmente demora la temporada de pesca. No obstante, la densidad que presentó el recurso ese año en la zona favoreció el aumento de la captura (Tablas 4 y 5).

En cada localidad de pesca el esfuerzo y la captura siguieron el mismo patrón (Fig. 5). La correspondencia que existió entre ambos parámetros es un fenómeno normal de todas las pesquerías y demuestra que se capturó el recurso teniendo en cuenta la disponibilidad que presentó el mismo en dichas localidades.

El tamaño del área explorada no mostró correspondencia con la captura realizada en cada uno de los años. Durante el 2008, año en que se pescó en un área mayor (6 590 ha), la captura resultó la más baja de todo el período analizado. Sin embargo, para el año 2009 se obtuvo la mayor captura en un área de extracción menor (4 420 ha). La explicación de estos resultados, se deben a la aplicación de un menor esfuerzo de pesca en localidades de mayores áreas (Bajo la Malanga, Cayo Grande y Quitasol) durante el año 2008 y a la elevada captura que se obtuvo en una de las localidades más pequeñas (Doña María) durante el año 2009 (Tabla 5).

En el análisis por localidades de pesca también se evidenció que no existe relación directa entre el tamaño del área explorada y la captura obtenida para el pepino de mar *I. badionotus*. Algunas localidades pequeñas mostraron elevadas capturas; mientras que en otras de mayor dimensión las capturas resultaron menores. La localidad de Doña María y Balandra con áreas de 860 y 990 ha respectivamente fueron las que presentaron mayores capturas a lo largo del período analizado. Sin embargo; Bajo la Malanga, que es la mayor de todas las localidades explotadas (2 570 ha) presentó capturas mucho más bajas.

Este comportamiento se explica por las características ecológicas y ambientales que presenta cada localidad. Independientemente del tamaño del área de una localidad, para efectuar su captura, es imprescindible que exista abundancia del recurso y buena accesibilidad al sitio. Si algunas localidades son grandes, pero se

encuentran en zonas afectadas por el viento y el oleaje, donde los fondos tienden a estar muy turbios, la visibilidad es escasa y por tanto la captura de los individuos es menor.

La estabilidad que aparentemente muestra la pesquería del pepino de mar *I. badionotus* resulta más evidente si se incorporan los datos de captura de los años 2006 y 2007 (Fig. 17).

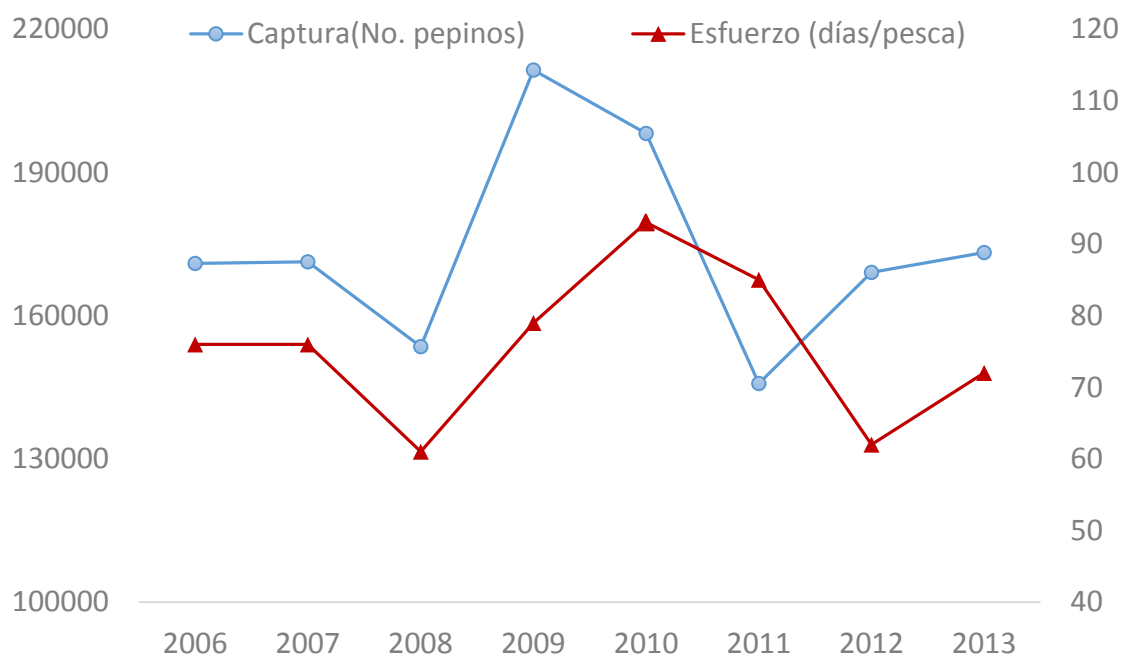


Figura 17. Variación de la captura y el esfuerzo de pesca de la pesquería de *I. badionotus* durante 2006 - 2013.

La tendencia general de la captura y el esfuerzo de pesca de este recurso a lo largo de los años, siguen el mismo patrón (Fig. 17). A pesar de las variaciones observadas, la pesquería muestra condiciones de estabilidad. De acuerdo a lo planteado por Hilborn y Walter (1992), la variación en la captura de un recurso no sólo depende de la mortalidad por pesca, sino de otras causas como factores ambientales y cambios naturales que influyen en la abundancia del recurso. Siguiendo el criterio sobre las diferentes categorías para las poblaciones explotadas descrito por estos autores, la población de *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud se encuentra hasta el momento en equilibrio, debido a que presenta capturas relativamente estables.

La estabilidad de la pesquería de pepinos de mar en la Isla de la Juventud se debe en gran parte al control que ejerce el estado sobre la captura del recurso. El propio sistema de pago de los pescadores y la entrada limitada de estos a la actividad de pesca evita que exista competencia por el recurso. Según Toral-Granda (2006) este instrumento de gestión ayuda a mantener una pesquería de forma sostenible.

7.4. Comportamiento global y por localidades de pesca de las abundancias independientes y dependientes de la pesquería de *I. badionotus*.

La densidad de pepinos de mar puede ser muy variable. Según Buitrago y Boada (1996): “Algunas especies pueden llegar a formar grandes agregaciones de millones de individuos por hectárea”. Generalmente las abundancias elevadas se reportan en regiones no explotadas (vírgenes) que presentan un sustrato óptimo para el desarrollo de los pepinos de mar (Buitrago y Boada, 1996). Al parecer la mayoría de las localidades de la región norte de la Isla de la Juventud donde se desarrolla la pesquería de *I. badionotus* presentan condiciones favorables para el desarrollo y supervivencia de estos individuos. De acuerdo a lo planteado por Alcolado (1990) los pepinos de mar tienden marcadamente a presentar mayor densidad y biomasa al oeste del Golfo de Batabanó, donde los seibadales ricos en materia orgánica favorecen al hábito detritívoro de sus especies. La región norte de la Isla de la Juventud, donde se desarrolla la pesquería del pepino de mar *I. badionotus* está enmarcada en el oeste del Golfo de Batabanó, de ahí las elevadas densidades encontradas en la zona. Alcolado (1990) también describe que las mayores biomásas pueden presentarse tanto en áreas ricas en vegetación de *Thalasia testudinum* y en materia orgánica como en zonas donde ambas no son tan abundantes pero la biomasa del meiobentos es elevada, de modo que igual sirven de alimento a los pepinos de mar por ser detritívoros. Lo anterior explica el por qué a pesar de que no todas las localidades de pesca muestran altos valores de *Thalasia testudinum* y materia orgánica (Tabla 2) pueden presentar densidades elevadas del recurso (Tabla 5).

Las densidades encontradas en este trabajo resultaron inferiores a las reportadas por Conde (1996) para *I. badionotus* (7 667 ind/ha) en el Parque Nacional Morrocoy de Venezuela. Sin embargo fueron mayores a las reportadas por Sloan y Von Bodungen (1980) en áreas no explotadas de Bermuda (200 y 3 900 ind/ha). Para las regiones del Caribe donde se explota esta especie en se han reportado

densidades menores a las encontradas en este estudio. Según Buitrago y Boada (1996) estas regiones están intercaladas por parches de sustratos que son adecuados o no para el desarrollo de estos individuos y por tanto al estimar valores medios, las densidades suelen ser menores. Zetina *et al.*, (2002) encontró densidades de 5.08 y 25.29 ind/ha para *I. badionotus* en la costa oriental y central respectivamente del estado de Yucatán, México. Los autores plantean que con frecuencia los fondos se encuentran cubiertos de vegetación de clorofíceas, rodofíceas, feofíceas y fanerógamas marinas, sin embargo en comparación con las densidades estimadas para el norte de la Isla de la Juventud siguen siendo muy bajas. La mayoría de las localidades de la región de estudio están constituidas por abundante vegetación de *Thalassia testudinum* y macroalgas y materia orgánica, con fondos areno fangosos (Tabla 2) las cuales posibilitan que exista una elevada densidad del recurso y muestran un comportamiento similar a regiones que no son explotadas. En Venezuela la especie ha mostrado valores de densidad más altos que en las costas de Yucatán, pero aún siguen siendo menores que los encontrados en la zona de estudio de este trabajo. Buitrago y Boada (1996) obtuvieron densidades entre 90 y 590 ind/ha en Cubagua y Coche, respectivamente. En Bocas del Toro, Panamá, Guzmán y Guevara (2002), reportaron densidades de *I. badionotus* de 117.4 ind/ha. Lo anterior demuestra que al parecer de las regiones del Caribe en que se distribuye la especie, Cuba presenta las mayores densidades del recurso. Los valores medios de densidad del período analizado (2008 - 2013) resultaron similares a los hallados para los años 2006 y 2007 en esta región. Sin embargo al igual que para estos dos años, han resultado inferiores a los señalados por Alfonso *et al.*, (2004) y Rodríguez (2005) para la región sur oriental de Cuba, los que han oscilado entre 5 600 y 8 800 ind/ha. Estas mayores densidades según reportes de Ortega y Alfonso (2011) pueden deberse a que la región sur oriental del país está formada por un sistema de cayos más extenso, cuyos fondos parecen resultar más favorables para el refugio, reclutamiento larval, alimentación y supervivencia de los pepinos de mar de esta especie que los encontrados en la región sur occidental, específicamente al norte de la Isla de la Juventud donde se desarrolló este estudio.

El análisis de las abundancias independientes de la pesquería y de las CPUE reflejó que, hasta ahora, no existen valores críticos que evidencien baja disponibilidad del recurso en la zona. Tanto las densidades promedio de *I. badionotus* por año como las encontradas por localidades de pesca en los monitoreos, resultaron ser valores que demuestran que el recurso se encuentra en condiciones saludables para continuar con su extracción en el área de pesca, de acuerdo a lo planteado por FAO (2010). Estos autores consideran que una densidad de 25 ind/ha sería crítica para el desarrollo de la pesquería de pepinos de mar y que 300 ind/ha debe ser una densidad deseable en las áreas de pesca. Siguiendo estos criterios, los resultados de este trabajo, muestran que ninguna de las densidades en las localidades de pesca se encuentra por debajo de estas cifras, por lo que podemos afirmar que no existen problemas para la extracción del recurso en la zona de estudio. Sin embargo, otros autores como Wolff *et al.*, (2012) al referirse a la pesquería de *I. fuscus* en las Islas Galápagos, Ecuador, estimaron como densidad límite 1 100 ind/ha. Según Castrejón *et al.*, (2008) por debajo de este valor la abundancia del stock se encuentra en una etapa crítica y por encima en una etapa saludable. Si se toma en cuenta ese valor de densidad límite, con excepción de Bajo la Malanga en el año 2010 y Doña María en el año 2011; el resto de las localidades se mantuvieron por encima de dicha cifra durante todos los años analizados. Si comparamos los valores obtenidos en ambas localidades con la densidad recomendada por estos autores, las diferencias encontradas no son relevantes: de 200 individuos menos para Bajo la Malanga y de tan solo 77 individuos para Doña María (Tabla 5).

De los puntos de referencia descritos en la literatura, el valor de 1100 ind/ha recomendado por Castrejón *et al.*, (2008) resulta un buen índice de referencia de densidad límite para la población de pepinos de mar en estudio. En la mayoría de las localidades la densidad se mantuvo por encima de este valor, excepto Bajo la Malanga durante el año 2010, la cual dejó de ser frecuentada por los pescadores a partir del año 2011 por la dificultad de encontrar el recurso en la zona.

Si tenemos en cuenta, además, que para los primeros años de la pesquería la localidad de Bajo la Malanga y Cayo Grande fueron las que presentaron mayores capturas, densidades y CPUE (Alfonso *et al.*, 2008; Ortega y Alfonso, 2011), no sería extraño en el caso de Bajo la Malanga de que al cabo de siete años de

extracción continua sus densidades se vieran disminuidas. En este sentido, llama la atención el hecho de que a pesar de que la localidad de Cayo Grande para el año 2008 mostró valores de densidad adecuados para su extracción (2 521 ind/ha) no fue frecuentada en los siguientes años por los pescadores. Lo anterior puede explicarse debido a cambios en el patrón de distribución de los individuos después del paso de los huracanes Gustav y Ike en el año 2008. López-Rocha (2012) reporta que las diferencias en las densidades del pepino de mar *I. badionotus* frente a la costa de Sisal, Yucatán, México, pueden ser explicadas por dos causas: 1- posibles cambios en la distribución de hábitats ligados a las condiciones oceanográficas de la región, 2- variación en la distribución larvaria de estos individuos. En el caso de la región suroccidental de Cuba estos cambios parecen estar dados principalmente por los efectos provocados por los huracanes que impactaron la zona durante los inicios del período de estudio y a las variaciones naturales de la especie. Al igual que para la mayoría de las especies de pepino de mar, la distribución larvaria de *I. badionotus* es desconocida (Conand, 2006). Debido a ello, aún no se tienen bases para describir si la magnitud de la dispersión larval de *I. badionotus* pudo haber influenciado en los cambios de abundancia del recurso en las localidades de pesca.

En cuanto a los valores de referencia que se han estimado con el fin de conocer la densidad apropiada para la extracción del recurso, otros autores han reportado que son necesarias densidades mínimas de 4 000 ind/ha y tallas mayores a los 22 cm para lograr el éxito reproductivo de *I. fuscus* en Ecuador Continental (Martínez *et al.*, 2001). Los resultados de este trabajo indican que en el caso de *I. badionotus* las densidades que permiten el estado saludable del recurso pueden ser aun menores.

7.4.1. Análisis de las anomalías.

La correspondencia entre los valores medios de las densidades y las CPUE por años sugieren que se podrían utilizar indistintamente las abundancias independientes de la pesquería o las CPUE para determinar el estado del recurso. Sin embargo como menciona FAO, (2010) los datos de la pesquería a menudo pueden dar información sesgada de la abundancia de la población, de ahí que siempre es útil comparar estos datos con los independientes de la pesquería.

La importancia de este análisis que compara las abundancias estimadas por medio de datos pesqueros (CPUE) y las que se obtuvieron a partir de monitoreos (densidad) radica en dichas recomendaciones de FAO. Conand (1990) también ha expuesto la necesidad de corroborar siempre las abundancias estimadas por ambos métodos. De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio, la CPUE como medida indirecta de la abundancia de forma global, enmascara el verdadero comportamiento de la abundancia en cada una de las localidades. Tanto de forma global como por localidades de pesca los valores de CPUE tienden a ser mayores que las abundancias independientes de la pesquería, lo cual corrobora los planteamientos de Alfonso *et al.*, (2000, 2004, 2008); Conand (1990) y Shepherd (2004) referidos a que generalmente la CPUE como índice indirecto de la abundancia tiende a sobrestimarla. Similares resultados han sido planteados por Guzmán del Proo (1997) para el abulón en Baja California, México. Este autor plantea que la CPUE como índice indirecto de la abundancia es muy discutible y no siempre refleja los verdaderos cambios en la densidad poblacional, fundamentalmente para especies que se agregan en parches como es el caso del abulón y del pepino de mar. Por esta razón es que se deben realizar siempre monitoreos independientes de la pesquería con el fin de estimar las abundancias del recurso y con ellas inferir el estado real de las poblaciones de pepinos de mar en la zona de estudio.

Si tenemos en cuenta las posibles relaciones entre la CPUE y la abundancia independiente de la pesquería establecidas por Hilborn y Walters (1992), las localidades pertenecientes al Grupo 1 se comportan como hiperestables, debido a que la CPUE se mantiene alta y la abundancia independiente de la pesquería disminuye. Mientras que las localidades que pertenecen a los Grupos 3 y 4 tienen un comportamiento proporcional entre la CPUE y la densidad. Para el resto de los Grupos (2, 5 y 6) no se encontró como tal alguna definición que caracterice la relación entre la CPUE y la abundancia independiente de la pesquería. Sin embargo, lo más importante es que ninguno de los parámetros mostraron valores que pongan en evidencia que el recurso se encuentra en fase de agotamiento. En cada una de las localidades, tanto las abundancias independientes de la pesquería, como las CPUE reflejaron que la población de pepinos de mar

explotada muestra signos saludables ante la presión de pesca ejercida durante estos años.

7.5. Estructura de tallas, de pesos (pesos de tegumento) y relaciones longitud-peso de la población.

7.5.1. Tallas.

El intervalo de tallas de los individuos entre los 16 y 32 cm de longitud dorsal constituye un comportamiento normal para la especie si se tiene en cuenta que las localidades donde se desarrolla la pesquería son zonas más profundas, donde se encuentran los organismos de mayores tallas. Este patrón de distribución de *I. badionotus* ha sido corroborado para Colombia, Panamá y Cuba por Caycedo (1978); Guzmán y Guevara (2002) y Alfonso *et al.*, (2000) respectivamente. Según los autores a medida que los individuos crecen comienzan a distribuirse en áreas más profundas donde desarrollan su vida reproductiva.

Las tallas promedio (21 y 23 cm), obtenidas en este estudio estuvieron dentro del rango y hasta por encima a las halladas por Sloan y Von Bondugen (1980) para poblaciones no explotadas de *I. badionotus* en las Islas Bermudas (20.9 y 21.5 cm).

La proporción de tallas para cada uno de los años, excepto el 2011 suele ser normal si tenemos en cuenta como se ha mencionado anteriormente que en las zonas de pesca (más profundas) es donde se encuentran los individuos de mayores tallas (Caycedo, 1978; Guzmán y Guevara, 2002 y Alfonso *et al.*, 2000). El mayor porcentaje de reclutas hallados durante el año 2011 puede deberse, como se ha planteado anteriormente, a la recuperación de las áreas de cría, años después de paso de los huracanes Gustav y Ike en el año 2008. Según lo planteado por Herrero-Pérezrul (2004), *I. fuscus* en Baja California Sur, le toma 4 años incorporarse a la población adulta. Teniendo en cuenta que *I. badionotus* comparte el mismo género con dicha especie y que se encuentra en aguas más cálidas donde el crecimiento podría ser más rápido, podemos suponer que este mayor grupo de reclutas obtenidos en el año 2011, corresponde a los individuos que lograron sobrevivir una vez que se restablecieron las condiciones en las zonas de cría de dichos individuos, aproximadamente tres años después de tales eventos.

Para la población de *I. badionotus* en Panamá, Guzmán y Guevara (2002) reportaron que estuvo dominada por individuos adultos de 25 a 30 cm que alcanzan una talla media de 26.5 cm. En el caso del Oriente de Venezuela los individuos capturados tuvieron longitudes mínimas entre 11.5 y 17.5 cm y máximas entre 27.5 y 32.5 cm (Buitrago y Boada, 1996). En la costa de Sisal de Yucatán, México, López-Rocha (2012) encontró individuos de *I. badionotus* con longitudes desde 14 a 30 cm, con un promedio de 22.07 cm; valores muy similares a los hallados en este estudio. Para otras especies de pepinos de mar se han encontrado rangos de tallas un poco más amplios. Según lo reportado por Fajardo-León *et al.*, 1995 en Santa Rosalía, BCS, la longitud de *I. fuscus* varió entre 6 y 36 cm, con un promedio anual de 25 cm. Los autores se refieren a que pudieron encontrar individuos tan pequeños debido a que muestrearon sitios poco accesibles como grietas, oquedades, entre piedras y raíces de mangle; regiones más someras que no fueron muestreadas durante este trabajo.

7.5.2. Pesos de tegumento.

El peso de tegumento es una medida confiable, pues independientemente de la forma que tome el organismo y de la cantidad de agua o vísceras que pueda haber retenido su variación es mínima (Salgado-Castro, 1994; Herrero-Pérezrul, 1994). Debido a ello se considera más apropiado el análisis del peso del tegumento en lugar del peso total.

Teniendo en cuenta que se encontraron individuos de *I. badionotus* con pesos de tegumento de menos de 100 g hasta más de 500 g, éstos rangos de valores de pesos de tegumento resultaron más amplios que los reportados para la especie en el Oriente de Venezuela (entre 207 y 310 g) (Buitrago y Boada, 1996) y en poblaciones no explotadas *I. badionotus* de Bermudas (entre 288 y 293 g) (Sloan y Von Bodungen, 1980). Sin embargo, resultan inferiores al compararlos con los pesos de tegumento estimados para la plataforma suroriental de Cuba (entre 336 y 663 g) y para las costas de Sisal, Yucatán, México, donde López-Rocha (2012), plantea que oscilaron entre 180 y 720 g, con un promedio de 453 g. Las mejores condiciones ambientales para el desarrollo y supervivencia de los pepinos de mar en la región suroriental de Cuba descritas por Ortega y Alfonso (2011), constituye la causa fundamental por la que estos organismos alcanzan las mayores densidades, tallas y pesos de tegumento. Es muy probable que el aporte nutritivo

que proporciona el detrito en esas zonas sea mayor que para la región suroccidental de Cuba donde se realizó este estudio.

Exceptuando el 2011, la clase modal mejor representada (150 g) en la mayoría de los años, resultó también inferior a las reportadas por Fajardo-León *et al.*, (1995) para *I. fuscus* en Santa Rosalía, BCS. Según los autores para esta especie predominaron las clases modales 300 y 400 g.

El predominio de la clase modal de 100 g para el año 2011 (Fig. 13.) es normal, al tener en cuenta el reclutamiento que se presentó en ese año, donde la mayor cantidad de individuos se encontraban por debajo de los 22 cm de longitud dorsal (Tabla 6).

7.5.3. Relaciones longitud-peso.

Los bajos coeficientes de determinación (R^2) obtenidos en cada año demuestran la poca relación que existe entre el incremento en longitud y aumento en peso en los pepinos de mar (Fig. 14). Las relaciones longitud-peso para cada uno de los años reflejaron el crecimiento alométrico característico de estos individuos, al parecer este es un comportamiento típico de las especies de pepinos de mar. Resultados similares a los de este trabajo ($b= 1.796$) han sido descritos por López-Rocha (2012) para las poblaciones de *I. badionotus* en la costa de Yucatán, México y por Fajardo-León *et al.*, (1995) en Santa Rosalía, BCS para las poblaciones de *I. fuscus* ($b= 1.4$; $R^2= 0.55$).

La relación longitud-peso tiene implicaciones para la pesquería porque la pesca se realiza cuando los organismos tienen las mejores condiciones en cuanto a peso o talla. Sin embargo, no necesariamente cuando se capturen individuos de tallas mayores estos tienen también los pesos mayores. Debido a esto, la productividad final de la pesquería (toneladas) no estaría relacionada directamente con que los pepinos de mar capturados presenten las mayores tallas. En la práctica esta relación refleja el factor de condición del organismo que puede variar a lo largo del año. En consecuencia, la época de captura aprovecha para las mejores condiciones de talla y peso de los pepinos de mar.

7.6. Puntos de referencia de la población, según el Modelo de Schaefer (1954).

Los Modelos Globales o de Producción Excedente se han convertido en una herramienta provechosa y directamente aplicable al manejo de los recursos pesqueros (Gulland, 1983). La aplicación de modelos como el Modelo de Schaefer (1954) ofrece como ventajas que se requiere de pocos datos para su aplicación y que puede proporcionar una idea rápida del estado en que se encuentra el stock en estudio. Sin embargo, presenta también inconvenientes ya que supone condiciones de equilibrio, pues asume que la capacidad de carga del ecosistema y la capturabilidad son constantes. Por estas razones muchas veces resulta apropiado recomendar puntos de referencia más conservadores que los que ofrece el modelo, con el fin de evitar el riesgo de sobrepesca por errores en la evaluación realizada (Guerra y Sánchez, 1998).

En el presente caso, el Rendimiento Máximo Sostenible ($RMS = 182\ 540$ individuos) tuvo un valor intermedio entre las mínimas y máximas capturas ($150\ 000 - 211\ 405$ individuos) ejercidas durante el período de estudio (2008 - 2013). Como puede verse las capturas para los años 2009 ($211\ 405$ individuos) y 2010 ($198\ 149$ individuos) (Fig.4) sobrepasaron el Máximo Rendimiento Sostenible (RMS) estimado. Sin embargo, como durante los años 2008 y 2011 se realizaron capturas inferiores al valor del RMS, esto pudo haber contribuido en gran medida a la estabilidad que presentó el recurso en la zona.

Por su parte el Esfuerzo óptimo estimado ($E_{RMS} = 94$ días/pesca) resultó similar al mayor esfuerzo de pesca (93 días/pesca) realizado en el período de estudio. Este esfuerzo correspondió al año 2010, donde la captura sobrepasó al RMS en $15\ 609$ individuos. Por esta razón es recomendable dar mayor importancia al valor estimado del RMS como medida precautoria en vez de tener en cuenta el cumplimiento del número de días de pesca porque en ocasiones se puede alcanzar la captura deseada en un menor número de días de pesca.

Los valores de alfa ($3\ 700 - 4\ 070$) y beta (18 y 23) mostraron poca variación (Fig. 13), por lo que los valores límites calculados para el esfuerzo óptimo y el RMS también resultarían poco variables. El rango de las constantes α y β dio lugar a un rango de Esfuerzo óptimo con una diferencia entre el valor máximo

(102 días/pesca) y el mínimo (88 días/pesca) de 14 días de pesca y a un rango de RMS (180 053 a 190 138 individuos) con una diferencia entre su valor máximo y mínimo de 10 085 individuos. Teniendo en cuenta que las CPUE promedio anuales durante el período de estudio han sido desde 1 800 hasta casi 3 000 ind/lancha/día (Tabla 4) lo más probable es que se alcancen éstos 10 085 individuos en un número de días de pesca mucho menor a los 14 días de pesca que muestra la diferencia entre los valores límites de esfuerzo óptimo. Lo anterior corrobora una vez más lo arriesgado que sería tomar medidas de conservación teniendo en cuenta solamente el esfuerzo de pesca, ya que más bien el número de días de pesca es un factor que por sí solo no controla la captura deseada.

De acuerdo a lo planteado por Guerra y Sánchez (1998), los puntos de referencia biológicos (RMS y E_{RMS}) más adecuados por ser más conservadores para la población deben ser dos tercios de estos valores. En este caso el $RMS_{2/3}$ (121 693 individuos) estuvo por debajo de las capturas mínimas realizadas durante todo el período analizado (2008 - 2013) y el $E_{2/3}$ (63 días/pesca) resultó similar a los menores esfuerzos realizados en cada año y menor al valor medio del esfuerzo de pesca realizado en cada año. Según estos resultados para que el recurso continúe extrayéndose de forma sustentable es recomendable realizar anualmente capturas aún más bajas que las mínimas capturas presentadas durante los años 2008 y 2011 (Fig. 4a) y esfuerzos de pesca similares a los mínimos esfuerzos que fueron realizados durante los años 2008 y 2012 (Fig. 4b).

8. CONCLUSIONES.

- La población del pepino de mar *I. badionotus* al norte de la Isla de la Juventud para el período analizado (2008 - 2013) se encuentra saludable y su pesquería aún se mantiene estable.
- La acción de la pesca, hasta el momento, no parece haber influido negativamente sobre la población del recurso. La variación de la captura y el esfuerzo de pesca de *I. badionotus*, estuvieron dadas fundamentalmente por el efecto de los huracanes Gustav y Ike y por cambios naturales de la población.
- La composición por tallas y pesos de la población resultó estable para la mayoría de los años, con excepción del año 2011, donde hubo disminución tanto de las tallas como los pesos tegumento, atribuible a un fuerte reclutamiento en la zona de pesca.
- La CPUE y las densidades no son equivalentes, por lo que se deben contar con ambas estimaciones para la evaluar la pesquería de este recurso.
- Para mantener la sostenibilidad de *I. badionotus* en la zona en los próximos años se recomienda realizar una captura anual alrededor de 121 693 individuos y un esfuerzo de pesca de 63 días/pesca.

9. RECOMENDACIONES.

- Se recomienda continuar con las medidas de manejo establecidas hasta el momento para lograr la sostenibilidad del recurso en la zona. Estas medidas comprenden: el período de veda reproductiva de junio a octubre, la talla mínima de captura de 22 cm de longitud dorsal y la rotación de las localidades de pesca. Además de ello es importante que se tengan en cuenta los puntos de referencia de captura y esfuerzo, estimados en este trabajo para evitar drásticas disminuciones de la población de pepino de mar explotada.
- Realizar estimaciones de las abundancias independientes de la pesquería de forma complementaria a la CPUE para evaluar el estado de la población de este recurso.
- Llevar a cabo estudios sobre la dinámica poblacional de la especie, patrones de distribución de sus larvas y forma en que se reclutan las localidades de pesca, con el fin de que permitan explicar mejor las causas de los cambios en la abundancia y la captura de este recurso al norte de la Isla de Juventud.

10. BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.

Abdel-Razek, F.A., S.H. Abdel-Rahman., N.A. El-Shimy & H.A. Omar. 2005. Reproductive biology of the tropical sea cucumber *Holothuria atra* (Echinodermata: Holothuroidea) in the red sea coast of Egypt. *Egy. J. Aquat. R.*, 31 (2): 383-402.

Agudo N. 2006. Sandfish Hatchery Techniques. ACIAR, GPO Box 1571, Canberra, ACT 2601, Australia. SPC, B.P. D5, 98848 Noumea Cedex, New Caledonia. ISBN 978-982-00-0175-6. Pp 44.

Aguilar-Ibarra, A. & G. Ramírez-Soberón. 2002. Economic reasons, ecological actions and social consequences in the Mexican sea cucumber fishery. *Beche de Mer Information Bulletin*, 17: 33-26.

Alcolado, P. M. 1990. Aspectos ecológicos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó con especial referencia al bentos. En P. M. Alcolado, (Ed.), Jiménez, C., Martínez, N., Ibarzábal, D., Martínez-Iglesias, J. C., Corvea, A. & López-Cánovas, C. El bentos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. Pp. 129-157, Editorial Academia, La Habana, 161 pp., 75 figs., 50 tablas.

Aleaga, A. L. 2003. Desarrollo de las gónadas de *Isostichopus badionotus* (Echinodermata: Holothuroidea) en la región sur-oriental de Cuba. Tesis para obtener el grado de MC. En *Biología Marina*. Fac. de Biol., U. H. Junio de 2007, 7 t., 50 fig., 81 pp.

Alfonso, I. 2006. Report on the conservation of sea cucumbers in the families Holothuridae and Stichopodidae in Cuba. In: Bruckner A.W (Ed). The Proceedings of the Technical Workshop on the Conservation of Sea Cucumbers in the Families Holothuriidae and Stichopodidae. 1-3 March 2004 Kuala Lumpur, Malaysia. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR. Junio 2006.

Alfonso, I., M. P. Frías., L. Aleaga & C. Alonso. 2004. Current status of the sea cucumber fishery in the south eastern region of Cuba. 151-159. Lovatelli, A. (comp/ed); Conand, C.; Purcell, S.; Uthicke, S.; Hamel, J.-F.; Mercier, A. (Eds). *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 463. Rome, FAO. 2004. 457 pp. [also available at: http://www.spc.int/coastfish/News/BDM/20_index.htm2004].

Alfonso, I., M. P. Frías., R. Castelo & Y. Blás. 2008. Situación de la pesquería del pepino de mar *Isostichopus badionotus* al norte de la Isla de la Juventud, Cuba. *Rev. Cub. Invest Pesq.*, 25 (1): 20-26.

Alfonso, I., M.P. Frías., M. Vilaragut., I. Téllez., J. M. Morales & C. A. Reyes. 2000. Estado actual del recurso Pepino de Mar en la Plataforma Suroriental de Cuba. XIII Forum Ciencia y Técnica. CIP. 3t., 7 figs. 13 pp.

Amesbury, S & A. Kerr. 1996. Data Collection Methods for Beche-de-Mer Resource Management in Micronesia. "Suggestions for the Management of Sea cucumber Resources in Micronesia. Results of the Workshop "A Regional Management Sustainable Sea Cucumber Fishery for Micronesia". Tech. Rep. 101. Univ. Of Guam Mar. Lab. Nov., 1996: 43-47.

Bakus, J.G.1973. The biology and ecology of tropical holothurians. In: OA Jones and R Edeans (eds.) Biology and Geology of Coral Reefs, Vol. II, Academic Press, New York, pp. 326–367

Battaglione, S.C & J.D. Bell. 2004. The restocking of sea cucumbers in the Pacific Islands. Pp: 109-132. In: Marine ranching. Bartley DM and KM Leber (eds). FAO Fishery Technical Paper, No. 429. FAO. Rome, 222 pp.

Bruckner, A.W. 2005. The Proceedings of the Technical workshop on the conservation of sea cucumbers in the families Holothuridae and Stichopodidae. NOAA Technical Memorandum NMFSOPR 44, Silver Spring, MD, 239 pp.

Bruckner, A.W. 2006 b. Management and conservation strategies and practices for sea cucumbers. In: A.W. Bruckner (ed.) Proceedings of the CITES workshop on the conservation of sea cucumbers in the families Holothuriidae and Stichopodidae. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-34, USA., pp. 74–103.

Buitrago, J. & J. Boada. 1996. La pesca de la Holothuria *Isostichopus badionotus* en el oriente de Venezuela. Sociedad de Ciencias Naturales La Salle. LVI, 146: 33-40.

Callaghan, P. 1996. An economic model of sea cucumber export in Micronesia. In: Suggestions for the Management OF Sea Cucumber Resources in Micronesia. Results of the Workshop "A Regional Management Pla Sustainable Sea Cucumber Fishery for Micronesia". Tech. Rep. 101. Univ. Of Guam Mar. Lab. Nov., 1996: 51-65.

Capetillo, N., A. Lopeztegui., A. Betanzos & R. Hernández. 2011. Variabilidad espacial y temporal de la abundancia del erizo de mar *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816) en el Golfo de Batabanó, Cuba.Rev. Cub. Invest Pesq., 28 (2): 52-58.

Castrejón, M., A. Hearn., J.C. Murillo., A. Lalancette., H. Reyes., N. Gaibor., X. Chalén., E. Espinoza & U. Avendaño. 2008. Puntos de referencia objetivo para la pesquería de pepino de mar (*Isostichopus fuscus*) en la Reserva Marina de Galápagos. Reporte de la Comisión Técnica de la JMP, Puerto Ayora, Santa Cruz, Galápagos, Ecuador.

Caycedo, I. E. 1978. Holothuroidea (Echinodermata) de aguas someras en la costa de Colombia. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín., 10:149-198.

- Chao, S. M., C. E. Chen & P. S. Alexander. 1994. Reproduction and growth of *Holothuria atra* (Echinodermata: Holothuroidea) at two contrasting sites in southern Taiwan. *Mar. Biol.*, 119: 565-570.
- Chen, J. 2004. Present status and prospects of sea cucumber industry in China. Pp 25-38. In: Lovatelli A, Conand C, Purcell S, Uthicke S, Hamel J-F and Mercier A (eds). *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management*. FAO, Rome, Fisheries Technical Paper, No. 463: 425.
- Conand, C. 1982. Reproductive cycle and biometric relations in a population of *Actinopyga echenites* (Echinodermata: Holothuroidea) from the lagoon of New Caledonia, Western Tropical Pacific. In: *Proceedings of the International Echinoderms Conference, Tampa Bay*.
- Conand, C. 1990. The fishery resources of Pacific island countries. Part. 2 Holothurians FAO Fish. Tech. Paper, 272(2). Rome. FAO 143 pp.
- Conand, C. 1993a. Ecology and the reproductive biology of *Stichopus variegatus*, an Indopacific coral reef sea cucumber (Echinodermata: Holothuroidea). *Bull. Mar. Sci.*, (52) 3: 970-981.
- Conand, C. 1993b. Reproductive Biology of the holothurians from the major communities of the New Caledonian Lagoon. *Marine Biology*, 116: 439-450.
- Conand, C. 1998. Overexploitation in the present world sea cucumber fisheries and perspectives in mariculture. *Echinoderms: San Francisco*. Mooi and Telford (eds). Balkema, Rotterdam, Netherlands, pp. 449-454.
- Conand, C. 2000. Present status of world sea cucumber resources and utilisation: an international overview. Paper Presented at the *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management*, Dalian, Liaoning Province, China (2000).
- Conand, C. 2001. Overview of sea cucumber fisheries over the last decade-what possibilities for a durable management? In: *Echinoderm 2000*, ed. M. Barker, pp. 339-344. Lisse, the Netherlands: Balkema.
- Conand, C. 2004. Present status of world sea cucumber resources and utilization: an international overview. Pp.13-24. In: Lovatelli A, Conand C, Purcell S, Uthicke S, Hamel J-F and Mercier A (eds). *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management*. FAO, Rome, Fisheries Technical Paper, No. 463.
- Conand, C. 2006. Sea cucumber biology, taxonomy, distribution and conservation status. Pages 33-50 in: A. W. Bruckner (ed.) *Proceeding of the CITES Workshop on the Conservation of Sea Cucumbers in the Families Holothuriidae and Stichopodidae*. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-34. Silver Spring, Maryland USA.
- Conand, C. 2008. Population status, fisheries and trade of sea cucumbers in the Indian Ocean. In: Toral-Granda V, Lovatelli A., Vasconcellos, M. (eds). *Sea*

cucumbers: a global review on fisheries and trade. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No.516.Roma, FAO, pp 153-205.

Conde J. E. 1996. Pepinos de mar sobre Suschi, sedimentos e cobica. Ciencia Hoje. Brasil, 20 (117): 36-42.

Conde J.E. 1997. Una historia de suchi, sedimentos y codicia. Holoturios o pepinos de mar. Ciencia Hoy. [also available at: <http://www.cienciahoy.org.ar/ch/hoy39/pepino1.htm>].

Conde J.E., A. Sambrano & H. Díaz. 1995. Sedimentivorous activity, density and spatial distribution of the deposit-feeding holothurians *Holothuria mexicana* Ludwig and *Isostichopus badionotus* Selenka. Manuscrito, Caracas, Distrito Federal, Venezuela.

Cone, R.S. 1989. The Need Reconsider the use of Condition Indices in Fishery Science. Transactions of the American Fisheries Society, 118: 510-514.

D'Silva, D. 2001. The Torres Strait bêche-de-mer (sea cucumber) fishery. Beche-De-Mer Information Bulletin, SPC, 15: 2-4.

Deichman, E. 1963. Shallow water holothurians known from the caribbean waters. Studies on the Fauna of Curazao and Other Caribbean Island. No. 63: 100-118.

Del Valle-García, R., M. Abreu-Pérez., F. A. Solis-Marin & A. Laguarda-Figueras. 2013. Echinoderms of the Cuban Archipelago. Pp. 403-424. In. Alvarado-Barrientos, J.J. and F. A. Solis-Marin. 2013. Echinoderm research and Diversity in Latin America. Springer, 658 pp. ISBN 978-3-642-20050-2.

Fajardo-León, M.C., E. Michel G., J.A. Massó R. 1995. Estructura poblacional del ciclo reproductor del pepino de mar (*Isostichopus fuscus*) en Santa Rosalía, BCS, México. IPN-SERMARNAP. Ciencia Pesquera. No.11 (Nueva Época).

Fajardo-León, M.C., J.A. Vélez. 1996. Pesquería del Pepino de Mar. En: Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola de Baja California Sur. Vol (1): 151-165.

FAO. 2004. Report of the Expert Consultation on Implementation Issues Associated with Listing Commercially Exploited Aquatic Species on CITES Appendices. Roma, 25–28 May 2004. FAO Fisheries Report. No. 741. Roma, FAO. 2004, 24 pp. [also available at: www.fao.org/docrep/007/y5751e/y5751e00.htm].

FAO. 2010. Manejo las pesquerías de pepino de mar con un enfoque ecosistémico. Documento técnico de pesca y acuicultura. No 520. FAO, Roma, 2010, 169 pp.

Ferdouse, F. 2004. World Markets and trade flows of sea cucumber/beche-de-mer. In: Lovatelli, A. (comp/ed); Conand, C.; Purcell, S.; Uthicke, S.; Hamel, J.-F.; Mercier, A. (eds). *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 463, 457 pp. [also available at: http://www.spc.int/coastfish/News/BDM/20_index.htm].

Foglietta, L. M., M.I. Camejo., L. Gallardo & F.C. Herrera. 2004. A maturity index for holothurians exhibiting asynchronous development of gonad tubules. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 303: 19-30.

Forbes, R., Z. Ilias., M. Baine., P. S. Choo & A. Wallbank. 1999. *A taxonomic key and Field Guide to the Sea Cucumbers of Malaysia*. Pub. Heriot-Watt University. 62p, ISBN 0-9531575-4-7.

Frías, M.P., I. Alfonso., R. Castelo & Y. Blás. 2008. Variaciones talla- peso del pepino de mar *Isostichopus badionotus* (Selenka, 1867) en las regiones suroriental y sur occidental de Cuba. *Rev. Cub. Invest Pesq.*, 25 (1): 38-45.

Guerra & Sánchez. 1998. *Fundamentos de explotación de recursos vivos marinos*. Editorial ACRIBIA, pp. 249.

Gulland, J. A. 1983. *Fish Stock Assessment*. John Wiley & Sons. USA. 223 pp.

Guzmán del Proo, S. 1997. ¿Son las cuotas de captura la mejor opción para regular la pesquería del abulón? *Zoología Informa. Rev. Dept. Zoología*, No. 36-37: 107-120.

Guzmán, H.M., C.A. Guevara., I.C. Hernández. 2003. Reproductive cycle of two commercial species of sea cucumber (Echinodermata: Holothuroidea) from Caribbean Panama. *Marine Biology*, 142: 271-279.

Guzmán, M. H & C. A. Guevara. 2002. Population Structure. Distribution and Abundance of Three Commercial Species of Sea Cucumber (Echinodermata) in Panama. *Caribb. J. Sc.*, Vol. 38, No. 3-4: 230–238.

Hamel, J.F. 1997. Sea cucumber: current fishery and prospects for acuaculture. *ACUACULT-MAG*, 23(1): 42-43.

Hamel, J.F & A. Mercier. 1996. Studies on the reproductive biology of the Atlantic sea cucumber *Cucumaria frondosa*. *SPC Beche-de-Mer Information Bulletin*, 8: 22-33.

Hamel, J.F., Himmelman, J.H & L. Dufresne. 1993. Gametogenesis and spawning of the sea cucumber *Psolus fabricii* (Duben and Koren). *Biological Bulletin. Marine Biological Laboratory, Woods Hole*, 184: 125-143.

Harriot, V.J. 1985. The potencial for a bêche-de-mer fishery. *Aust. Fish.* 44 (6): 18-21.

- Hasan, M.H. 2005. Destruction of a *Holothuria scabra* population by overfishing at Abu Rhamada Island in the Red Sea. *Marine Environmental Research*, 60: 489-511.
- Hernández-Flores, A., P. L. Ardisson-Herrera., A. Poot-Salazar., J.C Espinoza-Méndez. 2012. Fundamento para el establecimiento de la veda de las especies de pepino de mar frente a las costas de la Península de Yucatán. Dictamen Técnico. SAGARPA. Instituto Nacional de Pesca de México. 8 pp.
- Herrero-Pérezrul, M.D. 1994. Estudio Comparativo de la Reproducción de *Isostichopus fuscus* (Ludwing, 1975) y *Neothyne gibosa* (Deichman, 1941) (Echinodermata: Holothuroidea), en la Bahía de la Paz, Baja California Sur, México. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México. 88 pp.
- Herrero-Pérezrul, M.D. 2004. Análisis de la pesquería de pepino de mar en la península de Baja California, México. Tesis Doctoral. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur. 143 pp.
- Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes-Bonilla & F. García-Domínguez. 1998. Casual hermaphroditism in gonochoric *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) of the southern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 63(3): 611-615.
- Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes-Bonilla., F. García-Domínguez & C.E. Cintra-Buenrostro. 1999. Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, Mexico. *Marine Biology*, 135: 521-532.
- Hilborn, R & C.J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainties. Chapman and Hall. 570 pp.
- Hughes, C., C.A. Richardson., M. Luckenbach & R. Seed. 2009. Difficulties in separating hurricane induced effects from natural benthic succession: Hurricane Isabel, a case study from Eastern Virginia, USA. *Estuar. Coast. Shelf. S.*, 85: 377-386.
- INAPESCA. 2012. Propuesta del Plan de Manejo de la Pesquería de Pepino de Mar en la Península de Yucatán. 65 pp.
- James, D B. 1999. Hatchery and culture technology for the sea cucumber, *Holothuria scabra*, Jaeger, in India. *Naga, the ICLARM Quarterly*, 22: 12-16.
- Jaquemet, S & C. Conand. 1999. Le commerce des bêtes-de-mer en 1995 et 1996 et l'évaluation des échanges réciproques entre les principaux marchés mondiaux. *La Bête-de-mer, Bulletin d'information de la CPS*, 12: 11-14.
- Jenkins, M & T.A. Mulliken. 1999. Evolution in the Galapagos Islands: Ecuador's Sea Cucumber Trade. *TRAFFIC. Bull.*, Vol. 17 (3):107-118.

Kinch, J., S. Purcell., S. Uthike & K. Friedman. 2008. Population status, fisheries and trade of sea cucumbers in the Western Pacific. In Toral-Granda V., Lovatelli A., Vasconcellos M. (eds). Sea cucumbers: a global review on fisheries and trade. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 516. Roma, FAO, pp. 7-55.

Lawrence, J. 1987. A Functional Biology of Echinoderms. Functional Biology Series 6. Series editor P. Calow. 340 pp., 221 figs., 18 tabs. London and Sidney: Croom Helm Ltd. Publishers 1987. ISBN 0-7099-1642-6.

Lima, R. P., R. R. Ventura & L. S. Campos-Creasy. 2001. Gonad Morphology and gametogenesis of the sea cucumber *Isostichopus badionotus* from southeast Brazil: 301-306. In: Echinod. Res. (Féral and David, eds.).

López-Rocha, J.A. 2012. Distribución y Abundancia del pepino de mar *I. badionotus* frente a la Costa de Sisal, Yucatán. GCFI: 64, 7 pp.

Lovatelli, A., C. Conand., S. Purcell., S. Uthicke., J-F. Hamel & A. Mercier. 2004. Advances in sea cucumber aquaculture and management. FAO Fisheries Technical Paper. No. 463. FAO, Roma, 425 pp.

Martínez, P., M.V. Toral., I. Cedeño., A. Lozada., C. García., M. Altamirano & E. Espinoza. 2001. Análisis de la densidad poblacional y estructura de tallas de pepino de mar (*Isostichopus fuscus*) en Galápagos, durante el monitoreo de abril del 2001. Informe de Monitoreo. ECCD-SPNG-INP-Sector Pesquero, 20 pp.

Muthiga, N. A. 2006. The reproductive biology of a new species of sea cucumber, *Holothuria* (*Mertensiothuria*) *arenacava* in a Kenyan marine protected area: the possible role of light and temperature on gametogenesis and spawning. *Mar. Biol.*, 149: 585-593.

Ortega, M & I. Alfonso. 2011. Abundancia y distribución del pepino de mar *Isostichopus badionotus* (Aspidochirotida: Stichopodidae), en seis localidades de pesca al norte de la Isla de la Juventud, Cuba. *Rev. Cub. Invest. Pesq.*, 28 (2): 8-14.

Pérez-Ruzafa, A & C. Marco-Diego. 1985. Técnicas de recolección y estudio en la clase: Holothuroidea. Generalidades, sistemática, ecología, biología y comportamiento. *An. Biol.*, 3 Biología Animal D., 13-15.

Pires-Nogueira, R.L., C.B. Freire., C.R. Rezende., L.S. Campos-Creasey. 2001. Reproductive cycle of the sea cucumber *Isostichopus badionotus* (Echinodermata) from Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil (abstract). In: Abstracts of the 9th international congress of invertebrate reproduction and development, Rhodes University, Grahamstown, South Africa., 15-20.

- Poot-Salazar, A. 2010. Crecimiento, reproducción y hábitos alimenticios de *Isostichopus badionotus* Selenka, 1867 (Echinodermata: Holothuroidea) en el poniente del estado de Yucatán. Propuesta de tesis doctoral. CINVESTAV- Mérida. México.
- Puga., R., R. Piñeiro., S. Cobas., M.E. de León., N. Capetillo & R. Alzugaray. 2010. (CD-ROM) La pesquería de la langosta espinosa, conectividad y cambio climático en Cuba. En: Hernández- Zanuy, A. y Alcolado P.M. (Eds). La Biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: I. Memorias del Primer Taller de la Red CYTED BIODIVMAR, La Habana.
- Purcell, S.W., H. Gossuin & N.S. Agudo. 2009 a. Status and management of the sea cucumber fishery of La Grande Terre, New Caledonia. World Fish Center Studies and Reviews N° 1901. The World Fish Center, Penang, Malaysia. 136 pp. [also available at: www.worldfishcenter.org/resource_centre/WF_2033.pdf].
- Ramofafia, C., S.C. Battaglione., J.D. Bell & M. Byrne. 2000. Reproductive biology of the commercial sea cucumber *Holothuria fuscogilva* in the Solomon Islands. Mar. Biol., 136: 1045-1056.
- Reyes-Bonilla, H. 1999. Biología poblacional de *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) en el sur del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. H216. México D. F. 83 pp.
- Richmond, R. 1997. Reproduction and recruitment in corals: critical links in the persistence of reefs. Pp. 175-196. In: Birkeland C (ed) Life and death of coral reefs. New York, Chapman and Hall.
- Richmond, R.H., S.S Amesbury., P. Callanhan., D. Hopper., A. Kerr & P. Martínez. 1996. The biology and ecology of sea cucumbers. Suggestions for the Management of Sea cucumber Resources in Micronesia. Results of the Workshop "A Regional Management Sustainable Sea Cucumber Fishery for Micronesia". Tech. Rep., 101. Univ. of Guam Mar. Lab. Nov., 1996: 7- 20 pp.
- Rodríguez, Y. 2005. Distribución y abundancia de la especie *Isostichopus badionotus*, (Selenka, 1867) en la región sur oriental de Cuba. Tesis de Grado. 3t., 6 fig., 42 pp. Junio 2005.
- Salgado-Castro, L.R. 1994. Propuesta de las opciones de manejo de las pesquerías de pepino de mar en las costas oriental y occidental de Baja California, México. CRIP. Ensenada. Inst. Nac. de la Pesca, 27 pp.
- Sambrano, A., H. Díaz & J.E. Conde. 1990. Caracterización de la ingesta en *Isostichopus badionotus* (Selenka, 1867) y *Holothuria mexicana* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea). Caribbean Journal of Sciences, Vol. 26: 45-51.

- Sant, G. 2006. CITES and sea cucumbers. In: A.W. Bruckner (ed.). Proceedings of the CITES workshop on the conservation of sea cucumbers in the families Holothuriidae and Stichopodidae. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-34, USA, 104 –121 pp.
- Shepherd, S. A., V. Toral-Granda & G. J. Edgar. 2004. Estimating the abundance of clustered and cryptic marine macro-invertebrates in the Galápagos with particular reference to sea cucumbers. *Noticias de Galápagos*, No 62: 36-40.
- Shiell, G.R & S. Uthicke. 2005. Reproduction of the commercial sea cucumber *Holothuria whitmaie* (Holothuroidea: Aspidochirotida) in the Indian and Pacific Ocean regions of Australia. *Mar. Biol.* Vol.148 (5): 973-986.
- Skewes, T.D., D.M. Dennis & C.M. Burridge. 2000. Survey of *Holothuria scabra* (sandfish) on Warrior Reef, Torres Strait. January 2000 report to Queensland Fisheries Management Authority. CSIRO Division of Marine Research final report. April 2000, 26 pp.
- Sloan, N. A & B. Bodungen. 1980. Distribution and Feeding of the Sea Cucumber *I. badionotus* in Relation to Shelter and Sediment Criteria of the Bermudas Platform. *Marine Ecology Progress Series*, Vol 2: 257-264.
- Statgraphics Centurion XV. Versión 15.2.05.2007. Edición Multilingüe. StatPoint, Inc. www.statgraphics.com.
- Stutterd, E & G. Williams. 2003. The future of bêche-de-mer and trochus fisheries and aquaculture in Australia. Final report to the Fisheries Resources Research Fund. February 2003. 81 pp.
- Tapia-Vázquez, O.M., J.J. Castro-González & H. Valles-Ríos. 1996. Madurez gonádica del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en la costa occidental de Baja California, México, 1994. *Ciencia Pesquera*, 12: 5-12.
- Toral-Granda, M.V. 2005. Réquiem for the Galápagos sea cucumber fishery? *SPC Beche-de-Mer Information Bulletin*, 21:5-8.
- Toral-Granda, M.V. 2006. La situación biológica y comercial de cohombros de mar de las familias Holothuridae y Stichopodidae. AC.22 Doc. 16. XII Reunión del Comité de Fauna, Lima (Perú), 7-13 de julio de 2006.
- Toral-Granda, M.V. 2008a. Population status, fisheries and trade of sea cucumbers in Central and South America. In: Toral-Granda, V., Lovatelli A., Vasconcellos M. (eds) *Sea cucumbers: A global review on fisheries and trade*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No.516. Roma, FAO. pp 231-253.

- Toral-Granda, M.V. 2008b. Galápagos Islands: a hotspot of sea cucumber fisheries in Latin America and the Caribbean. In: Toral-Granda V., Lovatelli A., Vasconcellos M. (eds) Sea cucumbers: A global review on fisheries and trade. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 516. Roma, FAO. pp. 231–253.
- Toral-Granda, M. V., A. Lovatelli & M. Vasconcellos (eds). 2008. Sea cucumbers. A global review on fishery and trade. FAO Fish. Tech. Pap., No. 516. Rome, FAO. 319 pp.
- Toral-Granda, M.V & P.C. Martínez. 2004. Population density and fishery impacts on the sea cucumber *Isostichopus fuscus* in the Galápagos Marine Reserve. Pp. 91–100. In: Lovatelli A, Conand C, Purcell S, Uthicke S, Hamel J-F and Mercier A (eds). Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management. FAO, Rome, Fisheries Technical Paper, No. 463. 425 pp.
- Toral-Granda, M. V & P.C, Martínez. 2007. Reproductive biology and population structure of the sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Holothuroidea) in Caamaño, Galápagos Islands, Ecuador. Mar. Biol., 151: 2091-2098.
- Uthicke, S & C. Conand. 2005. Local examples of beche-de-mer overfishing: An initial summary and request for information. SPC Beche-de-mer Information Bulletin, 21: 9-14.
- Uthicke, S & J.A.H. Benzie. 2000. Effect of beche-de-mer fishing on densities and size structure of *Holothuria nobilis* (Echinodermata, Holothuroidea) populations on the Great Barrier Reef. Coral Reefs, 19: 271-276.
- Uthicke, S & J. A. H. Benzie. 2003. Gene flow and population history in high dispersal marine invertebrates: mitochondrial DNA analysis of *Holothuria nobilis* (Echinodermata: Holothuroidea) populations from the Indo-Pacific. Mol. Ecol., 12: 2635–2648.
- Uthicke, S., S. Purcell & B. Blockmans. 2005. Natural hybridization does not dissolve species boundaries in commercially important species. Biological Journal of the Linnaen Society, 85: 261-270.
- Uthicke, S., D. Welch & J. Benzie. 2004. Slow growth and lack of recovery in overfished holothurians on the Great Barrier Reef: Evidence from DNA fingerprints and repeated large-scale surveys. Conservation Biology, 18: 1395-1404.
- Uthicke, S. 2004. Overfishing of holothurians: lessons from the Great Barrier Reef, p. 163-171. In A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.F. Hamel & A. Mercier (eds.). Advances in sea cucumber Aquaculture and Management, FAO Fish. Tech. Paper, No. 463, FAO, Rome, Italy.

Uthicke, S., T.D. O'Hara & M. Byrne. 2004. Species composition and molecular phylogeny of the Indo-Pacific teatfish (Echinodermata:Holothuroidea) bêche-de-mer fishery. *Marine and Freshwater Research*, 55: 837-848.

Valdez-Noriega, M.A. 1994. Pepino de mar: recurso potencial en decadencia. Resúmenes del V Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés, A.C. UABCS, La Paz. Sin paginación.

Wild World Life Secretariat. 2002. CoP.12 Doc.45 on the CITES Secretariat website at <http://www.cites.org>. December, 2002.

Wolff, M., A. Schuhbauer & M. Castrejón. 2012. A revised strategy for the monitoring and management of the Galapagos sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Aspidochirotida: Stichopodidae). 539. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)*, Vol. 60 (2): 539-551.

Zetina, C., G. Ríos, I. Hernández, M. Guevara, E. Ortiz & J. Pool. 2002. Catálogo de Especies de Pepinos de Mar Comercializables del Estado de Yucatán Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, México. 2002, pp 103.

ANEXO 1. Principales especies de pepinos de mar explotados comercialmente en el mundo, según FAO, 2010.

	Especies	Familia	Valor comercial	Nombre común en inglés
1	<i>Actinopyga agassizi</i>	Holothuriidae	Medio	
2	<i>Actinopyga echinites</i>	Holothuriidae	Medio	Deep water redfish
3	<i>Actinopyga lecanora</i>	Holothuriidae	Medio	Stonefish
4	<i>Actinopyga mauritiana</i>	Holothuriidae	Medio	Surf redfish
5	<i>Actinopyga miliaris</i>	Holothuriidae	Medio	Blackfish
6	<i>Actinopyga palauensis</i>	Holothuriidae	Medio	Panning's blackfish
7	<i>Actinopyga spinea</i>	Holothuriidae	Medio	Burying blackfish
8	<i>Bohadschia argus</i>	Holothuriidae	Bajo	Leopard fish, Tiger
9	<i>Bohadschia atra</i>	Holothuriidae	Medio	
10	<i>Bohadschia bivittata</i>	Holothuriidae	Bajo	
11	<i>Bohadschia marmorata</i>	Holothuriidae	Bajo	
12	<i>Bohadschia similis</i> *	Holothuriidae	Bajo	Brownspeckled sandfish
13	<i>Bohadschia subrubra</i>	Holothuriidae	Medio	
14	<i>Bohadschia tenuissima</i> *	Holothuriidae	Bajo	
15	<i>Bohadschia vitiensis</i> *	Holothuriidae	Bajo	Brown sandfish
16	<i>Pearsonothuria graeffei</i>	Holothuriidae	Bajo	Flowerfish
17	<i>Holothuria arenicola</i>	Holothuriidae	Bajo	
18	<i>Holothuria atra</i>	Holothuriidae	Bajo	Lollyfish
19	<i>Holothuria cinerascens</i>	Holothuriidae	Bajo	
20	<i>Holothuria coluber</i>	Holothuriidae	Bajo	Snakefish
21	<i>Holothuria edulis</i>	Holothuriidae	Bajo	Pinkfish
22	<i>Holothuria flavomaculata</i>	Holothuriidae	Bajo	
23	<i>Holothuria fuscocinerea</i>	Holothuriidae	Bajo	
24	<i>Holothuria fuscogilva</i>	Holothuriidae	Alto	White teatfish
25	<i>Holothuria fuscopunctata</i>	Holothuriidae	Bajo	Elephant trunkfish
26	<i>Holothuria hilla</i>	Holothuriidae	Bajo	
27	<i>Holothuria impatiens</i>	Holothuriidae	Bajo	
28	<i>Holothuria kefersteini</i>	Holothuriidae	Bajo	
29	<i>Holothuria leucospilota</i>	Holothuriidae	Bajo	White threadfish
30	<i>Holothuria mexicana</i>	Holothuriidae	Bajo	Donkey dung
31	<i>Holothuria nobilis</i>	Holothuriidae	Alto	Black teatfish
32	<i>Holothuria</i> sp.	Holothuriidae	Alto	Pentard
33	<i>Holothuria notabilis</i>	Holothuriidae	Bajo	
34	<i>Holothuria pardalis</i>	Holothuriidae	Bajo	
35	<i>Holothuria pervicax</i>	Holothuriidae	Bajo	
36	<i>Holothuria rigida</i>	Holothuriidae	Bajo	

	Especies	Familia	Valor comercial	Nombre común en inglés
37	<i>Holothuria scabra</i>	Holothuriidae	Alto	Sandfish
38	<i>Holothuria lessoni</i> +	Holothuriidae	Alto	Golden sandfish
39	<i>Holothuria spinifera</i>	Holothuriidae	Medio	Sandfish
40	<i>Holothuria theeli</i>	Holothuriidae	Medio	
41	<i>Holothuria whitmaei</i>	Holothuriidae	Alto	Black teatfish
42	<i>Astichopus multifidus</i>	Stichopodidae	Bajo	
43	<i>Isostichopus badionotus</i>	Stichopodidae	Medio	
44	<i>Isostichopus fuscus</i>	Stichopodidae	Medio	Brown
45	<i>Parastichopus californicus</i>	Stichopodidae	Medio	Giant red
46	<i>Parastichopus parvimensis</i>	Stichopodidae	Bajo	Warty
47	<i>Stichopus chloronotus</i>	Stichopodidae	Medio	Greenfish
48	<i>Stichopus horrens</i>	Stichopodidae	Medio	Dragonfish or Warty
49	<i>Stichopus herrmanni</i>	Stichopodidae	Medio	Curryfish
50	<i>Stichopus monotuberculatus</i>	Stichopodidae	Bajo	
51	<i>Australostichopus mollis</i>	Stichopodidae	Bajo	
52	<i>Stichopus naso</i>	Stichopodidae	Bajo	
53	<i>Stichopus ocellatus</i>	Stichopodidae	Bajo	
54	<i>Stichopus pseudohorrens</i>	Stichopodidae	Bajo	
55	<i>Stichopus vastus</i>	Stichopodidae	Bajo	Brown curryfish
56	<i>Stichopus (Apostichopus) japonicus</i>	Stichopodidae	Alto	
57	<i>Thelenota ananas</i>	Stichopodidae	Medio	Prickly redfish
58	<i>Thelenota anax</i>	Stichopodidae	Alto	Amberfish
59	<i>Thelenota rubralineata</i>	Stichopodidae	Bajo	
60	<i>Athyonidium chilensis</i>	Cucumariidae		Pepino de mar
61	<i>Cucumaria frondosa</i>	Cucumariidae	Bajo	Pumpkins, Orange footed
62	<i>Cucumaria japonica</i>	Cucumariidae	Bajo	
63	<i>Pattalus mollis</i>	Cucumariidae		Pepino de mar
64	<i>Pentacta quadrangulis</i>	Cucumariidae		
65	<i>Pseudocolochirus axiologus</i>	Cucumariidae	Acuario	Sea apple
66	<i>Pseudocolochirus violaceus</i>	Cucumariidae	Acuario	Sea apple

* especies que se debe hacer una revisión taxonómica.

+ previamente descrita como *Holothuria scabra* var. *versicolor*.