



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

**“ANALISIS DE LA PESQUERIA DE PEPINO DE MAR EN LA
PENINSULA DE BAJA CALIFORNIA, MEXICO”**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS
MARINAS PRESENTA**

MA. DINORAH HERRERO PEREZRUL

LA PAZ, B.C.S.

DICIEMBRE 2004

INDICE

Resumen	I
Abstract	III
1. Introducción	1
2. Generalidades	6
3. El dilema de la pesquería de pepino de mar	10
4. Antecedentes	1
5. Objetivos	21
6. Materiales y Métodos	22
7. Resultados.	34
7.1. Dinámica Poblacional.	34
7.2. Evaluación de la Pesquería de pepino de mar.	50
8. Estrategias de explotación.	62
9. Alternativas para la explotación.	78
10. Análisis	83
11. Conclusiones	110
12. Recomendaciones	113
13. Literatura Citada	115
14. Glosario.	141

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Especies de pepino de mar capturadas en México A) *Isostichopus fuscus* B) *Parastichopus parvimensis*. Fotos tomadas de Hickman (1998). 5
- Figura 2. Espículas típicas presentes en las holoturias. a-f) tablas con espiras, g-j) botones, lisos y abollonados, k) canastas, L) ruedas, m-n) base y ancla, o) barrote liso en forma de "C", p) barrote perforado. Figura tomada de Hendler et al., 1985. 8
- Figura 3. Desarrollo larvario de *I. fuscus*, tomado de Hamel et al., 2003. a) ovocito fecundado, b) fase de dos células, c) larva auricularia, d) larva doliolaria, e) larva pentáctula, f, g) juvenil recién metamorfoseado de 1 mm de longitud. Barra 100 μ m. 20
- Figura 4. Área de estudio para el análisis poblacional de *I. fuscus* durante 1992-1993 y durante 1996-1997. 27
- Figura 5. Área de captura de pepino de mar en la península de Baja California, México. El color amarillo corresponde a la zona Golfo Norte (GN) y el rojo a la zona Golfo Sur (GS) donde se extrae *I. fuscus*. El naranja corresponde a la zona Pacífico Occidental (PO), donde se extrae *P. parvimensis*. 33
- Figura 6. Relación peso-longitud de los organismos de *I. fuscus* contraídos en la Isla Espíritu Santo, B.C.S., México. A) Crecimiento en longitud B) crecimiento en peso. 36
- Figura 7. Histograma de frecuencias de tallas (A) y pesos (B) de los organismos de *I. fuscus* contraídos durante 1992-1993. 37
- Figura 8. Crecimiento individual en A) longitud y B) peso de los organismos de *I. fuscus* contraídos en la Isla Espíritu Santo, B.C.S., México. 38
- Figura 9. Frecuencia de edades y estimación de la tasa de mortalidad total (Z) de los organismos de *I. fuscus* contraídos durante 1992-1993. 38
- Figura 10. Curva de probabilidad de captura de la población de *I. fuscus*

durante el periodo de captura de 1992 a 1993.	39
Figura 11. Frecuencia del reclutamiento estacional a la pesquería de <i>I. fuscus</i> en la Isla Espíritu Santo durante 1992-1993.	40
Figura 12. Relación peso-longitud de los organismos de <i>I. fuscus</i> medidos <i>in situ</i> en la Isla Espíritu Santo, B.C.S., México durante 1996-1997. A) Crecimiento en longitud B) crecimiento en peso.	44
Figura 13. Histograma de frecuencias de tallas (A) y pesos (B) de los organismos de <i>I. fuscus</i> medidos <i>in situ</i> durante 1996-1997.	45
Figura 14. Crecimiento individual en A) longitud y B) peso de los organismos de <i>I. fuscus</i> medidos <i>in situ</i> en la Isla Espíritu Santo, B.C.S., México durante 1996-1997.	46
Figura 15. Frecuencia de edades y estimación de la tasa de mortalidad total (Z) de los organismos de <i>I. fuscus</i> medidos <i>in situ</i> durante 1996-1997.	47
Figura 16. Densidad poblacional de los organismos de <i>I. fuscus</i> medidos <i>in situ</i> obtenida para distintas localidades de la Isla Espíritu Santo durante 1996-1997.	49
Figura 17. Distribución histórica de las capturas de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Norte.	53
Figura 18. Captura promedio mensual de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Norte.	53
Figura 19. Comportamiento del esfuerzo en relación con la captura de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Norte.	54
Figura 20. Comportamiento del esfuerzo en relación a la captura (A) y estimación de la captura de acuerdo con el modelo de Fox y Schaefer (B) en la zona Golfo Norte.	54
Figura 21. Distribución histórica de las capturas de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Sur.	57
Figura 22. Captura promedio mensual de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Sur.	57
Figura 23. Comportamiento del esfuerzo en relación a la captura (A) y estimación de la captura de acuerdo con el modelo de Fox y Schaefer (B) en la zona Golfo Sur.	58

Figura 24. Distribución histórica de la captura de <i>Parastichopus parvimensis</i> en la zona Pacífico Occidental.	60
Figura 25. Captura promedio mensual de <i>Parastichopus parvimensis</i> en la zona PO.	60
Figura 26. Comportamiento del esfuerzo en relación a la captura (A) y estimación de la captura de acuerdo con el modelo de Fox y Schaefer (B) en la zona Pacífico Occidental.	61
Figura 27. Número de reclutas promedio en relación a la edad de primera captura en las tres zonas de estudio. El cuadro rojo indica el grupo de edad predominante en las poblaciones de <i>I. fuscus</i> y el azul de <i>P. parvimensis</i> .	64
Figura 28. Tendencia de la relación parentela-progenie de acuerdo al modelo de Beverton y Holt para las zonas A) Golfo Norte, B) Golfo Sur, C) Pacífico Occidental. El círculo indica la ubicación del valor promedio de reclutas estimados para el periodo de captura de cada zona.	65
Figura 29. Rendimiento de la pesquería de <i>I. fuscus</i> en la zona GN en relación a la intensidad de pesca y a la edad de reclutamiento (A) y Rendimiento potencial y económico (B) de la pesquería de <i>I. fuscus</i> en la zona GN, considerando una edad de captura de 4 años.	68
Figura 30. Proyección a futuro de la pesquería de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Norte, y sus consecuencias en el reclutamiento bajo diferentes condiciones de explotación.	69
Figura 31. Rendimiento de la pesquería de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Sur en relación al nivel de mortalidad por pesca y a la edad de reclutamiento para el periodo 1989-1994.	72

Figura 32. Rendimiento potencial y económico de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Sur considerando una edad de captura de 4 años para el periodo 1989-1994.	72
Figura 33. Proyección a largo plazo de la pesquería de <i>I. fuscus</i> en la zona Golfo Sur y sus consecuencias en el reclutamiento bajo diferentes estrategias de explotación.	73
Figura 34. Rendimiento de la pesquería de <i>Parastichopus parvimensis</i> en función del nivel de mortalidad por pesca y la edad de primera captura en la zona Pacífico Occidental.	76
Figura 35. Rendimiento potencial y económico de la pesquería de <i>P. parvimensis</i> en la zona Pacífico Occidental, con una edad de captura de 2 años.	76
Figura 36. Proyección a futuro de la pesquería de <i>P. parvimensis</i> en la Zona Pacífico Occidental y sus consecuencias en el reclutamiento bajo diferentes niveles de explotación.	77
Figura 37. Ecuaciones de crecimiento en longitud estimadas para 11 especies de holoturias comerciales de acuerdo al modelo de Bertalanffy.	93
Figura. 38. Relación entre los parámetros de las poblaciones de doce especies de holoturias comerciales, incluyendo <i>I. fuscus</i> y <i>P. Parvimensis</i> . a: Φ' con respecto a K; b: Φ' con respecto a la longevidad; c: K con respecto a la longevidad y d con respecto a la longitud asintótica.	94
Figura. 39. Estimación de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) durante los primeros años de la captura de pepino de mar en la península de Baja California, México.	102
Figura 40. Simulación de las curvas de rendimiento potencial obtenidas en función de la edad de primera captura y la mortalidad por pesca de <i>I. fuscus</i> y <i>P. parvimensis</i> en la península de Baja California.	109

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Mortalidad natural (<i>M</i>) estimada para la población de <i>I. fuscus</i> contraídos en la Isla Espiritu Santo durante 1992-1993.	40
Tabla 2. Longitud y peso promedio mensual de los organismos medidos <i>in situ</i> de <i>I. fuscus</i> durante 1996-1997.	43
Tabla 3. Mortalidad natural (<i>M</i>) estimada para la población de <i>I. fuscus</i> medidos <i>in situ</i> en la Isla Espiritu Santo durante 1996-1997.	47
Tabla 4. Parámetros poblacionales de <i>I. fuscus</i> en la Isla Espiritu Santo. De 1992 a 1993 para los organismos contraídos y de 1996 a 1997 para los organismos medidos <i>in situ</i> . ND) no hay datos, * parámetros (\pm error estándar) de la relación peso-longitud. <i>b</i>) coeficiente de alometría, <i>a</i>) ordenada al origen.	95
Tabla 5. Comparación de los valores de los parámetros del modelo de von Bertalanffy estimados para varias especies de pepino de mar comerciales. ND) no hay datos.	96

RESUMEN

En México se explotan dos especies de pepino de mar, *Isostichopus fuscus* en el Golfo de California y *Parastichopus parvimensis* en la costa del Pacífico de Baja California. Debido a que las capturas de la primera declinaron drásticamente a principios de los años 1990's, se declaró en peligro de extinción y se cerró la pesquería en 1994. Esta decisión fue tomada de forma apresurada y sin estudios, sin embargo, ha permitido que las poblaciones se recuperen (al menos en B.C.S). En la actualidad la especie se encuentra sujeta a protección especial y su extracción fue permitida desde el año 2000; esta se realiza bajo el esquema de unidades de manejo (UMA'S). Uno de los principales problemas a los que se enfrentó esta pesquería, fue a la falta de medias de control, porque se carecía de información. En la actualidad se ha generado cierto grado de avance en el conocimiento biológico de la especie, pero aún no se cuenta con un plan de manejo. El objetivo del presente trabajo fue el de analizar la dinámica poblacional de ambas especies y evaluar su pesquería en la península de Baja California de 1989 a 2001. Se simuló la respuesta de la pesquería a diferentes estrategias de explotación utilizando un modelo basado en la estructura por edades de la población y con base en la información así obtenida, se propone un plan de explotación racional para el recurso. Para el estudio poblacional se realizaron muestreos mensuales en los que se midieron y pesaron 100 organismos en promedio. La densidad poblacional se estimó por medio de transectos de banda. Se estimó la tasa de crecimiento y se determinó la estructura por edades de cada población, utilizando la ecuación de crecimiento individual de von Bertalanffy. La tasa de Mortalidad natural fue estimada utilizando varios métodos: Pauly (1980); Djabali et al. (1993); Hoening, Rikhter y Efanov (Sparre y Venema, 1995); Chávez (1995) y Jensen (1997). Para la evaluación de la pesquería, se delimitaron tres zonas de captura: Golfo Norte (GN) y Golfo Sur (GS) donde se extrae *I. fuscus*; y Pacífico Occidental (PO) donde se extrae *P. parvimensis*. Las variables consideradas para fines de manejo del recurso fueron el nivel de mortalidad por pesca (F) y la edad de primera captura (t_c). Se identificaron tres puntos de referencia: el de rendimiento máximo umbral (F_{RMU}), el de rendimiento precautorio (F_{RP} , equivalente a 75% de F_{RMU}) y el valor crítico (F_{RC}). Los registros de captura se obtuvieron de los avisos de arribo. Se calcularon los estadísticos descriptivos para dichos datos y se hizo una

comparación estadística de la variabilidad entre los meses. El análisis se concentró en *I. fuscus* del sur del Golfo de California de 1996 a 1997. La longitud y peso promedio fueron de 23.25 cm y 386 g. La relación peso-longitud fue significativa y se puso en evidencia que esta especie crece de manera alométrica. La mayoría de la población tuvo entre 4 y 7 años de edad, que es justo sobre los que incide la pesquería y se determinó una longevidad de 17 años para la población. Se detectó que cerca del 40% de los individuos muere antes de alcanzar el primer año de edad y menos del 20% alcanza la edad reproductiva. Su densidad promedio en la Bahía de La Paz fue de 0.7 ind/m². La captura de *I. fuscus* en las zonas GN y GS se caracterizó por la obtención de altos rendimientos a principios de la temporada, seguidos de una caída abrupta en los años posteriores. En el caso de *P. parvimensis*, la captura se mantuvo entre las 200 y 600 t durante el periodo estudiado. Al analizar la CPUE se encontró una relación inversa con la captura. Los resultados del modelo de simulación indican que los rendimientos de ambas especies se vieron influenciados por la edad de captura y por el nivel de mortalidad por pesca. Se observó también que el nivel de rendimiento sostenible no puede mantenerse por mucho tiempo porque la pesquería tiende al colapso en pocos años en el caso de ambas especies. De acuerdo con el modelo, los rendimientos más altos se obtuvieron con la combinación de $F_{RMU} = 0.30$ y $t_c = 4$ años para *I. fuscus* y 2 años para *P. parvimensis*. El nivel de $F_{RP} = 0.225$ que permite una explotación a largo plazo, pero con menores rendimientos fue $t_c = 5$ años para *I. fuscus* y $t_c = 3$ para *P. parvimensis*. El nivel crítico se alcanza cuando $F_{RC} = 0.70$, la pesquería se colapsa en un año en las zonas GN y GS. Pero en la zona PO este valor fue $F_{RC} = 1.5$. Se concluye que la pesquería de pepino de mar se encuentra en condiciones de ser explotada, aunque se requieren medidas de control estrictas. Entre estas se propone una talla mínima de captura de 20 cm ó 400 g, una veda reproductiva de junio a septiembre, un límite de profundidad de captura y el establecimiento de cuotas de captura basadas en evaluaciones del recurso antes de la temporada. Asimismo se recomienda explotar solamente el 30% de la biomasa estimada antes del permiso. La estrategia de explotación que se propone es la de explotar al recurso con intensidades bajas de mortalidad por pesca e incrementar la edad de captura a 5 años en *I. fuscus* y a 3 años en *P. parvimensis*. El esquema de UMA'S se considera apropiado para el caso del pepino de mar.

ABSTRACT

Holothurian fishery in México is supported by two species, *Isostichopus fuscus* in the Gulf of California and *Parastichopus parvimensis* in the West coast of the Baja California Peninsula. Commercial catch of the former decreased considerably in the early 90's so the fishery was banned and in 1994 the species was declared as endangered. This decision was taken hastily and without evidence, however, after the ban, populations have recovered enough to sustain a certain level of exploitation (at least in B.C.S.). To date, *I. fuscus* has changed *status* to a protected species and stake-holders exploit it with special permits called UMA'S. The main problem of the fishery was attributed to the lack of biological information, but to date, some studies have been conducted but no management plans exist. The objective of this study was to analyze the population dynamics of the exploited holothurians in México and to assess the fishery from 1989 to 2001. The response of the population to fishing activities was analyzed through a simulation model based on age structure. Optimum strategies are proposed based on the results of the model. For the population study, sampling of 100 specimens from 1996 to 1997 were measured and weighted. Population density was obtained from belt transects. Growth rate and age structure were estimated from the von Bertalanffy growth model. Natural mortality rate was estimated using several models; (Pauly (1980); Djabali et al. (1993); Hoening, Rikhter and Efanov (Sparre and Venema, 1995); Chávez (1995) and Jensen (1997)). Three fishing areas were outlined: Golfo Norte (GN) and Golfo Sur (GS), where they extract *I. fuscus*, and Pacífico Occidental (PO) where they extract *P. parvimensis*. The level of fishing mortality (F) and the age at first catch (t_c) were considered as the main variables for the simulations. Three reference points were estimated: Threshold level of fishing mortality (F_{RMU}), Precautary level (F_{RP}) and Critical level (F_{RC}). Some alternatives for an optimum exploitation are proposed based on the results of the model. Statistical analyses were performed in order to compare monthly catches. The study was focused on *I. fuscus* and it had a mean length and weight of 23.25 cm and 386 g respectively. Data on length-weight relationship showed that this holothurian grew allometrically ($b= 1.83$) at the study site. Most of the individuals were 4 to 7 years old, which are target for the fishery. Longevity was estimated at 17 years and population showed an average density of 0.7 ind/m².

Mortality rate was relatively high, indicating that only 40% of the individuals reach the first year and less than 20% reach maturity. Catch in GN and GS was characterized by high levels of catch during the early stages of the fishery, followed by a sharp decline. In PO, catch levels kept between 200 and 600 t during the fishery. CPUE analysis showed an inverse relationship with catch. Yield of both species was affected by age at first catch and the level of fishing mortality. Maximum sustainable yield (F_{RMU}) turned out to be at the threshold of the fishery both species, and any increase in F resulted in the exhaustion of the fishery. Maximum yield was obtained from a combination of $F_{RMU} = 0.30$ and $t_c = 4$ years for *I. fuscus* and 2 years for *P. parvimensis*, but precautionary level is exhorted ($F_{RP} = 0.225$) for both species. The population and the fishery collapsed when $F_{RC} = 0.7$ for *I. fuscus* and $F_{RC} = 1.5$ for *P. parvimensis*. We conclude that the fishery in México is possible and rewarding but only under a severe control regimen. The regulatory measures include a minimum size of 20 cm or 400 g, a reproductive ban from June to September, the establishment of "non-catch" areas and quotas. It is recommended to assess the stock before the season, and to increase to $t_c = 3$ years for *P. parvimensis* and to $t_c = 5$ for *I. fuscus*. The fishing level must be kept low. The UMA'S seems to be an appropriate choice for holothurians.

1. INTRODUCCIÓN

Las holoturias o pepinos de mar son altamente codiciados en muchos países del mundo, ya sea como alimento o por sus propiedades medicinales. El producto procesado y secado al sol es conocido como Trepang o Bêche-de-mer y es así como se comercializa. En la actualidad, más de 50 países explotan este recurso con regularidad (Conand, 1997; Schoppe, 2000).

La demanda en los principales países consumidores crece constantemente y para satisfacerla la pesquería se ha ido extendiendo hacia todos los continentes. Este recurso generó ganancias por más de 60 millones de dólares por exportación a principios de los años noventa. Sin embargo, pocos años después la producción mundial se redujo de 120,000 t a tan solo 70,000 t anuales entre 1995 y 1999 (Ferdouse, 1999; Conand, 2001). Como consecuencia, algunas de las especies más importantes han tenido que ser protegidas por los gobiernos y su pesquería ha sido prohibida (Conand et al., 1998; Bradbury et al., 1998; Etaix-Bonin, 1999; Baines y Sze, 2000; Lambeth, 2000; Levedeb, 2000; Morgan, 2000; Jangoux et al., 2001).

Los principales países consumidores son Hong Kong, China, Japón y Corea y lo hacen desde hace cientos de años (Conand y Sloan, 1989; Conand, 1990; Uthicke 1996, Jaquement y Conand, 1999), mientras que los principales países exportadores son aquellos cuya pesquería no es tradicional. Tal es el caso de México, Ecuador y Filipinas, entre muchos otros.

En México el pepino de mar comenzó a explotarse oficialmente en 1989, aunque era un recurso prácticamente desconocido. En los registros de captura se denominaba por su

nombre común y posteriormente fue identificado como *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) y *Parastichopus parvimensis* (H. L. Clark, 1913) (Fig. 1a, b). La pesquería se desarrolló principalmente en las aguas del Golfo de California, en la costa occidental de la península de Baja California y en menor escala en las costas del Pacífico mexicano (Flores y Gil, 1992; Sierra Rodríguez, 1994). Por falta de medidas de regulación, la especie comenzó a verse sobreexplotada y en 1994 fue declarada en peligro de extinción y su captura prohibida (Diario Oficial de la Federación, 1994). Lo mismo ocurrió en Ecuador, donde cerraron la pesquería en 1995 (Sonnenholzner, 1997) por la misma razón.

En ambos países esta decisión se tomó sin que se hubiesen realizado evaluaciones para determinar su estatus y sin el conocimiento necesario sobre *I. fuscus*. Esto ocasionó que los pescadores y permisionarios tomaran medidas drásticas para exigir que se reabriera la pesquería. Tal fue el caso de las Islas Galápagos, en donde secuestraron a los investigadores de la estación Darwin y amenazaron con matar a todas las tortugas de la estación Darwin (Camhi, 1995; Traffic South America, 2000). Actualmente en Ecuador la pesca está permitida bajo un estricto control, y la determinación de la temporada y el establecimiento de las cuotas de captura se hace previa evaluación de las densidades poblacionales (Shepherd et al., 2004).

La respuesta de los pescadores en México no pasó de mítines y marchas, pero los primeros registros de captura ilegal coinciden con el cierre de la pesquería en 1994. A la fecha *I. fuscus* ya no se considera en peligro de extinción, pero aún sigue sujeta a protección especial (Diario Oficial de la Federación, 1999; 2000). La pesquería se reanudó a partir del año 2000 bajo permisos de pesca de fomento (Ramírez Soberón, 2001), que

fueron cancelados en el 2002 debido a una serie de irregularidades (Lic. Marco Antonio González Vizcarra, SEMARNAT La Paz, B.C.S. com. pers.).

Actualmente la pesquería se encuentra abierta en Baja California Sur bajo permisos denominados UMA (Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre). Existen 8 permisos otorgados, para los cuales los permisionarios se hacen responsables de la evaluación del recurso dentro de un polígono delimitado geográficamente. Se requiere un estimado de la densidad y abundancia, antes y después de la temporada. Además se deben comprometer a generar información sobre las tallas y pesos de la especie y proponer medidas de conservación. Con base en los resultados de la evaluación la Dirección General de Vida Silvestre otorga la tasa de explotación apropiada a cada UMA durante el periodo de vigencia del permiso, generalmente por 9 meses, respetando una veda de julio a septiembre. Los resultados indican que las densidades de esta holoturia se encuentran en un nivel potencial de explotación en el estado (Herrero Pérezrul, 2004).

La otra especie, *P. parvimensis*, se explota desde 1990 y a pesar de que no cuenta con un plan de manejo, la pesquería se ha mantenido relativamente constante hasta la fecha. No existen reportes de sobreexplotación, e incluso se considera subexplotada en algunas localidades (Espinosa Montes y Ramade Villanueva, 2001). Este pepino representa un recurso comercial en Alaska (Kastendiek y Muscat, 1982).

Ya se mencionó anteriormente que la mayoría de las pesquerías de pepino de mar en el mundo se han visto afectadas por la sobreexplotación, tanto en países en vías de desarrollo como en los desarrollados. ¿A qué se debe entonces? El problema de la sobrepesca está asociado a la falta de información biológica y pesquera, y por consecuencia a la falta de un plan de manejo. El problema se vuelve más complejo cuando se considera que los pepinos

de mar representan un grupo que resulta difícil de estudiar, desde los aspectos taxonómicos hasta los estudios sobre la dinámica de sus poblaciones como se verá más adelante.

Esto no quiere decir que las pesquerías no puedan manejarse y deban dejar de existir. Con información de calidad es posible determinar algunas medidas preventivas y de control para explotar racionalmente el recurso. El esfuerzo debe ser dirigido hacia la obtención de información biológica sobre las especies comerciales y sobre las actividades de su extracción (*e.g.* bitácoras de captura), hacia la producción masiva de larvas con fines de repoblamiento (Anónimo, 1997), sin dejar de mencionar acciones orientadas hacia la conservación del recurso.

En esta tesis se pretende analizar la pesquería de pepino de mar en la península de Baja California, México, que es el único lugar que lo explota actualmente. Además se discuten las causas de su colapso en sus primeros años y se propone un esquema de explotación conservativo.

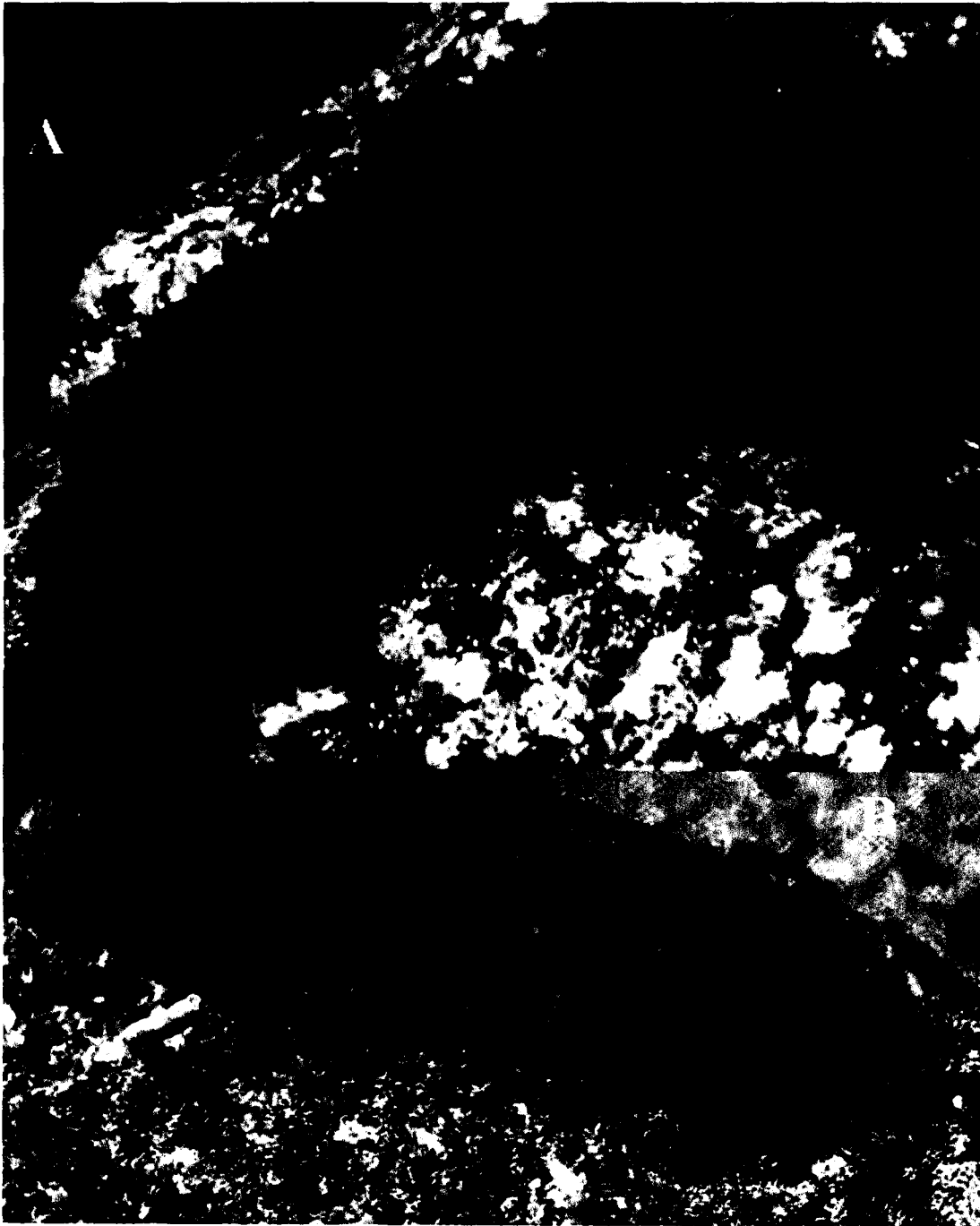


Figura 1. Especies de pepino de mar capturadas en la península de Baja California. A) *Isostichopus fuscus* B) *Parastichopus parvimensis*. Fotos tomadas de Hickman (1998).

2. GENERALIDADES

Los pepinos de mar pertenecen al grupo de los equinodermos y su nombre proviene del griego, que significa piel espinosa. Estos se agrupan dentro de la Clase Holothuroidea Blainville, 1834, que proviene del término acuñado por Aristóteles, *olothourion*. Fue Plinio quien describió una de las primeras especies, *Cucumis marinus*, de la cual deriva el nombre común cohombros o pepinos de mar que reciben actualmente. Como dato curioso, se sabe que al principio los holoturoideos fueron considerados moluscos, hasta que en el siglo XVI Cuvier los incluyó en el grupo de los equinodermos (Caso, 1961).

La simetría pentámera que caracteriza al resto de los equinodermos puede detectarse aún en la disposición de los órganos internos de los pepinos de mar, aunque su forma sea alargada. Los podios o pies ambulacrales y que usan para desplazarse son proyecciones del sistema ambulacral con una pequeña ventosa en el extremo distal. Se encuentran generalmente distribuidos en la parte ventral formando una densa capa o estar dispuestos en cinco bandas sobre los canales ambulacrales. Algunos de ellos se modificaron como tentáculos para la alimentación y como pápulas sensoriales, que tienen forma de verruga y se distribuyen en la parte dorsal de muchas especies (Hyman, 1955; Lawrence, 1987). Las holoturias carecen de espinas y brazos y su exoesqueleto se ha reducido a espículas microscópicas que dan soporte al cuerpo.

Se conocen poco más de 1300 especies de holoturoideos en el mundo, que se agrupan en 6 órdenes: Dendrochirotida, Aspidochirotida, Molpadonia, Dactylochirotida, Elaspodida y Apoda (Deichmann, 1958; Caso, 1961; Hendler et al., 1985; Guilliland, 1993; Lambert, 1997). Los pepinos de mar presentan una gran diversidad de tallas, desde

medio centímetro hasta dos metros de longitud (Hendler et al., 1985). Existen pocas especies endémicas, posiblemente debido a la alta capacidad de dispersión de sus larvas (Bakus, 1973; Lessios, 1990). Las holoturias habitan todos los océanos y se encuentran a todas las profundidades conocidas, desde las pozas de marea hasta las zonas abisales, e incluso en las ventilas hidrotermales (Hyman, 1955; Maluf, 1988; Smirnov et al., 2000). La mayoría de las especies comerciales se distribuye en zonas tropicales, aunque también se explotan en localidades frías como Canadá y Rusia (Levedev, 2000; Schroeter *et al.*, 2001), pero la mayoría habita y en aguas menores de 40 m.

Una vez preservados para colección o procesados para alimento, la apariencia externa de los pepinos cambia y pierden su color original, por lo tanto, la morfología interna y los oscículos (o espículas) cobran una gran importancia para la identificación de especies (Hyman, 1955; Caso, 1961; Hendler et al., 1985; Guilliland, 1993). Estos oscículos conforman el sistema de soporte de los pepinos de mar, hecho de carbonato de calcio y presentan una gran variedad de formas, que solo pueden observarse bajo el microscopio (Fig. 2).

La cantidad y forma en la que las espículas se presentan en las especies varía inter e intraespecíficamente y esto resulta de particular importancia en el caso de aquellas comerciales, lo mismo que el tamaño y el grosor de la piel. Los pepinos con muchas espículas o aquellos pequeños y de piel delgada no tienen buena aceptación en el mercado.

El trepang o Bêche de Mer se consume desde el siglo X A.C. y ha sido platillo común para muchos países (Parrish, 1978; Bruce, 1983; Robertson et al., 1987; Conand, 1990). Además de ser considerados como alimento, se les atribuyen propiedades afrodisíacas y se

les reconocen propiedades medicinales (Caso, 1971; Parrish, 1978; Smith, 1981; Conand, 1990; Baine y Forbes, 1998; Jaquement y Conand, 1999).

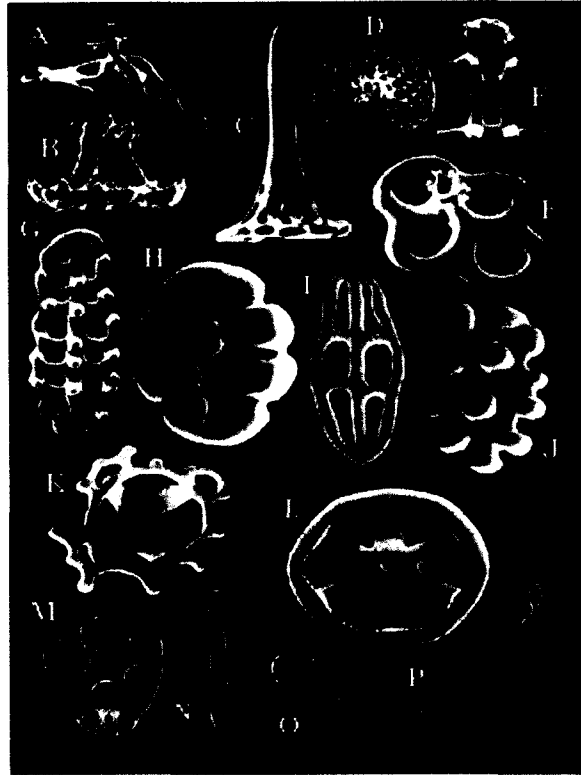


Figura 2. Espículas típicas presentes en las holoturias. a-f) tablas con espiras, g-j) botones, lisos y abollonados, k) canastas, L) ruedas, m-n) base y ancla, o) barrote liso en forma de “C”, p) barrote perforado. Figura tomada de Hendler et al., 1985.

El papel que juegan las holoturias en el ecosistema es de alguna manera análogo al de las lombrices terrestres (Annelida). La mayoría de las especies ingieren el sedimento del fondo, aunque existen especies filtradoras. Esta actividad tiene un gran impacto sobre el suelo ya que reciclan y redistribuyen la materia orgánica, además de modificar la cantidad

de algas presentes (Uthicke, 1994; Smith et al., 1997). Algunas poblaciones de pepinos consumen y procesan anualmente de 500 a 1,000 t de sedimento (Hyman, 1955; Bakus, 1973; Lawrence, 1987; Lambert, 1997; Ginger *et al.*, 2000).

Esta característica está siendo aprovechada recientemente en Japón, utilizando como limpiador del sedimento a un pepino de mar (*Apostichopus japonicus*, antes *Stichopus japonicus*) en áreas de cultivo del abulón (*Haliotis discus*). Se detectó que los abulones presentaron un mejor desempeño en cuanto al crecimiento y además mostraron niveles más altos de supervivencia comparados con aquellos en donde no hubo holoturias. Además se redujeron de manera significativa los niveles de desechos nitrogenados (Ho Kang *et al.*, 2003). También se han utilizado para limpiar el sedimento de la jaulas de peces marinos, como el salmón (Ahlgren, 1998). En zonas abisales, se ha observado que las algas rodofitas forman parte importante del metabolismo de algunas holoturias, y que son ingeridas con el sedimento (Bühning *et al.*, 2002).

3. EL DILEMA DE LA PESQUERIA DE PEPINO DE MAR

Desafortunadamente se desconoce la situación real de las pesquerías de pepino en el mundo. Si bien es cierto que actualmente todo tipo de pesquerías artesanales cuenta con una carga de problemas similares (Anónimo, 1993; Murawski, 2000; Jonzén *et al.*, 2001), la de pepino de mar es una de las que menos atención ha recibido, pese a que las ganancias obtenidas por la captura de pepino de mar a nivel mundial han superado los 60 millones de dólares anuales (Conand, 2001).

A pesar de que las holoturias se extraen desde hace siglos, no existe un plan de manejo para ninguna de las especies comerciales en el mundo. La captura de pepino siempre se ha llevado a cabo de manera artesanal y es considerada una actividad secundaria, ya que se alterna siempre con la de otros organismos, especialmente invertebrados, además de ser relativamente económica.

Los pepinos de mar se extraen de diversas formas (Rasolofonirina y Conand, 1998; Baine y Sze, 2000), y en general, la producción de cada país rara vez supera las 1,000 t/año.

1. A pie (en aguas someras o zonas intermareales). Se recolectan a mano o utilizando un arpón o un palo con un gancho atado a un extremo. En esta actividad participan generalmente las mujeres y los niños, volteando rocas.
2. Captura por inmersión de buceadores (hombres) a pulmón, en aguas de hasta 20 m de profundidad. En ocasiones los buzos rompen el coral para extraer a los pepinos ocultos.

3. Con embarcaciones y equipo de buceo o compresoras de aire o “hookas” (en aguas profundas, hasta de 40 m). En México se utiliza este método.
4. Utilizando redes de arrastre o dragas.

Los dos primeros métodos no requieren una gran inversión y pueden considerarse conservativos. La captura se limita por el nivel de la marea y por la capacidad pulmonar de los pescadores. No obstante, el voltear las rocas y romper el coral pueden tener un efecto negativo sobre las poblaciones de pepinos. En algunas localidades solamente se extraen las vísceras que son las que se comercializan, regresando los organismos al mar, donde las regeneran en algunos meses (Bakus, 1973; Mathews *et al.*, 1990; Lambeth, 2000).

El uso de embarcaciones motorizadas y “hookas”, resulta altamente eficaz para la captura, sin embargo, es perjudicial para las poblaciones de pepino de mar, ya que los buceadores permanecen más tiempo bajo el agua y capturan un mayor número de organismos. En su mayoría la captura se realiza de noche, que es cuando se encuentran activos (Lawrence, 1987).

Como las especies comerciales son de gran tamaño resultan fácilmente identificables por los pescadores y pueden ser capturados rápidamente. Para los humanos resultan inofensivos y la principal dificultad radica en tratar de extraer a los que se encuentran escondidos entre las rocas o el coral.

El uso de redes de arrastre no es una práctica común, sin embargo ocurre en algunos países como India y Filipinas (Conand, 1990). Esta práctica se considera destructiva, ya que se extrae una gran cantidad de fauna incidental que no es aprovechada.

La modernización de las técnicas de extracción ha ocasionado que las poblaciones de algunas especies se vean diezmadas (Baine y Sze, 2000; Sancho y Buitrón, 2000). Además de la pesquería oficial, existen altos niveles de captura ilegal o "guaterismo", que agrava la situación de las poblaciones ya que se lleva a cabo sin control alguno.

El problema de sobreexplotación está ocurriendo a nivel mundial y fue analizado en reuniones internacionales (Conferencia de Partes, CITES, Santiago de Chile, 2002 y en el taller sobre la conservación de pepino de mar de las familias Holothuriidae y Stichopodidae en Kuala Lumpur, Malasia en el 2004). En las reuniones se discutieron los siguientes puntos:

- El desconocimiento de la biología y dinámica poblacional de las especies comerciales, así como de sus interacciones con el medio ambiente.
- Registros incompletos o inexistentes de las actividades pesqueras (datos de esfuerzo y capturas).
- Desconocimiento del efecto de la pesquería sobre las poblaciones de las especies comerciales.
- Falta de medidas de control, planes de manejo y programas de conservación.
- Poco apoyo económico y científico por parte de las autoridades para evaluar el recurso.

El desconocimiento sobre las especies comerciales se encuentra asociado a ciertas características intrínsecas de las holoturias, como son los aspectos taxonómicos, biológicos

y pesqueros. La reproducción ha sido bien estudiada y no representa mayor problema que el conseguir y procesar las muestras.

Los pescadores distinguen las especies de pepino de mar por diferencias en la forma del cuerpo, el tipo de pápulas presentes y la coloración. Cada país tiene nombres comunes para designar al recurso y en las estadísticas pesqueras se registran con éstos y rara vez se utiliza el nombre científico de las especies. El problema ocurre cuando la misma especie tiene un nombre distinto solo por diferencias en el color (Conand, 1990). No se sabe a ciencia cierta el porque de estas variaciones en el color, aunque este patrón es compartido por otros equinodermos, como los ofiuros y las estrellas de mar (Lawrence, 1987). Más aún, los holoturoideos procesados se vuelven prácticamente irreconocibles. Para tratar de solucionar este problema, en algunas áreas del Indo Pacífico se cuenta con un manual que incluye fotos, nombre común, nombre científico y una descripción de las características morfológicas de las especies de holoturias comerciales como guía para los pescadores, y así poder llevar un mejor registro de las capturas (Sachithanathan, 1979).

Es importante conocer la especie correcta, ya que no todas las especies son adecuadas para el comercio. Tal es el caso de dos especies de holoturoideos propuestas como recurso potencial en el Pacífico Mexicano: *Holothuria impatiens* y *Molpadia arenicola* (Hendrickx, 1995; Valdéz Noriega, 1994; Salgado Castro, 1994). Ambas son especies pequeñas. *H. impatiens* es un holoturoideo que alcanza una longitud de 13 a 15 cm. Por su parte, *M. arenicola* habita aguas profundas y suele encontrarse bajo las rocas o escondida en oquedades, lo cual dificultaría mucho su captura. (Deichmann, 1958; Caso, 1961; Hendler *et al.*, 1985).

En Chile tienen como especie potencial a *Athyonidium chilensis*, que pertenece al Orden Dendrochirotida. Es una especie abundante y relativamente pequeña (mide y pesa alrededor de 10 cm y 300 g, respectivamente), aunque sea considerada de baja calidad en el mercado (Ravest Presa, 2000).

En el caso de la dinámica poblacional, el problema consiste en la obtención de las variables como la talla y el peso que sustentan los modelos poblacionales y pesqueros, de los cuales se derivan las medidas de manejo y conservación del recurso. Los pepinos de mar son altamente contráctiles, y pueden reducir o agrandar su tamaño gracias a la presencia de bandas musculares longitudinales y circulares, y de su esqueleto microscópico. Por otra parte los pepinos presentan una gran cantidad de agua en el celoma que ingresa continuamente a través del ano para la respiración alterando su peso (Hyman, 1955, Bakus, 1973; Hendler et al., 1985; Lawrence, 1987; Brusca y Brusca, 1990; Chia y Xing, 1996).

Para evaluar el crecimiento en los holoturoideos se han tenido que usar métodos indirectos (Shelley, 1985; Conand, 1988; Uthicke, 1994; Fajardo León et al., 1995), ya que no es posible utilizar marcas, ya que necrosan el tejido donde se coloca la marca y en poco tiempo ésta se cae. De acuerdo con Conand (1990), existe una pérdida de marcas superior al 80%. Por otra parte carecen de estructuras rígidas para observar anillos de crecimiento.

Otro problema es el analizar la pesquería, pues los registros de captura y esfuerzo con frecuencia son incompletos o no existen. Además en los registros de exportación se refieren únicamente al producto seco como *Bêche-de-mer*, y no indican si el producto exportado fue previamente importado de otro país. Hong Kong importa pepino de mar de primera cocida, lo termina de procesar y lo exporta a su vez (Conand et al., 1998).

En resumen, las poblaciones de pepino de mar son altamente vulnerables a la sobreexplotación y la falta de estudios dificulta su control. Su gran tamaño y poco movimiento facilitan el trabajo de captura de los buzos, y su lento crecimiento y madurez tardía dificultan la recuperación de sus poblaciones. Es necesario continuar generando información de calidad y regular las medidas de control, además de promover medidas de conservación y/o protección para las especies que han sido afectadas, como es el caso de *I. fuscus* en nuestro país.

Finalmente, dado que no se cuenta con suficiente información sobre las especies, no ha sido posible tener un plan de manejo y son contados los países que cuentan con algún tipo de regulación para la pesquería (Preston, 1993; Heizer y Hobbs, 1994; Belhadjali, 1997; Boutillier et al., 1998; Hand y Rogers, 1999; Traffic South America, 2000; Baine y Sze, 2000). Por otra parte, las medidas de control que existen no resultan apropiadas y con frecuencia no se respetan (Fajardo León y Vélez Barajas, 1996; Jenkins y Mulliken, 1999).

También es de gran importancia el monitorear el recurso continuamente y así poder detectar cambios en la composición de las poblaciones como respuesta a la explotación y conocer su interacción con el medio ambiente (Pascoe y Robinson, 1996; Bradbury et al., 1998; Perry et al., 1999), por lo que se debe exhortar la investigación orientada hacia la conservación y uso apropiado de este recurso.

4. ANTECEDENTES

Es importante mencionar que a pesar de ser un recurso que se extrae desde hace siglos, es poco lo que se conoce sobre las especies de pepino de mar comerciales. Existen descripciones detalladas sobre las especies del mundo y su distribución (Deichman, 1958; Caso, 1961; Guilliland, 1993; Lambeth, 2000). Se conocen cerca de 1300 especies en los mares del mundo, sin embargo, se siguen describiendo nuevas especies (Solís Marín y Laguarda Figueras, 1999).

La gran mayoría de las especies de holoturias comerciales pertenecen a los Órdenes Aspidochirota y Dendrochirota. Estos se caracterizan principalmente por su gran tamaño, que en ocasiones supera el metro de longitud (Hendler *et al.*, 1985; Conand, 1990), mientras que los segundos son más mucho más pequeños, menores a 20 cm. En general, se explotan alrededor de 40 especies en el mundo, provenientes en su mayoría de zonas tropicales, donde predominan arrecifes y pastos marinos (Conand, 1990; Ferdouse, 1999).

Las especies de mayor valor comercial superan los 30 cm de longitud y llegan a pesar más de un kilogramo (Conand, 1990). El peso y el tamaño son las características de calidad que más se valoran, ya que durante el procesado pierden casi el 90% de su volumen original (Parrish, 1978; Campos, 1996; Fajardo León y Vélez Barajas, 1996).

Por otro lado, es poco el conocimiento que se tiene sobre la biología y ecología de los holoturoideos. Algunas especies presentan túbulos de Cuvier, que son filamentos pegajosos que expulsan a través de la cloaca o a través de la piel como medio de defensa para inmovilizar a los depredadores y con frecuencia son expulsados junto con las vísceras. Los túbulos tienen grandes cantidades de holoturinas, sustancias de origen esteroide que se

encuentran presentes en la piel y órganos de los pepinos de mar (Lawrence, 1987; Hamel y Mercier, 2000). Pueden resultar fatales para muchos organismos, aunque para los seres humanos solo se han registrado inflamaciones dolorosas al contacto con los órganos (Pérez Plascencia et al., 1992).

Estas sustancias han sido probadas como agentes anticancerígenos, fungicidas y antioxidantes. (Nigrelli y Jakowska, 1960; Levin et al., 1984; Encarnación-Dimayuga et al., 1989; Encarnación-Dimayuga y Keer García, 1992), y como analgésicos, que resultaron más potentes que la morfina. En Asia son utilizados frecuentemente para aliviar malestares estomacales, musculares y respiratorios (Kalinin *et al.*, 1994; Baine y Forbes, 1998; Hawa *et al.*, 1999; Jaquement y Conand, 1999; Kaswandi *et al.*, 1999). Se debe mencionar el hecho de que no se ha encontrado evidencia de sus propiedades afrodisíacas.

Entre los principales depredadores de los pepinos se encuentran 26 especies de peces incluyendo algunos peces perla, que se consideran parásitos (Parmentier, 2003), 19 de asteroideos, 17 de crustáceos (Kropp, 1982; Francour, 1997), y por supuesto, el hombre.

A partir de los años ochenta comenzaron a publicarse estudios sobre la reproducción de especies comerciales. En general se puede decir que las especies comerciales habitan ambientes tropicales y se reproducen una vez al año durante el verano, cuando el agua presenta las temperaturas más altas (Harriot, 1982; Conand, 1990; 1993; Sewell, 1992; Chao *et al.*, 1994; Fajardo León et al. 1995; Uthicke, 1996; Conand *et al.*, 1997; Battaglione, 1999; James, 1999; Tuwo, 1999; Uthicke et al., 1999; Jangoux et al., 2001; Morgan, 2000). La mayoría son gonocóricos, y carecen de dimorfismo sexual y aunque es común encontrar un bajo porcentaje de individuos hermafroditas (Hyman, 1955; Lawrence, 1987; Smiley et al., 1991), y muchas especies lo son totalmente. La fecundación es externa

en ambos casos, y para liberar los gametos los organismos levantan el extremo oral, ya que los gonoporos se encuentran entre los tentáculos. 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, pero parece tomarles entre 3 y 5 años (Conand, 1990).

Existen otras holoturias capaces de reproducirse asexualmente (por fisión), e incluso llegan a reproducirse tanto sexual como asexualmente en el mismo año. Estos eventos parecen ocurrir estacionalmente y en algunas localidades la fisión es un evento mucho más importante que la reproducción sexual (Harriot, 1982; Smiley et al., 1991; Uthicke, 1996; Conand *et al.*, 1998; Battaglione, 1999; James, 1999; Morgan, 2000; Hoareau y Conand, 2001; Jangoux *et al.*, 2001). De acuerdo a Uthicke *et al.* (1999) los factores que aparentemente influyen en la reproducción asexual están relacionados al ambiente (temperatura, disponibilidad de alimento, etc.). Es posible que también influyan las variaciones en la proporción de sexos, cuando la población es dominada por uno u otro sexo, o cuando la mortalidad es muy alta (Chao *et al.*, 1993; Uthicke, 2001).

Los ovocitos de las holoturias miden entre 100 y 1,000 μm de diámetro. El tamaño varía entre las especies, ya que cada grupo responde de distinta manera a las presiones selectivas (Lessios, 1990; Levitan, 1993). Existe una relación directa entre el tamaño de los ovocitos y el tipo de larva. De esta forma, ovocitos menores a 300 μ son característicos de larvas planctotróficas, mientras que ovocitos de más de 400 μ dan origen a larvas lecitotróficas (Strathman, 1985). También existen especies que incuban los huevos en la cavidad celómica, donde ocurre todo el desarrollo larvario, posteriormente nacen los pepinos ya metamorfoseados (Lawrence, 1987; Smiley et al., 1991).

En general, los ovocitos de las especies comerciales son pequeños (entre 100 y 300 μm de diámetro) y desarrollan larvas planctónicas (Lawrence, 1987; Herrero Pérezrul *et al.*, 1998). Las larvas de vida libre suelen permanecer entre 1 y 3 meses en la columna de agua hasta metamorfosearse. Se han detectado altos niveles de flujo genético entre especies en localidades lejanas, lo cual sugiere que la dispersión de las larvas es muy alta (Bakus, 1973; James, 1999; Uthicke *et al.*, 1999). Es esta misma característica la que ocasiona que haya bajo nivel de endemismo en las especies (Bakus, 1973; Brusca y Brusca, 1990).

I. fuscus es una especie gonocórica, y su ciclo gametogénico está caracterizado por 5 estadios similares en ambos sexos: gametogénesis, madurez, desove, postdesove y reposo o indiferenciado (Herrero Pérezrul, 1994). Los individuos con gónadas en desarrollo comienzan a aparecer en febrero, mientras que los maduros comienzan a aparecer en junio, y el desove ocurre cuando la temperatura alcanza los 27 °C. Las gónadas postdesovadas y en reposo o indiferenciadas aparecen después del mes de octubre, coincidiendo con la disminución de la temperatura del agua.

Los ovocitos maduros de esta holoturia alcanzan un diámetro de 104 μ en el sur del Golfo de California y 120 μ en las costas de Ecuador (Herrero Pérezrul *op. cit.*; Hamel *et al.*, 2003) y son liberados al medio cuando se encuentran en la metafase I de la meiosis. La fecundación ocurre en la columna de agua y las larvas eclosionan del huevo aproximadamente 10 horas después de la fertilización, en etapa de gástrula temprana. La primera fase auricularia ocurre a las 24 horas y es cuando comienzan a alimentarse (Morgan, 2000; Hamel, *op. cit.*). En general el desarrollo larvario toma alrededor de 27 días hasta el momento de la metamorfosis, midiendo aproximadamente 1 mm (Fig. 3).

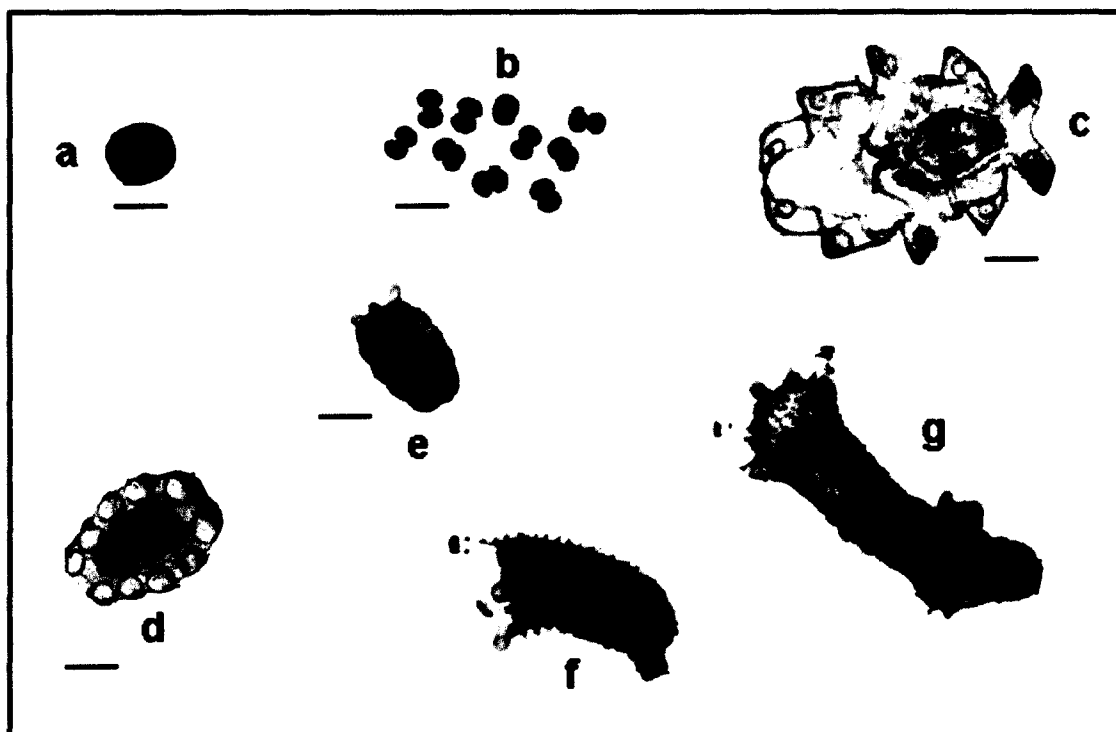


Figura 3. Desarrollo larvario de *I. fuscus*, tomado de Hamel et al. (2003). a) ovocito fecundado, b) fase dos células, c) larva auricularia, d) larva doliolaria, e) larva pentáctula (Barra 100 μm), f, g) juvenil metamorfoseado de 1 cm de longitud, contraído y relajado, respectivamente.

5. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Analizar la dinámica poblacional de *Isostichopus fuscus* y *Parastichopus parvimensis* en las costas de la península de Baja California, evaluar su pesquería y proponer alternativas óptimas de explotación.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Caracterizar y diagnosticar el estado de la pesquería de *Isostichopus fuscus* y *Parastichopus parvimensis* en las costas de la Península de Baja California, México.
- Determinar los parámetros poblacionales de las especies en estudio (K , M , L_{asint} , W_{asint} , t_0 , a , b de la relación peso-longitud).
- Evaluar el impacto de varias intensidades de pesca y su efecto sobre las poblaciones analizadas.
- Proponer medidas orientadas hacia una explotación racional.

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE
CIENCIAS MARINAS
BIBLIOTECA
I.P.N.
DONATIVO

6. MATERIALES Y METODOS

Biología poblacional

Considerando que los pepinos de mar son altamente contráctiles, se estimó el crecimiento de *Isostichopus fuscus* en dos temporadas, con fines comparativos; una cuyos individuos fueron medidos después de ser contraídos por medios artificiales y otra donde los organismos fueron medidos en condiciones naturales.

Los datos de tallas y pesos de la primera población se obtuvieron mensualmente en 6 localidades de la Isla Espíritu Santo en Baja California Sur (Fig. 4), de julio de 1992 a septiembre de 1993. Los pepinos fueron buscados de manera aleatoria en sitios con fondos de roca, arena y coral (principalmente *Pocillopora* spp y *Pavona* spp). Una vez colectados fueron contraídos con una solución de ácido acético (Caso, 1961) y fijados en formalina al 10% en agua de mar. Se midió un total de 259 organismos con una cinta métrica flexible (0.5 cm precisión) desde la boca hasta el ano, adaptándola al contorno ya que estos suelen presentar una curvatura en la parte dorsal. Se drenó el exceso de agua a través de una incisión antes de pesarlos con una balanza digital marca OHAUS (precisión 0.1 g).

La segunda población se analizó en las mismas localidades de la Isla Espíritu Santo de agosto de 1996 a julio de 1997. Se tomaron las medidas de 1446 individuos con un promedio de 120 especímenes mensuales. Los organismos fueron medidos bajo el agua tratando de molestarlos lo menos posible para evitar que se contrajeran. La longitud fue también tomada con una cinta métrica flexible (+ 0.5 cm precisión) siguiendo la mecánica descrita anteriormente. Cada espécimen fue colocado en bolsas de plástico y pesado en la embarcación con una balanza tipo dinamómetro (10 g precisión), eliminando el exceso de

agua exterior, sin incisión. Todos los especímenes fueron devueltos al agua en la misma zona, ubicando marcas naturales y sus coordenadas con un geoposicionador, esto con el fin de tratar de medir a los mismos organismos cada mes durante el periodo de estudio y porque además la especie se encontraba protegida en este periodo.

Para evaluar cambios en las tallas y pesos mensuales en ambas poblaciones, se aplicó un análisis de varianza de una vía ($\alpha = 0.05$) y la prueba de Tukey para detectar el origen de las diferencias (Day y Quinn, 1989). Los datos presentaron varianzas homogéneas de acuerdo con la prueba de Bartlett (Sokal y Rohlf, 1995), por lo que no hubo necesidad de normalizar los datos.

A partir de los datos de frecuencia de tallas y pesos y su composición modal se obtuvo la relación peso-longitud siguiendo el modelo general:

$$P = a L^b$$

donde:

P = Peso del individuo (en g)

L = Longitud del individuo (en cm)

a = Ordenada al origen de la curva

b = Coeficiente de alometría (Gould, 1977) o pendiente de la curva

El coeficiente de alometría obtenido fue menor al valor esperado, por lo que se aplicó la fórmula propuesta por Pauly (1984) para corregir el coeficiente de alometría.

Los parámetros poblacionales fueron calculados utilizando las rutinas del paquete FiSAT, (Gayanilo et al., 1995, Gayanilo y Pauly, 1997). La longitud asintótica (L_{asint}) y el peso asintótico (W_{asint}) se calcularon de acuerdo al modelo de Powell-Wetherall, mientras

que el valor de la tasa intrínseca de crecimiento (K) se obtuvo por el método de Shepherd (Shepherd, 1987). Los detalles y los modelos analíticos y sus supuestos fueron descritos por Pauly y Morgan (1987), Sparre y Venema (1995) y Gayanilo et al. (1995).

El parámetro de condición inicial t_0 se obtuvo a partir de la fórmula presentada por Pauly et al. (1993):

$$\text{Log} (-t_0) = -0.40 - (0.28 * \log L_{\text{inf}}) + (1.04 * \log K)$$

donde:

t_0 = es un valor teórico indicativo de la edad en la que el crecimiento de un individuo es cero.

L_{asint} = Longitud asintótica (en cm)

K = Tasa de crecimiento anual de los individuos

La ecuación de crecimiento en longitud fue la siguiente:

$$L_t = L_{\text{asint}} [1 - (e^{[K(t-t_0)]})]$$

Se modificó la ecuación de crecimiento en longitud para estimar la de el crecimiento en peso de acuerdo al modelo de von Bertalanffy y basado en la relación peso-longitud, calculada a partir de una regresión no lineal de todos los datos (Ricker, 1975; Sparre y Venema, 1995). Se calculó el peso asintótico a partir de la longitud asintótica y la ecuación se eleva a la potencia del valor de la pendiente, quedando la ecuación siguiente:

$$W_t = W_{\text{asint}} [1 - (e^{[K(t-t_0)]})]^b$$

Donde: W_t es el peso en el tiempo t (años); W_{asint} es el peso; K es la tasa intrínseca de crecimiento; t_0 es un parámetro de condición inicial, cuando el crecimiento de un organismo es igual a cero; b es el coeficiente de alometría.

Los intervalos de confianza de los parámetros calculados (L_{asint} , W_{asint} , y K) fueron obtenidos utilizando la prueba de muestreo sin reemplazamiento (Jackknife), recalculando cada valor $n-1$ veces (dependiendo del tamaño de muestra) e ignorando en cada caso una observación. Posteriormente se calcularon pseudovalores de los parámetros de interés y se estima el promedio de los mismos y su intervalo de confianza (Sokal y Rohlf, 1995).

Se determinó la longevidad de las poblaciones analizadas considerando que los individuos sobreviven hasta alcanzar el 95% de la longitud asintótica quedando la siguiente fórmula:

$$t_T = 3/K$$

La mortalidad natural (M) fue estimada utilizando los siguientes modelos:

- Pauly (1980): $M = 0.8 * \exp [-0.0152 - 0.279 * \ln L_{inf} + 0.6543 * \ln K + 0.463 * \ln t]$
- Alagaraja (1984): $M = K$
- Rikhter y Efanov (Sparre y Venema, 1995): $M = 1.521 / (t_{m50\%} \exp 0.720) - 0.155$
- Hoening (Sparre y Venema, 1995) modificado: $M = \exp 1.55 - (1.01 * \ln K)$
- Jensen (1996, 1997): $M = 1.5 K$
- Chávez (1995): $M = K$

El valor de (M) considerado fue la mediana de los 6 modelos utilizados debido a que hubo valores extremos que incrementaban la varianza. A partir de ésta se estimó la mortalidad total (Z) y la mortalidad por pesca (F).

Se obtuvo la curva de supervivencia de cohortes teórica para la especie a partir de la siguiente ecuación:

$$N_t = N_0 * e^{-Zt}$$

Donde N_t es el número de sobrevivientes de la cohorte en un tiempo t , N_0 es el número inicial de reclutas de la cohorte, Z es la tasa de mortalidad total y t es el tiempo en años (Csirke, 1980).

Densidad poblacional

Se estimó la densidad y la abundancia de *I. fuscus* utilizando censos de tiempo (30 minutos) en diferentes localidades de la Isla Espiritu Santo, B.C.S. de agosto de 1996 a julio de 1997. Se realizó un total de 48 censos por sitio; y un total de 192 censos para el área de estudio) información que se analizó en forma de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), esto es, el número de individuos contados por unidad de tiempo (minutos). Se aplicaron pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y de homoscedasticidad (Cochran) a los resultados, a fin de determinar el análisis de varianza paramétrico o no paramétrico.

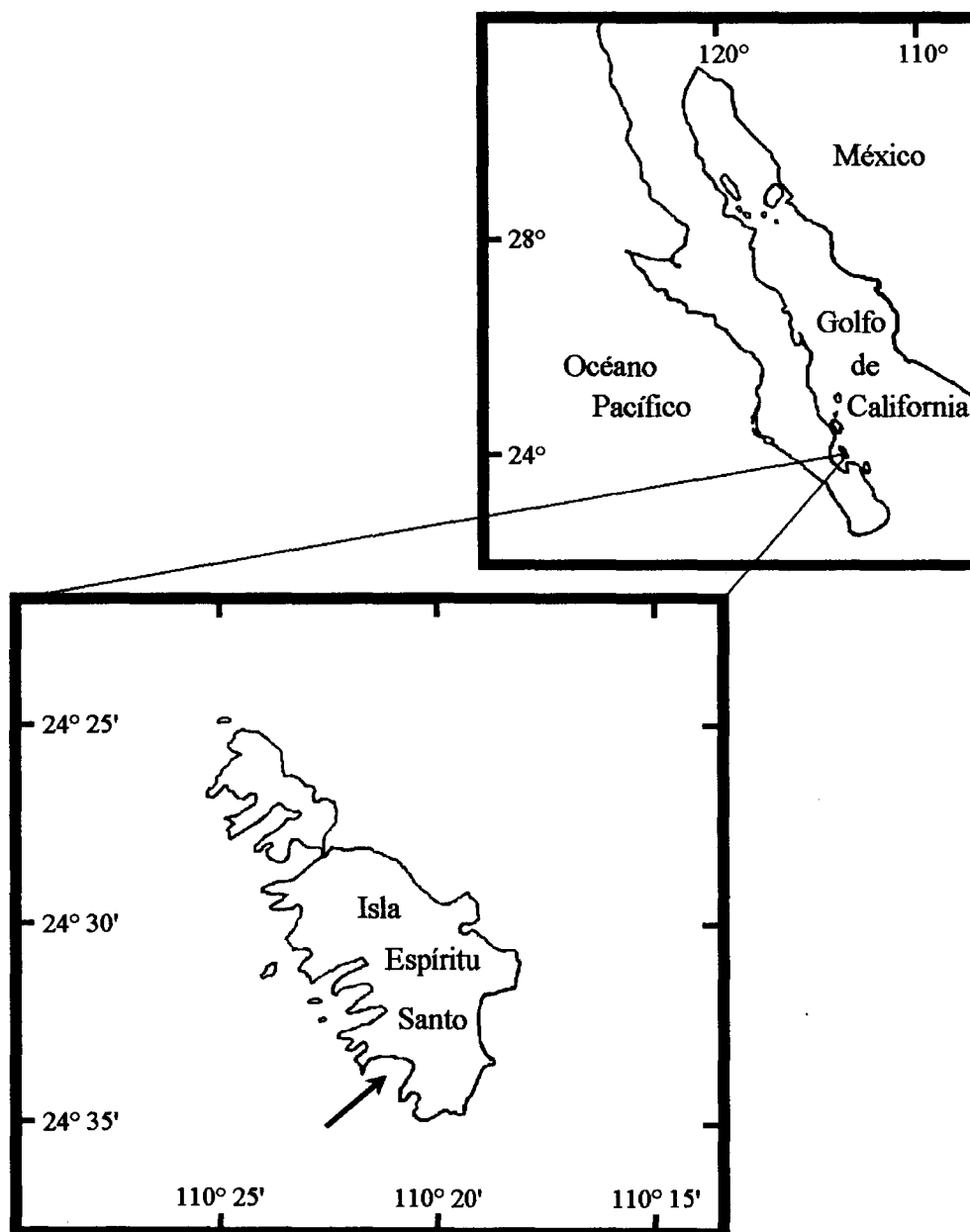


Figura 4. Área de estudio para el análisis poblacional de *I. fuscus* durante 1992-1993 y durante 1996-1997. La flecha indica el sitio donde se colectaron los organismos

Evaluación de la pesquería

La pesquería de pepino de mar se desarrolla de manera casi exclusiva en las costas de la Península de Baja California, en las cuales se explotan dos especies (*I. fuscus* en el Golfo y *P. parvimensis* en la costa pacífica). La península de Baja California se dividió en tres zonas de pesca (Fig. 5), dos para *I. fuscus* dentro del Golfo y una para *P. parvimensis* en la costa noroccidental de la península, ya que se explota bajo regímenes distintos de pesca.

Zona Golfo Norte (GN), captura de *I. fuscus* en el estado de Baja California donde se explotan áreas otorgadas en concesión.

Zona Pacífico Occidental (PO), captura de *P. parvimensis* en la costa occidental de la Península de Baja California (27-32° N), se explotan áreas concesionadas.

Zona Golfo Sur (GS), captura de *I. fuscus* en Baja California Sur, donde se explota en áreas libres.

La información de capturas de ambas especies se obtuvo de las delegaciones estatales de la SEMARNAT, SAGARPA y de las oficinas del CRIP de Ensenada B.C. y de La Paz, B.C.S. Los datos de captura en la zona Golfo Norte corresponden al periodo de 1990-2001, en la zona Golfo Sur de 1989 a 1994 y en la zona Pacífico Occidental de 1990 a 2002.

La unidad de esfuerzo de pesca (E) utilizada fue el número de equipos (embarcaciones) por año y la CPUE (\pm error estándar) fue considerada como la captura obtenida por cada equipo o embarcación por año (t/equipo/año) (Fajardo León y Vélez Barajas, 1996; López Poblete, 1997; Ramírez Soberón, et al., 2001; Aguilar Ibarra y Ramírez Soberón, 2002;

Nuño Hermosillo, 2003). La información fue obtenida de Fajardo León y Vélez Barajas (1996) y de las Delegaciones Federales de la SEMARNAT y SAGARPA, en B.C. y B.C.S.

Se aplicaron los modelos de producción excedente de Schaefer y Fox para detectar el nivel de rendimiento máximo sostenible (Sparre y Venema, 1995) a los datos de captura provenientes de las tres zonas de estudio.

Los datos de captura no presentaron normalidad ($P < 0.05$), por lo que se aplicaron análisis no paramétricos. Para detectar diferencias en el tiempo, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis ($P = 0.05$) (Day y Quinn 1989; Sokal y Rohlf, 1995).

La evaluación de la pesquería de ambas especies se llevó a cabo a través del análisis de la estructura y dinámica poblacional, así como del desarrollo de un modelo basado en la estructura por edades a fin de simular la respuesta de las poblaciones a diferentes niveles de mortalidad por pesca (F). El modelo fue desarrollado en una hoja de cálculo y sus lineamientos han sido descritos por Chávez (1996; 2001).

Para alimentar el modelo, se requiere la información sobre la tasa de crecimiento (L_{inf}) y de mortalidad, la edad de primera captura y de madurez, los parámetros a y b de la relación peso-longitud, la edad teórica en la que el crecimiento es cero (t_0), la razón de crecimiento (ϕ'), la longevidad, los parámetros α y β del reclutamiento, los beneficios y costos de operación, así como el precio en playa y el esfuerzo de pesca. Esta información proviene de Fajardo León y Vélez Barajas (1996) para *I. fuscus*, López Poblete (1997) y Espinosa Montes y Ramade Villanueva (2001) para *P. parvimensis*.

La estructura de edades de *I. fuscus* proviene del estudio poblacional realizado en este trabajo. En el caso de *P. parvimensis*, la información poblacional y sobre la reproducción proviene de Pérez Plascencia (1995). Una vez reconstruida la estructura por edades, se

estimó la tasa de explotación para cada año de la pesquería con ayuda de la ecuación de captura de Baranov (Beverton y Holt, 1957; Ricker, 1975), información que fue utilizada para evaluar el nivel de mortalidad por pesca (F) para cada año de la pesquería y obtener un estimado del valor del coeficiente de capturabilidad (q) (Arreguín Sánchez, 1992), que fue considerado constante para el periodo de simulación.

Se estimó el número de reclutas año por año hasta que el número de clases restantes diera un valor de captura igual al registrado en las estadísticas de captura. El modelo supone que la tasa de reclutamiento se mantiene relativamente constante durante el periodo simulado; sin embargo debido a la incertidumbre que se tiene en el reclutamiento se incorporó una función estocástica para cada año de la simulación considerando un coeficiente de variación de 0.5.

Los parámetros α y β de la relación parentela-reclutas del modelo de Beverton and Holt (1957) ligeramente modificado, fueron calculados a partir de la talla promedio de una población adulta y basado en la estructura por edades de los últimos tres años de captura. El modelo utilizado es el siguiente:

$$R = (\beta * Ad * Amx) / (Ad + (\alpha * Amx))$$

Donde Ad es el número de adultos y Amx es el número máximo de adultos estimados.

El parámetro β depende del tamaño del stock reconstruido y su valor se encuentra relacionado con el año de máxima captura registrada durante el periodo de la pesquería.

Se obtuvieron estimaciones de F para cada año de la pesquería. Los efectos de ésta sobre la población a largo plazo fueron analizados considerando el valor promedio de los últimos tres años de captura registrada. El ajuste del modelo se llevó a cabo minimizando los cuadrados de las diferencias entre los datos de captura observados y los simulados.

Uno de los factores a considerar en el modelo fue la edad de reclutamiento a la pesquería, para lo cual se hicieron corridas considerando distintas clases de edad, de 4, 5 y 7 años para *I. fuscus* y 2, 3 y 5 años para *P. parvimensis*.

Estrategias de explotación

A fin de optimizar los rendimientos biológicos y económicos a largo plazo, se simuló el comportamiento de la pesquería de *I. fuscus* y de *P. parvimensis* bajo diferentes estrategias de explotación.

Se probaron diferentes combinaciones del nivel de mortalidad por pesca (F) y la edad de primera captura o edad de reclutamiento a la pesquería (4, 5 y 7 años para *I. fuscus* y 2, 3 y 5 años para *P. parvimensis*). Se hicieron las simulaciones probando diferentes valores de F , que van desde $F = 0.01$ a $F = 1.0$. Para el cálculo del número inicial de reclutas, se consideró una intensidad de pesca de $F = M$.

Para la reconstrucción de los grupos de edad en años sucesivos, este valor se fue incrementando o disminuyendo hasta encontrar los niveles de extracción que afectan de manera significativa el recurso, tales como el nivel de rendimiento óptimo (FRO), nivel

umbral (FRMU) y nivel crítico o de sobreexplotación (FRC). Los costos (C) y beneficios (B) de las actividades de pesca permitieron determinar los rendimientos económicos de la pesquería restando B a C. Los costos por viaje, el nivel de esfuerzo y de capturabilidad se mantuvieron constantes independientemente del tamaño poblacional estimado para el periodo de simulación (1989-2030). Una vez ajustado el modelo con los datos reales, se simuló el comportamiento de la pesquería a largo plazo, estimando el rendimiento, las ganancias y el patrón de reclutamiento año por año para cada combinación de variables.

Por último, considerando los resultados generados por el modelo y a través de la integración de la información biológica, ecológica y pesquera que se ha generado hasta el momento, se propusieron medidas de regulación y conservación para la explotación adecuada del recurso.

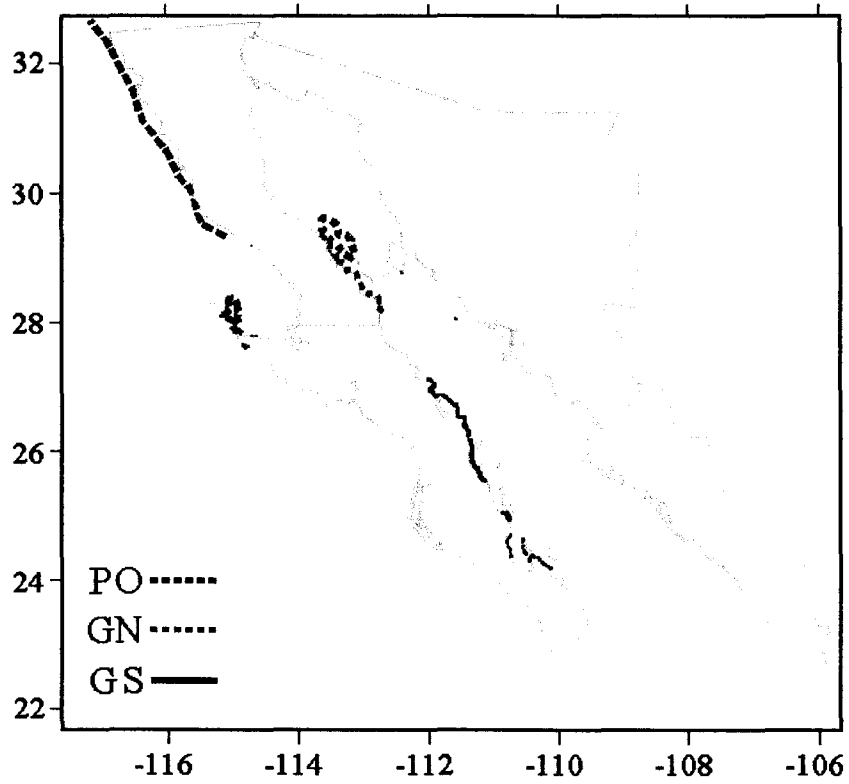


Figura 5. Área de captura de pepino de mar en la península de Baja California, México. Zona Golfo Norte (GN), zona Golfo Sur (GS), donde se extrae *I. fuscus*; zona Pacífico Occidental (PO), donde se extrae *P. parvimensis*.

7. RESULTADOS

7.1. DINAMICA POBLACIONAL

Organismos contraídos.

La talla y peso promedio (\pm error estándar) de los individuos de *I. fuscus* contraídos fueron 19.27 ± 0.29 cm y 338.17 ± 9.31 g respectivamente. El peso y la longitud presentaron diferencias significativas entre los meses analizados ($F_{12, 243} = 2.052$; $P < 0.05$ para peso; $F_{12, 243} = 2.282$; $P < 0.05$ para longitud). De acuerdo con la prueba de Tukey, los especímenes más grandes se presentaron durante octubre-1992 y julio-1993, mientras que los más pequeños se observaron en julio-1992 y en febrero y marzo de 1993.

La ecuación relación peso longitud fue:

$$W = 5.871 * (\text{longitud})^{1.360}$$

donde: W es el peso (g), 5.871 es la ordenada al origen (intervalo de confianza ± 0.829), 1.360 es b (coeficiente de alometría, intervalo de confianza ± 0.081). La ecuación fue significativa ($r^2 = 0.71$; $P < 0.05$, $N = 256$) y la pendiente indica que *I. fuscus* creció de manera alométrica en la Isla Espíritu Santo, durante 1992 y 1993 (Fig.6).

Se observó que los organismos más abundantes en el área de estudio medían 24 cm y pesaban 410 g respectivamente (Fig. 7).

La ecuación final de Bertalanffy quedó de la siguiente manera:

$$L_t = 29.108 [1 - (2.7183)^{-0.243 * (t - 0.036)}]$$

$$W_t = 575.13 [1 - (2.7183)^{-0.243 * (t - 0.036)}]^{1.360}$$

donde: L_t es la longitud a una edad t , W_t es el peso a una edad t ; 29.108 es la longitud asintótica en cm (intervalo de confianza ± 0.133), 575.130 es el peso asintótico en g (intervalo de confianza ± 3.570); $K = 0.243$ (intervalo de confianza ± 0.103) es la tasa intrínseca de crecimiento y $t_0 = 0.036$, es la edad teórica en la que la talla de un organismo es cero. El modelo fue significativo ($r^2 = 0.946$) y la gráfica muestra que individuos de 6 cm o más pequeños tienen menos de un año de edad, mientras que los mayores de 27 cm tienen 9 años o más (Fig. 8). El grupo de edad más abundante fue el de 5 años (Fig. 9) y esto resulta de particular importancia, ya que *I. fuscus* comienza a reproducirse a esta edad, cuando pesa 367 g y mide 20 cm de longitud (Herrero Pérezrul, 1994). La longevidad estimada para esta población fue de 12 años.

Se estimó la probabilidad de captura para esta población ya que la pesquería se encontraba activa. A los 21 cm el 50 % de los organismos son capturados (Fig. 10). El reclutamiento a la pesquería presentó un patrón estacional, con la mayor incidencia durante el verano y el otoño (Fig. 11).

La curva de captura indicó que la tasa de mortalidad total Z estimada fue de 0.70, mientras que la mortalidad natural fue de 0.345, valor de la mediana obtenido por consenso (tabla 1).

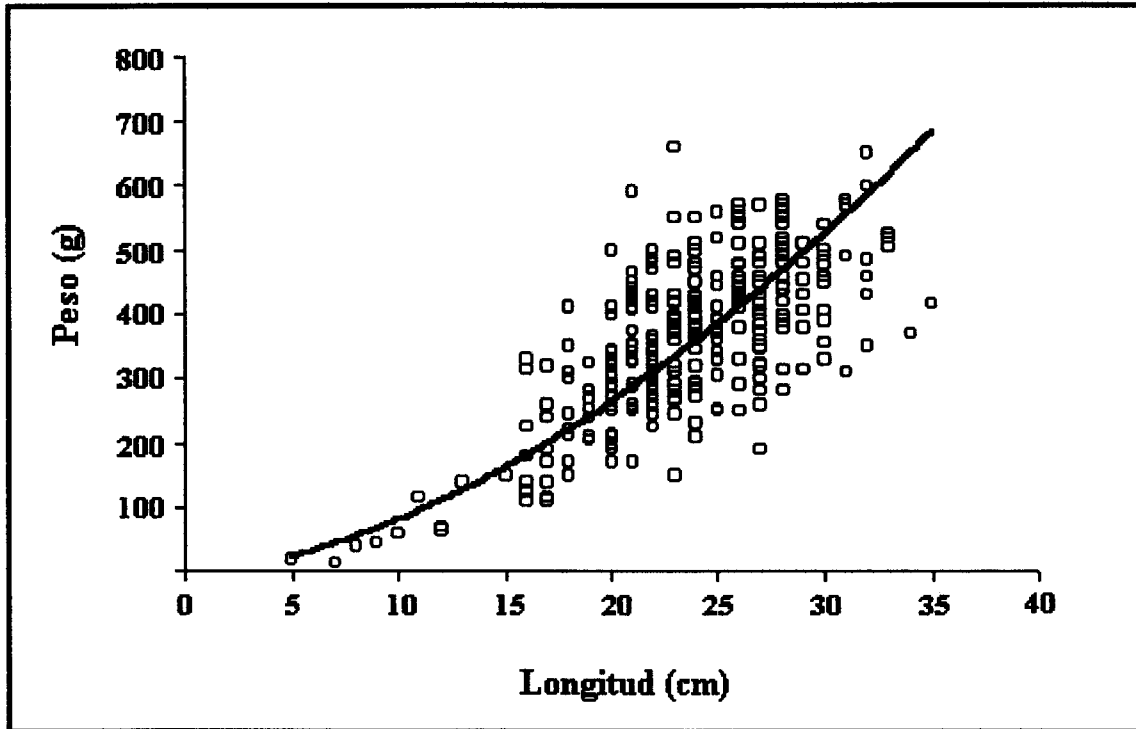


Figura 6. Relación peso-longitud de los organismos de *I. fuscus* contraídos en la Isla Espiritu Santo, B.C.S., México.

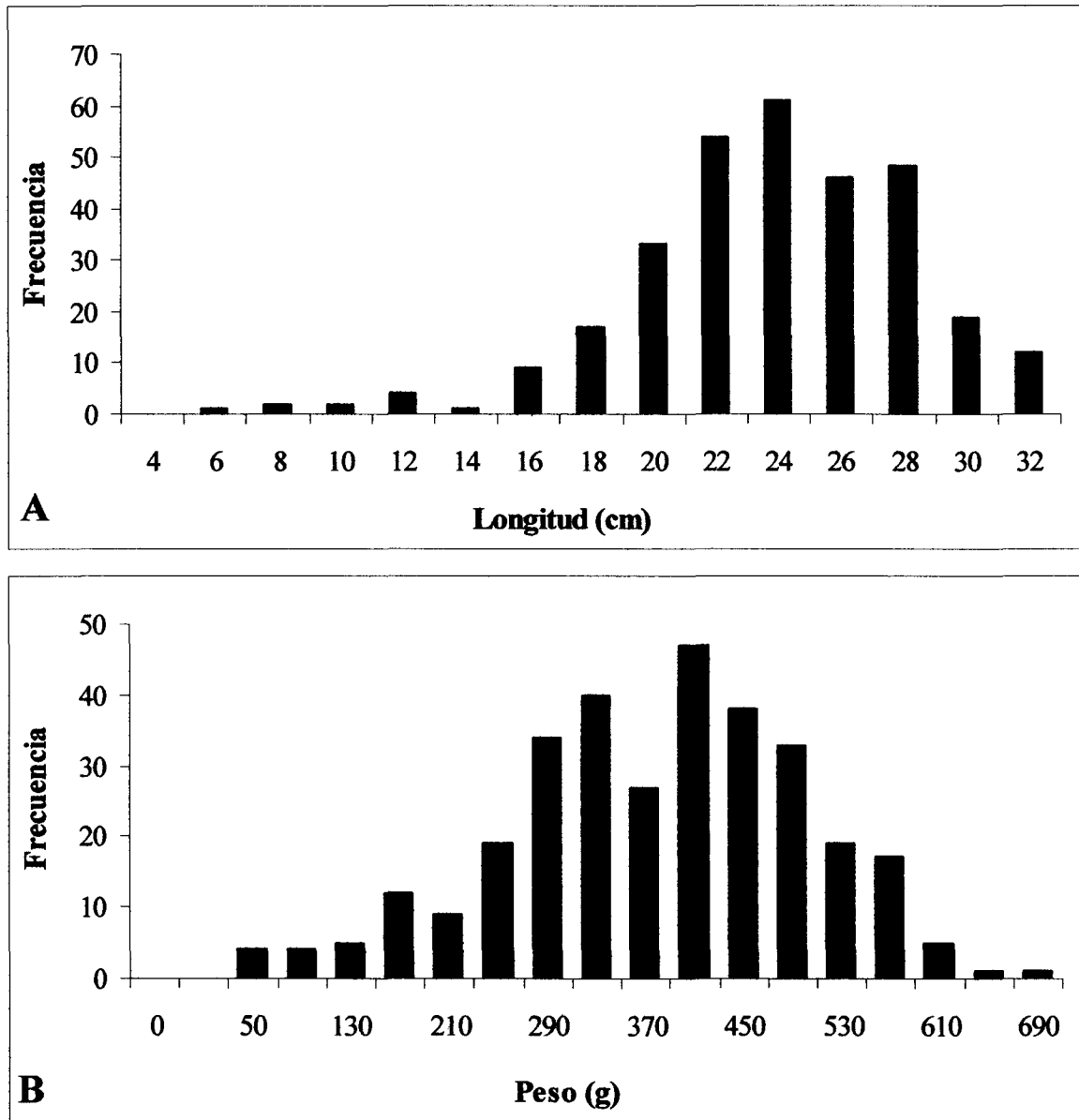


Figura 7. Histograma de frecuencias de tallas (A) y pesos (B) de los organismos de *I. fuscus* contraídos durante 1992-1993.

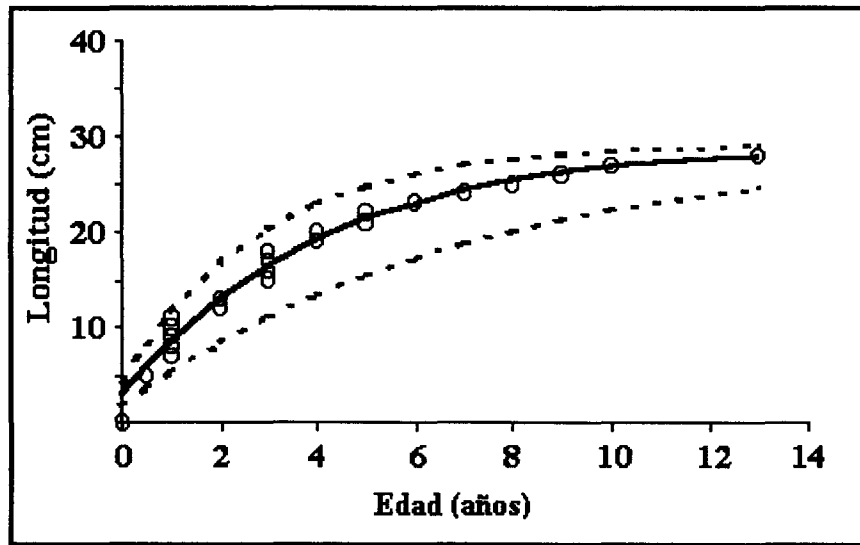


Figura 8. Crecimiento individual longitud de los organismos de *I. fuscus* contraídos en la Isla Espíritu Santo, B.C.S., México. La línea punteada representa el error estándar.

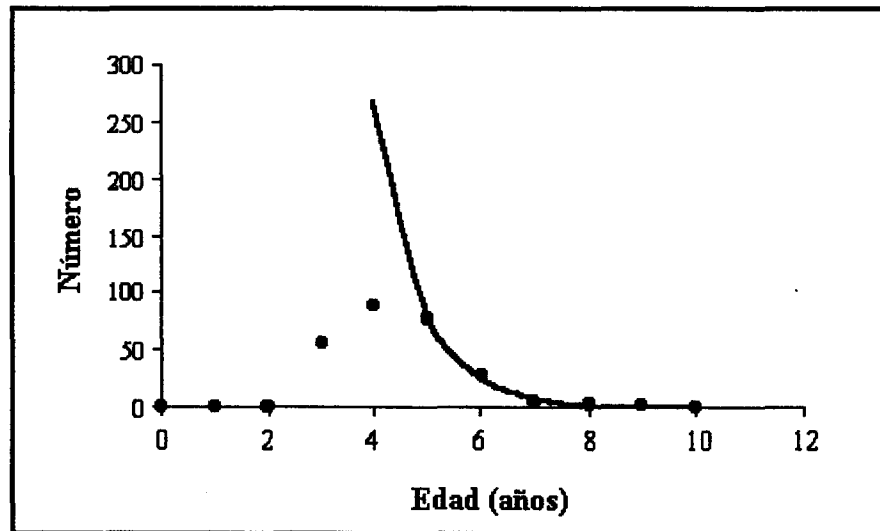


Figura 9. Frecuencia de edades y estimación de la tasa de mortalidad total (Z) de los organismos de *I. fuscus* contraídos durante 1992-1993.

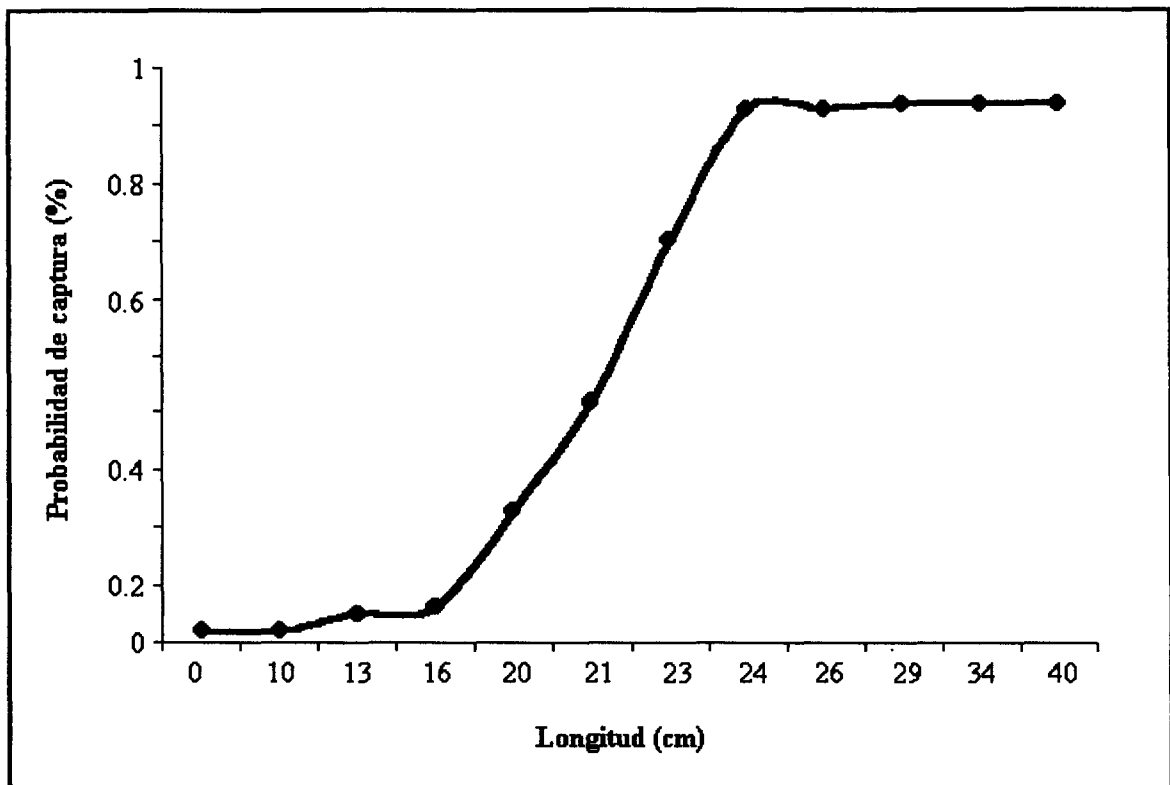


Figura 10. Curva de probabilidad de captura de la población de *I. fuscus* durante el periodo de captura de 1992 a 1993.

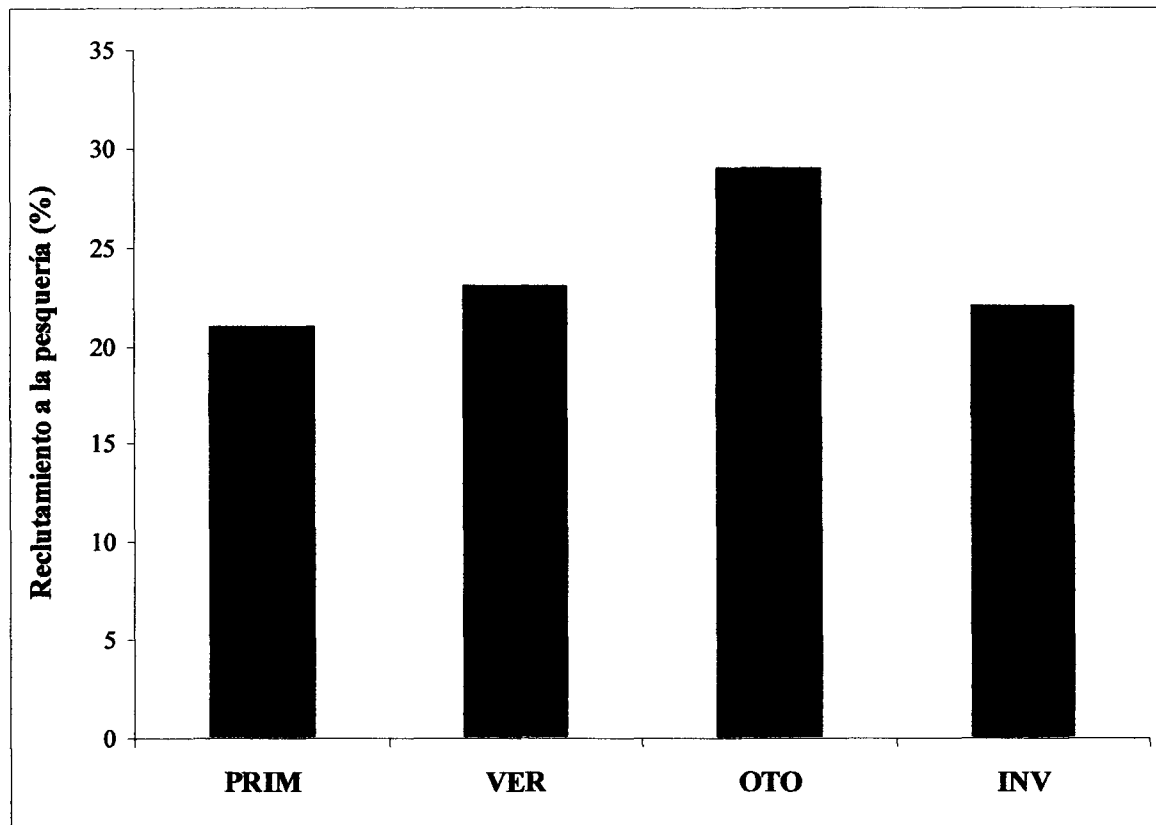


Figura 11. Frecuencia del reclutamiento estacional a la pesquería de *I. fuscus* en la Isla Espíritu Santo durante 1992-1993.

Tabla 1. Mortalidad natural (M) estimada para la población de *I. fuscus* contraídos en la Isla Espíritu Santo durante 1992-1993.

Método	M
Pauly, (1980)	0.676
Jensen (1997)	0.365
Rikhter y Efanov (Sparre y Venema, 1995)	0.359
Djabali <i>et al.</i> (1993)	0.349
Hoening (Sparre y Venema, 1995)	0.340
Chávez (1995)	0.243
Mediana	0.345

Organismos medidos in situ

La longitud y peso promedio \pm error estándar de los organismos medidos *in situ* fueron de 23.25 ± 0.26 cm y 385.97 ± 7.81 , respectivamente, con modas de 25 cm y 350 g. Esto indica que la mayoría de los especímenes analizados apenas comenzaban su actividad reproductiva. La ecuación de la relación peso longitud fue:

$$W = 1.142 * (\text{longitud, en cm})^{1.832}$$

donde: W es el peso (g), 1.142 es la ordenada al origen (intervalo de confianza \pm 1.100), 1.832 es *b* (coeficiente de alometría, intervalo de confianza \pm 0.003) y fue significativa ($r^2 = 0.714$, $F_{1, 1144} = 3607.5$; $P < 0.001$) y de nuevo se pone en evidencia que *I. fuscus* crece de manera alométrica ($T_{1446} = -38.228$; $P < 0.05$) (Fig. 12).

La talla y peso promedio de esta población presentaron diferencias significativas entre los meses de estudio ($F_{11, 1434} = 8.850$; $P < 0.001$ para longitud; $F_{11, 1434} = 8.870$; $P < 0.001$ para peso). Los individuos más pequeños (< 5 cm y 50 g de peso) se observaron de agosto a noviembre de 1996, mientras que los organismos más grandes se detectaron en enero, febrero y abril de 1997 (tabla 2). Se encontraron especímenes de menos de 6 cm de longitud escondidos bajo las rocas o entre el coral.

La clase modal de talla y peso fue de 25 cm y 350 g respectivamente (Fig. 13).

Las ecuaciones de crecimiento de Bertalanffy (Fig. 14) para longitud y peso fueron:

$$L_t = 36.118 [1 - (2.7183^{(-0.180 * (t - 0.024))})]$$

$$W_t = 815.485 [1 - (2.7183^{(-0.180 * (t - 0.024))})]^{1.832}$$

De acuerdo con el modelo, organismos que miden menos de 6 cm y pesan menos de 40 g apenas tenían un año de edad, mientras que los especímenes mayores de 30 cm y 700 g superaban los 15 años de edad, sin embargo, estos últimos son escasos. La longevidad estimada para esta población fue de 17 años. La clase de edad más abundante fue la de 6, seguida de la de 5 y 7 años (Fig. 15), lo que indica que los individuos dominantes se encuentran en activa reproducción o apenas comenzaban a hacerlo.

La mortalidad natural fue de 0.250, que corresponde al valor de la mediana (tabla 3).

Tabla 2. Longitud y peso promedio mensual de los organismos medidos *in situ* de *I. fuscus* durante 1996-1997. E.S.

Mes		<i>n</i>	Promedio	Moda	Error estándar.	Valor mínimo	Valor máximo
Agosto 1996	W	97	362.1	480	11.4	15	525
	L	97	23.3	23	0.4	7	33
Septiembre	W	105	383.3	410	12.5	45	660
	L	105	24.3	26	0.5	9	35
Octubre	W	113	348.7	410	11.6	20	650
	L	113	23.1	22	0.4	5	33
Noviembre	W	103	366.9	320	13.4	20	790
	L	103	21.9	24	0.4	5	30
Diciembre	W	99	389.9	340	11.7	105	700
	L	99	23.9	26	0.4	16	33
Enero 1997	W	107	444.9	310	13.7	65	800
	L	107	24.6	24	0.5	12	40
Febrero	W	131	470.2	420	13.0	70	810
	L	131	25.9	26	0.4	11	36
Marzo	W	152	391.0	320	10.6	120	690
	L	152	23.4	24	0.4	11	34
Abril	W	108	411.3	380	14.9	70	760
	L	108	23.3	28	0.4	11	34
Mayo	W	134	381.1	350	15.3	45	830
	L	134	22.5	26	0.4	9	33
Junio	W	164	340.1	330	14.9	20	810
	L	164	21.4	25	0.5	7	35
Julio	W	133	353.9	290	13.1	45	760
	L	133	22.1	22	0.4	8	33
Total	W	1446	385.97	350	3.99	15	830
	L	1446	23.5	25	0.13	5	40

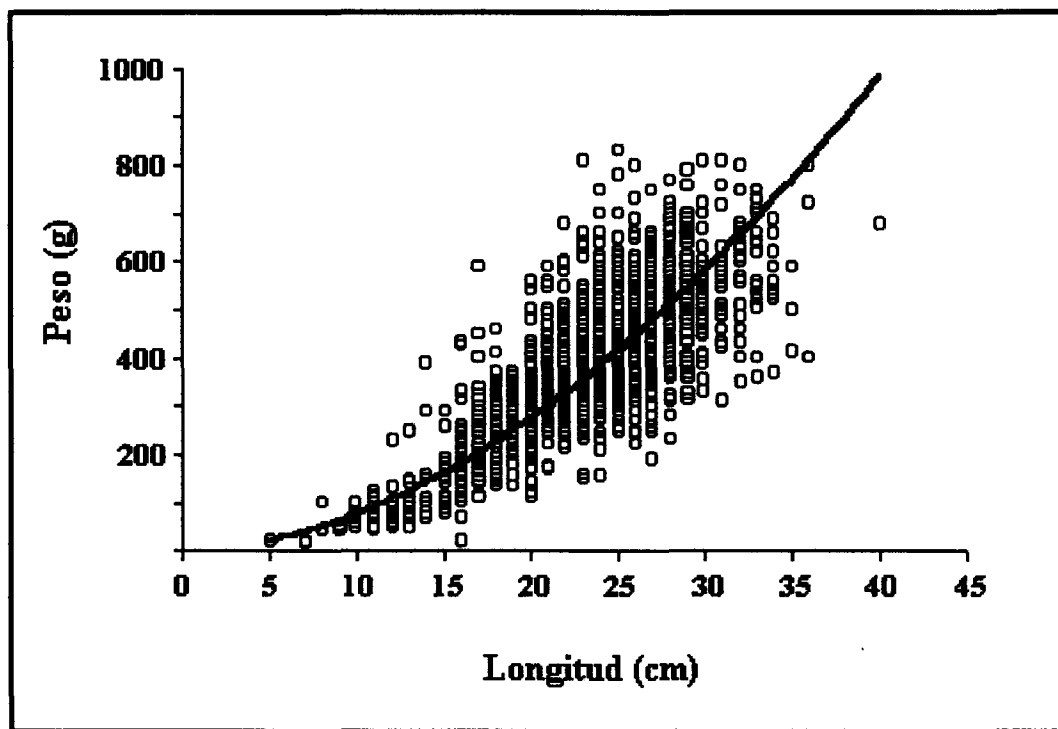


Figura 12. Relación peso-longitud de los organismos de *I. fuscus* medidos *in situ* en la Isla Espiritu Santo, B.C.S., México durante 1996-1997.

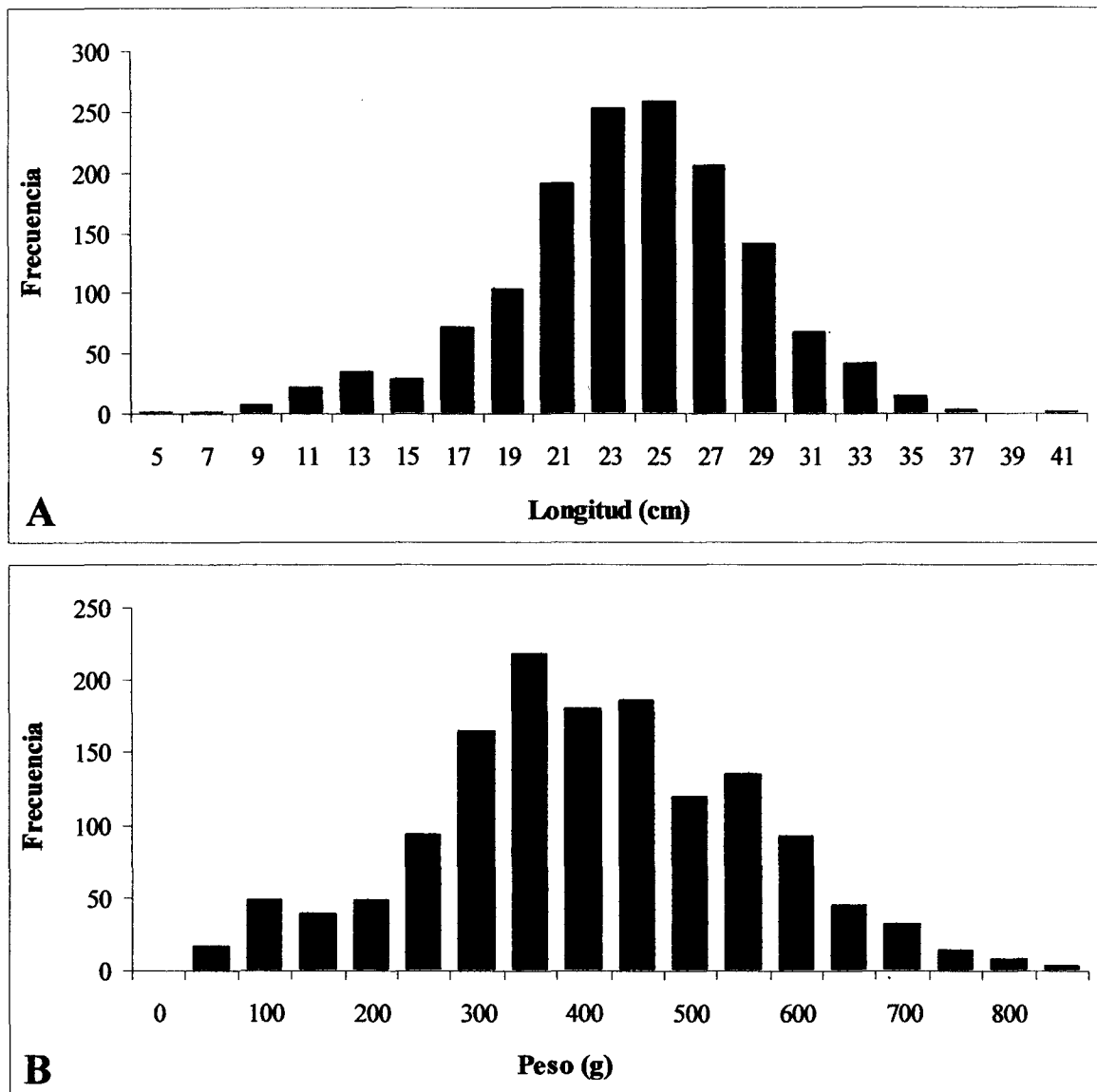


Figura 13. Histograma de frecuencias de tallas (A) y pesos (B) de los organismos de *I. fuscus* medidos *in situ* durante 1996-1997.

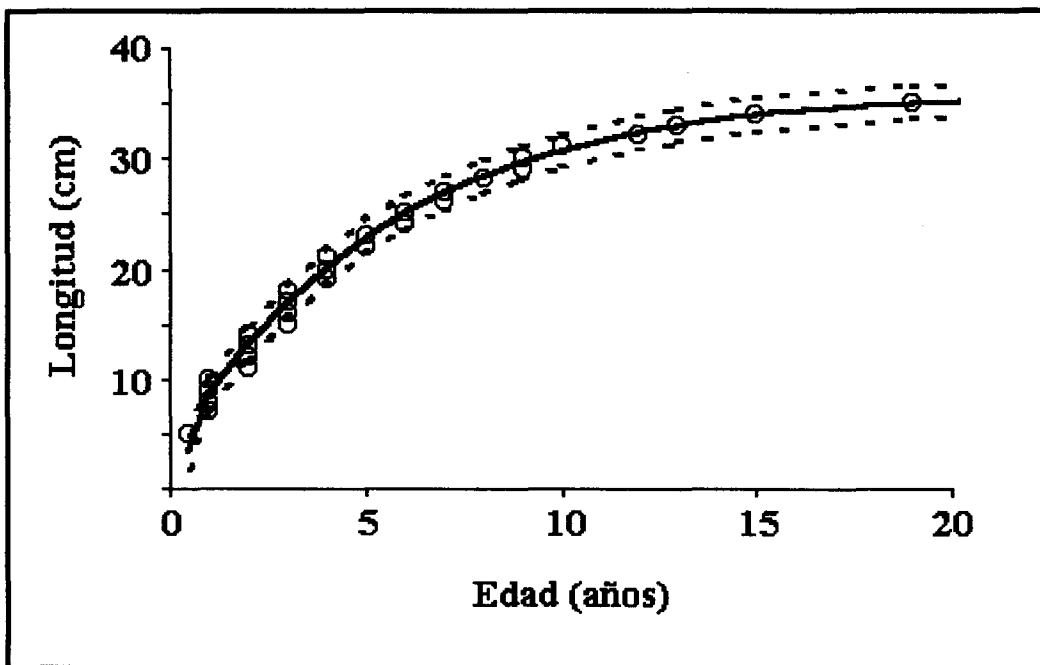


Figura 14. Crecimiento individual en longitud de los organismos de *I. fuscus* medidos *in situ* en la Isla Espíritu Santo, B.C.S., México durante 1996-1997. La línea punteada representa el error estándar.

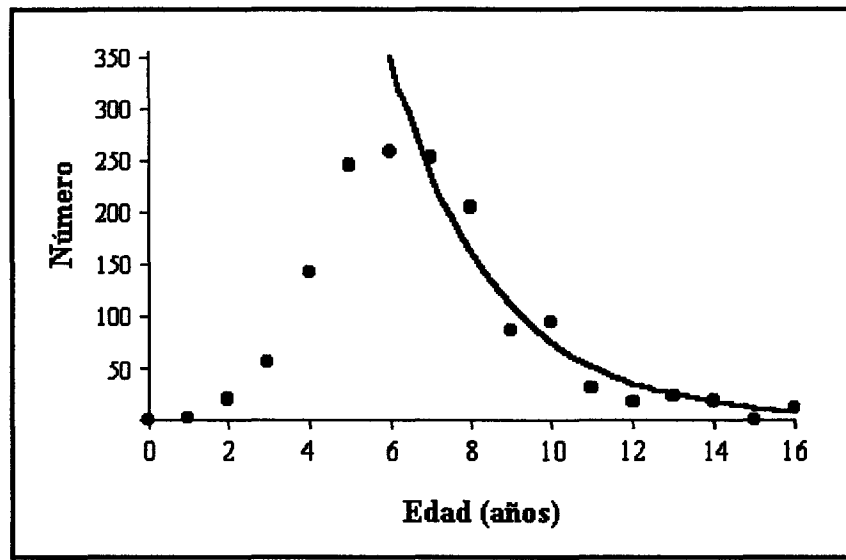


Figura 15. Frecuencia de edades y estimación de la tasa de mortalidad total (Z) de los organismos de *I. fuscus* medidos *in situ* durante 1996-1997.

Tabla 3. Mortalidad natural (M) estimada para la población de *I. fuscus* medidos *in situ* en la Isla Espiritu Santo durante 1996-1997.

Método	M
Pauly, (1980)	0.051
Jensen (1997)	0.27
Rikhter y Efanov (Sparre y Venema, 1995)	0.25
Djabali <i>et al.</i> (1993)	0.02
Hoening (Sparre y Venema, 1995)	0.25
Chávez (1995)	0.18
Mediana	0.25

Densidad poblacional

Los datos sobre la densidad de los organismos de *I. fuscus* medidos *in situ* en la Isla Espíritu Santo no presentaron normalidad ($KS = 0.204$; $P < 0.001$; $n = 192$) aunque si presentaron homogeneidad de varianzas ($B = 0.165$; $P = 0.001$; $n = 192$), por lo que fueron analizados con técnicas paramétricas.

La densidad estimada como captura por unidad de esfuerzo fue de 0.106 ind/min de buceo, que fue incrementándose conforme avanzaba el estudio. Mientras que la densidad por transectos estimada tuvo un valor de 0.7 ind/m². Dado que no hubo diferencias significativas durante los meses de estudio ($F_{11, 180} = 1.661$; $P = 0.09$), es posible que la discrepancia se deban a un efecto de muestreo relacionado a la experiencia de los observadores para la detección de los pepinos. Por otra parte, la densidad si varió de manera significativa entre los sitios analizados ($F = 16.171$; $P < 0.001$) y la prueba de Tukey detectó que San Gabriel fue la que presentó valores más altos (Fig. 16).

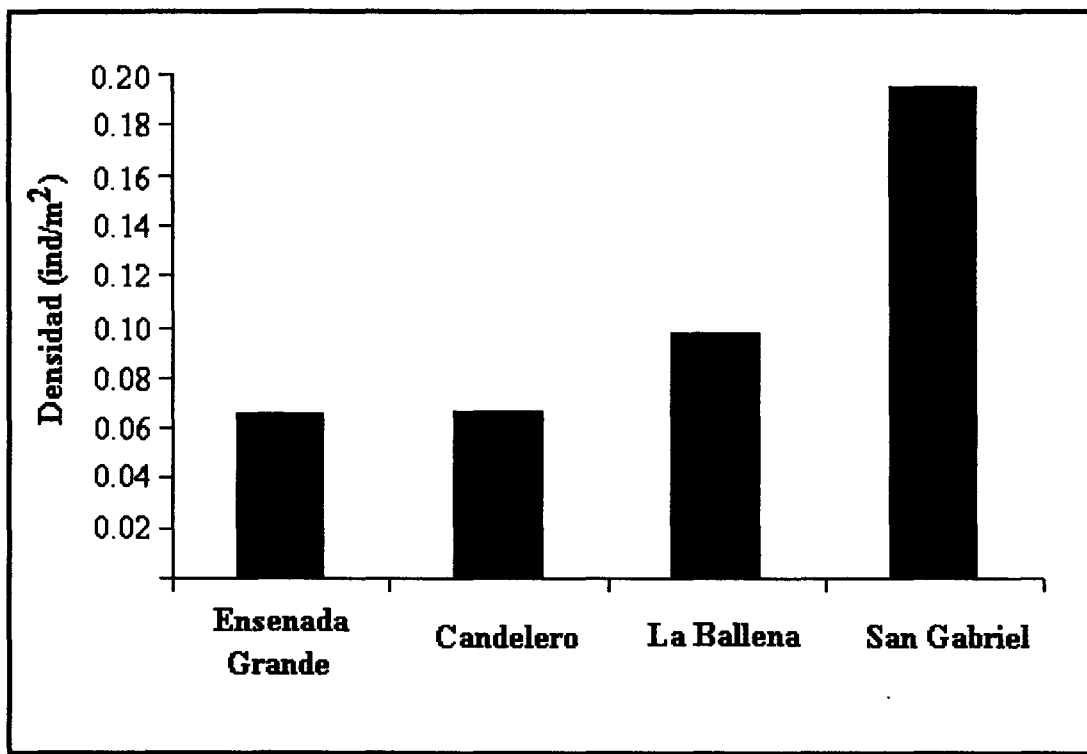


Figura 16. Densidad poblacional de *I. fuscus* obtenida en distintas localidades de la Isla Espiritu Santo, B.C.S. (julio-1996 a agosto-1997).

7.2. EVALUACION DE LA PESQUERIA DE PEPINO DE MAR EN MEXICO

Caracterización de la pesquería

La extracción y comercialización del recurso pepino de mar está registrada para el periodo 1989-1994 en B.C.S. y de 1990 a 2001 en B.C. La pesquería se llevaba a cabo a través de permisionarios del sector privado y de algunas cooperativas pesqueras. En sus inicios, los permisos duraban de 3 meses a un año y cada permisionario utilizaba de 3 a 5 embarcaciones, con uno o dos buzos conectados al mismo compresor de aire. Estos últimos son quienes extraían los pepinos, manualmente o con un arpón o “hawaiana”. Para acceder a los sitios de colecta se utilizaban embarcaciones de 20 a 22 pies de eslora, impulsadas por motores fuera de borda (de 75 a 80 HP). En general, las capturas se realizaban durante el día, aunque era común la extracción nocturna (Fajardo León y Vélez Barajas, 1996; Ramírez Soberón *et al.*, 2001).

El producto se comercializaba de tres formas: fresco, cocido y seco, siendo éste último el de mayor preferencia y el que alcanzaba valores más altos. En la actualidad, la especie aún permanece sujeta a protección especial, aunque en el 2003 se otorgaron 6 permisos para UMA's (Unidades de manejo para conservación y manejo de la vida silvestre). El recurso se vendió preferentemente de primera cocida. En general, el proceso para secar el pepino incluye el eviscerado y limpieza de los especímenes al llegar a tierra. Después de unas horas de cocción en agua de mar, se comercializaban a nivel local como producto de “primera cocida” o se continuaba con el proceso de cocido por otras 2 horas. Después los pepinos eran secados al sol o ahumados, hasta quedar con el producto “seco”, el cual era empacado en costales listo para su exportación. Por cada tonelada de producto fresco se

obtienen entre 130 y 150 kg de producto cocido, esto es un rendimiento entre el 13% y 15% (Fajardo León y Vélez Barajas, 1996). De acuerdo con Salgado Castro (1994) se obtuvo más de un millón de dólares como producto de la exportación de pepino de mar, que se pagaba a 6 dólares por kg fresco (Fajardo León y Vélez Barajas, 1996). En la actualidad solamente se maneja el producto en presentación de primera cocida y se paga a \$120.00 por kg (Herrero Pérezrul, 2004).

Evaluación de la pesquería en la zona Golfo Norte

La serie histórica de capturas en la zona GN muestra una clara tendencia a la disminución. El año de mayor captura fue 1991, cuando se obtuvieron 1,143 t. Al siguiente año se redujeron a 512 t y para el año 2000 solamente se obtuvieron 43 t (Fig. 17).

La captura promedio mensual para esta zona fue de 30.768 ± 3.854 t y no se detectaron diferencias significativas entre las capturas mensuales (Kruskal-Wallis $T=5.953$; $N=95$; $P=0.8764$) (Fig. 18). Esto indica que se extrae pepino durante todo el año, aunque se observó una ligera tendencia a extraer más durante los meses de primavera y verano. Sin embargo, la captura anual sí presentó diferencias significativas (Kruskal-Wallis $T=37.539$; $N=95$; $P=0.0001$), siendo el año de 1991 el que presenta el valor más alto.

Los datos de esfuerzo para la zona GN corresponden únicamente al periodo 1990-1994 y aunque existen registros de capturas para los años posteriores, no fue posible conseguir la información. El número de embarcaciones iniciales (10) fue incrementándose continuamente, hasta que al final del periodo se estaba trabajando con más de 30 (Fig. 19), aunque trabajaban en promedio 17 ± 4.30 embarcaciones anuales. La CPUE promedio fue

de 35 ± 17.46 t/equipo/año, y es importante mencionar que en 1990 se obtuvieron capturas menores que en 1991 aplicando el mismo nivel de esfuerzo.

El rendimiento máximo sostenible estimado por el modelo de Fox fue de 1000 t considerando un esfuerzo equivalente a 3 embarcaciones, mientras que el modelo de Schaefer lo estimó en casi 600 t con un esfuerzo de 7 embarcaciones (Fig. 20).

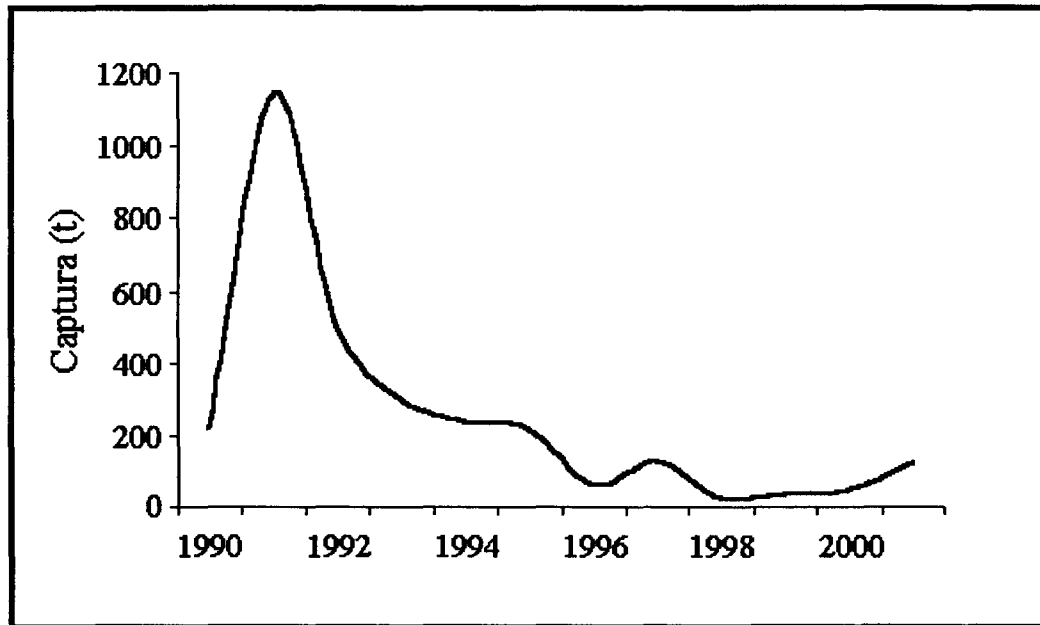


Figura 17. Distribución histórica de las capturas de *I. fuscus* en la zona Golfo Norte.

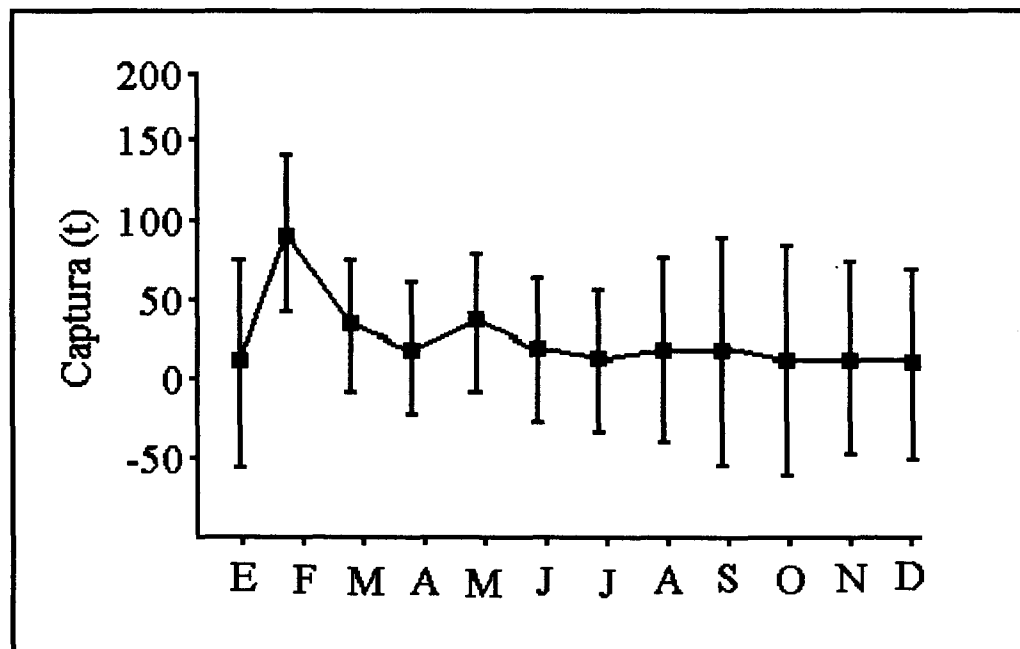


Figura 18. Captura promedio mensual de *I. fuscus* en la zona Golfo Norte.

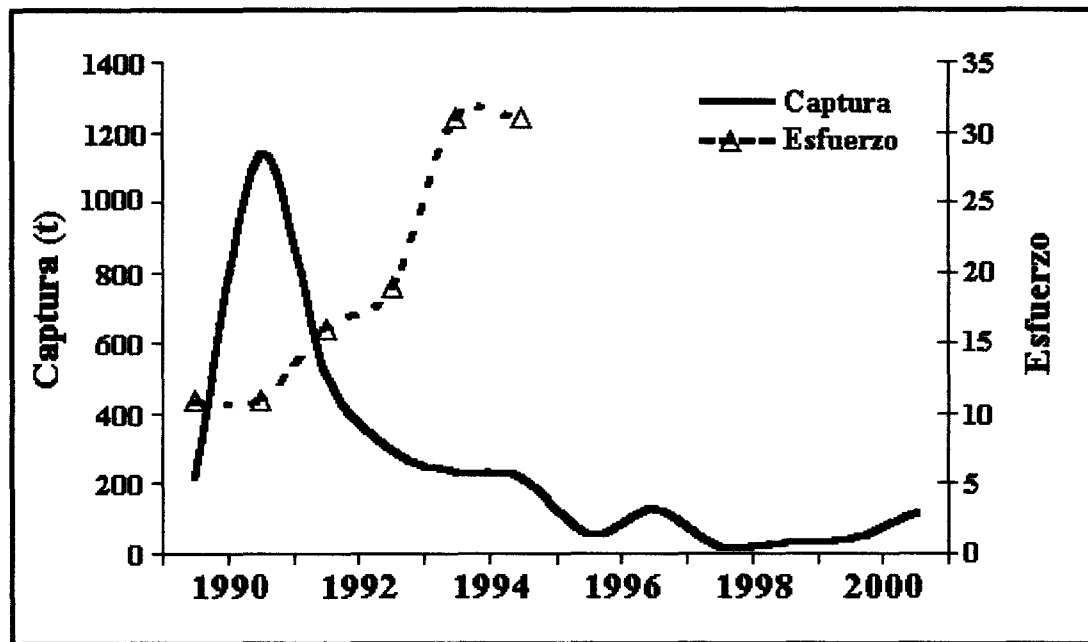


Figura 19. Comportamiento del esfuerzo en relación con la captura de *I. fuscus* en la zona Golfo Norte.

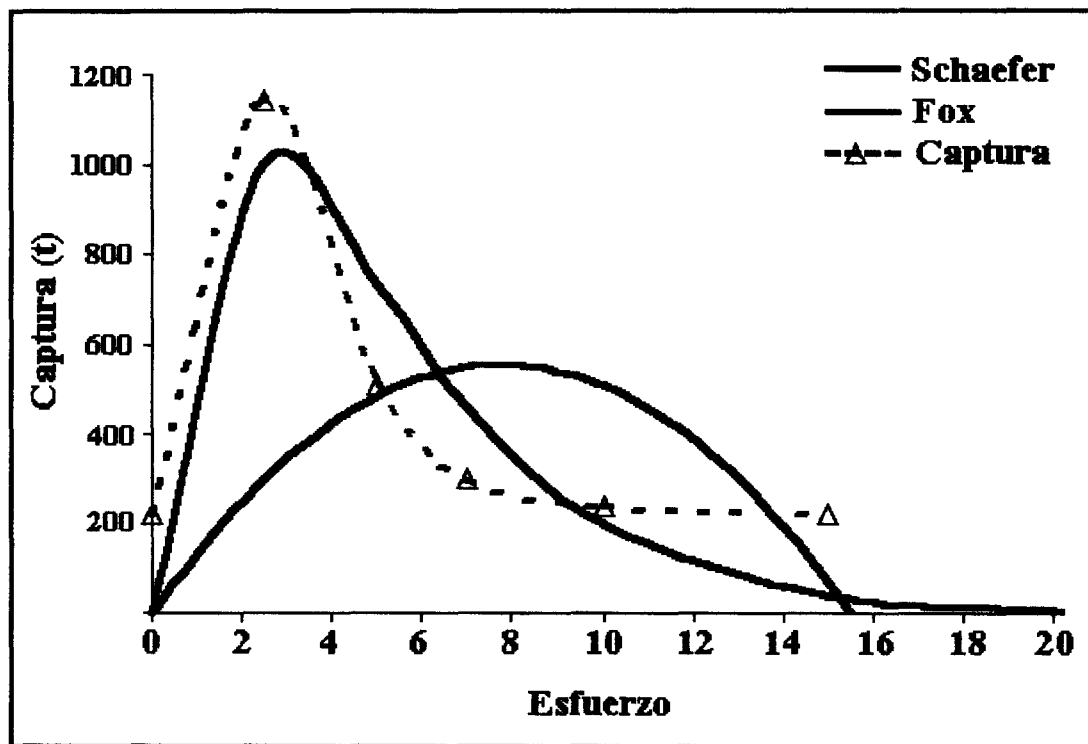


Figura 20. Comportamiento del esfuerzo en relación a la captura (A) y estimación de la captura de acuerdo con el modelo de Fox y Schaefer (B) en la zona Golfo Norte.

Evaluación de la pesquería en la zona Golfo Sur

En la zona GS comenzaron a registrarse las capturas de *I. fuscus* de manera oficial en 1989 y la pesquería también fue prohibida en 1994. El volumen de captura más alto se obtuvo en el año de 1991 con 624 t, disminuyendo posteriormente hasta 93 t en menos de dos años (Fig. 21). No existen datos de captura posteriores a este periodo a pesar de que existen evidencias de que el recurso se extraía y se sigue extrayendo de manera ilegal (San Diego Union Tribune, 2002).

No se encontraron diferencias significativas entre las capturas mensuales (Kruskal-Wallis $T= 9.0196$; $N= 46$; $P = 0.6201$), esto es, que la especie se capturaba de manera constante durante todo el año en la zona GS. La captura promedio mensual fue de 36.866 ± 2.279 t (Fig. 22). Tampoco se detectaron diferencias significativas entre los años (Kruskal-Wallis $T= 10.8085$; $N= 46$; $P = 0.055$), sin embargo, se debe mencionar que el valor de significancia calculado se encuentra en el límite de su distribución. Esta situación puede atribuirse a datos extremos provenientes de la captura en el año de 1991 y que incrementa el nivel de la varianza, pero no lo suficiente como para generar diferencias estadísticas.

A principios de los años noventa el esfuerzo pesquero tuvo un comportamiento similar al de la captura (Fig. 23a), alcanzando ambas su máximo valor en 1991, pero en los años posteriores el esfuerzo se mantuvo por arriba del nivel de captura. En promedio trabajaban 28 embarcaciones anuales. La CPUE promedio fue de $10.027 + 2.183$ t/equipo/año. El valor más alto de CPUE coincidió con los mayores rendimientos y fue evidente un comportamiento inverso entre la CPUE y el nivel de esfuerzo, disminuyendo drásticamente a partir de 1991.

El rendimiento máximo sostenible estimado por el modelo de Fox fue de 600 t considerando un esfuerzo de 10 embarcaciones, mientras que el modelo de Schaefer lo alcanza a las 300 t con un esfuerzo de 22 embarcaciones (Fig. 23b).

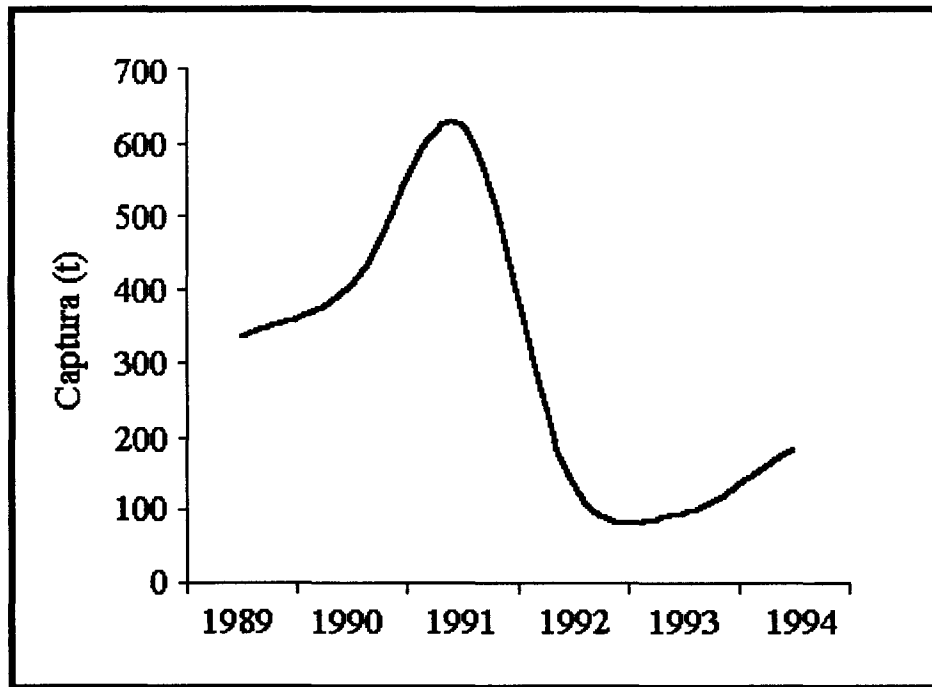


Figura 21. Distribución histórica de las capturas de *I. fuscus* en la zona Golfo Sur.

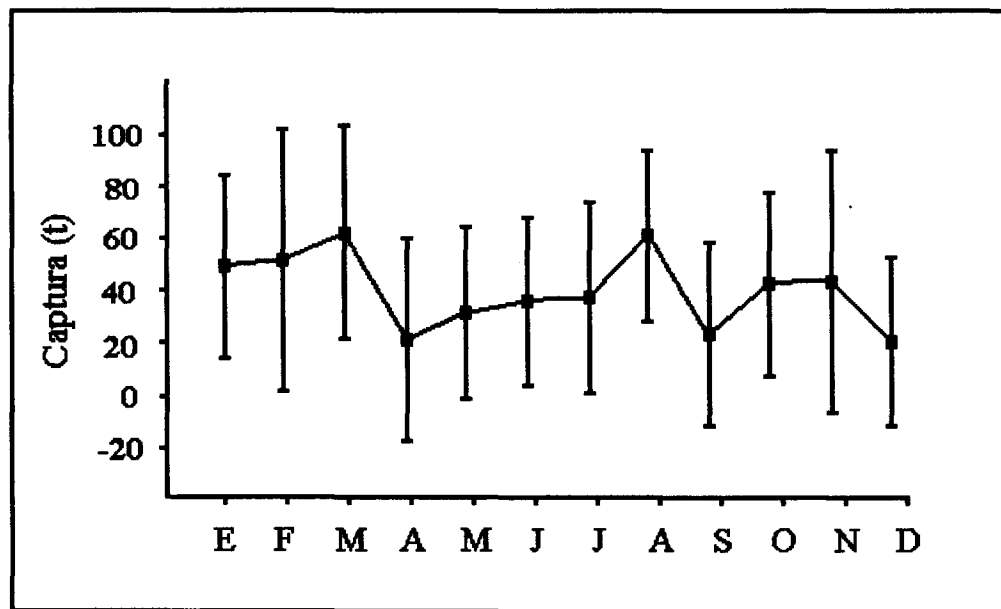


Figura 22. Captura promedio mensual de *I. fuscus* en la zona Golfo Sur.

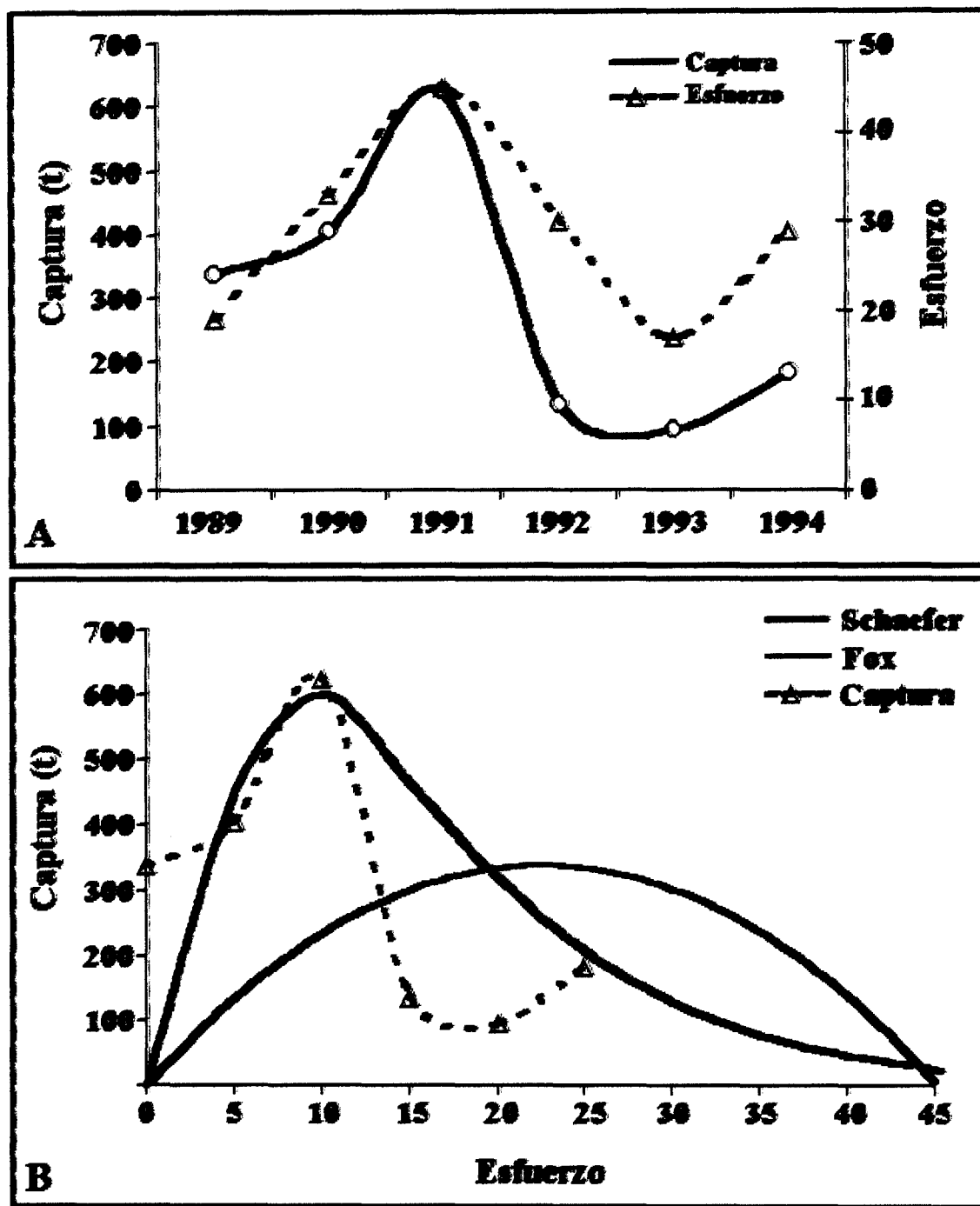


Figura 23. Comportamiento del esfuerzo en relación a la captura (A) y estimación de la captura de acuerdo con el modelo de Fox y Schaefer (B) en la zona Golfo Sur.

Evaluación de la pesquería en la zona Pacífico Occidental

El periodo de captura de *Parastichopus parvimensis* comprende de 1990 hasta junio de año 2002 (Fig. 24). El volumen máximo de captura obtenido para esta especie alcanzó las 530 t en 1996. El comportamiento de la pesquería de esta holoturia se mantuvo relativamente constante hasta 1996, con un descenso en los años posteriores y un repunte para el año 2000.

Se detectaron diferencias significativas entre las capturas mensuales (Kruskal-Wallis $T= 76.8327$; $N= 121$; $P= 0.0000$), siendo los meses de abril a junio cuando se capturó mas pepino (Fig. 25). Al analizar las capturas estacionalmente, se detectó que la captura ocurre principalmente en primavera y a principios del verano (Kruskal-Wallis $T= 21.491$; $N=46$; $P= 0.0001$). En general, la captura promedio mensual fue de 37.191 ± 1.170 t.

Solamente se analizó el esfuerzo aplicado al periodo 1990-1995, ya que no fue posible conseguir dicha información para los años posteriores. En la zona PO se observó una relación directa entre la captura y el esfuerzo, excepto en 1993, donde la captura disminuyó alrededor de 100 t (Fig. 26a). En promedio, trabajaban alrededor de 20 equipos por año. La CPUE obtuvo valores rendimientos en 1992 y en 1994. La CPUE promedio para dicho periodo fue de 20 ± 3.147 t/equipo/año.

De acuerdo con el modelo de Fox, el rendimiento máximo sostenible fue de 500 t considerando un esfuerzo de 15 embarcaciones, mientras que el modelo de Schaefer lo estimó a las 450 t con un esfuerzo de 25 embarcaciones (Fig. 26b).

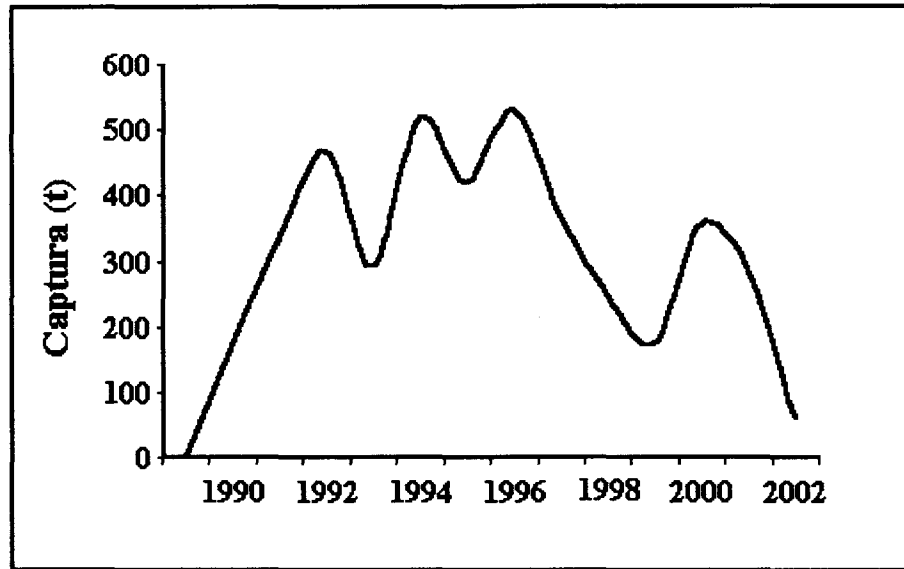


Figura 24. Distribución histórica de la captura de *Parastichopus parvimensis* en la zona Pacífico Occidental.

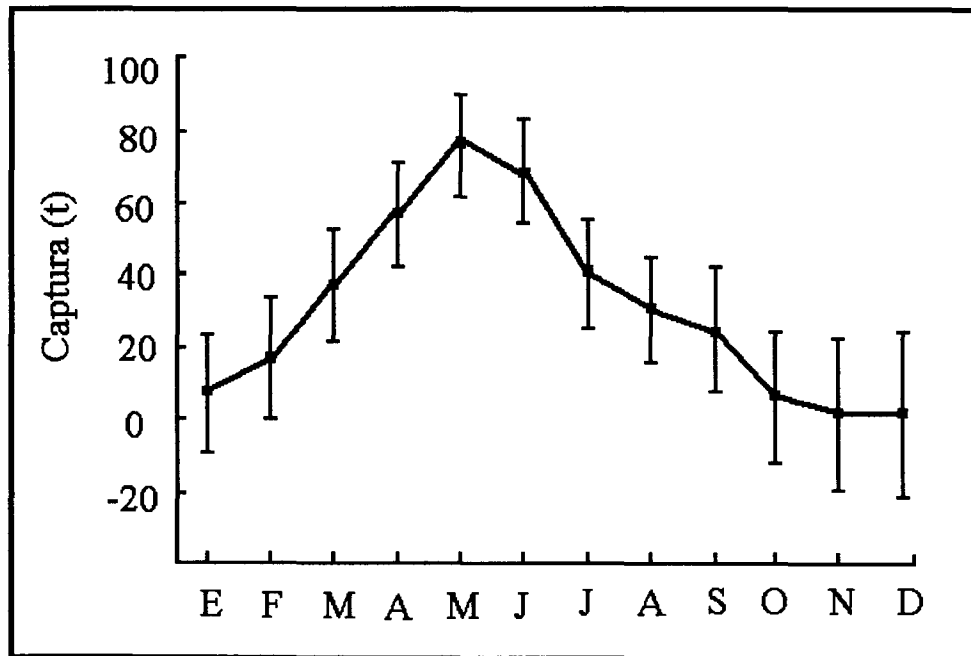


Figura 25. Captura promedio mensual de *Parastichopus parvimensis* en la zona PO.

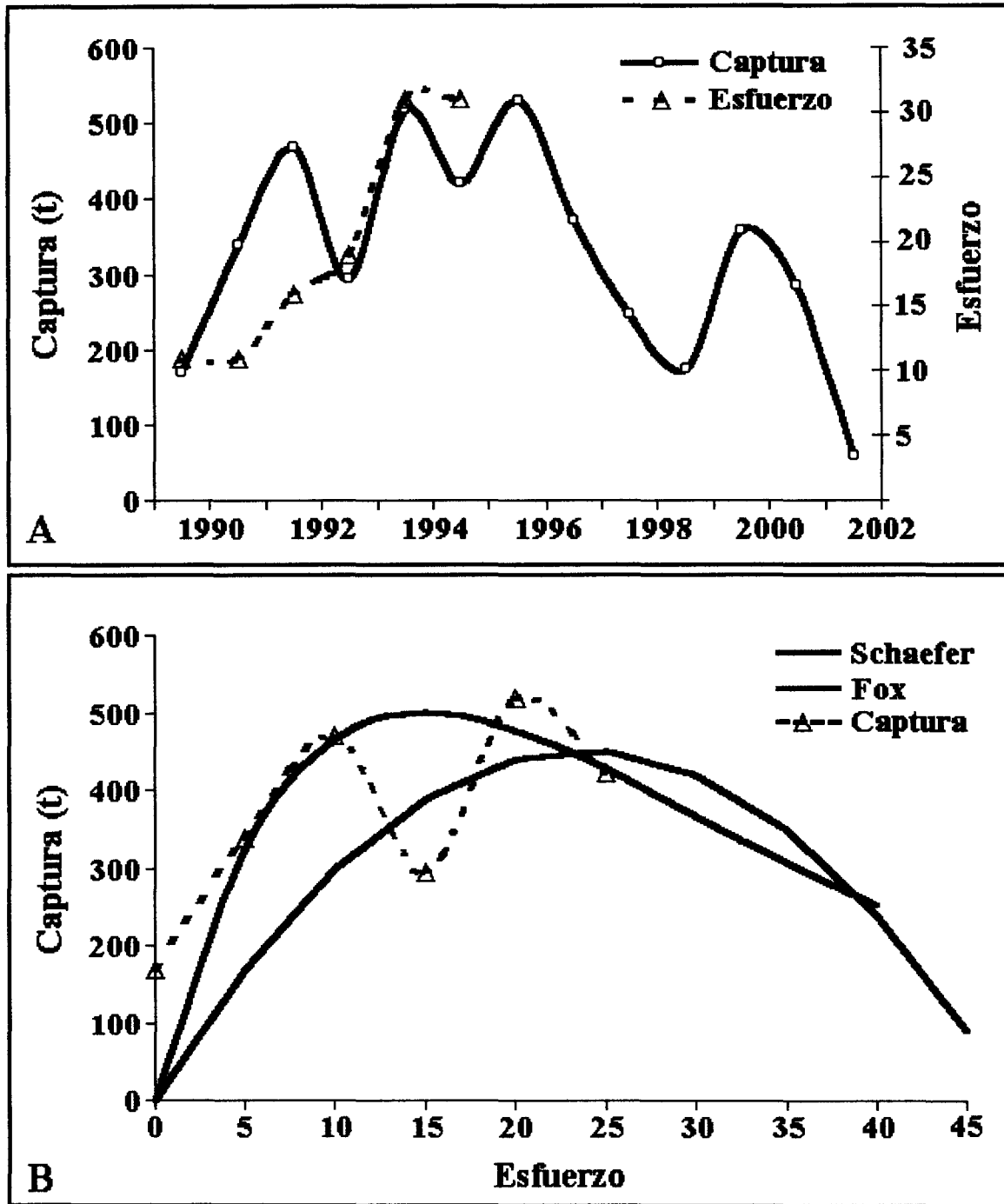


Figura 26. Comportamiento del esfuerzo en relación a la captura (A) y estimación de la captura de acuerdo con el modelo de Fox y Schaefer (B) en la zona Pacífico Occidental.

8. ESTRATEGIAS DE EXPLOTACION DEL PEPINO DE MAR EN MEXICO

Al evaluar la pesquería de pepino de mar en la península de Baja California, se puso en evidencia que la edad de captura (tc) en combinación con el nivel de mortalidad por pesca (F) ejercen una gran influencia sobre los rendimientos y las ganancias. En general, se observó que los rendimientos más altos se obtienen capturando organismos jóvenes de ambas especies de pepino de mar, pero disminuyen al incrementar la intensidad de captura.

También resultó evidente la influencia de la edad de captura sobre el patrón de reclutamiento. Es importante recordar que los organismos de *I. fuscus* menores de 4 años y los de *P. parvimensis* menores a 2 años no se encuentran disponibles en la pesquería, por lo cual, durante el presente trabajo solamente se consideraron aquellos resultados obtenidos para organismos de esas edades o mayores.

El número de reclutas promedio cambió en relación a la zona de captura y a la edad de captura. En la zona GN los reclutas oscilaron entre los 10 y los 23 millones, alcanzando los valores más altos cuando se capturan organismos mayores de 8 años, mientras que en la zona GS apenas sobrepasaron los 10 millones a partir de los 5 años. En la zona PO el número de reclutas permaneció relativamente constantes después de los 7 años con 35 millones (Fig. 27).

El número de reclutas tiende a la asíntota alrededor de los 20 millones en la zona GN. Se estimó un promedio anual (+ error estándar) de $14,052,572 + 1,246,174$ de reclutas para el periodo 1990-2001. Por su parte, en la zona GS se estabilizan alrededor de los 12 millones con un valor promedio de $7,614,605 + 642,896$ para el periodo 1989-1994. En ambas zonas del Golfo de California, los reclutas se encuentran por debajo del nivel de la

asíntota estimada por el modelo (Fig. 28a, b). En contraste, en la zona PO los reclutas fueron mucho más abundantes, con un promedio de $22,337,654 \pm 1,680,993$ para el periodo 1990-2002, estabilizándose cerca de los 25 millones. Este valor se encuentra ubicado muy cerca del límite de la asíntota (Fig. 28c).

Después de probar diferentes combinaciones de F y t_c se detectaron los tres niveles que afectan directamente el futuro de la pesquería de pepino de mar. A partir de éstos se plantearon los escenarios de simulación a largo plazo, identificando los rendimientos, las ganancias y el nivel de reclutamiento para cada uno. Los escenarios considerados fueron los siguientes:

- *Nivel Umbral de mortalidad por pesca* (F_{RMU}). Considerado cuando se obtienen los rendimientos máximos, pero resulta ser el umbral de sobrepesca que si se excede por causa de un esfuerzo de pesca excesivo o por una reducción natural en el nivel de reclutamiento, la pesquería tiende al colapso en poco tiempo.
- *Nivel Precautorio de mortalidad por pesca* (F_{RP}). Este valor proviene de una reducción de 25% de F_{RMU} como medida precautoria para fines de manejo y conservación. La pesquería puede mantenerse productiva por más tiempo.
- *Nivel crítico de mortalidad por pesca* (F_{RC}). Cuando las capturas se reducen drásticamente a la mitad en un año y la pesquería deja de ser rentable.

A partir de estos escenarios, la viabilidad de la pesquería puede ser analizada a corto y largo plazo a través de la estimación del nivel de rendimiento óptimo y definir el límite de extracción adecuado en función del nivel de mortalidad por pesca.

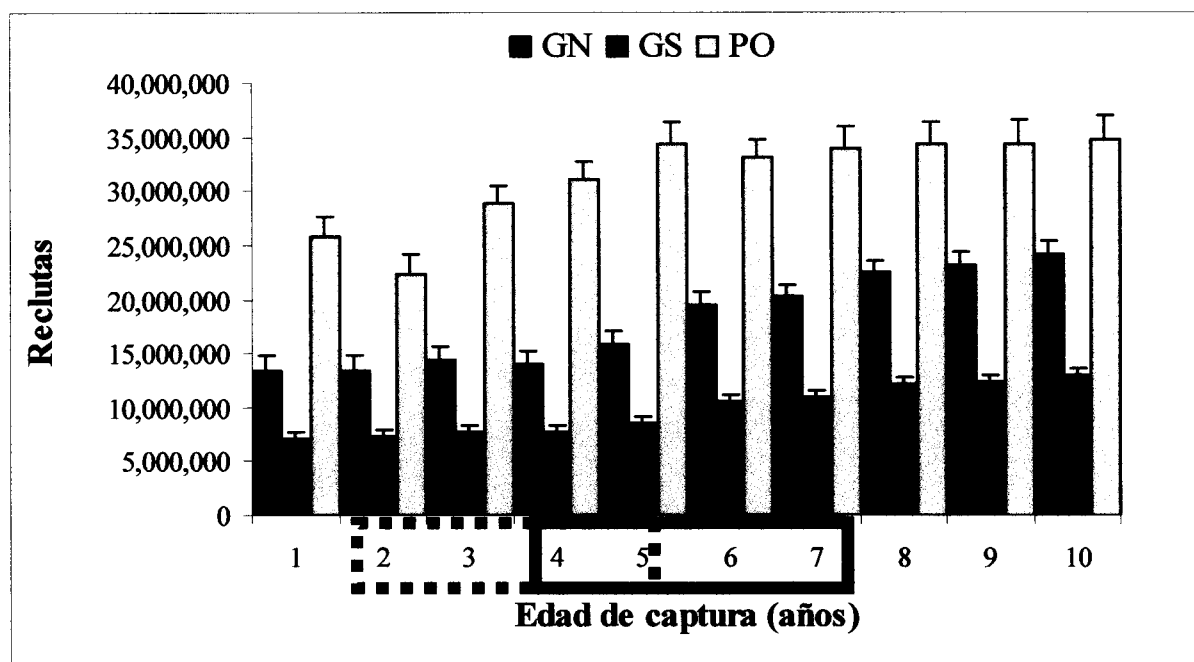


Figura 27. Número de reclutas promedio en relación a la edad de primera captura en las tres zonas de estudio. La línea completa indica el grupo de edad predominante en las poblaciones de *I. fuscus*, y la línea punteada en las de *P. parvimensis*.

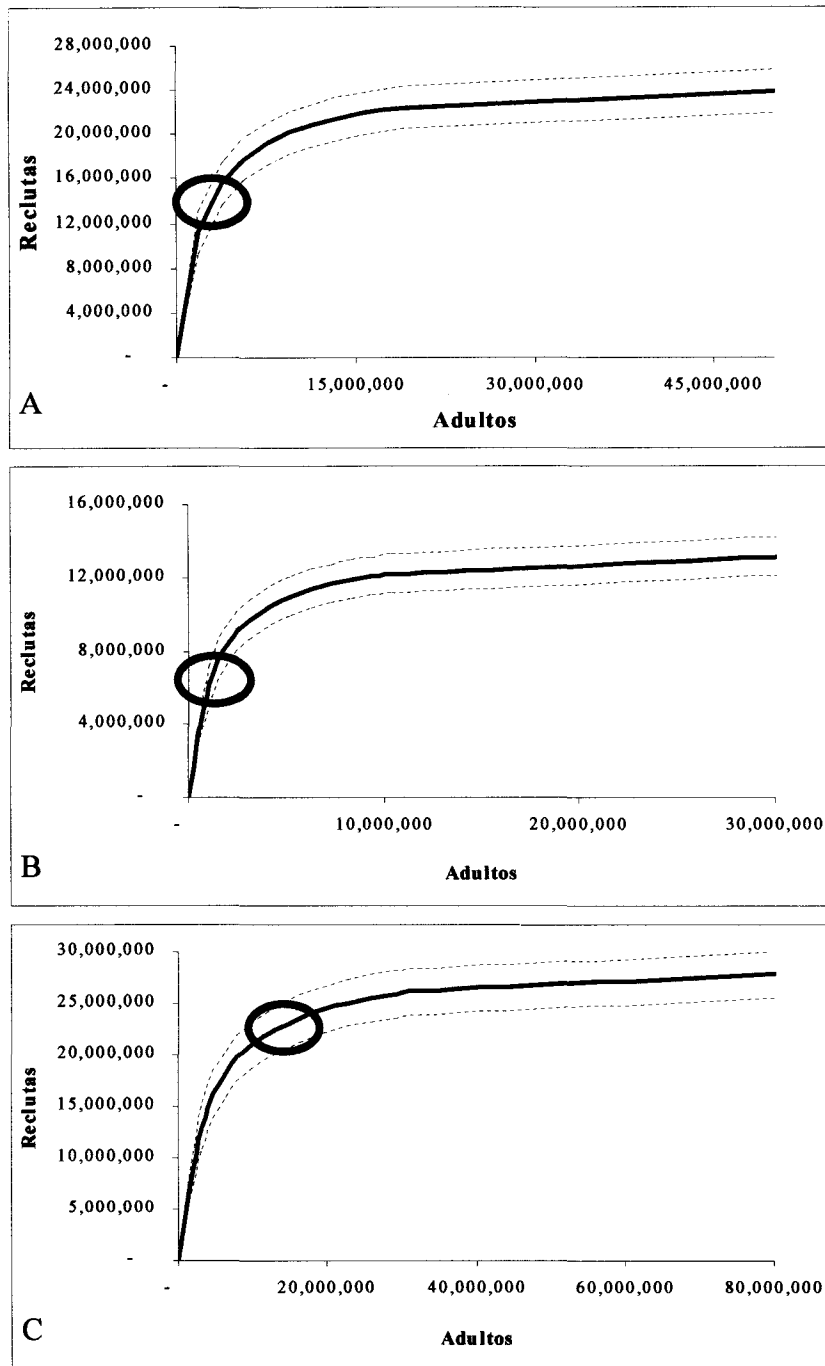


Figura 28. Tendencia de la relación parentela-progenie de acuerdo al modelo de Beverton y Holt para las zonas A) Golfo Norte, B) Golfo Sur, C) Pacífico Occidental. El círculo indica la ubicación del valor promedio de reclutas estimados para el periodo de captura de cada zona.

Zona Golfo Norte

La pesquería de *Isostichopus fuscus* en la zona GN se desarrolla básicamente en el centro del Golfo de California, entre los 27° y los 29° N y se encuentra bajo la jurisdicción del estado de Baja California, incluyendo el producto que los pescadores baja californianos extraen de Baja California Sur. El régimen de explotación se lleva a cabo por medio de áreas otorgadas en concesión (Centro Regional de Investigación Pesquera, Deleg. Ensenada, com. pers.).

El registro histórico indica que el año de mayor rendimiento fue 1991, con 1143 t. De acuerdo con el modelo de simulación, es posible obtener rendimientos superiores a las 1,000 t con niveles bajos de intensidad por pesca y una edad de captura de 4 años (Fig. 29a). Sin embargo, no se considera recomendable como medida de manejo precautorio, ya que a esta edad la especie aún no comienza a reproducirse.

Se evaluó el nivel potencial de máximo rendimiento a $F_{RMU} = 0.30$, sin embargo este valor fue considerado umbral ya que los rendimientos y las ganancias tienden a disminuir drásticamente al incrementarse la intensidad de pesca (Fig. 29b). Como medida precautoria se redujo un 75 % del valor umbral, obteniendo así el nivel de pesca considerado óptimo cuando

$F_{RP} = 0.225$. A pesar de que bajo estas condiciones de explotación se obtienen menores rendimientos, la pesquería puede mantenerse productiva a largo plazo. El nivel crítico de mortalidad por pesca en la zona GN fue $F_{RC} = 0.70$, ocasionando el colapso de la pesquería en menos de 5 años.

Nivel Umbral de mortalidad por pesca ($F_{RMU}=0.30$).

Al correr la simulación a largo plazo se observó que es posible obtener rendimientos superiores a las 1,500 t anuales y ganancias de hasta 7, 000 dólares capturando organismos de 4 años de edad. No obstante, bajo estas condiciones cualquier incremento en el esfuerzo pesquero o una reducción del nivel de reclutamiento los rendimientos y las ganancias tienden a disminuir y la pesquería deja de ser rentable. Ambos modelos de reclutamiento, el típico y el estocástico muestran una marcada tendencia a disminuir bajo este régimen de explotación a partir del año 2006 (Fig. 30a).

Nivel Precautorio de mortalidad por pesca ($F_{RP} = 0.225$).

Este nivel se obtuvo al reducir el 75% del valor de F_{RU} y considerando una edad de captura de $t_c = 5$ años para la zona GN. Es posible obtener rendimientos de 800 t anuales y ganancias superiores a los 3 millones de dólares. El número de reclutas promedio simulados tiende a incrementarse y a permanecer relativamente constante entre 23 y 24 millones cuando los organismos se capturan bajo estas condiciones de explotación (Fig. 30b).

Nivel crítico de mortalidad por pesca ($F_{RC} = 0.70$).

Bajo estas condiciones y una edad de captura de 4 años es posible obtener un rendimiento máximo inicial que supera las 2,000 t anuales y ocasiona ganancias significativas para el año 2005. Sin embargo, las capturas se reducen casi en un 50% en un año y para el año 2010 la pesquería deja de ser rentable. Bajo estas condiciones el número de reclutas se reduce a menos de 20 millones en tan solo un par de años (Fig. 30c).

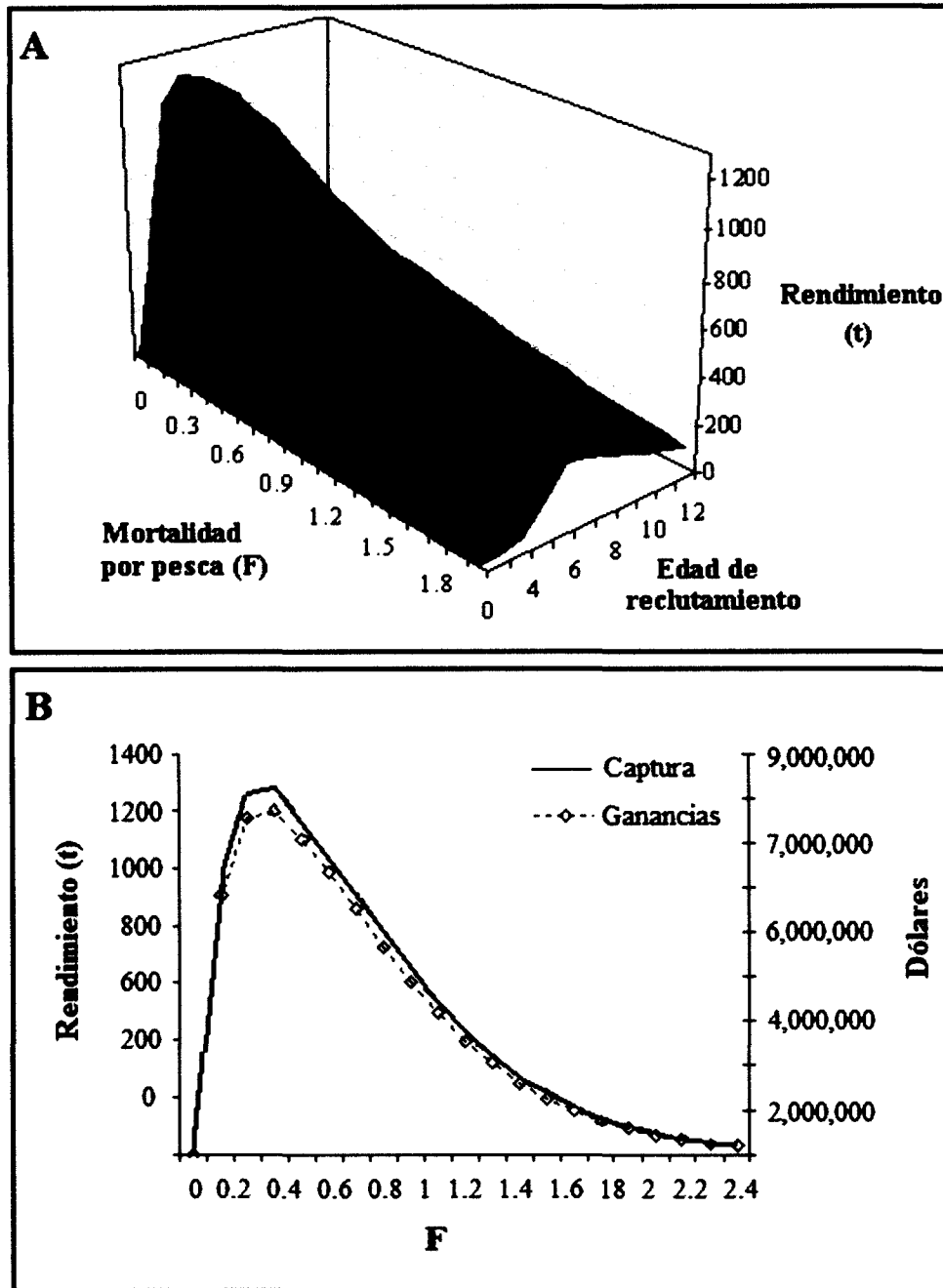


Figura 29. Rendimiento de la pesquería de *I. fuscus* en la zona GN en relación a la intensidad de pesca y a la edad de reclutamiento (A) y Rendimiento potencial y económico (B) de la pesquería de *I. fuscus* en la zona GN, considerando una edad de captura de 4 años.

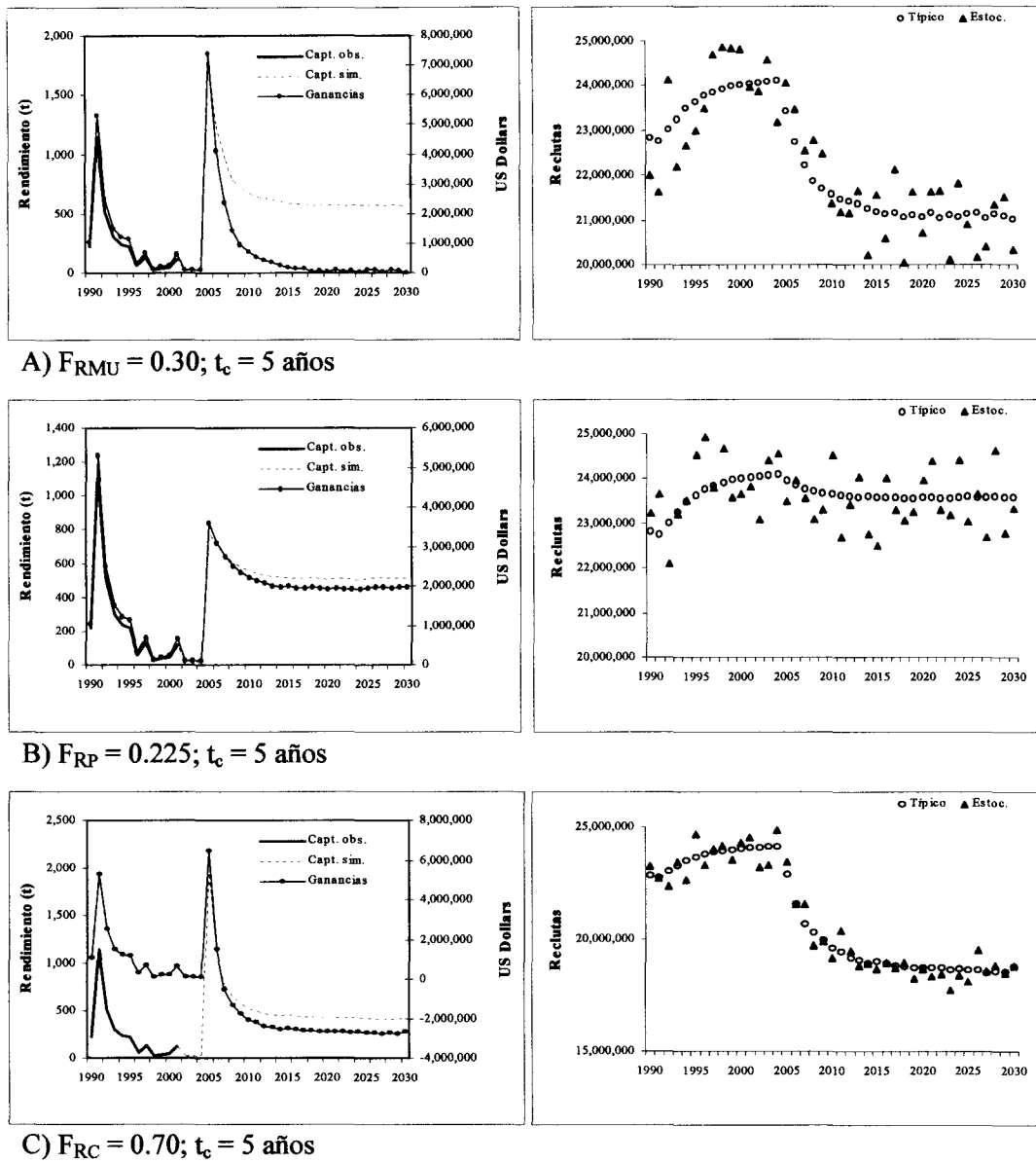


Figura 30. Proyección a futuro de la pesquería de *I. fuscus* en la zona Golfo Norte, y sus consecuencias en el reclutamiento bajo diferentes condiciones de explotación.

Zona Golfo Sur

La pesquería de pepino en Baja California Sur se desarrolla básicamente entre los 24° y 27° N y la explotación es libre, es decir, los pescadores pueden pescar en cualquier banco que ellos conozcan dentro del estado (CRIP Delegación La Paz, com. pers).

El modelo indicó que se pueden obtener rendimientos de hasta 700 t en esta zona (Fig. 31). Se evaluó el nivel potencial de máximo rendimiento a $F_{RMU} = 0.30$, que resultó ser valor umbral para la zona (Fig. 32). Como medida precautoria, se determinó entonces un valor de $FRP = 0.225$ y una $t_c = 5$ años, mientras que el valor crítico se alcanzó cuando $FRC = 0.70$ y $t_c = 4$ años.

Nivel umbral de mortalidad por pesca ($F_{RMU} = 0.30$).

De acuerdo con el modelo, es posible obtener un rendimiento máximo de 1,500 t anuales y ganancias aproximadas de 12 millones de dólares para el año 2004, capturando organismos de 4 años de edad. Sin embargo, al incrementarse la tasa de explotación por arriba de este nivel se promueve la sobreexplotación del recurso y el colapso de la pesquería en menos de 4 años. Bajo estas condiciones los rendimientos se mantendrían por debajo de las 500 t anuales, pero ya no sería rentable. El modelo de reclutamiento indica una disminución de aproximadamente el 30% en el número de reclutas al final del periodo de simulación (Fig. 33a).

Nivel Precautorio de mortalidad por pesca ($F_{RP} = 0.225$).

El modelo predice que es posible obtener un rendimiento máximo superior a las 1,000 t anuales con ganancias cercanas a los 5 millones de dólares, pero solo por una vez. En promedio, la pesquería puede mantenerse productiva con un rendimiento de 600 t anuales y ganancias de 3 millones de dólares capturando organismos a los 5 años de edad. Bajo estas condiciones el número de reclutas permanece entre los 11 y 13 millones durante el periodo de simulación (Fig. 33b).

Nivel crítico de mortalidad por pesca ($F_{RC} = 0.70$).

El nivel crítico se estimó con $t_c = 5, 6$ y 7 años. En todos los casos se pueden obtener rendimientos y ganancias superiores a las 2,000 t anuales y 12 millones de dólares respectivamente. En los años posteriores los rendimientos se reducen más del 70% y para el final del periodo de simulación la pesquería ya no es rentable. El modelo de reclutamiento detecta una disminución drástica en el número de reclutas de más del 70% a partir del año 2004 (Fig. 33c).

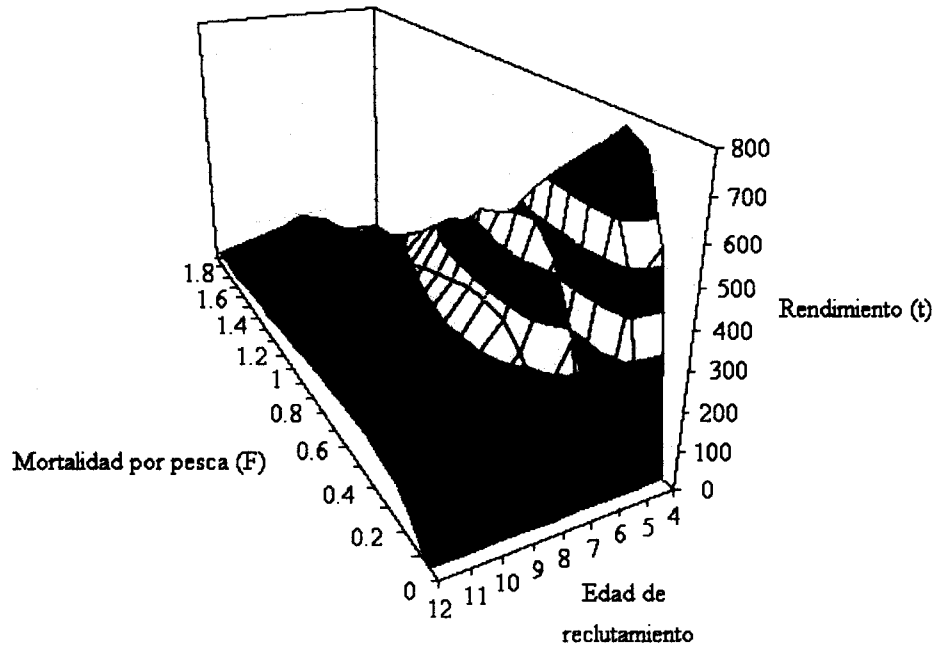


Figura 31. Rendimiento de la pesquería de *I. fuscus* en la zona Golfo Sur en relación al nivel de mortalidad por pesca y a la edad de reclutamiento para el periodo 1989-1994.

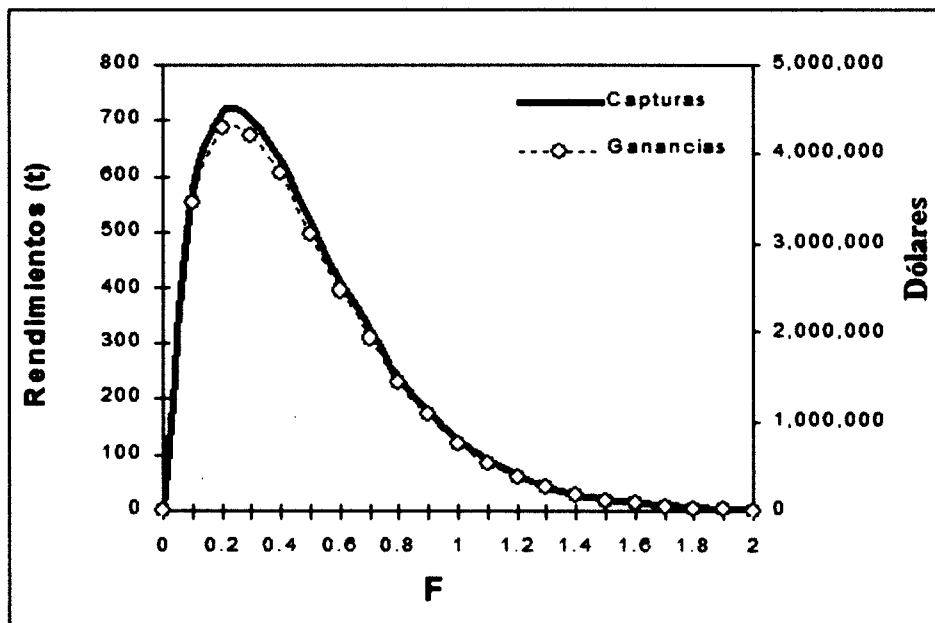
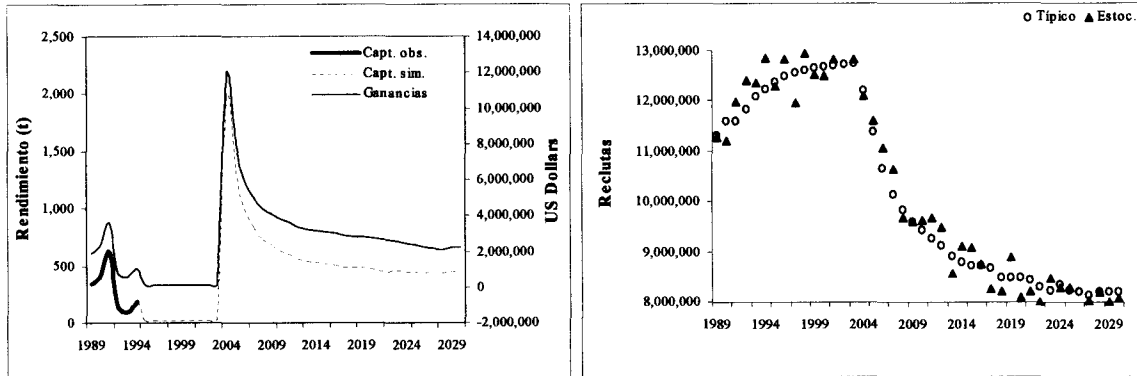
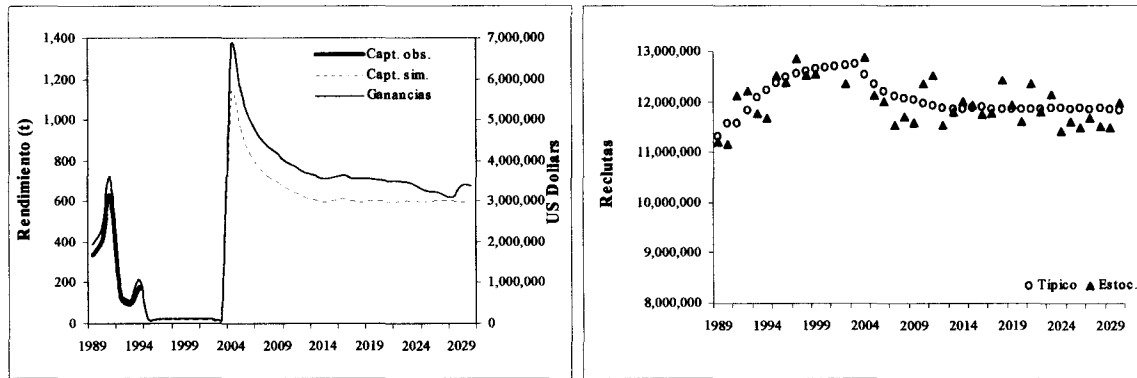


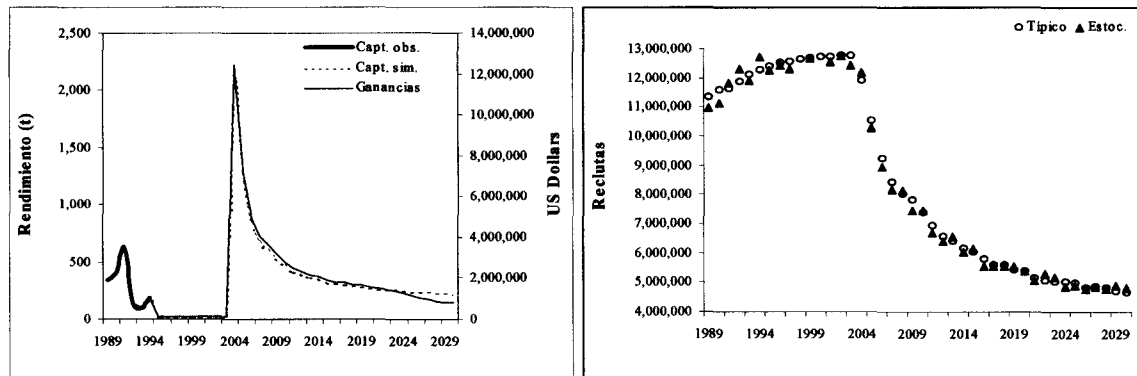
Figura 32. Rendimiento potencial y económico de *I. fuscus* en la zona Golfo Sur considerando una edad de captura de 4 años para el periodo 1989-1994.



A) $F_{RMU} = 0.30$; $t_c = 5$ años



B) $F_{RP} = 0.225$; $t_c = 5$ años



C) $F_{RC} = 0.70$; $t_c = 5$ años

Figura 33. Proyección a largo plazo de la pesquería de *I. fuscus* en la zona Golfo Sur y sus consecuencias en el reclutamiento bajo diferentes estrategias de explotación.

Zona Pacífico Occidental

La pesquería de *P. parvimensis* se desarrolla principalmente en la costa occidental de la península de Baja California, donde esta actividad funciona bajo el régimen de áreas en concesión (CRIP Delegación Ensenada, com. pers.). A pesar de que existen evidencias de que la especie se extrae también en el sur de la península ($\sim 28^\circ$ N), no existen registros de las actividades realizadas.

Los individuos de esta especie son capturados a los 2 años de edad, que es cuando se reproduce por primera vez. El modelo indica que con un nivel de mortalidad por pesca de $F_{RMU}=0.30$ y organismos de esta edad se obtienen los rendimientos más altos (Fig. 34). El rendimiento precautorio se obtiene a $F_{RP}=0.225$ (Fig. 35), con el que es posible obtener ganancias significativas, pero menores a las que se obtienen por *I. fuscus* en el Golfo de California. Por otra parte, el nivel crítico para la pesquería de *P. parvimensis* se alcanza cuando $F_{RC}=1.5$.

Se presentan solamente los resultados de la simulación realizada con 2, 3 y 5 años como edad de primera captura de *P. parvimensis*, ya que el modelo mostró que capturando organismos mayores a 6 años la pesquería ya no es rentable y opera con pérdidas.

Nivel umbral de mortalidad por pesca ($F_{RMU}=0.30$).

Al simular la pesquería de *P. parvimensis* a largo plazo se observó que es posible obtener un rendimiento máximo de casi 1,000 t, pero solo por una vez, ya que en 5 años la producción se reduce casi a la mitad. En general el modelo predice que se pueden obtener rendimientos entre 500 y 600 t anuales con ganancias de 6 millones de dólares capturando

organismos desde los 2 años de edad. El número de reclutas permanece entre los 24 y 27 millones durante el periodo de simulación (Fig. 36a).

Nivel precautorio de mortalidad por pesca (FRP=0.225).

Como medida precautoria, para determinar el nivel de rendimiento máximo se redujo el 75% de FRMU y se incrementó la edad de captura a 3 años. Bajo estas condiciones la pesquería puede mantenerse productiva con rendimientos de 500 t anuales y ganancias de 5 millones de dólares. El número de reclutas permanece relativamente constante alrededor de los 26 millones durante el periodo de simulación (Fig. 36b).

Nivel crítico de mortalidad por pesca (FRC= 1.5).

El modelo detectó el valor crítico para la pesquería de *P. parvimensis* en niveles extremos (FRC= 1.5). Bajo estas condiciones solamente se pueden obtener rendimientos cercanos a las 800 t anuales que se reducen a la mitad en tan solo un año. A partir del año 2010 la pesquería deja de ser rentable. El modelo de reclutamiento detectó el colapso de los reclutas desde el año 2004 (Fig. 36c).

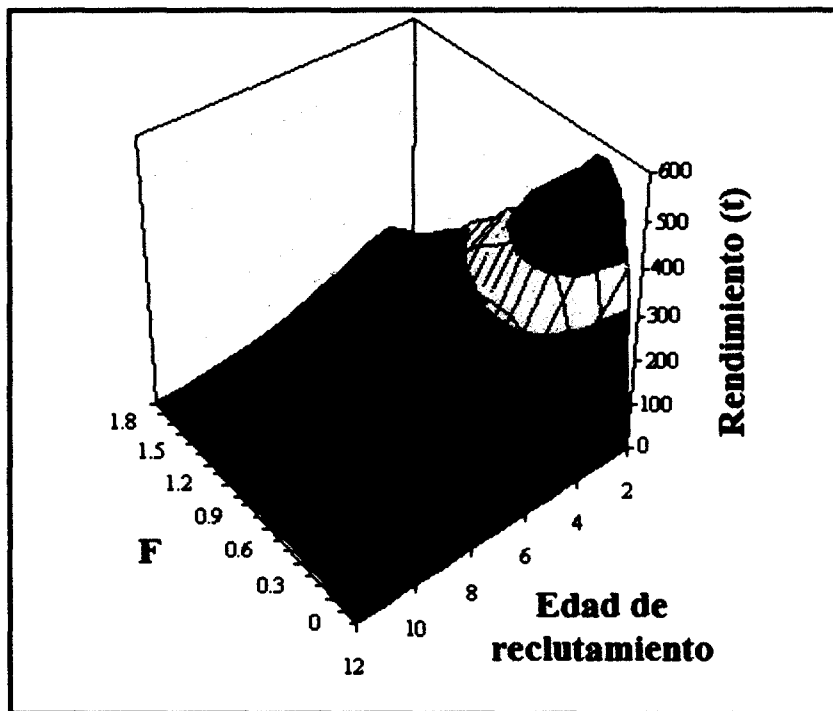


Figura 34. Rendimiento de la pesquería de *Parastichopus parvimensis* en función del nivel de mortalidad por pesca y la edad de primera captura en la zona Pacífico Occidental.

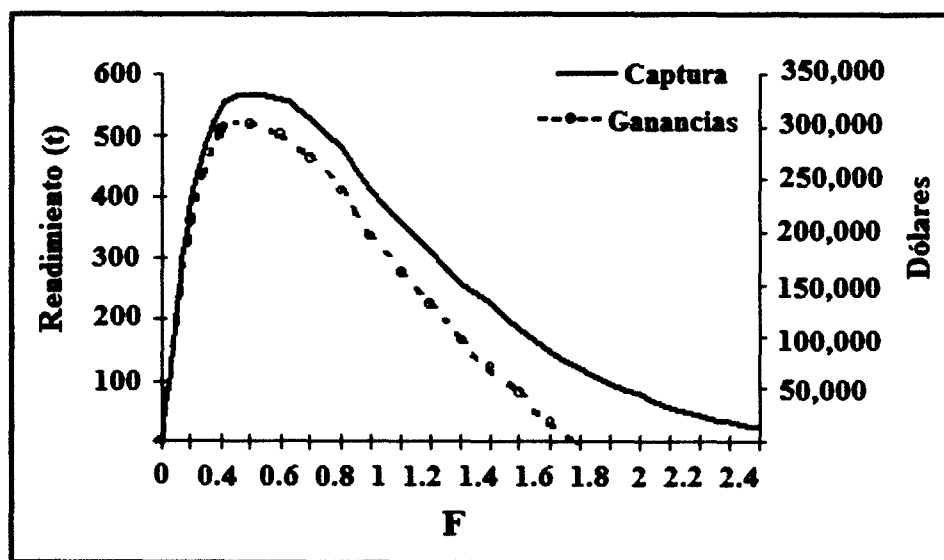
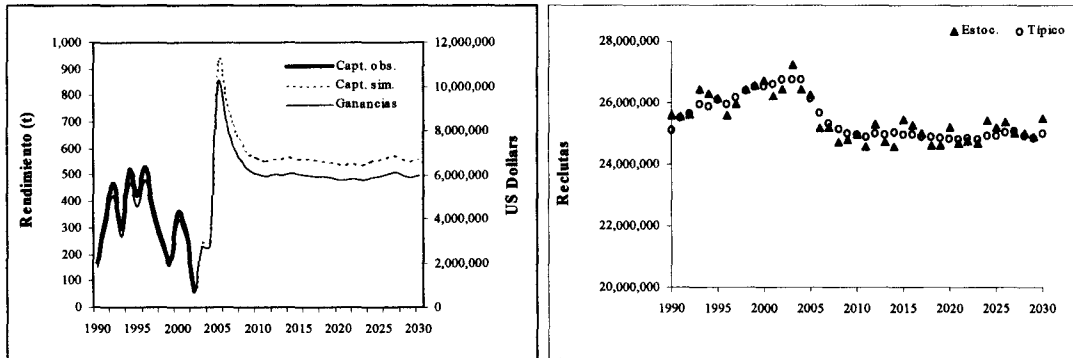
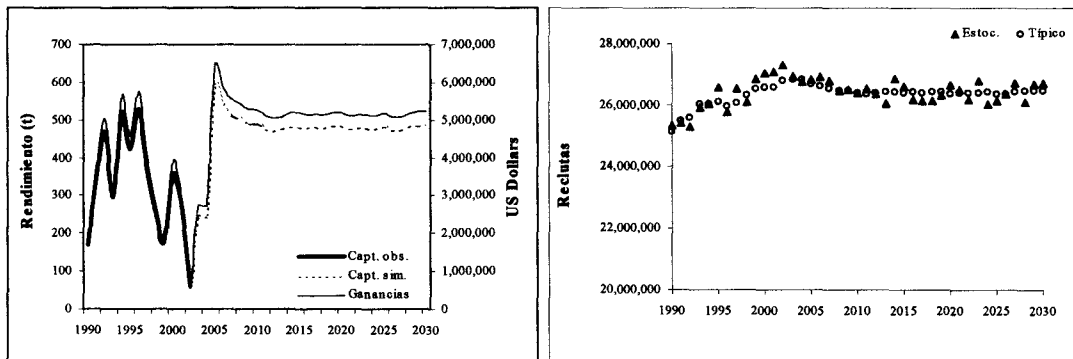


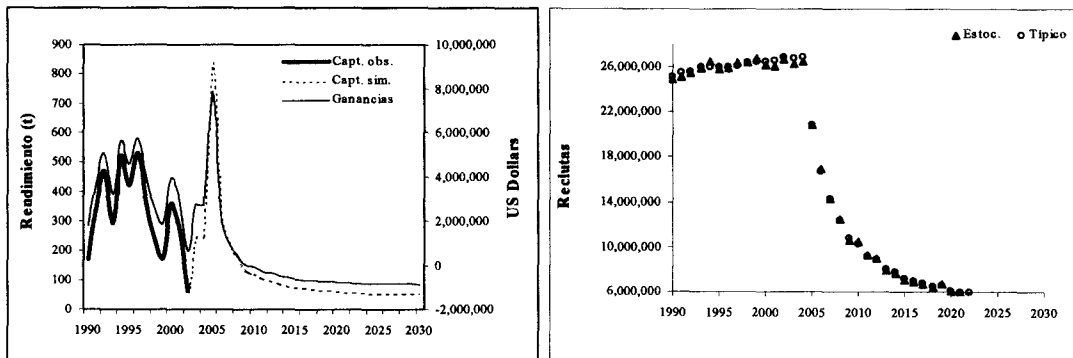
Figura 35. Rendimiento potencial y económico de la pesquería de *P. parvimensis* en la zona Pacífico Occidental, con una edad de captura de 2 años.



A) $F_{RMU} = 0.30$; $t_c = 3$ años



B) $F_{RO} = 0.225$; $t_c = 3$ años



C) $F_{RC} = 1.5$; $t_c = 3$ años

Figura 36. Proyección a futuro de la pesquería de *P. parvimensis* en la Zona Pacífico Occidental y sus consecuencias en el reclutamiento bajo diferentes niveles de explotación.

9. ALTERNATIVAS PARA LA EXPLOTACIÓN DE PEPINO DE MAR

Es innegable la gran presión que se ejerce sobre todas las especies de pepino de mar en el mundo; disminuciones drásticas en las capturas, especies protegidas y pesquerías cerradas se han observado en los últimos años (Diario Oficial de la Federación, 1994; Conand et al., 1998, Traffic South America, 2000; Conand, 2001). Una de las razones principales es la falta de plan de manejo y la escasa información biológica y pesquera obstaculiza la toma de decisiones que sirven de base para determinar las medidas de control apropiadas y como consecuencia, las especies suelen ser sobreexplotadas.

La falta de información también radica en la dificultad que representa el estudiar a los pepinos de mar, particularmente en lo que se refiere a la obtención de datos morfométricos. Las holoturias son organismos capaces de alterar sus dimensiones gracias al tipo de musculatura que presentan (Hyman, 1955; Bakus, 1973; Lawrence, 1987) por lo que la determinación de la longitud se vuelve imprecisa y los análisis derivados de ésta resultan de poca confiabilidad. Aunado a lo anterior, no existe una metodología estandarizada para evaluar a las poblaciones y quienes han realizado este tipo de actividades han utilizado técnicas distintas que no permiten una comparación estadística de la información. A pesar de esto, existen técnicas que permiten obtener estimaciones mas precisas utilizando métodos tradicionales en ambos casos (Herrero Pérezrul y Reyes Bonilla, 2003).

En México tampoco existe un plan de manejo ni un reglamento que regule las tallas, cuotas de captura o el nivel de esfuerzo, y como ocurre en otros países, las evaluaciones se realizaron con metodologías distintas (Vélez Barajas, 1991; Sierra Rodríguez, 1994; Espinosa Montes y Ramade Villanueva, 2001; de La Fuente et al., 2002; Herrero Pérezrul,

2004). La información generada y recopilada sobre las especies de pepino de mar que se explotan en nuestro país y que se presenta o discute a lo largo de este trabajo, debe servir como base para la propuesta de alternativas para el uso y conservación del recurso.

Al considerar lo anterior, se presentan algunos puntos importantes para el uso adecuado de las poblaciones de pepino de mar y medidas preventivas que permitan la conservación de las especies.

1. Se recomienda que se evalúe el recurso antes y después de cada temporada de captura; a partir de esta información es posible determinar la tasa de explotación para la temporada y el efecto de las actividades de pesca al fin de ésta (Jamieson, 1993). La evaluación incluye el conteo de organismos en sitios claves para determinar la abundancia. El uso de transectos de banda de 25 m de largo por 2 de ancho se considera apropiado para especies como *I. fuscus* en el Golfo de California, ya que sus densidades no son altas y no se distribuyen de manera uniforme (Salgado Castro, 1994; Herrero Pérezrul et al., 1999). Se recomienda extraer el 30% de la biomasa estimada como medida precautoria.
2. Es necesario obtener las tallas y pesos de los organismos. La mayoría de los estudios realizados para pepino de mar no consideran el uso de la longitud debido a su gran variabilidad, y se utilizan los datos de peso como medida más confiable. Sin embargo sería ideal contar con ambas medidas. Para motivos de análisis se recomienda que durante el periodo de captura se obtengan mensualmente las medidas morfométricas de por lo menos 100 organismos. Se recomienda tomar la

longitud de los organismos *in situ*, tratando de manipularlos lo menos posible.

Para esto se puede utilizar una cinta métrica flexible adaptándola al contorno del organismo y midiendo desde la boca hasta la cloaca.

A partir de las tallas y pesos se obtendrían los parámetros poblacionales tales como la longitud y peso asintóticos (L_{asint} , W_{asint}), la tasa intrínseca de crecimiento individual (K) y la tasa instantánea de mortalidad natural (M). Con esta información se podrá conocer la estructura por edades y el tamaño de la población. El conocer el tamaño de los pepinos permite proponer la talla o peso mínimos de captura, o conocer el tiempo que tarda en alcanzar la talla comercial.

3. Que se otorguen permisos de pesca temporales y que la tasa de explotación sea determinada para cada temporada de acuerdo a la información que se obtenga de la evaluación del recurso.
4. Continuar con estudios sobre la biología y dinámica poblacional del recurso, información de gran importancia para la delimitación de medidas de control, tales como una veda reproductiva, talla o peso mínimo de captura, así como la determinación de áreas de importancia para la reproducción en las cuales la captura debe de ser prohibida, etc. Dichas áreas permitirían que *I. fuscus* y *P. parvimensis* puedan recuperarse de las actividades de extracción, fomentando el reclutamiento de juveniles.

5. Buscar especies alternativas que permitan diversificar la pesquería de pepino de mar. *Holothuria leucospilota* tiene potencial para ser explotada, ya que se explota en algunas áreas del Indo Pacífico (Conand, 1999). También se tienen a *Holothuria kefersteinii*, que habita aguas de México. Esto reduciría la presión de pesca continua sobre una sola especie y facilitaría la recuperación de los bancos explotados. Y en la costa occidental se tiene la presencia de *Parastichopus californicus* (Campagna y Hand, 1999).

6. Se propone que se haga partícipes a los pescadores de las actividades de manejo, a cambio de que se responsabilicen del uso del recurso. El otorgar áreas en concesión a los pescadores o permisionarios favorece la conservación del recurso. Estos se responsabilizan por el recurso que se encuentra en el área otorgada, ya que no lo pueden extraer en otro lado.

7. El uso de modelos de simulación resultan de gran utilidad para el establecimiento de estrategias adecuadas de explotación especialmente cuando se cuenta con información suficiente sobre las especies de interés. Si se cuenta con información de calidad, los modelos permiten experimentar con diferentes condiciones de explotación y ver la respuesta de las poblaciones.

8. La captura ilegal representa un problema difícil de solucionar y que además resulta perjudicial para las poblaciones, ya que se lleva a cabo sin control alguno. Es posible obtener un dato indirecto del nivel de “guaterismo” si se cuenta con

información sobre las densidades, previas y posteriores a la temporada de pesca, la diferencia en números que no sea debida a la captura puede atribuirse en general a la pesca furtiva, ya que gracias a las holoturinas, los pepinos de mar casi no tienen depredadores cuando son adultos (Hamel y Mercier, 2000).

9. Que se incrementen las actividades de vigilancia por parte de las autoridades y de los mismos permisionarios para tratar de reducir el nivel de captura ilegal.

10. Que se continúen los estudios sobre las especies de pepino de mar comerciales. Particularmente orientados hacia la obtención de juveniles en laboratorio como alternativa acuacultural y con fines de repoblamiento. Estudios de genética permitirían conocer el nivel de flujo genético y saber si es una o varias poblaciones.

10. ANALISIS

Dinámica poblacional

La talla y peso de *I. fuscus* de los organismos contraídos por el fijador fué un poco menor a la estimada para los medidos *in situ*, pero son menores que los registrados por Fajardo León et. al. (1995) en Santa Rosalía, B.C.S., donde se encontró un solo organismo que medía 60 cm. Estas diferencias se atribuyen al hecho de que los pepinos son capaces de cambiar drásticamente su tamaño de acuerdo con las condiciones presentes (Hyman, 1955; Conand, 1988). Especímenes de *I. fuscus* redujeron su tamaño en un $23.34 \pm 1.46\%$ después de ser fijados con formalina (Reyes Bonilla y Herrero Pérezrul, 2003), y en el caso de las holoturias de Santa Rosalía, es posible que este particular espécimen estuviese totalmente relajado. Se sabe que en condiciones de anoxia, *estress* y cuando se eleva la temperatura los holoturoideos tienden a relajar la musculatura (Caso, 1961, 1967; Lawrence, 1987). La contracción y relajación de los pepinos se lleva a cabo por medio del sistema nervioso y de la producción de acetilcolina (Lawrence, 1987). Este proceso está asociado a los eventos de evisceración, ya que para poder hacerlo primero se contraen a fin de incrementar la presión en la cavidad celómica, capaz de ocasionar una ruptura en la pared corporal y a través de la cual salen las vísceras, o simplemente son empujadas hasta salir por la cloaca.

En general la talla y peso promedio de la especie a lo largo de ámbito de distribución parecen encontrarse en el intervalo de 20 a 25 cm y de 270 a 500 g (*e.g.* 25.1 cm en el norte del Golfo de California, Ramírez Soberón et al., 2001; 351 g en Oaxaca, Fajardo León et al., 1995; 20 cm y 271 g en Ecuador, Sonnenholzner, 1997). Parece ser que la especie

tiende a ser más grande hacia el norte del Golfo de California, aunque esto no puede atribuirse directamente a diferencias en las condiciones ambientales, como la temperatura superficial o la productividad, puesto que estos factores no presentan este tipo de gradiente, o no al menos en el Pacífico oriental tropical (Fiedler, 1992). Más bien puede considerarse como otro ejemplo de invertebrado marino que incrementa su tamaño con la latitud (Atkinson y Sibly, 1990). El tamaño de *I. fuscus* es menor al que presentan las especies de primera calidad en el Indo-pacífico, pero ha sido bien aceptado en el mercado asiático, en parte porque su precio es relativamente bajo (Conand, 1997) y su demanda es alta.

Se debe recordar que la pesquería de *I. fuscus* se encuentra activa en Baja California Sur bajo el esquema de UMAS desde el año 2003. Yo estuve a cargo de una UMA en la Bahía de La Paz hasta mayo de 2004 y el análisis de la información indicó que estos pepinos son más grandes (23.25 cm y 385.97 g en 1997 a 25 cm y 400 g en 2004; Herrero Pérezrul, 2004,. El hecho de que haya pesquería y que las tallas sean mayores que en años anteriores son indicios válidos de que la especie se ha recuperado y que puede seguir siendo explotada de manera sostenible siempre y cuando se respeten las medidas regulatorias propuestas por las autoridades, que están basadas en este trabajo.

En décadas recientes se ha intentado estimar el crecimiento en holoturias utilizando marcas y encierro de especímenes (Conand, 1990; Chao et al., 1994), sin embargo las técnicas no han funcionado y los pepinos expulsaron la marca necrosando el tejido que la rodea (Ebert, 1978; Conand, 1988). Por otro lado, el mantener a los organismos en un espacio restringido puede afectar la determinación de la tasa de crecimiento, ya que el alimento puede convertirse en factor limitante cuando los individuos crecen, o simplemente

la comida puede ser más o menos abundante en el sitio del experimento que en el medio natural.

Es por esta razón que se utilizan métodos indirectos para estimar el crecimiento (Zann et al., 1987; Ebert y Russell, 1993), a pesar de no ser la mejor opción cuando se trata de stocks de invertebrados (Ricker, 1975; Sparre y Venema, 1995). No obstante ha sido la herramienta más utilizada en el caso de los holoturoideos y ha probado ser la más recomendable dadas las particularidades del grupo (Ebert, 1978; Shelley, 1985; Conand, 1988, Uthicke, 1994; Fajardo León *et al.*, 1995; Reichenbach, 1999).

De acuerdo con el modelo de crecimiento estimado en este trabajo, un pepino que mide y pesa alrededor de 20 cm y 350 g tiene 5 años (Figs. 8 y 14), que es a la edad a la que comienzan a reproducirse en B.C.S. (Herrero Pérezrul, 1994). Al analizar la estructura de edades se detectó una predominancia de individuos que tenían entre 4 y 7 años tanto para los organismos contraídos como para los medidos *in situ* (Figs. 7, 13). La misma estructura se encontró durante la captura de 2003-2004 (Herrero Pérezrul, 1994), no ha variado en 6 años aún con los altos niveles de "guaterismo", otro indicio de que la especie ha recuperado niveles de explotación.

Quiero mencionar que hemos encontrado organismos menores a 3 años en salidas posteriores al periodo de estudio. Los pepinos más jóvenes se esconden entre el coral muerto o debajo de las rocas, mientras que los adultos por el contrario, se encuentran generalmente a la vista. La segregación de grupos de edad es una característica que comparten la mayoría de los holoturoideos (Bakus, 1973; Lawrence, 1987; Smiley et al., 1991).

La relación peso-longitud de *I. fuscus* reveló su crecimiento alométrico, patrón que también parece compartir con otros pepinos de mar (Ebert, 1978; Shelley, 1985; Conand, 1988; Uthicke, 1994; Fajardo León et al., 1995). Los individuos pequeños tienden a ser aplanados comparados con los más grandes, cuyo contorno es más grueso y redondeado. Los cambios en el volumen interno y en la forma corporal en relación a la edad dan espacio dentro del cuerpo para el crecimiento de la gónada, que puede alcanzar hasta un 12 % del peso total en las hembras cuando está madura (Herrero Pérezrul, 1994).

Respecto a los parámetros poblacionales se observó que la longitud asintótica fue menor en el caso de los organismos contraídos de *I. fuscus*, no así el peso asintótico, que fue mayor en aquellos medidos *in situ*, sin embargo no hubo diferencias significativas entre las pendientes de ambas curvas de crecimiento ($t_{2,19} = 1.445$; $P > 0.05$). Esta discrepancia en el valor de la longitud asintótica puede explicarse considerando la forma en la que fueron tomados los datos morfométricos, pues los organismos fueron contraídos con el fijador antes de ser medidos. Considerando lo anterior, puede decirse que la tasa de crecimiento entre los pepinos contraídos y los medidos *in situ* fue similar. Los parámetros poblacionales de 11 especies de holoturias presentaron un patrón similar al de *I. fuscus* y *P. parvimensis* y por lo tanto se obtienen curvas de crecimiento muy parecidas (Tabla 5; Fig. 37).

La expresión del crecimiento (ϕ') es una característica de las poblaciones e integra los parámetros K y L_{asint} del modelo de von Bertalanffy. Se detectó una correlación positiva entre la ϕ' y la K ($R^2 = 0.9033$), pero negativa con respecto a la longevidad t_T ($R^2 = 0.8885$) (Figs. 38a, b). Esto nos indica que especies con valores bajos de K en general tienden a ser

longevas ($r^2 = 0.949$), por otra parte la relación con la longitud asintótica no fue significativa ($r^2 = 0.198$) (Fig. 38c y d). En general, las holoturias comerciales presentan estas últimas características llegando a medir hasta 1 m de longitud y pesar 2 kg. En el caso de los individuos de *I. fuscus* medidos *in situ*, la precisión de los estimadores de los parámetros fue alta (menor al 1% de la media) y puede decirse que los modelos generados para esta población describen adecuadamente el crecimiento de la especie.

Existe una relación entre los parámetros poblacionales y la respuesta de los stocks a la presión de pesca, esto significa que especies grandes con madurez tardía y una tasa de crecimiento baja, son fácilmente sobreexplotadas (Jennings *et al.*, 1997; 1999a, b; Frisk *et al.*, 2001; Denney *et al.*, 2002). Considerando lo anterior, *I. fuscus* es una especie de talla grande con una tasa de crecimiento bajo y longeva (17 años), lo cual la hace vulnerable a las actividades de pesca. Por el contrario, *P. parvimensis* no parece verse afectado seriamente por la captura e incluso se considera subexplotada en algunas localidades (Espinosa Montes y Ramade Villanueva, 2001; Fajardo León *et al.*, 2003). Su tamaño es menor, vive hasta los 10 años y comienza a reproducirse a los dos años de edad y estas características permiten que la población se recupere.

La tasa de mortalidad natural resultó relativamente alta, con un intervalo de valores de 0.243 a 0.676 en los organismos contraídos y de 0.180 a 0.510 en los medidos *in situ*. El modelo que calculó el valor de M más alto fue el de la ecuación empírica de Pauly, posiblemente debido a que está diseñado para peces y camarones (Sparre y Venema, 1995) y no resulte apropiado. En *I. fuscus* el valor estimado de M fue generalmente más bajo que el de otras especies comerciales, $M = 0.50$ para *Thelenota ananas* y $M = 1.79$ para *Stichopus chloronotus*, sin embargo, los autores no mencionan el método que utilizaron

para la obtención de la tasa de mortalidad. Ambas especies han sido fuertemente sobreexplotadas por varios países (Ebert, 1978; Conand, 1988; 1990) y con una tasa de mortalidad tan elevada, se tiende al colapso de la población. No existen evaluaciones sobre las otras causas de mortalidad natural en las holoturias (depredación, enfermedad, etc.).

Se encontró una relación estrecha entre el radio M/K , lo que implica que la tasa de mortalidad es muy sensible a los cambios en el crecimiento y a las variaciones en la temperatura (Beverton y Holt, 1957; Pauly, 1980; Jensen, 1996; 1997; Jennings *et al.*, 1997; Frisk *et al.*, 2001; Denney *et al.*, 2002). Los valores del radio $\ln M/\ln K$ fueron 2.35 para los organismos de *I. fuscus* contraídos y 1.51 para los medidos *in situ* respectivamente, y 1.65 para *P. parvimensis*. Esto ha sido observado en varias poblaciones de elasmobranquios (Charnov, 1993; Jennings *et al.*, 1997; Denney *et al.*, 2002), y siendo organismos tan distintos, comparten estrategias de vida similares. La mayoría de las especies de pepino de mar comerciales son de lento crecimiento y algunas de ellas requieren entre 3 y 5 años para poder reproducirse por primera vez. Presentan una alta tasa de mortalidad natural y aunado a esto, la captura incide sobre organismos que aún no han comenzado a reproducirse o que apenas comienzan a hacerlo, pues son los más abundantes en las poblaciones (Conand, 1990; Nuño Hermosillo, 2003), esto hace que las poblaciones de pepino de mar sean vulnerables a la pesquería.

En el caso de *I. fuscus*, la curva de probabilidad de captura indica que a los 21 cm el 50% de los organismos son capturados. No hay datos publicados sobre la probabilidad de captura ni sobre el patrón de reclutamiento a la pesquería en holoturoideos, a pesar de ser un recurso de gran importancia a nivel mundial. Esto resulta sorprendente ya que la información necesaria para su cálculo (estructura de tallas y edades, K , L_{asint} y W_{asint} ; Sparre

y Venema, 1995; Gayanilo et al., 1995) está disponible para muchas especies comerciales (Conand, 1988; 1990; Reichenbach, 1999).

Por otro lado, la edad de captura promedio estimada para la especie durante el periodo de explotación fue de 4 años (Fajardo León et al., 1995). Esto implica consecuencias negativas en reclutamiento de la especie, ya que a esta edad aún no se habían reproducido (Herrero Pérezrul, 1994). El reclutamiento a la pesquería fue mayor durante verano y otoño de 1992-1993, lo cual es de esperarse, ya que la especie desova entre julio y septiembre (Herrero Pérezrul, 1994; Fajardo León et al., 1995). Sin embargo, si se considera de forma mensual, el reclutamiento fue mas alto durante diciembre (15.2 % del stock) y noviembre (14.9 %), posiblemente porque durante estos meses alcanzaron la talla de captura al inicio de su quinto año.

Los resultados obtenidos en este trabajo presentan ciertas limitaciones como resultante del uso de métodos indirectos, sin embargo, dado que se requiere de manera urgente la estimación de los parámetros poblacionales de las holoturias comerciales con fines de manejo, la información preliminar aquí generada ha resultado ser de utilidad para la evaluación del recurso y la estimación de medidas regulatorias, al menos en B.C.S. Entre ellas se propone la estimación de una talla mínima de captura (20 cm y 400 g) y la delimitación de cuotas, mientras que las medidas de conservación involucran el establecimiento de áreas de no captura, veda reproductiva durante el verano (junio-septiembre) y un límite en la profundidad de captura a los 25 m, a fin de dejar otro acervo de reproductores y para evitar accidentes de buceo de los pescadores (Herrero Pérezrul, 2004).

Las unidades que más se han usado para estimar la abundancia o densidad de *I. fuscus* en el Golfo de California han sido las de individuos por metro cuadrado (Salgado Castro, 1994, 1997; Fajardo León y Vélez Barajas, 1996), mientras que Mora Álvarez (1996) utilizó la unidad de ind/min de buceo al investigar la abundancia de la especie en Zihuatanejo, y en algunos sitios halló cifras mayores a las encontradas en el presente estudio (0.5 a 2.2 ind/min), lo que indicaría que la densidad era mayor que en La Paz.

Conand (1990) presentó una equivalencia de tiempo de buceo a área, donde se indica que 1 h de buceo equivale a 0.5 Ha recorridas (5,000 m²); usando tal medida, puede verse que el promedio de organismos observados por minuto de buceo (0.106), arroja una densidad de 0.0013 ind/m². En el caso de *I. fuscus* durante el periodo 1996-1997 en la bahía de San Gabriel ubicada en la Isla Espíritu Santo la densidad estimada fue de 0.206 ind/m², mucho más baja que la registrada en la literatura para el sur o norte del Golfo de California entre 1989 y 1993 (0.03 a 0.59 ind/m² en el sur, y 0.09 a 1.46 en el norte; Salgado Castro, 1993, 1994a, b, 1997; Fajardo León y Vélez Barajas, 1996).

Durante el desarrollo de la UMA se estimó la densidad de la especie en la Bahía de La Paz, incluyendo Bahía San Gabriel en la Isla Espíritu Santo de 2003 a 2004, donde también se presentó la mayor densidad (0.723 ind/m²; Herrero Pérezrul, 2004). Este incremento en la densidad resulta de gran importancia, por que nos indica un crecimiento en la población y refuta la teoría de que la especie está siendo sobreexplotada. Es posible que sea la gran variedad de sustrato disponible la responsable de la alta densidad (las zonas de coral, costas rocosas y parches coralinos). Por esta razón San Gabriel fue considerada un área de no captura, el tipo de sustrato que tiene favorece el reclutamiento de la especie y servirá de reservorio de gametos.

Otras especies comerciales del Indo Pacífico muestran densidades muy similares a las registradas para *I. fuscus* en el golfo (Conand, 1990), por lo que tales niveles de abundancia deben ser considerados como normales para algunas holoturias.

Por el contrario, las densidades de *P. parvimensis* en las costas de California, E.U.A. oscilan entre 1 y 21 ind/10 m² (Schroeter et al., 2001) y alrededor de 0.4 ind/m² (Salgado Castro, 1997) en las costas de México. En Isla Natividad B.C.S., en una población de esta holoturia se estimó un número total de 5 millones de organismos (Espinosa Montes y Ramade Villanueva, 2001). Este carácter favorece la rápida recuperación de la población, ya que el gregarismo incrementa la probabilidad de fecundación (Levitan, 1993).

A este respecto, cabe discutir cuál puede ser el método más adecuado para los fines de estimación de densidad poblacional de holoturias. Primeramente, la determinación de abundancias por cuadrantes, el método usado en otros trabajos (Salgado Castro, 1994b; Fajardo León et al., 1996) requiere de ciertas condiciones obligatorias para asegurar su precisión. Entre ellas está el que los organismos sean al menos 10 veces más pequeños que el cuadrante de muestreo, el que las unidades muestrales sean aplicadas aleatoriamente en el área de estudio, y el que el tamaño de muestra sea suficiente para lograr un estimador aceptable (es decir, con poca varianza). Desafortunadamente, en los estudios referidos no se ha hecho mención de la "N" utilizada, de la técnica que se siguió para colocar los cuadrantes o de su tamaño, por lo que no puede ser evaluado el nivel de precisión alcanzado.

Por otro lado, el uso de transectos es menos restrictivo, ya que en este caso se asegura el que la unidad muestral sea más grande que el organismo, y que al cubrir más área, la varianza del estimador sea baja. Sin embargo, el requisito de aleatoriedad sigue existiendo,

y deben hacerse ajustes para calcular el área cubierta, tanto si se hacen recorridos con base al tiempo, como debido a los cambios de visibilidad subacuática en el año.

En resumen, parece ser que el método de transectos es el más adecuado para estimar la abundancia y densidad poblacional de *I. fuscus*, con base en sus condiciones de abundancia y modo de vida, sin embargo, antes de sugerir que sea aceptado por otras instancias de investigación, requeriría de pruebas previas para definir tamaños y métodos específicos para aplicarlo.

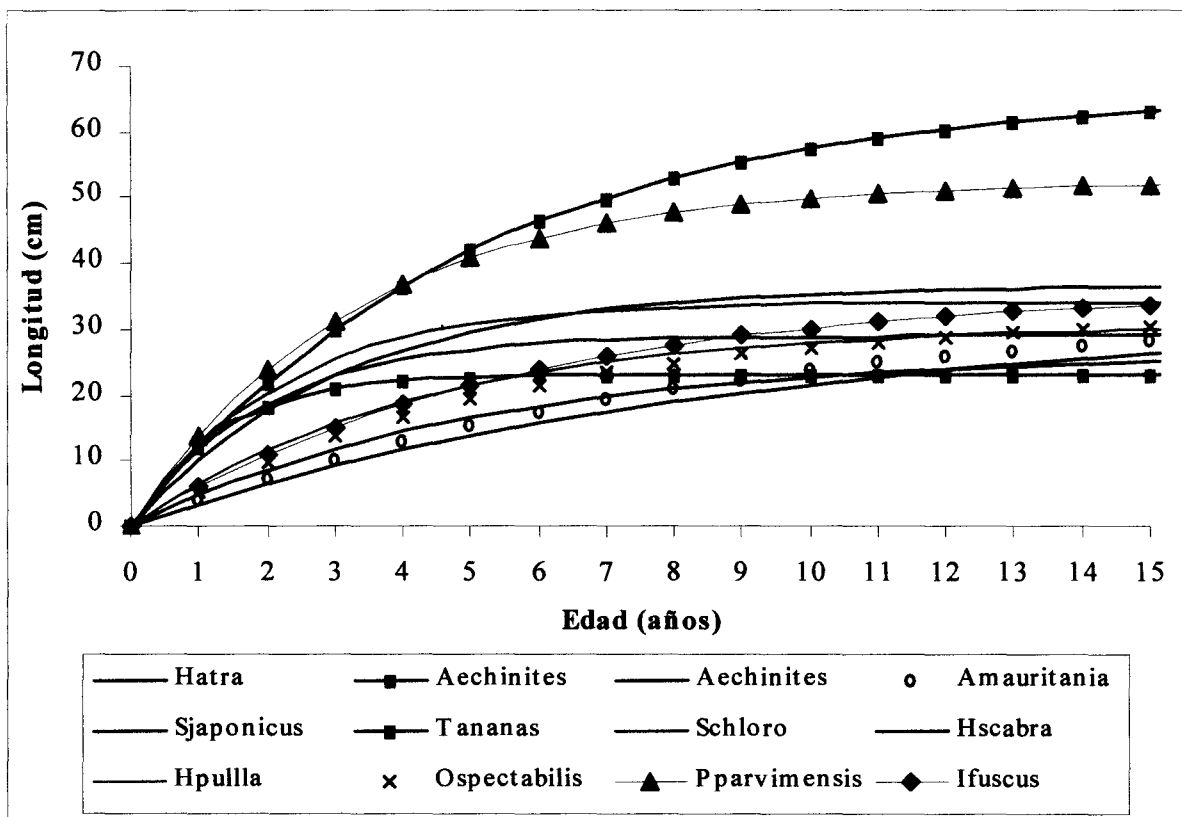


Figura 37. Ecuaciones de crecimiento en longitud estimadas para 11 especies de holoturias comerciales de acuerdo al modelo de Bertalanffy.

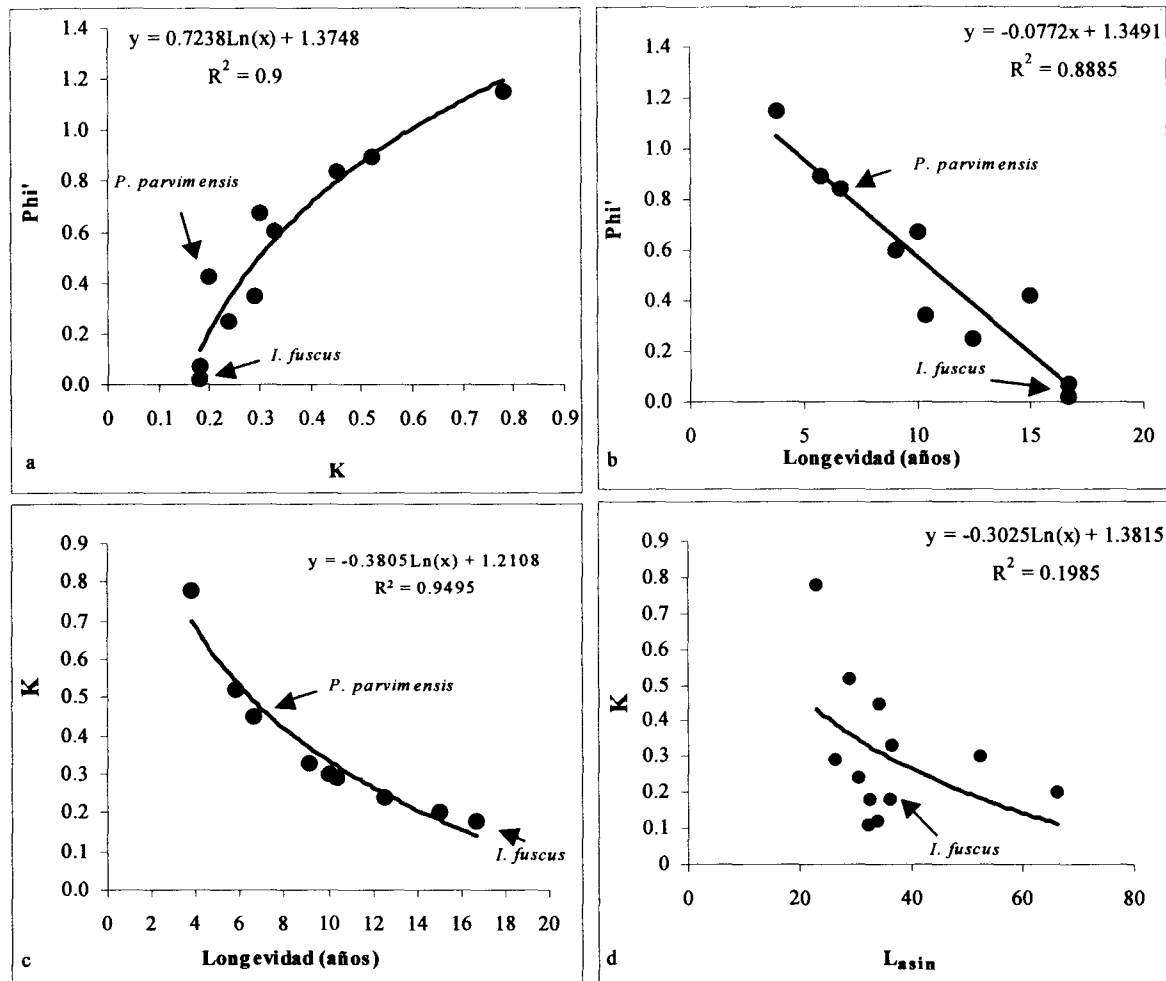


Figura 38. Relación entre los parámetros de las poblaciones de doce especies de holoturias comerciales, incluyendo *I. fuscus* y *P. Parvimensis*. a: Phi' con respecto a K; b: Phi' con respecto a la longevidad; c: K con respecto a la longevidad y d con respecto a la longitud asintótica.

Tabla 4. Parámetros poblacionales (\pm error estándar) de *I. fuscus* en la Isla Espiritu Santo. De 1992 a 1993 para los organismos contraídos y de 1996 a 1997 para los organismos medidos *in situ*. ND) no hay datos, * parámetros (\pm error estándar) de la relación peso-longitud. *b*) coeficiente de alometría, *a*) ordenada al origen.

Parámetros	<i>I. fuscus</i> contraídos	<i>I. fuscus</i> <i>in situ</i>
Longitud total promedio (cm)	19.27 \pm 0.29	23.25 \pm 0.26
Peso total promedio (g)	338.17 \pm 9.31	385.97 \pm 7.81
Longitud asintótica L_{asin}	29.10 \pm 0.13	36.11 \pm 0.24
Peso asintótico W_{asin}	575.13 \pm 7.56	815.48 \pm 5.50
<i>K</i> (anual)	0.24 \pm 0.10	0.18 \pm 0.044
<i>M</i> (anual)	0.34	0.25
* <i>b</i>	1.36	1.83
* <i>a</i>	5.871	1.142
Primera madurez	5 años; 367 g	ND
t_0	-0.036	-0.024

TABLA 5. Parámetros del modelo de Von Bertalanffy estimados para 11 especies comerciales. ND: No se presentaron datos.

Especie	L_{asint} (cm)	K (anual)	M (anual)	Referencia
<i>Holothuria atra</i>	32.4	0.11	1.02	Ebert, 1978
<i>Actynopyga echinites</i>	23.1	0.78	ND	Shelley, 1985
<i>A. echinites</i>	23.0 - 29.5	0.09 - 0.30	0.64	Conand, 1988
<i>A. mauritania</i>	34.0	0.12	1.45	Conand, 1988
<i>Stichopus japonicus</i>	36.7	0.33	ND	Hamano y Hayashi, 1989
<i>Thelenota ananas</i>	66.3	0.20	0.50 - 0.63	Conand, 1990
<i>Stichopus chloronotus</i>	34.2	0.45	1.79	Conand, 1990
<i>Holothuria scabra</i>	29.0	0.52	ND	Pauly et al., 1993
<i>H. pulla</i>	30.7	0.24	ND	Pauly et al., 1993
<i>Opheodesma spectabilis</i>	32.6	0.18	ND	Pauly et al., 1993
<i>Parastichopus parvimensis</i>	52.5	0.30	ND	Pérez Plascencia, 1995
<i>Isostichopus fuscus</i>	37.32	0.22	0.32	Fajardo León et al., 1995
<i>I. fuscus</i>	36.1	0.18	0.25	Este estudio

Pesquería de pepino de mar en la península de Baja California

Desde sus inicios, la pesquería de pepino de mar en las costas del Golfo de California ha resultado ser controversial. Se declaró a la especie principal, *Isostichopus fuscus* en peligro de extinción (Diario Oficial de la Federación, 1994), aún cuando se desconocía prácticamente todo sobre el recurso y no se habían realizado evaluaciones. Esta decisión fue tomada sin las bases de un estudio de evaluación de las poblaciones y probablemente se hizo de manera apresurada por parte de las autoridades a fin de proteger el recurso. Los registros de captura mostraban una reducción drástica en las capturas después de 1991 en todo el Golfo de California (Valdéz Noriega, 1994; Fajardo León y Vélez Barajas, 1996; Gutiérrez García, 1999).

En 1991 se obtuvieron los volúmenes de captura más altos en la historia de la pesquería de *I. fuscus* en México, con 1,143 t para la zona GN y 624 t para la zona GS, que para se habían reducido en más del 50% para 1993.

No fue solamente *I. fuscus* quien superó las 1000 t de captura en 1991, también lo hicieron otras especies de pepinos comerciales en el Indo-Pacífico (Long y Skewes, 1997; Baine y Forbes, 1998). Sin embargo, ocurrió lo contrario con algunos invertebrados (abulón, Ho Kang et al., 2003) y macroalgas (kelp), que redujeron drásticamente sus capturas ese año. Esta reducción se la atribuyeron a los efectos que tuvo el paso del NIÑO de 1987 (Belhadjali, 1997; Conand et al., 1998; Hamel et al., 2001; Jangoux et al., 2001).

Considerando que *I. fuscus* se recluta a la población a los 4 años de edad, los pepinos que fueron capturados en 1991 nacieron justamente en 1987. Además como su reproducción se encuentra estrechamente relacionada a las variaciones de la temperatura superficial del agua (Booolootian, 1966; Bakus, 1973; Lawrence, 1987; Conand, 1990;

Herrero Pérezrui, 1994, Fajardo León et al., 1995), es fácil deducir que a esta holoturia le benefician los efectos del NIÑO.

Es probable que estos eventos anómalos alarguen la temporada reproductiva unos meses más y por tanto, el reclutamiento sea mayor. Los organismos entonces reclutados se verían beneficiados por los altos niveles de productividad en el mar producto de años fríos posteriores, como fueron 1988 y 1998.

Otro aspecto que apoya este punto es que en 1997 también hubo otro NIÑO muy fuerte y como era de esperarse, en 2001 se observó un repunte en las capturas de otras holoturias comerciales (Conand, 2001; D'Silva, 2001) y también de *I. fuscus*. En este último caso, si bien la captura no fue tan alta como en 1991, casi se triplicó en cosa de un año (Fig. 19). Es posible que el volumen de captura hubiese sido más alto, pero aquí se pone en evidencia el efecto que la pesca ilegal ha tenido en las poblaciones de esta holoturia, ya que su captura estaba prohibida desde 1994.

El caso de *P. parvimensis* fue distinto, pues el año de captura fue en 1996, y aunque su captura presenta altibajos (Fig. 25), estos no superan el 10% de la captura total (obs. pers.). La especie se reproduce en primavera, con temperaturas menores de 24°. Se distribuye a lo largo de la provincia Californiana y por tanto habita aguas con temperaturas bajas (Maluf, 1988), pero no se detectó alguna relación con años NIÑO.

La pesquería de pepino en el resto del país es un tanto desconocida ya que se cuenta con muy pocos o ningún dato de captura. El estado de Jalisco registró capturas de *I. fuscus*, iniciando en 1994, justo el año de la prohibición. Platicando con los pescadores en el estado, me comentaron que desconocían por completo que la especie estuviera protegida y que habían comenzado a extraer el recurso bajo pedido de compradores que “venían del

norte, porque allá se lo habían acabado”. Laboraban sin permisos oficiales, aunque registraban sus capturas y se las hacían llegar al CRIP (Nuño Hermosillo, 2003). Cabe mencionar que no se divulgó ni se hizo campaña nacional para dar a conocer la situación de *I. fuscus* en el país después de la prohibición, a diferencia de lo que se hace con las tortugas y las ballenas. En otros estados del país (Michoacán y Oaxaca) se realizaron muestreos prospectivos de *I. fuscus* con fines comerciales, encontrando que la densidad había disminuído al final del muestreo (Sierra Rodríguez, 1994; Mora Álvarez, 1996).

A partir de los años noventa se ha registrado el cierre de muchas pesquerías en el mundo debido a niveles extremos de sobreexplotación. Países como Hong Kong, China, Japón, Corea, Nueva Caledonia, Australia, Malasia, Madagascar, Indonesia, Singapur, Taiwán, Canadá y Estados Unidos entre muchos otros, han visto reducidas drásticamente sus capturas como consecuencia de la sobreexplotación (Belhadjali, 1997; Conand *et al.*, 1998; Baine y Sze, 2000; Lambeth, 2000; Levedeb, 2000; Morgan, 2000; Schoppe, 2000, Hamel *et al.*, 2001; Jangoux *et al.*, 2001). A pesar de que se han realizado intentos por manejar la pesquería de pepino en algunos países utilizando diversas estrategias, no se ha tenido éxito y las capturas siguen disminuyendo.

Por el contrario, otras especies no parecen haberse visto afectadas por las actividades de captura e incluso han llegado a sustituir a las especies principales en la pesquería, como sucede en el caso de *P. parvimensis* (Pérez Plascencia, 1995; Schroeter *et al.*, 2001), ya que en la actualidad produce las capturas más altas en el país, aunque que *I. fuscus* tiene mejor aceptación en el mercado internacional debido a sus características morfológicas (Conand, 1990; Fajardo León *et al.*, 1995; Pérez Plascencia, 1995).

¿A qué se debe esto? Es posible que sea el resultado de la combinación de varios factores, principalmente aquellos relacionados a las características de su historia de vida. Se mencionó anteriormente que especies que tienen una tasa de crecimiento baja suelen ser longevas y la reproducción es tardía. Por el contrario, especies que crecen rápido en general viven pocos años y comienzan pronto a reproducirse y esto está relacionado directamente con la respuesta de las poblaciones a la pesca (Jennings *et al.*, 1997; 1999a, b; Frisk *et al.*, 2001; Denney *et al.*, 2002).

Las especies mexicanas representan ambos casos, por ejemplo *I. fuscus* es una especie longeva que tiene una tasa de crecimiento baja, el toma 4 años incorporarse a la población adulta y no maduran sexualmente hasta que tienen 5 años de edad; además presenta una tasa de mortalidad relativamente alta. Todo esto les reduce la capacidad de recuperarse de las actividades de extracción. Por su parte, *P. parvimensis* tiene una tasa de crecimiento más elevada, vive hasta los 6 años y se reproduce por primera vez a los 2 años (Pérez Plascencia, 1995; Tapia Vázquez *et al.*, 1996; Perry *et al.*, 1999). Quizá en esto radique que la especie sea más resistente a la presión de pesca ya que las poblaciones pueden recuperarse más rápidamente.

¿Pero qué está pasando en la actualidad con *I. fuscus*? La evaluación del recurso en la Bahía de La Paz, resalta el hecho de que la densidad se ha mantenido constante desde hace varios años (0.700 ind/m² en 1997 a 0.702 ind/m² en 2004). También se detectó un incremento en la talla de captura de los organismos capturados entre 2003 y 2004 respecto a los analizados en el presente trabajo. Esto nos indica que si bien hubo un exceso de captura de la especie a principios de los años noventa, la sobreexplotación no fue tan grave como se pensaba.

No se pudo determinar si el régimen de captura era funcional para *I. fuscus* durante los años noventa, ya que se explotó tanto en áreas otorgadas en concesión como en zonas libres en el Golfo de California (SEMARNAT, Deleg. Ensenada y La Paz, com. pers.). Sin embargo, el régimen de captura por áreas concesionadas puede tener mayor ventaja, ya que permite un mejor control de las actividades de pesca, como el desarrollo de las capturas y la estimación de abundancia. Los pescadores se crean un compromiso para cuidar su recurso, ya que no pueden capturar fuera del perímetro otorgado. Además se pueden establecer áreas de "no captura" con fines de repoblamiento.

Otro factor negativo durante la pesquería de *I. fuscus* fue la edad de captura, estimada a los 4 años. Esto tiene implicaciones relevantes para el futuro de la pesquería, ya que a esta edad los individuos aún no comienzan a reproducirse y considerando que en la población adulta rara vez se encuentran organismos menores de 4 años, la pesquería no estaba dejando adultos reproductores. Por otra parte, el valor máximo de CPUE se encontró en 1991 para ambas especies (Fig. 39), pero en los años posteriores el esfuerzo siguió incrementándose mientras que la CPUE se redujo (Figs. 21, 25a, 28a). Esto no ocurrió así en la zona GS, donde se redujo el esfuerzo como medida precautoria (Fajardo León et al., 1996).

Este comportamiento resulta común en pesquerías jóvenes o nuevas, particularmente de invertebrados, que carecen de información y de medidas de control. Comienzan con altos volúmenes de captura y se desploman repentinamente en un par de años. Esto coincide un incremento excesivo del esfuerzo y una disminución en la CPUE (Hilborn y Sibert, 1988; Perry et al., 1999).

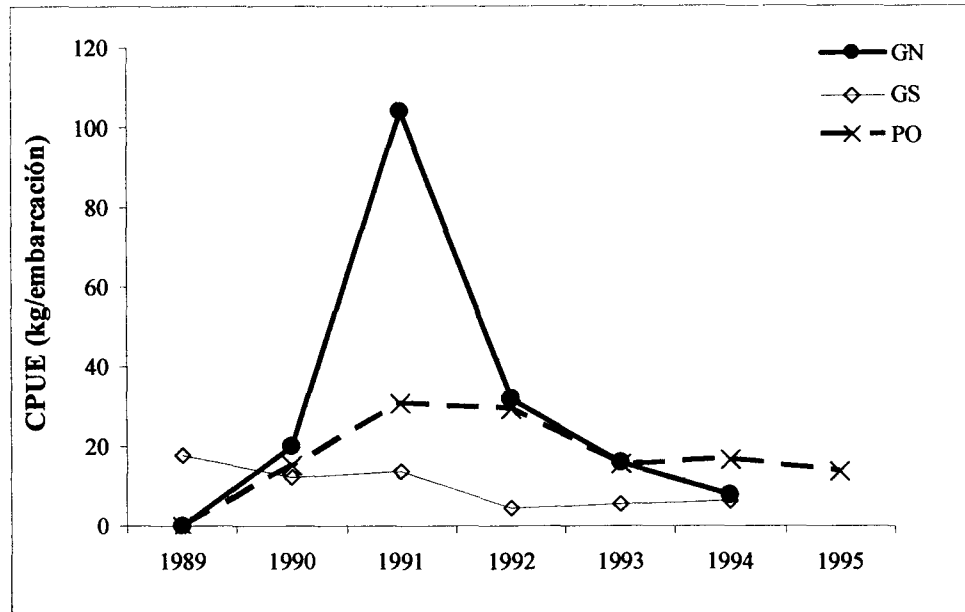


Figura 39. Estimación de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) durante los primeros años de la captura de pepino de mar en la península de Baja California, México.

Estrategias de explotación

El propósito del manejo de los recursos se encuentra dirigido hacia la explotación racional de las especies explotadas a fin de que sigan siendo productivas. Al saber que las poblaciones no permanecen estáticas sino que cambian continuamente, es necesario entender de que manera y por qué ocurren estos cambios. De igual forma se requiere conocer como responden los stocks a las actividades de pesca, para lo cual se requiere conocer la biología y la dinámica poblacional para que den sustento a las medidas de manejo y de aquellas orientadas hacia su conservación (Gulland, 1983; Ludwig, et al., 1993; Rosenberg et al., 1993; Hilborn y Walters, 1994; Hutchings and Myers, 1994).

El uso de modelos de simulación como herramienta para el manejo de las pesquerías se ha ido incrementando en los últimos años y han sido aplicados para pesquerías de peces y algunos invertebrados bentónicos (Wespestad y Terry, 1984; Ludwig y Walters, 1981; 1985; Díaz de León y Seijo, 1992; Chávez, 1996; Nevárez Martínez et al., 1999; Bradbury y Tagart, 2000; López Martínez et al., 2000; Nordwall y Lundberg, 2000; Sukhanov, 2000; Ramírez Rodríguez et al., 2000). El propósito de los modelos es simular el efecto que tendrían distintas tasas de explotación sobre algún recurso y así poder predecir de forma teórica la respuesta de las especies de interés bajo diferentes condiciones de explotación. Sus objetivos principales son el de obtener las utilidades máximas a corto plazo y de asegurar la sostenibilidad de explotación a largo plazo (Hill y Agnew, 2002).

Dichos modelos generalmente parten del análisis de información que involucra aspectos pesqueros, poblacionales y biológicos. El tamaño de las poblaciones, la biomasa total, la distribución de frecuencia de tallas o pesos y la estructura de edades entre otros, se ven afectados tanto por las actividades de captura como por factores ajenos a ella (Russell 1942; Hilborn y Walters, 1992; Jamieson, 1986; Sukhanov, 2000). El nivel de mortalidad por pesca debe ser propuesto considerando dicha información, de lo contrario, un valor excesivo podría ocasionar el colapso de la pesquería; por otro lado, el recurso sería sub-explotado con niveles bajos de pesca y esto implica pérdidas económicas.

Los resultados obtenidos por este tipo de modelos se ven limitados por la cantidad y calidad de información utilizada como punto de partida, así como por la incertidumbre en algunos aspectos tales como factores ambientales, el reclutamiento o la pesca furtiva (Sukhanov, 2000 Hill y Agnew, 2002).

Desafortunadamente no siempre se puede contar con la información suficiente y las pesquerías artesanales no cuenta con suficiente información sobre las especies objetivo, y si existe suele ser inconsistente o estar incompleta, ocasionando que las medidas de control con frecuencia resulten inadecuadas y contraproducentes (estimación errónea de los rendimientos, sobreexplotación, exceso de esfuerzo, colapso de la pesquería, etc). En el caso de las pesquerías de invertebrados, el manejo representa un problema complejo debido a la gran diversidad de estrategias de vida que presentan y a la gran cantidad de variables que influyen sobre éstas.

El modelo utilizado en el presente trabajo indica que los rendimientos biológicos y económicos para la pesquería de pepino de mar en México se ven influenciados fuertemente por la edad de captura y el nivel de mortalidad por pesca. En general se observó que incrementar la edad de primera captura y reducir el valor de F , se obtuvieron rendimientos menores, pero la pesquería pudo mantenerse productiva por más tiempo.

El nivel de máximo rendimiento se obtuvo con $F_{RMU} = 0.30$ en ambas especies, sin embargo, cualquier incremento, por pequeño que sea ocasiona el colapso de la pesquería en pocos años (Figs. 30, 33, 36). Se redujo el valor de $F_{RMU} = 0.30$ en un 25%, para obtener el nivel de rendimiento adecuado, que fue de $F_{RP} = 0.225$ para ambas especies. Con esta intensidad se obtienen menores rendimientos, pero la captura se mantiene en niveles de explotación por mucho tiempo (Figs. 31b, 35b, 38b). El valor de mortalidad por pesca que ocasiona el colapso de la pesquería y de la población fue de $F_{RC} = 0.70$ para *I. fuscus* y $F_{RC} = 1.5$ para *P. parvimensis*.

Esto es un indicativo de que las poblaciones de *I. fuscus* no soportan niveles altos de explotación, aún bajo regímenes de captura distintos (área en concesión o libre). El nivel

recomendado para explotación ($F_{RP} = 0.225$) corresponde a capturas entre 500 y 600 t, tanto para la zona GN como para la zona GS, pero este valor se redujo en un 50 % en tan solo un año si se llega al valor crítico.

En cambio *P. parvimensis* es capaz de soportar niveles más altos de explotación. De hecho, se ha sugerido que está siendo subexplotada en algunas localidades de la Península de Baja California (Espinosa Montes y Ramade Villanueva, 2001), donde recién comienza a extraerse (Fajardo León et al., 2003) y se requiere una gran cantidad de esfuerzo para que la pesquería tienda al colapso. De nuevo esto se atribuye a sus características de historia de vida, especies como *P. parvimensis* son capaces de soportar niveles de pesca que extinguirían a otras como *I. fuscus*. Algunas pesquerías de erizos y otros invertebrados son altamente resistentes a niveles extremos de explotación y llegan a soportar valores de mortalidad por pesca superiores a 5.0. Sin embargo, la mayoría son altamente vulnerables a la pesquería y ven diezmadas sus poblaciones cuando se tienen valores de F iguales o superiores a 1 (Jamieson, 1986).

Las abundancias de especies grandes declinan rápidamente después de un incremento en el esfuerzo, lo que las vuelve un recurso vulnerable. Por el contrario, las poblaciones de especies pequeñas, con valores altos de K se recuperan con mayor facilidad de las actividades de extracción (Conover, 1992; Jennings et al., 1997; 1999a, b; Denney et al., 2002, Dulvy et al., 2000; Frisk et al., 2001; Gerber et al., 2002). Queda claro que *I. fuscus* se encuentra dentro del primer caso, mientras que *P. parvimensis* queda dentro del segundo.

Resulta obvio que *I. fuscus* debe ser explotada con menor intensidad; en contraste, *P. parvimensis* puede seguirse explotando con las mismas condiciones, pero se recomienda no incrementar el nivel de esfuerzo.

A pesar de que el modelo indica que los rendimientos más altos se obtienen capturando organismos de 4 años en el caso de *I. fuscus* (~ 1200 t) y de 2 años en el de *P. parvimensis* (~ 600 t), no es conveniente que se utilice como medida de manejo. Se recomienda que se incremente la edad de captura al menos un año en ambas especies, y aunque se obtengan rendimientos un poco menores, la pesquería podrá mantenerse productiva por mas tiempo. Se debe considerar que las clases de edad más abundantes en las poblaciones de ambas holoturias en México tienen entre 4 y 6 años de edad en *I. fuscus* (~ 60 % de la población), y entre 2 y 5 de edad en *P. parvimensis* (~ 50%) (Pérez Plascencia, 1995; Herrero Pérezrul et al., 1999; Espinosa Montes y Ramade Villanueva, 2001).

En muchas poblaciones el tamaño de las poblaciones varía de acuerdo a fluctuaciones en el reclutamiento (Fogarty et al., 1991; Jonzén et al., 2001), por lo que éste debe ser considerado como un proceso estocástico e impredecible (Walters, 1986). Ciertos factores ambientales como la temperatura, salinidad, cantidad de oxígeno disuelto entre otros interactúan de manera importante con el patrón de reclutamiento (Walters y Parma, 1996; Vallin et al., 1999).

Conocer el nivel de reclutamiento resulta de vital importancia para realizar proyecciones de la pesquería a largo plazo, ya que la biomasa disponible estará en función de éste. Considerando que el reclutamiento es variable, es necesario tratar de comprender los factores que lo afectan (Basson, 1999; ICES, 1998; Needle, 2002). Entre estos se encuentra el tamaño de la población, ya que pocos adultos reproductores producirán un menor número de reclutas (Ludwig y Walters, 1981; Rickman et al., 2000), lo cual se traduce en una biomasa menor.

Por otra parte, la mortalidad natural que ocurre en los primeros estadios de vida también tiene una fuerte influencia en la magnitud del reclutamiento (Rothschild, 2000), esto resulta de particular importancia en los holoturoideos, cuyas larvas pueden durar un mes o más en la columna de agua (Bakus, 1973; Lawrence, 1987; Smiley et al., 1991).

El número de reclutas estimados para *I. fuscus* durante el periodo analizado (1989-2001) se incrementó en función de la edad de captura (Fig. 27) y su número alcanzó la asíntota alrededor de los 20 millones en la zona GN a los 12 millones en la zona GS (Fig. 28). Pero el valor promedio se encontró por debajo de la asíntota de la curva del modelo y de acuerdo con Ricker (1954) y Jamieson (1993), cuando esto ocurre la pesquería está sufriendo una sobrepesca de reclutas (Clark et al., 1985; Jonzén et al., 2001; Needle, 2002). Esto resulta de gran importancia si recordamos que a los 4 años la especie aún no se reproduce y el modelo predijo que bajo esas condiciones de explotación, la pesquería y la población de *I. fuscus* tendían al colapso en pocos años por un decremento en el nivel de reclutamiento. Sin embargo, el número de reclutas se mantuvo relativamente estable si se reducía la mortalidad por pesca y se incrementaba la edad de captura (Figs. 31a, 35a, 38a).

Respecto a *P. parvimensis*, el número de reclutas estimados para el periodo de la pesquería también se incrementó con la edad y tendió a la asíntota con poco más de 20 millones. El reclutamiento promedio durante el periodo de captura se ubicó un poco arriba de la asíntota de la curva del modelo (Fig. 28c). De acuerdo con el modelo, el reclutamiento se ve fuertemente afectado por el nivel de mortalidad por pesca, aunque en menor grado que *I. fuscus*. La simulación de la pesquería indicó que incrementando la edad de captura a tres años se puede tener un rendimiento sostenible.

Finalmente, queda claro que los rendimientos de *I. fuscus* y de *P. parvimensis* se ven fuertemente influenciados por la edad de captura y por el nivel de mortalidad por pesca (Fig. 40), por lo tanto la estrategia de manejo debe tomar en cuenta ambas variables. En el caso de *P. parvimensis* se observó que es capaz de soportar una intensidad de pesca mayor, y aunque puede considerarse sub-explotada, no se recomienda incrementar el esfuerzo.

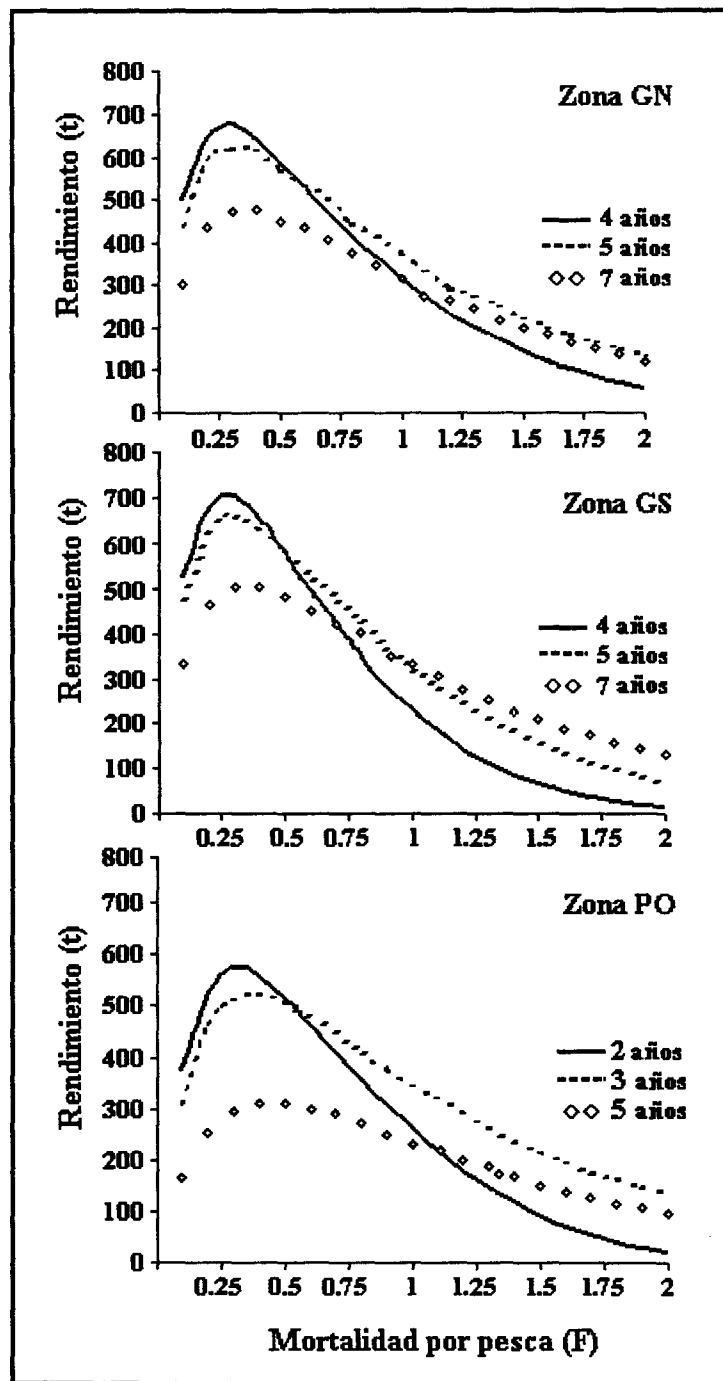


Figura 40. Simulación de las curvas de rendimiento potencial obtenidas en función de la edad de primera captura y la mortalidad por pesca de pepino de mar en la península de Baja California.

11. CONCLUSIONES

- ♣ La manera más apropiada para medir a los pepinos de mar es midiéndolos *in situ*, utilizando una cinta métrica flexible, que debe adaptarse al contorno del organismo, desde la boca hasta el ano. Esto permite reducir la variación en la longitud.
- ♣ La longitud y peso promedio de los individuos de *I. fuscus* contraídos fueron 19.27 ± 0.29 cm y 338.17 ± 9.31 g respectivamente, mientras que en los organismos medidos *in situ* fueron 23.25 ± 0.26 cm y 385.97 ± 7.81 .
- ♣ La clase de talla más abundante de los individuos de *I. fuscus* contraídos fue a los 24 cm y 410 g, mientras que la de los organismos contraídos fue de 25 cm y 350 g.
- ♣ La densidad de la especie en Baja California Sur fue de 0.7 ind/m^2 durante 1997. El uso de transectos de banda de 25 m de largo por 2 de ancho sirven para obtener estimadores confiables de la densidad.
- ♣ Esta holoturia se recluta a los 4 años de edad (~ 16 cm y 300 g) a la población y a la pesquería.
- ♣ Los altos niveles de captura de *I. fuscus* en 1991 se atribuyen a un incremento en el reclutamiento favorecido por las altas temperaturas que acompañan el fenómeno del NIÑO.
- ♣ El nivel de mortalidad por pesca y la edad de captura son los factores que más afectan el rendimiento del recurso.
- ♣ El nivel de explotación precautorio ($F_{RP} = 0.225$) y una edad de captura de 5 años (ó 400 g de peso) para *I. fuscus* permitirían que la pesquería pueda mantenerse

productiva por mas tiempo. La población se colapsa con valores altos de F ($F_{RC} = 0.70$).

- ♣ Esta especie es altamente sensible a las actividades de pesca, pues la recuperación de las poblaciones se ve influenciada por sus características de historia de vida, como una tasa de crecimiento lento, madurez tardía (5 años) y longevidad (17 años).
- ♣ Las poblaciones de *I. fuscus* se han recuperado, al menos en Baja California Sur. Así lo indican el valor de la densidad, que ha permanecido constante por varios años (de 0.7 ind/m² en 1997 a 0.702 ind/m² en 2004), y el incremento detectado en la talla promedio de los individuos (de 23.25 cm y 385.97 g en 1997 a 25 cm y 400 g en 2004).
- ♣ La pesquería de *P. parvimensis* se ha mantenido relativamente constante y su rendimiento también se ve afectado por la edad de captura y por el nivel de mortalidad por pesca. El nivel de rendimiento precautorio de $F_{RP} = 0.225$ en combinación con una edad de captura de 3 años mantendrán la pesquería productiva a largo plazo.
- ♣ Es importante que los pescadores participen en las actividades de manejo, ya que esto les permite responsabilizarse por el recurso, además de cuidarlo y ayudar a disminuir la captura ilegal, puesto que les afecta directamente al reducir los rendimientos que tendrían sin esta actividad.
- ♣ Se considera que el sistema de UMA'S resulta apropiado para el caso de los pepinos de mar.

- ♣ Se hace necesario continuar generando información, particularmente aquella relacionada a los aspectos de cultivo. Pero también realizar monitoreos continuos del recurso en las áreas de captura y el análisis de la frecuencia de tallas.

12. RECOMENDACIONES

No existe una metodología para la evaluación de pepino de mar en México, por lo que se recomienda tratar de uniformizar y elaborar un documento que sirva como base para la evaluación del recurso. Se resalta la importancia en la estimación de las densidades antes y después del periodo de explotación y del análisis de la frecuencia de tallas y pesos.

La longitud debe ser registrada *in situ*, porque refleja con más exactitud la forma original de los organismos. El peso registrado debe ser quitando el exceso de agua.

Para la estimación de la densidad poblacional, se recomienda el uso de transectos de banda de 25 m de largo por 2 de ancho. Para la densidad estimada como captura por unidad de esfuerzo se recomiendan los transectos de tiempo (no. de individuos por tiempo de buceo), registrando las coordenadas geográficas del inicio y final de cada transecto a fin de tener también una estimación del área censada.

Se exhorta a las autoridades a que se dirijan esfuerzos hacia la investigación relativa al crecimiento de las especies de pepinos de mar, ya que dado su carácter alométrico, el modelo de von Bertalanffy puede no ser el más apropiado. La alternativa para obtener las estimaciones de manera directa se proponen los cultivos de larvas en condiciones controladas, ya que no se ha encontrado otra forma de hacerlo.

A lo largo de esta tesis quedó en evidencia que en general los pepinos de mar representan un recurso altamente vulnerable a la sobrepesca. Sin embargo esto no ocurre con todas las especies, como es el caso de *P. parvimensis*. Debido a esto se recomienda que se siga generando información sobre el recurso, particularmente estimaciones de la

densidad antes y después de la temporada de captura a fin de poder delimitar la cuota apropiada.

Se propone como medidas de control una talla y peso mínimo de captura de 20 cm y 400 g, el establecimiento de áreas de no captura que sirvan como reservorio de reproductores, una veda reproductiva de junio a septiembre y un límite en la profundidad de captura de 25 m. El sistema de cuotas resulta apropiado si se trabaja con áreas en concesión. Su delimitación debe estar basada en evaluaciones previas a la explotación.

Se recomienda utilizar cuotas de captura como medida regulatoria ya que debido a la gran variabilidad que existe en el peso y longitud, ambas variables por si solas no resultan apropiadas como medida de manejo.

Se recomienda que se apliquen medidas severas para los pescadores furtivos, pero se requiere aumentar la vigilancia por parte de las autoridades.

La participación de todos los sectores en el manejo y conservación del recurso se considera de gran importancia. Tanto las autoridades como los permisionarios deben tener acceso al conocimiento biológico de la especie para entender el porqué de las medidas regulatorias.

Los pepinos de mar son muy fecundos y la mayor tasa de mortalidad se presenta en los primeros estadios de vida. La obtención de pepinos juveniles en laboratorio representa un gran potencial para fines productivos y de repoblamiento de las poblaciones silvestres.

13. LITERATURA CITADA

- Aguilar Ibarra, A., y G. Ramírez Soberón. 2002. Economic reasons, ecological actions and social consequences in the Mexican sea cucumber fishery. *Bêche de Mer Information Bulletin*. 17: 33-63.
- Ahlgren, M.O. 1998. Consumption and assimilation of salmon net pen-fouling debris by the red sea cucumber *Parastichopus californicus*: implications for polyculture. *J. World Aqua. Soc.* 29(2): 199-208.
- Alagaraja, K. 1984. Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian J. Fish.* 31: 177-208.
- Anónimo. 1993. Falkland Islands interim conservation and management zone fisheries report. 1987-1988. Stanley: Falkland Islands Government. 45 p.
- Anónimo. 1997. Successful production of juvenile sandfish *Holothuria scabra* by ICLARM in the Solomon Islands. *Bêche de Mer Information Bulletin*. 9: 3-4.
- Arreguín Sánchez, F. 1992. Una aproximación al estudio del coeficiente de capturabilidad con aplicación a la pesquería de mero (*E. morio*) de la plataforma continental de Yucatán, México. Tesis Doctoral. CINVESTAV, Mérida. 222 p.
- Atkinson, D. y R.M. Sibly. 1990. Why are organisms usually bigger in colder environments? Making sense of a life history puzzle. *Trends. Ecol. Evolut.* 12: 235-239.
- Baine, M. y B. Forbes. 1998. The taxonomy and exploitation of sea cucumbers in Malaysia. *SPC Bêche de Mer Information Bulletin*. 10: 2-7.

- Baine, M. y Ch. P. Sze. 2000. Sea cucumber fisheries in Malaysia. *Infofish International*. 4: 67-73.
- Bakus, J.G. 1973. The biology and ecology of tropical holothurians. pp. 325-367, En: O.A. Jones y R. Endean (eds.). *Biology and Geology of coral reefs*. Academic Press, New York.
- Battaglione, S.C. 1999. Culture of tropical sea cucumbers for stock restoration and enhancement. *Naga*. 22 (4):4-11.
- Basson, M. 1999. The importance of environmental factors in the design of management procedures. *ICES. J. Mar. Sci.* 56: 933-942.
- Belhadjali, K. 1997. Bêche de Mer production in Tuvalu. *Bêche de Mer Information Bulletin*. 9: 2-3.
- Beverton, R.J. y S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Inv. Ser. UK Ministry Agric. Fish., London*. 2(19): 533 pp.
- Booolootian, R.A. 1966. Reproductive physiology. pp. 561-614. En: R.A. Booolootian (ed.). *John Wiley and Sons. Interscience*, New York.
- Boutillier, J.A., A. Campbell, R. Harbo, y S. Neifer. 1998. Scientific advice for management of the sea cucumber (*Parastichopus californicus*) fishery in British Columbia. pp. 309-340. En: Gillespie, G.E. y L.C. Walther (eds). *Invertebrate working papers reviewed by the Pacific stock Assessment Review Committee (PSARC) in 1996*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2221. 540 p.
- Bradbury, A. y Tagart, J.V. 2000. Modeling geoduck, *Panopea abrupta* (Conrad, 1849) population dynamics. II. Natural mortality and equilibrium yield. *J. Shellfish Res.* 19: 63-70.

- Bradbury, A., W. Palsson y R. Pacunski. 1998. Stock assessment of the commercial sea cucumber *Parastichopus californicus* in the San Juan Islands, Washington State, U.S.A. Proceedings 8th International Coral Reef Symposium, Smithsonian Tropical Research Institute, Panama. 2: 1357-1361.
- Bruce, C. 1983. Sea cucumbers. Extraordinary but edible all the same. Infofish Marketing Digest. 6: 19-21.
- Brusca, R.C. y G.J. Brusca. 1990. Invertebrates. Sinauer. Massachussets. 992 p.
- Bühning, S.I., R. Koppelman, B. Christiansen y H. Weikert. 2002. Are Rhodophyceae a dietary component for deep-sea holothurians? J. Mar. Biol. Ass. U. K. 82: 347-348.
- Camhi, M. 1995. Industrial fisheries threaten ecological integrity of the Galápagos Islands. Conserv. Biol. 9: 715-724.
- Campagna, C. y C.M. Hand. 1999. Density estimates of giant red sea cucumber (*Parastichopus californicus*) populations, by dive survey, in the Gulf Islands and Jervis Inlet areas, British Columbia, Canada, in November 1997 and January 1998. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2495. Fisheries and Oceans. Canada. 53 p.
- Campos, C.M.L. 1996. Secado de pepino de mar. Oceanología. Año 4. (11): 97-104.
- Cardinale, M. y F. Arrhenius. 2000. The relationship between stock and recruitment: are the assumptions valid? Mar. Ecol. Prog. Ser. 196: 305-309.
- Caso, M.E. 1961. Los equinodermos de México. Tesis doctoral. Fac. Cienc. Univ. Nal. Auton. Mex. 388 p.
- Caso, M.E. 1967. Morfología interna y ecología de *Stichopus fuscus* Ludwig. Anales del Instituto de Biología de la UNAM. Serie Ciencias del Mar 37: 175-182.

- Caso, M.E. 1967. Morfología interna y ecología de *Stichopus fuscus* Ludwig. Anales del Instituto de Biología de la UNAM. Serie Ciencias del Mar 37: 175-182..
- Caso, M.E. 1971. Los pepinos de mar. Naturaleza. 2 (6): 19-21.
- Csirke, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO Doc. Tec. No. 192. 82 p.
- Clark, C.W., A.T. Charles, J.R. Beddington y M. Mangel. 1985. Optimal capacity decisions in a developing fishery. Mar. Resour. Econ. 2: 25-53.
- Conand, C. 1988. Comparison between estimations of growth and mortality of two stichopodid holothurians : *Thelenota ananas* and *Stichopus chloronotus* (Echinodermata: Holothuroidea). Proc. 6th Int. Coral Reef Symp. Townsville 2: 661-665.
- Conand, C. 1990. The fisheries resources of Pacific island countries. Part 2. Holothurians. FAO Fish. Res. Tech. Paper 272.2. 143 p.
- Conand, C. 1993. Reproductive biology of the holothurians from the major communities of the New Caledonian Lagoon. Mar. Biol. 116: 439-450.
- Conand, C., 1997. Are holothurian fisheries for export sustainable? In: H. A., Lessios and I. G. McIntyre (eds.). Proceedings of the 8th Int. Coral Reef Symp. 2: 2021-2026. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa Panama.
- Conand, C. 1999. Manuel de Qualité des holothuries commerciales du Sud-Ouest de l'Océan Indien. Commission Océan Indien. 39 p.
- Conand, C. 2001. Sea Cucumber retail market in Singapore. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 14: 12-13.

- Conand, C. and N.A. Sloan. 1989. World fisheries for echinoderms. pp. 647-663. En: John F. Caddy (ed.). Marine Invertebrate fisheries: their assessment and management. John Wiley & Sons. New York.
- Conand, C., M. de San, G. Refeno, G. Razafintseho, E. Mara y S. Andriajatovo. 1998. Sustainable management of the sea cucumber fishery sector in Madagascar. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 10: 7-9.
- Conover, D.O. 1992. Seasonality and the scheduling of life history at different latitudes. J. Fish Biol. Suplemento B. 41: 161-178.
- Chao, S.M. C.P., Chien, y P.S., Alexander. 1993. Fission and its effect on population structure of *Holothuria atra* (Echinodermata: Holothuroidea) in Taiwan. Mar. Biol. 109-115.
- Chao, S.M., C.P., Chien, y P.S., Alexander. 1994. Reproduction and growth of *Holothuria atra* (Echinodermata: Holothuroidea) at two contrasting sites in southern Taiwan. Mar. Biol. 119: 565-570.
- Charnov, E. L. 1993. Life history invariants: some explorations of symmetry in evolutionary ecology. Oxford University Press, Oxford.
- Chávez, O.E. 1995. La mortalidad natural y su relación con la tasa de crecimiento y la longevidad. Jaina 6(2): 3.
- Chávez, O.E. 1996. Simulating fisheries for the assessment of optimum harvesting strategies. Naga, ICLARM. 33-35.
- Chávez, E. A. 2001. Policy design for the spiny lobster (*Panulirus argus*) management of the Meso American Barrier Reef System. Crustaceana 74(10): 1119-1137.
- Chia, F. y J. Xing. 1996. Echinoderm coelomocytes. Zool. Stud. 35(4): 231-254.

- Day R.W. y G.P. Quinn. 1989. Comparisons of treatments after an analysis of variance in Ecology. Ecol. Monogr. 59: 433-463.
- Deichmann, E. 1958. The Holothuroidea collected by the Velero III during the years 1932 to 1938. Part II. Aspidochirotida. Allan Hancock Pacific Expeditions. 8: 253-358.
- De la Fuente, B.M.G., A. De Jesús-Navarrete, E. Sosa Cordero, y M.D. Herrero Pérezrul. 2001. Assessment of the sea cucumber (Echinodermata: Holothuroidea) as potential fishery resource in Banco Chinchorro, Quintana Roo, México. Bull. Mar. Sci. 68: 59-68.
- Denney, N.H., S. Jennings, y J.D. Reynolds. 2002. Life-history correlates of maximum population growth rates in marine fishes. Proc. R. Soc. Lond. B. 269 : 2229-2237.
- Diario Oficial de la Federación. 1994. NOM-059-ECOL-1994. Determinación de las especies y subespecies de flora y fauna silvestre terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. Diario Oficial de la Federación. Mayo, 16. México. 2-59.
- Diario Oficial de la Federación. 1999. Reglamento de la Ley de Pesca. Publicado el 29 de septiembre de 1999.
- Diario Oficial de la Federación, 2000. Modificación de la NOM-059-ECOL-1994, para el pepino de mar *Isostichopus fuscus*, en donde se considerará a partir de la fecha de publicación de este diario como especie sujeta a protección especial. Diario Oficial de la Federación. Marzo 22. México. 9-10.

- Díaz de León, A.J. y J.C. Seijo. 1992. A multi-criteria non-linear optimization model for the control and management of a tropical fishery. *Marine Resource Economics*. 7: 23-40.
- D'Silva, D. 2001. The Torres Strait Bêche-de-mer (sea cucumber) fishery. *SPC Bêche de Mer Information Bulletin*. 15: 2-4.
- Dulvy, N.K., J.D. Metcalfe, J. Glanville, M.G. Pawson y J.D. Reynolds. 2000. Fishery stability, local extinctions and shifts in community structure in skates. *Conservation Biology*. 14: 283-293.
- Ebert, T.A. 1978. Growth and size of the tropical sea cucumber *Holothuria (Halodeima) atra* Jaeger, at Enewetak atoll, Marshall Islands. *Pac. Sci.* 32: 248-251.
- Ebert, T.A. y M.P. Russell. 1993. Growth and mortality of subtidal red sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus*) at San Nicolás Island, California, USA; Problems with models. *Mar. Biol.* 117: 79-89.
- Encarnación Dimayuga, R., G. Carrasco y M. Espinoza. 1989. Neothyoside A, proposed structure of a triterpenoid tetraglycoside from the Pacific sea cucumber *Neothyone gibbosa*. *Journal of Natural Products*. 52: 248-251.
- Encarnación Dimayuga, R. y S. Keer García. 1992. Compuestos con actividad antimicrobiana de organismos marinos. *Revista de la Sociedad Mexicana de Ciencias Farmacéuticas*. 22: 33-41.
- Encinas García, A.G. 1997. Madurez gonadal y fecundidad del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* (Echinodermata) en la Bahía de Todos Santos, Ensenada, B.C., México. Tesis de Maestría. UABC. 68 p.

- Espinosa Montes, J.A. y M.R. Ramade Villanueva. 2001. Informe final de las actividades de prospección de pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en Isla Natividad, B.C.S. durante el periodo Febrero del 2000 a Febrero del 2001. Soc. Cooperativa de Producción Pesquera, Buzos y Pescadores- Federación Regional de Sociedades Cooperativas de la Industria Pesquera "Baja California", F.C.L. (FEDECOOOP). Documento Interno. 23 p.
- Etaix-Bonnin, R. 1999. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 12: 24-25.
- Fajardo León, M.C., E. Michel Guerrero, J. Singh Cabanillas, J.A. Vélez Barajas, y A. Massó Rojas. 1995. Estructura poblacional y ciclo reproductor del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Santa Rosalía, B.C.S., México. Cienc. Pesq. 11: 45-53.
- Fajardo León, M.C. y A. Vélez Barajas. 1996. Pesquería del pepino de mar. En: M.C. Casas-Valdéz y G. Ponce-Díaz (eds.). Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur. Vol. 1. SEMARNAP/ CICIMAR. pp. 151-165.
- Fajardo León, M.C., et al. 2003. Ciclo reproductivo de *Parastichopus parvimensis* en Isla Natividad, B.C.S., México. Resúmenes. I Foro de intercambio científico sobre recursos bentónicos de México. Biología, Ecología, Pesquerías y Acuicultura. 1-3 septiembre. La Paz, B.C.S.
- Ferdouse, F. 1999. Bêche de Mer markets and utilisation. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 11: 3-9.
- Fiedler, P.C. 1992. Seasonal climatologies and variability of eastern tropical Pacific surface waters. NOAA Tech. Rep. NMFS 109: 1-24.
- Flores, V.M.A y A. Gil. 1992; Prospección de la población de holoturoideos de la costa de Guerrero. (Documento inédito).

- Fogarty, M.J., Sissenwine, M.P. y E.B. Cohen. 1991. Recruitment variability and the dynamics of exploited marine populations. *Trends Ecol. Evol.* 6: 241-246.
- Francour, P. 1997. Predation on holothurians: a literature review. *Invertebrate Biology.* 116: 52-60.
- Frisk, M.G., T.J. Miller, y M. J. Fogarty. 2001. Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: a comparative life history study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 969-981.
- Gayanilo, F.C. P. Sparre y D. Pauly. 1995. The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8. 186 p.
- Gayanilo, F.C y D. Pauly. 1997. FAO-ICLARM stock assessment tools Reference manual. FAO-ICLARM, Roma. 218 p.
- Gerber, L.R., P.M. Kareiva, y J. Bascompte. 2002. The influence of life history attributes and fishing pressure on the efficacy of marine reserves. *Biol. Cons.* 106: 11-18.
- Ginger, M.I., Santos, V.L.C.S. y G.A. Wolff. 2000. A preliminary investigation of the lipids of abyssal holothurians from the north-east Atlantic Ocean. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 80: 139-146.
- Gould, S.J. 1977. *Ontogeny and phylogeny.* Belknap Press. Cambridge, 256 p.
- Granados Gallegos, M.L., J. Pineda Barrera, L. Alemán Ramos, et al. 1996. Diagnóstico de la actividad pesquera en el ámbito geográfico del Centro Regional de Investigación Pesquera de Ensenada, B.C. Boletín 1. INP/CRIP/SEMARNAT. 15 p.
- Grupo de Permissionarios Bahía de La Paz. Representante legal: Sra. Isabel Calderín Montalvo. Registro SEMARNAT-UMA-EX-037-BCS. La Paz, B.C.S.

- Guilliland, P.M. 1993. The skeletal morphology, systematics and evolutionary history of holothurians. The Paleontological Association. London. 147 p.
- Gulland, J.A. 1983. Fish stock assessment: a manual of basic methods. Chichester, U.K. Wiley Interscience, FAO/Wiley series on food and agriculture. 1: 223 pp.
- Gutiérrez García, A. 1999. Potential culture of sea cucumber in Mexico. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 11: 26-29.
- Hamano, T.M., y K.I. Hayashi. 1989. Population dynamics of *Stichopus japonicus* Selenka (Holothuroidea: Echinodermata) in an intertidal zone and on the adjacent subtidal bottom with artificial reefs for *Sargassum*. Suisanzoshoku. 37: 179-186.
- Hamel, J.F. and A. Mercier. 1996. Evidence of chemical communication during the gametogenesis of holoturoids. Ecology. 77 (5): 1600-1616.
- Hamel, J.F. and A. Mercier. 2000. Cuvierian tubules in tropical holothurians: usefulness and efficiency as a defense mechanism. Mar. Fresh. Beav. Physiol. 33: 115-139.
- Hamel, J.F., C. Conand, D.L. Pawson y A. Mercier. 2001. The sea cucumber *Holothuria scabra* (Holothuroidea: Echinodermata): Its biology and exploitation as Bêche-de-Mer. Advances in Marine Biology. 41: 129
- Hamel, J.F., R.Y. Hidalgo and A. Mercier. 2003. Larval development and juvenile growth of the Galápagos sea cucumber *Isostichopus fuscus*. S.P.C. Bêche-de-Mer Information Bulletin (18): 3-8.
- Hand, C.M. y J. Rogers. 1999. Sea cucumber Phase 1. Fishery Progress Report. Fisheries and Oceans, Ottawa. 32 p.
- Harriot, V. 1982. Sexual and asexual reproduction of *Holothria scabra* Jaeger at Heron Island Reef. Great Barrier Reef. Aust. Mus. Syd. Mem. 16: 53-66.

- Hawa, I., M. Zulaikah, M. Jamaludin, M. Zainal, A.A. Abidin, M.A. Kaswandi y B. H. Ridzwan. 1999. The potential of the coelomic fluid in sea cucumbers as an antioxidant. *Malaysian Journal of Nutrition*. 5: 55-59.
- Heizer, S.R y K. Hobbs, 1994. The effect of product landing state on setting quotas and monitoring landings in the sea cucumber fishery in British Columbia. pp. 231-243. En: M. Hand y B.J. Wadell (eds.). *Invertebrate working papers reviewed by the Pacific Stock Assessment Review Committee in 1993 and 1994*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.
- Hendler, G., J. E. Miller, D. L. Pawson y P. M. Kier. 1985. *Sea stars, sea urchins and allies*. Smithsonian Institution Press. Washington. 390 p.
- Hendrickx, M. E. 1995. *Equinodermos. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen I. Plantas e invertebrados*. Roma, FAO. pp. 637-646.
- Herrero Pérezrul, M.D. 1994. Estudio comparativo de la reproducción de *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) y *Neothyone gibbosa* Deichmann, 1941 (Echinodermata: Holothuroidea) en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 87 p.
- Herrero Pérezrul, M.D. 2004. Reporte final de las actividades de captura de *I. fuscus* en la Bahía de La Paz, B.C.S. por medio del uso de Unidades de Manejo de la Vida Silvestre (UMA'S). Dirección General de Vida Silvestre y SEMARNAT, septiembre, 2004. 62 p.
- Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes-Bonilla and F. García-Domínguez. 1998. Casual hermaphroditism in gonochoric *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata:

- Holothuroidea) of the southern Gulf of California, México. *Bulletin of Marine Science*. 63 (3): 611-615.
- Herrero Pérezrul, M.D., H. Reyes Bonilla, F. García Domínguez y C.E. Cintra Buenrostro. 1999. Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México. *Mar. Biol.* 135: 521-532.
- Herrero Pérezrul, M.D., y H. Reyes Bonilla. 2003. Análisis de los métodos de evaluación del recurso pepino de mar en el Golfo de California, México. Resúmenes. I Foro de intercambio científico sobre recursos bentónicos de México. *Biología, Ecología, Pesquerías y Acuicultura*. 1-3 septiembre. La Paz, B.C.S.
- Hickman, C.P. 1998. Guía de campo sobre estrellas de mar y otros equinodermos de las Galápagos. Sugar Spring Press. Virginia, USA. 83 p.
- Hilborn R. y J. Sibert. 1988. Adaptive management of developing fisheries. *Mar. Pol.* 112-121.
- Hilborn, R. y C.J. Walters, 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, Inc. London, New York. 570 p.
- Hill, S., D.J. Agnew. 2002. Optimal harvest strategies for single-cohort squid populations. *Bull. Mar. Sci.* 71(1): 371-381.
- Ho Kang, K., J. Yeong Kwon y Y. Man Kim. 2003. A beneficial co-culture: charm abalone *Haliotis discus* Hannai and sea cucumber *Stichopus japonicus*. *Aquaculture*. 216: 87-93.
- Hoareau, T. y C. Conand. 2001. Sexual reproduction of *Stichopus chloronotus*, a fissiparous sea cucumber, on Reunion Island, Indian Ocean. *SPC Bêche de Mer Information Bulletin*. 15: 4-13.

- Hyman, L.H. 1955. The Invertebrates: Echinodermata, the coelomate bilateria. Mc Graw Hill, New York. 763 pp.
- ICES. 1998. Report of the Study Group on the precautionary approach to fisheries management. ICES. CM 1998/ACFM: 10. Ref. D.
- IOC. 1986. Workshop on recruitment in Tropical coastal demersal communities. Workshop report No. 44. Cd. del Carmen, 21-25 de Abril. IOC/FAO. 23 p.
- Infofish Trade News. 2001. Bêche-de-Mer prices on the Asian markets. January-July 2001. Malasia.
- Ito, S. y H. Kitamura. 1998. Technical development in seed production of the Japanese sea cucumber. *Stichopus japonicus*. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 10: 24-28.
- Jangoux, M., R. Rasolofonirina, D. Vaitilingon, J.M., Ouin, G. Seghers, E. Mara y C. Conand. 2001. A sea cucumber hatchery and mariculture project in Tulear, Madagascar. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 14: 2-5.
- James, D.B., 1999. Hatchery and culture technology for the sea cucumber *Holothuria scabra* Jaeger in India. NAGA. 22 (4): 12-16.
- Jamieson, G.S. 1986. A perspective on invertebrate fisheries management: the British Columbia experience. pp. 57-74. En: G.S. Jamieson and N. Bourne (eds). North Pacific Workshop on stock assessment and management of invertebrates. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92.
- Jamieson, G.S. 1993. Marine invertebrate conservation: evaluation of fisheries over-exploitation concerns. Amer. Zool. 33: 551-567.

- Jaquement, S. y C. Conand. 1999. The Bêche de Mer trade in 1995-1996 and an assessment of exchanges between the main world markets. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 12: 11-14.
- Jenkins, M. y T.A. Mulliken. 1999. Evolution of exploitation in the Galapagos Islands: Ecuador's sea cucumber trade. TRAFFIC South America Bulletin. 17(3):107-118.
- Jennings, S., J.D. Reynolds y S.C. Mills. 1997. Life history correlates of responses to fisheries exploitation. Proc. R. Soc. Lond. B. 265: 333-339.
- Jennings, S., J.D. Reynolds y N.V.C. Polunin. 1999a. Predicting the vulnerability of tropical reef fishes to exploitation with Phylogenies and Life histories. Cons. Biol. 13 (6): 1466-1475.
- Jennings, S., S. P.R. Greenstreet, y J.D. Reynolds. 1999b. Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. J. Animal Ecology. 68: 617-627.
- Jensen, A.L. 1991. Simulating of fish population responses to exploitation. Ecol. Mod. 55: 203-218.
- Jensen, A.L. 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 820-822.
- Jensen, A.L. 1997. Origin of the relationship between K and Linf and synthesis of relationships among life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 987-990.
- Jonzén, N., P. Lundberg, M. Cardinale y F. Arrhenius. 2001. Variable fishing mortality and the possible commercial extinction of the eastern Baltic cod. Mar. Ecol. Prog. Ser. 210: 291-296.

- Kalinin, V.I., V.S. Levin y V. A. Stonik. 1994. The chemical morphology glycosides of sea cucumbers (Holothuroidea: Echinodermata). Vladivostok. Dalnauka Press. 284 p.
- Kastendiek, J. y A. Muscat. 1982. Aspects of the biology of the sea cucumber *Parastichopus parvimensis*: a developing commercial fishery. USC Sea Grant Institutional Program. Annual Report. pp. 63-66.
- Kaswandi, M.A., B.H. Ridzwan, H.H. Lian, M.W. Samsudin y I. M. Said. 1999. Crystals Saponin from local sea cucumbers *Bohadschia marmorata vitiensis*, *Holothuria edulis* and *Stichopus variegatus*. Proc. 8th Scientific Confer. Electron. Microscopy Society. Malaysia. pp. 170-171. (2-4 December. Awana Genting).
- Kropp, R.K. 1982. Responses of five holothurian species to attacks by a predatory gastropod, *Tonna pernix*. Pac. Sci. 36 (4): 445-452.
- Lane, D.J.W. 1998. A population survey of the "rare" stichopodid sea cucumber *Thelenota rubralineata* off northern Sulawesi, Indonesia. pp. 499-503. En: Candia Carnevali y Bonasoro (eds.). Echinoderm Research. Balkema, Rotterdam.
- Lambert, P. 1997. Sea cucumbers of British Columbia, Southeast Alaska and Puget Sound. UBC Press. Vancouver. 166 p.
- Lambeth, L. 2000. The subsistence use of *Stichopus variegatus* (now *S. hermanni*) in the Pacific Islands. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 13: 18-21.
- Lawrence, J.M. 1987. A functional biology of echinoderms. Croom Helm, London. 340 p.
- Lessios, H.A. 1990. Adaptation and phylogeny as determinants of egg size in echinoderms from the two sides of the Isthmus of Panama. Am. Nat. 135: 1-73.
- Levedev, A.M. 2000. Fisheries and reserves of the far eastern sea cucumber *Apostichopus japonicus*. Russian Journal of Marine Biology. 26 (4): 296-302.

- Levin, V.S., V.I. Kalinin y V.A. Stonik. 1984. Chemical characters and taxonomic revision of holothurian *Bohadschia graeffei* (Semper) as refer to erection of a new genus. *Biologia Moria*, Vladivostok. 3: 33-38.
- Levitan, R.D. 1993. The importance of sperm limitation to the evolution of egg size in marine invertebrates. *Am. Nat.* 141: 517-536.
- Ley de Pesca. 2000. Capítulo III. De la pesca de fomento. Estados Unidos Mexicanos. pp. 69-72.
- López Martínez, J., E.A. Chávez, S. Hernández Vázquez y E. Alcántara Razo. 2000. Potential yield of a rock shrimp stock, *Sicyonia penicillata* in the northern Gulf of California. *Crustaceana*. 72(6): 581-590.
- Long, B. y T. Skewes. 1997. Distribution and abundance of Bêche-de-Mer on Torres Strait reefs. *SPC Bêche de Mer Information Bulletin*. 9: 17-19.
- López Poblete, I. 1997. Producción máxima sostenible en la pesquería del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en las islas de Todos Santos, Baja California, México. Tesis de Licenciatura. U.A.B.C., 50 p.
- Ludwig, D. y Walters, C.J. 1981. Measurement errors and uncertainty in parameter estimates for stock and recruitment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 711-720.
- Ludwig, D. y Walters, C.J. 1985. Are age structured models appropriate for catch-effort data? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1066-1072.
- Ludwig, D., R. Hilborn, y C. Walters. 1993. Uncertainty, resource exploitation and conservation: lessons from history. *Science*. 260: 17-36.
- Maluf, L.Y. 1988. Composition and distribution of the Central Eastern Pacific Echinoderms. *Nat. Hist. Mus. Los Angeles County. Technical Report*. Vol. 2. p. 242.

- Mathews, V., M. Kookesh y R. Bosworth. 1990. Subsistence harvest and use of sea cucumber in Southeast Alaska with specific reference to sea cucumber harvest and use by residents of Craig, Klawock and Hydaburg. Technical paper No. 190, Alaskan Department of Fish and Game. Division of subsistence. Juneau. Sin paginación.
- Mora Álvarez, B.X. 1996. Distribución y abundancia de *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) en Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia. 45 p.
- Morgan, A.D. 2000. Aspects of sea cucumber broodstock management. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 13: 2-8.
- Morgan, A.D. y J. Archer. 1999. Overview: Aspects of sea cucumber industry research and development in the South Pacific. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 12: 15-17.
- Murawski, S.A. 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. ICES Journal of Marine Science. 57: 649-658.
- NOAA's National Weather Service. Página web. <http://www.nws.noaa.gov/>
- National Fisheries Authority. 2001. Papua New Guinea export prices of Bêche de mer. Issue I. April-May. Papua, New Guinea.
- Needle, C.L. 2002. Recruitment models: diagnosis and prognosis. Rev. Fish. Biol. Fish 11: 95-111.
- Nevarez Martínez, M.O., E.A. Chávez, M.A. Cisneros Mata y D. Lluch Belda. 1999. Modeling the pacific sardine *Sardinops caeruleus* fishery of the Gulf of California, México. Fish. Res. 41: 273-283.

- Nigrelli, R.F. y S. Jakowska. 1960. Effects of Holothurin, a steroid saponin from the bahamian sea cucumber (Echinodermata: Holothuroidea). *Zoologica*. 40: 47-48.
- Nordwall, F. y P. Lundberg. 2000. Simulated harvesting of stream salmonids with a seasonal life history. *North American J. Fish. Manag.* 20: 481-492.
- Nuño Hermosillo, A. 2003. Ecología Poblacional, ciclo reproductivo e historia de la pesquería del pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) en Bahía Chamela, Jalisco, México. Tesis de Maestría. CUCBA, UDG. 105 p.
- Parmentier, E. 2003. Contribution à l'étude des relations entre des poissons de la famille des Carapidae et leurs hôtes invertébrés: une approche multidisciplinaire. Tesis doctoral. Universidad de Liège. 589 p.
- Parrish, P. 1978. Processing guidelines for Bêche de Mer. *Aust. Fish.* 2: 26-27.
- Pascoe, S. y C. Robinson. 1996. Measuring changes in technical efficiency over time using catch and stock information. Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources. Research paper 108. University of Portsmouth. 13 p.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39: 175-192.
- Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Stud. Rev.* 8, 325 p.
- Pauly, D., y G. R. Morgan. 1987. Length-based methods in fisheries research. *ICLARM Conf. Proc. No. 13.* 468 p.

- Pauly, D., Sambilay, V. y S. Opitz. 1993. Estimates of relative food consumption by fish and invertebrate populations required for modeling the Bolinao reef ecosystem, Philippines. pp. 236-251. En: Christensen, V. y D. Pauly (eds.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM, Manila.
- Pérez Plascencia, G. 1995. Crecimiento y reproducción del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en la Bahía de Todos Santos, Baja California, México. Tesis de Maestría. U.A.B.C. México. 67 pp.
- Pérez Plascencia, G., G. Guerra Rivas y A.M. Iñiguez Martínez. 1992. Efectos hematológicos del principio activo del pepino de mar *Stichopus parvimensis*. Memorias del IX Simposium Internacional de Biología Marina. U.A.B.C.S. La Paz. 25-29.
- Perry, R.A., C.J. Walters, y J.A. Boutillier. 1999. A framework for providing scientific advice for the management of new and developing invertebrate fisheries. Rev. Fish Biol. Fish. 9: 125-150.
- Pitt, R. 2001. Review of sandfish breeding and rearing methods. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 14: 14-21.
- Preston, G.L. 1993. Bêche de Mer. En: Wright A. y L. Hill (eds.). Nearshore marine resources of the South Pacific. Institute of Pacific Studies. Suva, pp. 371-408.
- Ramírez Rodríguez, M., E.A. Chávez y F. Arreguín Sánchez. 2000. Perspectiva de la pesquería del camarón rosado (*Farfantepenaeus duorarum* Burkenroad) en la Sonda de Campeche, México. Ciencias Marinas. 26(1):97-112.
- Ramírez Soberón, G. 2001. Legislación de la pesca de fomento en México. La Jornada Ecológica. Periódico La Jornada. 24 de septiembre. México.

- Ramírez Soberón, G., M.C. Fajardo León, J.A. Massó Rojas, A. Aguilar Ibarra y A. Gutiérrez García. 2001. Pepino de mar. pp. 851-874. En Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y Manejo. Instituto Nacional de la Pesca y SAGARPA. México. pp 851-874.
- Rasolofonirina, R. y C. Conand. 1998. Sea cucumber exploitation of south West Madagascar. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 10: 10-13.
- Ravest Presa, C. 2000. *Athyonidium chilensis*. SPC Bêche de Mer Information Bulletin. 13: 9.
- Reichenbach, N., 1999. Ecology and fishery biology of *Holothuria fuscogilva* (Echinodermata: Holothuroidea) in the Maldives, Indian Ocean. Bull. Mar. Sci. 64, 103-113.
- Reyes Bonilla, H. y M.D. Herrero Pérezrul. 2003. Population parameters of an exploited population of *Isostichopus fuscus* (Holothuroidea) in the southern Gulf of California, Mexico. Fisheries Research. 59:423-430.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. J. Fish. Res. Board Canada. 11: 559-623.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191: 1-382.
- Rickman, S.J., N.K. Dulvy, S. Jennings y J.D. Reynolds. 2000. Recruitment variation related to fecundity in marine fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 116-124.
- Robertson, G.W., C. Hotton, J. H. Merrit. 1987. Drying atlantic sea cucumber. Infofish Marketing Digest. 3: 36-38.
- Rothschild, B.J. 2000. "Fish stocks and recruitment": the past thirty years. ICES J. Mar. Sci. 57: 191-201.

- Rosenberg, A.A., M.J. Fogarty, M. P., Sissenwine, J. R. Bedington y J.G. Shepherd. 1993. Achieving sustainable use of renewable resources. *Science*. 262: 828-829.
- Roughgarden, J. y F. Smith. 1996. Why fisheries collapse and what to do about it. *Proc. National Academy of Sciences. USA*. 93: 5078-5083.
- Russell, E.S. 1942. *The overfishing problem*. Cambridge University Press. London.
- Sachithanathan, K. 1979. *Bêche de Mer of the tropical Pacific. A handbook for fishermen*. South Pacific Commission. Noumea, New Caledonia. No. 18.1-27.
- Salgado Castro, L.R. 1994. The fishery of the sea cucumbers *Isostichopus fuscus* and *Parastichopus parvimensis* in Baja California, México. p. 504. En: B. David y M. Guille (eds.). *Echinoderms through time*. Balkema, Rotterdam.
- Salgado Castro, L.R. 1997. Review of recent developments in the Baja California, México, *Isostichopus fuscus*, *Holothuria impatiens* and *Parastichopus parvimensis* fisheries. Abstracts of the 9th International Echinoderm Conference, San Francisco. p. 40.
- Sancho, A. y X. Buitrón. 2000. The fishing phenomena of sea cucumber. *Pesca Blanca Internacional*. 9: 5-14.
- San Diego Union Tribune. December 8, 2002. News Paper. Mexico gets tough on sea cucumber poaching. U.S.A.
- Shepherd, J. G. 1987. A weekly parametric method for estimating growth parameters from length composition data. pp. 35-62. En: J. A. Gulland, Chichester John Wiley and sons (eds.). *Length-based methods in fisheries research*. LTD.
- Shepherd, S.A., P. Martínez, M.V. Toral-Granda y G. J. Edgar. 2004. The Galapagos sea cucumber fishery: management improves as stocks decline. *Environmental Conservation*. 31 (2): 102-110.

- Schoppe, S. 2000. Sea cucumber fishery in the Philippines. SPC Bêche de Mer .
Information Bulletin. (13): 10-12.
- Schroeter, S.C., D.C. Reed, D.J. Kushner, J.A. Estes y D.S. Ono. 2001. The use of marine reserves in evaluating the dive fishery for the warty sea cucumber (*Parastichopus parvimensis*), Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58 (9): 1773-1781.
- Sewell, M.A. 1992. Reproduction of the temperate aspidochirote *Stichopus mollis* (Echinodermata: Holothuroidea) in New Zealand. Ophelia. 2: 103-121
- Shelley, C. 1985. Growth of *Actynopyga echinites* and *Holothuria scabra* (Holothuroidea: Echinodermata) and their fishery potential (as Bêche-de-mer) in Papua, New Guinea. Proc. 5th Int. Coral Reef Symp. Tahiti 5: 297-302.
- Sierra Rodríguez, P. 1994. Prospección de pepino de mar *Stichopus fuscus* en la costa de Oaxaca, México. Resúmenes del Primer Taller de evaluación sobre las pesquerías ribereñas del Pacífico mexicano. CRIP Manzanillo. p. 15
- Smiley, S., F.S. McEuen, C. Chaffee y S. Krishnan. 1991. Echinodermata: Holothuroidea. pp. 663-749. En: Giese, A., C. Pearse y V.B. Pearse (eds.). Reproduction of marine invertebrates. Volumen IV. Echinoderms and Lophophorates. The Boxwood Press. 808 p.
- Smirnov, A.V., A.V. Gebruk, S.V. Galkin y T. Shank. 2000. New species of holothurian (Echinodermata: Holothuroidea) from hydrothermal vent habits. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 80: 321-328.
- Smith, V.J. 1981. The Echinoderms. En: Invertebrate blood cells. Academic Press, London. Pp. 513-562. Proceedings of the 9th International Echinoderm Conference. San Francisco. Agosto 1996. Sin paginación.

- Smith, A., J. Matthiopoulos, I.G. Priede. 1997. The simulated deep-sea holothurian.
- Sokal, R.R., y F.J. Rohlf. 1995. Biometry. 3era edición. Freeman, New York, 887 p.
- Solís-Marín Francisco A. y A. Laguarda Figueras. 1999. *Cucumaria flamma*, a new species of sea cucumber from the Central Eastern Pacific (Echinodermata: Holothuroidea). Proceedings of the Biological Society of Washington, 112(4): 778-786.
- Sonnenholzner, J. 1997. A brief survey of the commercial sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) in the Galápagos Islands. *Bêche-de-mer Inf. Bull.* 9: 11-15.
- Sparre, P., Venema, S.C., 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros.
- Reichenbach, N., 1999. Ecology and fishery biology of *Holothuria fuscogilva* (Echinodermata: Holothuroidea) in the Maldives, Indian Ocean. *Bull. Mar. Sci.* 64, 103-113.
- Strathmann, R.R. 1985. Feeding and nonfeeding larval development and life-history evolution in marine invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 16: 339-361.
- Sukhanov, V.V. 2000. Autoregressive model of catch dynamics in pacific salmon populations. *J. Ichthyology.* 40 (6): 508-515.
- Tapia Vázquez, O., J.J. Castro González y H. Valles Ríos. 1996. Madurez gonádica del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en la costa occidental de Baja California, México en 1994. *Ciencia Pesquera.* (12): 5-12.
- Torres Moye, G., E. Almanza Heredia, A. Almanza Heredia, G. Pérez Plascencia, A.G. Encinas García y O. Tapia Vázquez. 1998. Biología pesquera del pepino de mar *Parastichopus parvimensis*, un recurso no tradicional de Baja California. Resúmenes del XI Congreso Nacional de Oceanografía. U.A.B.C. Ensenada. pag. 61.

- TRAFFIC South America. 2000. Evaluation of the trade of sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the Galápagos Islands during 1999. Quito, Ecuador.
- Trippel, E.A., Kjesbu, O.S. y P. Solemdal. 1997. Effects of adult age and size structure on reproductive output in marine fishes. pp. 31-62. En: Chambers, R.C., Trippel, E.A. (eds.). Early life history and recruitment in fish populations. Chapman and Hall, London.
- Tuwo, A. 1999. Reproductive cycle of the holothurian *Holothuria scabra* in Saugi Island, Spermonde Archipelago, South west Sulawesi, Indonesia. SPC Bêche de Mer . Information Bulletin. 11: 9-12
- Uthicke, S. 1994. Distribution and growth of two reef flat holothurians, *Holothuria atra* and *Stichopus chloronotus*. En: David B and Guille M (eds.). Echinoderms through time. Balkema, Rotterdam. pp. 569-576.
- Uthicke, S. 1996. Seasonality in asexual reproduction of three tropical aspidochirotid holothurians and the respiration of their fission products. Proceedings of the 9th International Echinoderm Conference. San Francisco. Agosto 1996. Sin paginación.
- Uthicke, S. 2001. Influence of asexual reproduction on the structure and dynamics of *Holothuria (Halodeima) atra* and *Stichopus chloronotus* populations of the Great Barrier Reef. Mar. Freshwater Res. 25: 205-215.
- Uthicke, S. y J. A. H. Benzie. 2000a. Effect of Bêche 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. y J.A.H. Benzie. 2000b. Overfishing of holothurians on the GBR: the effect on population structure of *Holothuria nobilis*, and likely sources of new recruitment. Abstracts 9th, International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia. p. 209.
- Uthicke, S., J.A.H. Benzie, y E. Ballment. 1999. Population genetics of the fissiparous holothurian *Stichopus chloronotus* (Aspidochirotida) on the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs*. 18: 123-132.
- Valdéz Noriega, M. 1994. Pepino de mar, recurso potencial en decadencia. Memorias del V Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés, A.C. U.A.B.C.S. La Paz. Sin paginación.
- Vallin, L. Nissling A. y L. Westin. 1999. Potential factors influencing reproductive success of baltic cod *Gadus morhua*: a review. *Ambio*. 28: 92-99.
- Vélez Barajas, J.A. 1991. Evaluación del recurso pepino de mar en el área de "El Conejo" y "Punta Bentonita". Centro Regional de Investigación Pesquera, La Paz, B.C.S. INP. Documento interno. 5 p.
- Walters, C. 1986. Adaptive policy design in renewable resource management. Macmillan, New York, 374 p.
- Walters, C. y A.M. Parma. 1996. Fixed exploitation rate strategies for coping with effects of climate change. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 148-158.
- Wespestad, V.G., y J.M. Terry. 1984. Biological and economic yields for eastern Bering Sea walleye pollock under differing fishing regimes. *N. Am. J. Fish. Manag.* 4: 204-215.

Zann, L., J. Brodie, C. Berryman, M. Nagasima. 1987. Recruitment, ecology, growth and behavior of juvenile *Acanthaster planci* (L.)(Echinodermata: Asteroidea) Bull. Mar. Sci. 41: 561-575.

14. GLOSARIO

Alometría: Es el estudio del crecimiento relativo, es decir, de los cambios en la proporción del cuerpo con respecto al incremento en talla.

Celoma: Del griego *Koiloma*, cavidad: cavidad ubicada entre la pared corporal y el tracto digestivo en muchos animales.

Colapso de una pesquería: ocurre cuando la pesquería deja de ser rentable, la abundancia de las poblaciones disminuye y no hay captura.

Crecimiento alométrico: crecimiento desproporcionado de partes de un organismo en relación al total.

El NIÑO: fenómeno físico que involucra una interacción entre el océano y la atmósfera en el océano Pacífico. El nombre es sudamericano y hace referencia a su aparición en navidad. Se caracteriza por un debilitamiento a gran escala de los vientos dominantes y del calentamiento del agua superficial, con una periodicidad de ocurrencia aproximada de 3 y 4 años, aunque puede variar.

Equinodermos: grupo de organismos marinos del cual se deriva la línea de los vertebrados. Se caracterizan por una piel espinosa, un exoesqueleto calcáreo y una simetría radial. Además presentan un sistema hidráulico que utilizan para funciones corporales, denominado sistema ambulacral acuífero. Se agrupan en 5 clases (Crinoidea, Asteroidea, Ophiuroidea, Echinoidea y Holothuroidea). Una última clase fue descrita en 1986, Concentrcycloidea, que fue invalidada cuando estudios genéticos demostraron que las dos especies que la componían eran asteroideos.

Explotación sostenible: Que durante la extracción de un recurso se logre el mismo rendimiento una y otra vez sin que las poblaciones declinen, esto implica que la tasa

de explotación depende de la tasa de incremento de una población. Es un proceso difícil de alcanzar, ya que cuando se originó este término no se consideraba la variabilidad natural de las poblaciones.

Explotación adecuada: se refiere a las acciones utilizadas para el manejo de un recurso, basadas en la integración de información biológica, poblacional, pesquera y social.

Flujo genético: movimiento de información genética entre poblaciones contiguas a través de la dispersión de los gametos que van en una o en ambas direcciones.

Gonocórico: cuando se tienen sexos separados, hembras y machos.

Gonoporo: orificio genital por donde se liberan los gametos.

Guaterismo, Guatear: se refiere a la actividad de captura ilegal de especies comerciales.

Guateros: quienes capturas especies de manera ilegal.

Holoturias: término para designar a la clase Holothuroidea, que incluye a todos los pepinos de mar. Mantienen una simetría pentámera, pero bilateral y un esqueleto calcáreo reducido. Se utilizan como alimento y con fines medicinales, principalmente en países orientales.

Larva auricularia: larva de pepino de mar que se caracteriza por presentar una forma alargada (500 μ aproximadamente) con bordes ondulados compuestos por bandas de cilios. Estos bordes ciliados crecen hasta envolver el cuerpo y se fusionan.

Larva doliolaria: estadio larval que deriva de la larva auricularia en los holoturoideos. Una vez que se fusionan las bandas ciliares formando círculos paralelos, la larva adquiere una forma de barril característica.

Larva lecitotrófica: son larvas cuyo desarrollo ocurre por completo dentro del huevo. En el caso de los pepinos de mar, las larvas lecitotróficas provienen de huevos que superan las 500 μ de diámetro.

Larva planctotrófica. son larvas que se encuentran en la columna de agua formando parte del plancton. Las larvas planctotróficas de las holoturias provienen de huevos que miden entre 100 y 300 μ de diámetro.

Larva pentáctula: estadio final del desarrollo larvario en los pepinos de mar previo a la metamorfosis. De la larva doliolaria comienzan a formarse 5 tentáculos bucales característicos, de los cuales se origina su nombre.

Oscículos: se denominan oscículos o espículas microscópicas al conjunto de cuerpos calcáreos que conforman el esqueleto de los pepinos de mar y que presentan una gran diversidad de formas.

Permissionarios: Grupo de personas que poseen un permiso de pesca.

Simetría pentámera: cuando el eje corporal se divide en 5 partes que resultan iguales en proporción y tamaño. Es típico de las holoturias.

Pies ambulacrales: Proyecciones del sistema ambulacral de los equinodermos que terminan en una ventosa y que se utilizan para locomoción.

Rendimiento máximo sostenible: es aquel que se obtiene en el punto inmediato anterior en el cual una población empieza a declinar. Este punto no corresponde a un valor fijo ya que depende de la población, del ecosistema, o de las fluctuaciones del ambiente y del tipo de gestión que se realiza.

M. D. Herrero-Pérezrul · H. Reyes Bonilla
F. García-Domínguez · C. E. Cintra-Buenrostro

Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México

Received: 15 July 1998 / Accepted: 19 August 1999

Abstract The reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) at Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, México from July 1992 to September 1993 and from August 1996 to July 1997 were analyzed. The reproductive cycle was monitored by using histological analysis. Five gonadal stages were described according to cell types present in the gonad; undetermined, gametogenesis, maturity, spawning and post-spawning. This holothurian reproduces annually during summer (July to September), when sea surface temperature reaches 27 °C. The gonad index is related to the gonadal stages. The first sexual maturity for *I. fuscus* was calculated at 367 g (4 to 5 years old) according to the von Bertalanffy equation, and nearly all the specimens at Isla Espíritu Santo were 5 to 7 years old (including some individuals over 35 years old). Data of the length-weight relationship showed that *I. fuscus* grows allometrically at the studied site ($b = 1.83$). The mortality rate was relatively high ($M = 0.51$), indicating that in a typical cohort, 40% of the recruits does not survive the first year, and less than 20% reaches maturity.

Introduction

The holothurian *Isostichopus fuscus* is a common species that inhabits shallow waters (0 to 40 m, mostly on coral and rocky bottoms) from the northern Gulf of California, México to Ecuador (Maluf 1988). This holothurian represents an important economic resource and supports

artisanal fisheries in several American countries, principally México, Costa Rica and Ecuador (Powell and Gibbs 1995; Fajardo León and Vélez Barajas 1996; Singh Cabanillas and Vélez Barajas 1996; Sonnenholzner 1997). In all these countries, it has been suggested that the populations of *I. fuscus* and other holothurian species have been overexploited (Camhi 1995; Fajardo León and Vélez Barajas 1996). In México, *I. fuscus* is considered an endangered species (Norma Oficial Mexicana 1994), though no studies were made to support this. In general, studies of the biology and population dynamics of this holothurian are scarce. In México, most of the early papers dealt only with taxonomy and ecology (Caso 1967), but more recently studies about the reproductive biology and brief analyses of the fishery of this holothurian along the southern coasts of the Gulf of California have been made (Sing Cabanillas and Vélez Barajas 1996; Fajardo León et al. 1995).

Most of the studies on reproductive biology of holothurians have focused on tropical and commercial species (Bakus 1973; Conand 1990), which commonly belong to the Families Stichopodidae (Cameron and Fankboner 1986; Conand 1988, 1993a, b) and Holothuriidae (Engstrom 1980; Harriot 1985; Ong Che and Gómez 1985). The objective of the present paper was to describe the main patterns of the reproductive cycle of *Isostichopus fuscus* and some aspects of its population biology. The study was done at Isla Espíritu Santo, in the southern Gulf of California, México.

Materials and methods

Specimens of *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) were collected at Isla Espíritu Santo, Gulf of California (24°30'N; 110°15'W), particularly in San Gabriel Bay, which is characterized by shallow waters (maximum depth 6 m) and two large coral patch reefs composed of *Pocillopora* spp. with occasional appearances of massive colonies (*Porites* spp. and *Pavona* spp.; Reyes Bonilla 1993), which are exposed during extreme low tides in summer. At the shore there is a mangrove forest composed of *Rhizophora*

Communicated by O. Kinne, Oldendorf/Luhe

M.D. Herrero-Pérezrul (✉) · F. García-Domínguez
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas,
Calle Madero 1865-2, Centro,
C.P. 23000 La Paz, Baja California Sur, México

H. Reyes Bonilla · C.E. Cintra-Buenrostro
Universidad Autónoma de Baja California Sur,
Depto. de Biología Marina, Carretera al Sur km 5.5,
C.P. 23080 La Paz, Baja California Sur, México

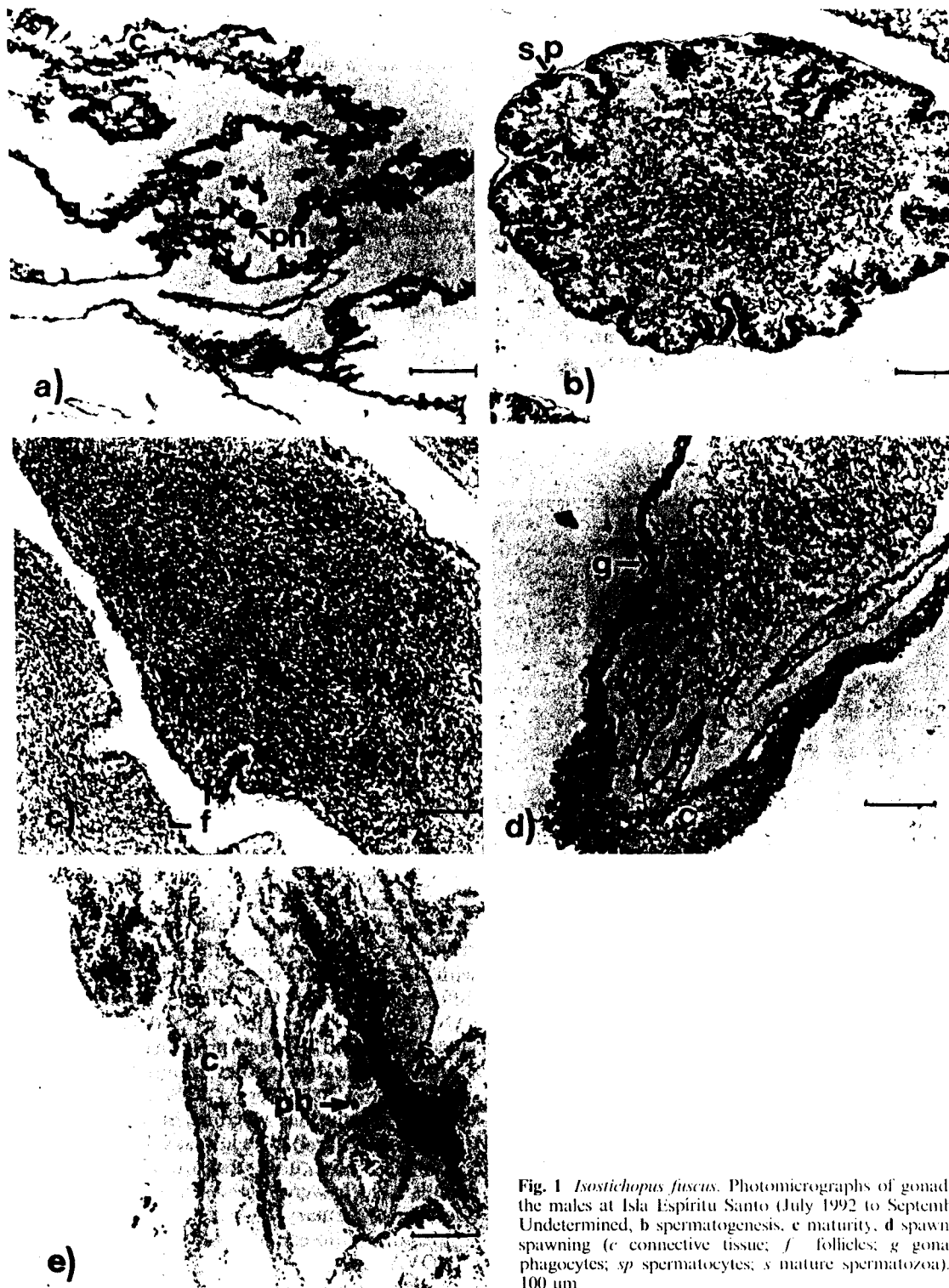


Fig. 1 *Isostichopus fuscus*. Photomicrographs of gonadal stages of the males at Isla Espíritu Santo (July 1992 to September 1993). **a** Undetermined, **b** spermatogenesis, **c** maturity, **d** spawning, **e** post-spawning (*c* connective tissue; *f* follicles; *g* gonad wall; *ph* phagocytes; *sp* spermatocytes; *s* mature spermatozoa). Scale bars 100 μ m

were found in the lumen. The connective tissue was thinner and the follicles increased their size because of accumulation of sperm. Spermatogenesis was seen from February to June (Fig. 3a).

Maturity (Fig. 1c)

All the follicles were completely filled with dense layers of mature spermatozoa, which had rounded heads

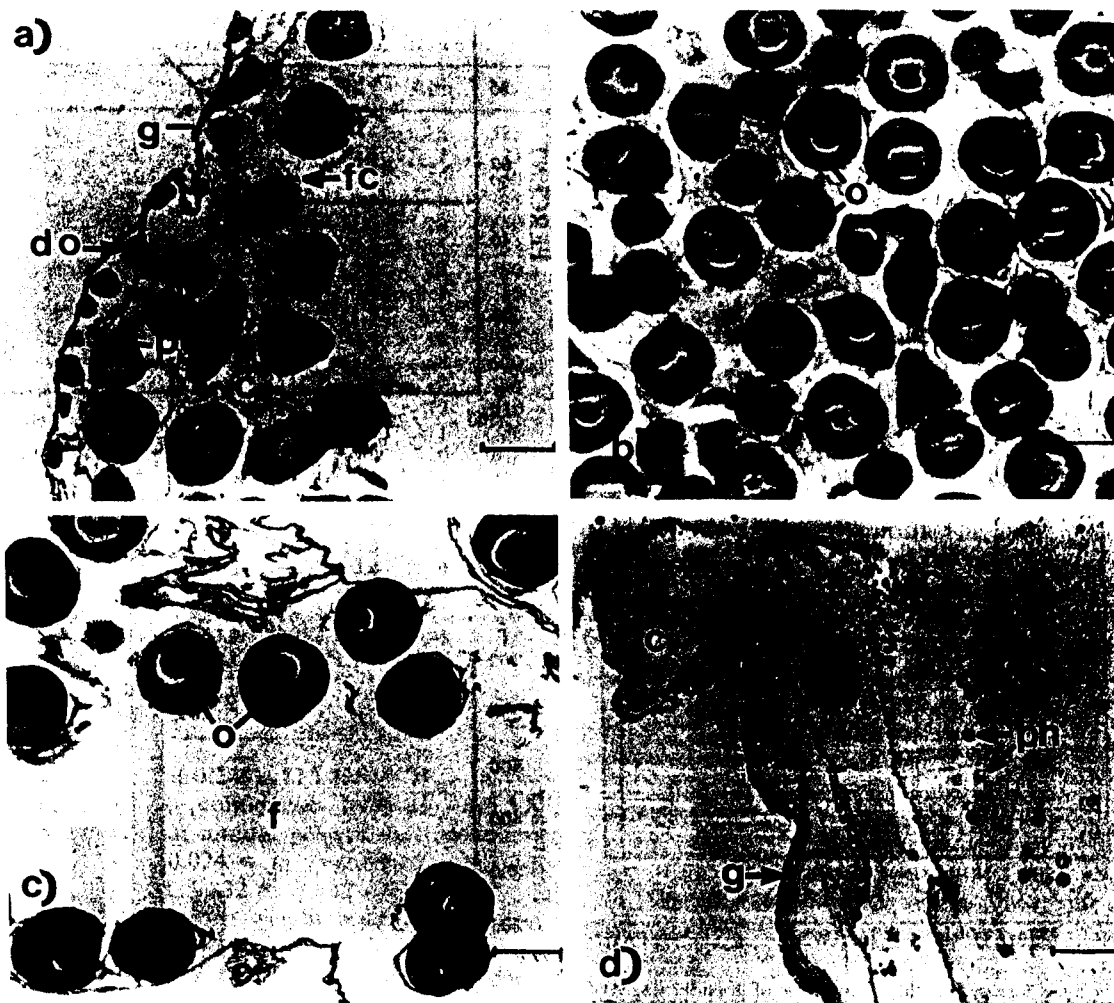


Fig. 2 *Isostichopus fuscus*. Photomicrographs of gonadal stages of females at Isla Espíritu Santo (July 1992 to September 1993). a Oogenesis, b maturity, c spawning, d post-spawning (c connective tissue; do developing oocytes; f follicles; fc follicular cells; g gonad wall; n nucleus; o ripe oocytes; ph phagocytes; po previtellogenic oocytes). Scale bars 100 μ m

by August and September 1992, when most specimens had spawned and had post-spawning gonads; in these months, GI values were 1% to 5% (Fig. 4).

The weight at first maturity (when 50% of the individuals in the population showed developing gonads) was calculated considering only specimens that could be sexed ($n = 142$) and that were in gametogenic, mature or spawning stage. The smallest reproductive specimen weighed 167 g, but the calculated first-maturity weight was 367 g (Fig. 5).

Growth

The population of *Isostichopus fuscus* at Isla Espíritu Santo had an average (\pm SE) length and weight of

23.25 \pm 0.26 cm and 385.97 \pm 7.81 g, with modes of 24 cm and 350 g (Fig. 6; Table 1). Because first maturity was attained at 367 g, size-frequencies indicated that most of the sampled specimens were actively in reproduction. The smallest individuals (<5 cm and <50 g) were observed from August to November 1996, and again from May to July 1997. Mean size of the species differed significantly among months ($F_{11, 1434} = 8.85$, $P < 0.001$ for length; $F_{11, 1434} = 8.87$, $P < 0.001$ for weight); individuals were especially heavier and longer in January, February and April, 1997 (Table 1). The length-weight regression was significant ($r^2 = 0.714$, $F_{1, 1144} = 3607.5$, $P < 0.001$), and showed that *I. fuscus* grows allometrically at the studied site (Fig. 7).

The estimated von Bertalanffy growth equations for length and weight were:

$$L_t = 36.118[1 - (e^{[0.180(t - 0.024)]})];$$

$$W_t = 815.485[1 - (e^{[0.180(t - 0.024)]})]^{1.832}$$

where L_t is length in time t (years), W_t is weight in time t (years), 36.118 = L_{inf} (asymptotic length in cm;

Table 1 *Isostichopus fuscus*. Length (L, in cm) and weight (W, in g) data of the population from Isla Espiritu Santo, México

Month		n	Mean	Mode	SE	Min.	Max.
Aug 1996	W	97	362.1	480	11.4	15	525
	L	97	23.3	23	0.4	7	33
Sep	W	105	383.3	410	12.5	45	660
	L	105	24.3	26	0.5	9	35
Oct	W	113	348.7	410	11.6	20	650
	L	113	23.1	22	0.4	5	33
Nov	W	103	366.9	320	13.4	20	790
	L	103	21.9	24	0.4	5	30
Dec	W	99	389.9	340	11.7	105	700
	L	99	23.9	26	0.4	16	33
Jan 1997	W	107	444.9	310	13.7	65	800
	L	107	24.6	24	0.5	12	40
Feb	W	131	470.2	420	13.0	70	810
	L	131	25.9	26	0.4	11	36
Mar	W	152	391.0	320	10.6	120	690
	L	152	23.4	24	0.4	11	34
Apr	W	108	411.3	380	14.9	70	760
	L	108	23.3	28	0.4	11	34
May	W	134	381.1	350	15.3	45	830
	L	134	22.5	26	0.4	9	33
Jun	W	164	340.1	330	14.9	20	810
	L	164	21.4	25	0.5	7	35
Jul 1997	W	133	353.9	290	13.1	45	760
	L	133	22.1	22	0.4	8	33
Overall	W	1446	385.97	350	3.99	15	830
	L	1446	23.25	24	0.13	5	40

confidence interval: ± 0.244), $815.485 = W_{inf}$ (asymptotic weight in g; confidence interval: ± 5.509), $0.180 = K$ (individual annual growth rate; confidence interval: ± 0.044), $0.024 = t_0$ (estimated age when growth is zero) and $1.832 = b$ (allometry coefficient calculated with the length-weight relation; confidence interval: ± 0.003).

Graphic representations of the models (Fig. 8) showed that in this population, individuals with sizes of < 6 cm or 40 g were younger than a year, whereas the largest specimens (> 35 cm and 700 g) were very scarce, and were about 15 years old. The population mean and

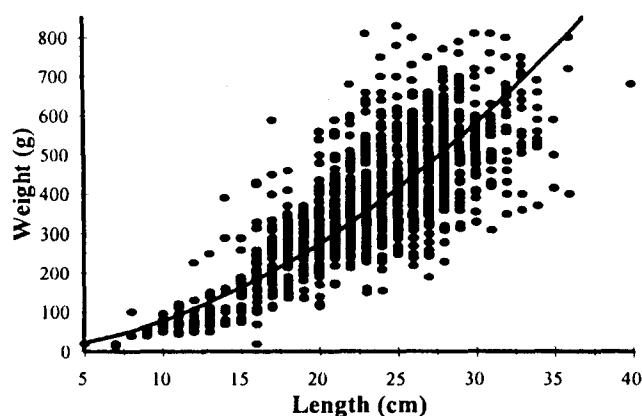


Fig. 7 *Isostichopus fuscus*. Length weight relationship of *I. fuscus* at Isla Espiritu Santo (August 1996 to July 1997). Equation: $Weight = 1.142 (Length)^{1.832}$, confidence intervals: $a = 1.142 \pm 1.100$; $b = 1.832 \pm 0.003$

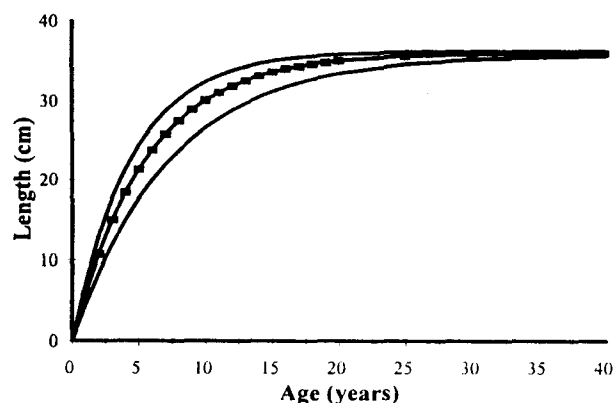
modal values included individuals 5 to 6 years old, but 7-year-old animals were also very abundant in the area (Fig. 9). An age of 5 years also signals the time for first maturity in *Isostichopus fuscus*.

The estimated natural mortality of the population was 0.51 ± 0.03 . Survival percentage abruptly decreased during the first year (about 40% of original recruits die within that time), and during the following 2 years (Fig. 10). By age five, $< 10\%$ of the cohort remains.

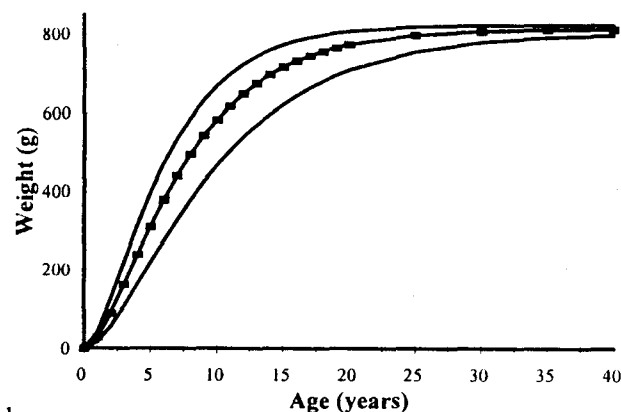
Discussion

Reproduction

The holothurian *Isostichopus fuscus* is a dioecious species. Specimens exhibit no sexual dimorphism, except when the gonad is ripe. Female gonads are pale orange, whilst male gonads are whitish. The population sex ratio was approximately 1:1, as is the case for most aspidochirotes (Cameron and Fankboner 1986; Conand 1993a; Foster and Hodgson 1995). The gonochoric condition is a common feature of holothurians, although complete or casual hermaphroditism has been reported (Harriot



a



b

Fig. 8 *Isostichopus fuscus*. Individual growth in a length and b weight of *I. fuscus* at Isla Espiritu Santo (August 1996 to July 1997)

Table 2 Reproductive characters of holothurian species of the Family Stichopodidae (- no data)

Species	Location	Reproductive season	Temperature for reproduction	GI (%)	Sex ratio	Oocyte diameter (μm)	Reference
<i>Parastichopus parvimensis</i>	Southern California	May-Jun	--	--	--	--	Kastendiek and Muscat (1982)
<i>Stichopus californicus</i> ^a	Washington	--	--	--	--	200	Smiley and Cloney (1985)
<i>P. californicus</i>	49°21'N	Jul-Aug	16-18	32	1:1	180	Cameron and Fankboner (1986)
<i>S. mollis</i>	36°19'S	Nov-Jan	--	--	--	180	Sewell (1992)
<i>S. variegatus</i>	20°S	Dec-Apr	24-26	5	1:1	180	Conand (1993a)
<i>S. variegatus</i>	20°S	Dec-Apr	24-26	2.8 (males) 2.7 (females)	1:1	180	Conand (1993b)
<i>Neostichopus grammatus</i>	33°58'S	Oct-Jan	22-23	6.9	1:1	350	Foster and Hodgson (1995)
<i>P. parvimensis</i>	31°40'N	Apr-May	--	3.9	1:1	--	Pérez Plascencia (1995)
<i>Isostichopus fuscus</i>	24°35'N	Jul-Sep	28-31	11.2	1:1	104	Present study

^a *Stichopus californicus* is synonymous with *Parastichopus californicus*

385.9 g; Table 1) were lower than values reported for the species in the central and northern Gulf of California (27° to 29°N; 25.1 to 32.0 cm and 458 to 562 g; Fajardo León et al. 1995; Fajardo León and Vélez Barajas 1996), but higher than in Oaxaca, México (16°N; 351 g; Fajardo León et al. 1995) and Galápagos (0°N; 20 cm and 271 g; Sonnenholzner 1997), indicating a north-south size gradient for this holothurian. It is doubtful that this tendency is directly caused by such differences in environmental conditions as productivity or mean temperature, since these oceanographic factors do not follow latitudinal trends in the cited locations of the eastern Pacific (Fiedler 1992). The appearance of large specimens in the north can be considered just another example of a marine invertebrate which increases in size with latitude (Atkinson and Sibly 1997). Conand (1990) presented mean length and weight data for some of the most important commercial holothurians of the South Pacific; values ranged from 22 to >40 cm and 270 to >400 g. The size of *I. fuscus* is noticeably smaller than that of most "first rate" taxa, however, the American species has been well received in Asiatic markets, in part because its price is relatively low (Conand 1997).

In recent decades, several approaches to estimate holothurian growth have been tried, e.g. tagging and enclosure of specimens (Conand 1990; Chao et al. 1994; Wiedemeyer 1994). Unfortunately, these techniques have some methodological constraints that confound their use. For example, animals usually expel tags, a process which can cause physical damage and tissue necrosis (Ebert 1978; Conand 1990). Keeping specimens in restricted spaces may affect growth-rate determinations, because food can be a limiting factor when individuals grow, or food may be more scarce or abundant at the experimental sites than in the natural environment. Because of these limitations, the use of von Bertalanffy-like numerical models to study growth of holothurians and other echinoderms has been fa-

vored (Zann et al. 1987; Ebert and Russell 1993). These models are based on three assumptions: that the species grow isometrically, recruit annually and underlie a size limit (Ricker 1975; Sparre and Venema 1995). In general, commercial holothurians reproduce and recruit once every year, and seem to reach determinate size (Conand 1990; Lawrence 1987), but they show allometric growth (Shelley 1985; Conand 1988; Bulteel et al. 1992). Populations of *Isostichopus fuscus* from the Gulf of California are no exception to the general pattern, and because of this lack of strict adherence to the assumptions of the models, traditional fishing-stock assessment methods can only be considered a heuristic alternative for the estimation of age and growth for this species, and for holothurians in general. Consequently, the results of such studies (and the derived conclusions) have to be regarded with caution.

Several studies on the growth of tropical commercial holothurians have been published (Table 3). As observed, maximum length and growth rates of *Isostichopus fuscus* are similar and even greater than those of several important taxa, an indication of its adequacy as a commercial species. The specific values of the von Bertalanffy parameters for each holothurian are determined by the life history and local selective pressures of each species and population, and therefore they are not easily comparable. However, considering that smaller species like *Holothuria scabra* or *Actynopyga echinites* are currently under cultivation (Conand 1990; Anonymous 1997), it is feasible to suggest aquaculture as an alternative for fishermen interested in commercializing *I. fuscus*. In this way, the strong differences in opinion between the government and the fishermen of México, Ecuador and other American countries concerning the exploitation of this resource can be worked out.

In the Gulf of California and most of México, *Isostichopus fuscus* was under strong fishing pressure from 1989 to 1994, a situation that depleted populations, affecting above all animals larger than 20 to 25 cm

- Caso ME (1967) Morfología interna y ecología de *Stichopus fuscus* Ludwig. An Inst Biol Univ Méx (Ser Cienc Mar) 37: 175-182
- Chao SM, Chien CP, Alexander PS (1994) Reproduction and growth of *Holothuria atra* (Echinodermata: Holothuroidea) at two contrasting sites in southern Taiwan. Mar Biol 119: 565-570
- Conand C (1981) Sexual cycle of three commercially important holothurian species (Echinodermata) from the lagoon of New Caledonia. Bull mar Sci 31: 523-543
- Conand C (1982) Reproductive cycle and biometric relations in a population of *Actinopyga echinites* (Echinodermata: Holothuroidea) from the lagoon of New Caledonia, western tropical Pacific. In: Lawrence JM (ed) Proc. Int. Echinoderm Conf. Tampa Bay. Vol. 1. Balkema, Rotterdam, pp 437-442
- Conand C (1988) Comparison between estimations of growth and mortality of two stichopodid holothurians: *Thelenota ananas* and *Stichopus chloronotus* (Echinodermata: Holothuroidea). In: Choat JH et al. (eds) Proc. 6th Int. Coral Reef Symp. Vol. 2. Symposium Executive Committee, Townsville, pp 661-665
- Conand C (1990) The fisheries resources of Pacific island countries. Part 2. Holothurians. FAO Fish Tech Pap 272.2: 1-143
- Conand C (1993a) Ecology and the reproductive biology of *Stichopus variegatus*, an Indo Pacific coral reef sea cucumber (Echinodermata: Holothuroidea). Bull mar Sci 52: 970-981
- Conand C (1993b) Reproductive biology of the holothurians from the major communities of the New Caledonian Lagoon. Mar Biol 116: 439-450
- Conand C (1997) Are holothurian fisheries for export sustainable? In: Lessios HA, MacIntyre IG (eds) Proc. 8th Int. Coral Reef Symp. Vol. 2. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama, pp 2021-2026
- Costelloe J (1985) The annual reproductive cycle of the holothurian *Aslia lefevrei* (Dendrochirota: Echinodermata). Mar Biol 88: 155-165
- Costelloe J (1988) Reproductive cycle, development and recruitment of two geographically separated populations of the dendrochirote holothurian *Aslia lefevrei*. Mar Biol 99: 535-545
- Day RW, Quinn GP (1989) Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. Ecol Monogr 59: 433-463
- Ebert TA (1978) Growth and size of the tropical sea cucumber *Holothuria (Halodeima) atra* Jaeger, at Eniwetok Atoll, Marshall Islands. Pacif Sci 32: 183-191
- Ebert TA, Russell MP (1993) Growth and mortality of subtidal red sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus*) at San Nicolas Island, California, USA: problems with models. Mar Biol 117: 79-89
- Encarnación-Dimayuga R, Keer-García S (1992) Compuestos con actividad antimicrobiana de organismos marinos. Revta Soc mex Cienc farmac 22: 33-41
- Engstrom AN (1980) Reproductive cycles of *Halodeima floridana* *Holothuria mexicana* and their hybrids (Echinodermata: Holothuroidea) in southern Florida, USA. Int J Invert Reprod 2: 237-244
- Fajardo León MC, Michel Guerrero E, Singh Cabanillas J, Vélez Barajas JA, Massó Rojas A (1995) Estructura poblacional y ciclo reproductor del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Santa Rosalía, B.C.S., México. Cienc Pesq 11: 45-53
- Fajardo León MC, Vélez Barajas A (1996) Pesquería del pepino de mar. In: Casas-Valdez MC, Ponce-Díaz G (eds) Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur. Vol. 1. SEMARNAP/ CICIMAR, LaPaz, México, pp 151-165
- Fiedler PC (1992) Seasonal climatologies and variability of eastern tropical Pacific surface waters. NOAA tech Rep NMFS 109: 1-34
- Foster GG, Hodgson AN (1995) Annual reproductive cycles of three sympatric species of intertidal holothurians (Echinodermata) from the coast of the eastern Cape Province of South Africa. Invert Reprod Dev 27: 49-59
- Gayanillo FC, Sparre P, Pauly D (1996) FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT). FAO Computerized Information Series (Fisheries), No. 8, FAO, Rome
- Giese CA, Pearse JS (1974) Reproduction of marine invertebrates. Vol. 1. Academic Press, New York
- Hamano T, Amio M, Hayashi KI (1989) Population dynamics of *Stichopus japonicus* Selenka (Holothuroidea: Echinodermata) in an intertidal zone and on the adjacent subtidal bottom with artificial reefs for *Sargassum*. Suisanzoshoku 37: 179-186
- Hammel JF, Himmelman JH, Dufresne L (1993) Gametogenesis and spawning of the sea cucumber *Psolus fabricii* (Duben and Koren). Biol Bull mar biol Lab, Woods Hole 184: 125-143
- Harriot VJ (1982) Sexual and asexual reproduction of *Holothuria atra* Jaeger at Heron Island Reef, Great Barrier Reef. Aust Mus Syd Mem 16: 53-66
- Harriot VJ (1985) Reproductive biology of three congeneric sea cucumber species, *Holothuria atra*, *H. impatiens* and *H. edulis*, at Heron Reef, Great Barrier Reef. Aust J mar Freshwat Res 36: 51-57
- Herrero Pérezrul MD, Reyes Bonilla H, García Domínguez F (1998) Casual hermaphroditism in gonochoric *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, Mexico. Bull mar Sci 63(3): 611-615
- Hyman LH (1955) The invertebrates: Echinodermata, the coelomate bilateria. McGraw Hill, New York
- Jensen AL (1997) Origin of the relationship between K and L_{inf} and synthesis of relationships among life history parameters. Can J Fish aquat Sciences 54: 987-990
- Kastendiek J, Muscat A (1982) Aspects of the biology of the sea cucumber *Parastichopus parvimensis*: a developing commercial fishery. Univ South Calif Sea Grant Inst Prog A Rep 1: 63-66
- Krishnaswamy S, Krishnan S (1967) A report on the reproductive cycle of the holothurian *Holothuria scabra* Jaeger. Curr Sci 6: 155-156
- Lawrence JM (1987) A functional biology of echinoderms. Croom Helm, London
- Lessios HA (1990) Adaptation and phylogeny as determinants of egg size in echinoderms from the two sides of the Isthmus of Panama. Am Nat 135: 1-73
- Levitan RD (1993) The importance of sperm limitation to the evolution of egg size in marine invertebrates. Am Nat 141: 517-536
- Maluf LY (1988) Composition and distribution of the central eastern Pacific echinoderms. Nat Hist Mus Los Angel Cty Tech Rep 2: p 242
- Moshier C (1982) Spawning behavior of the aspidochirote holothurian *Holothuria mexicana* Ludwig. In: Lawrence JM (ed) Proc. Int. Echinoderm Conf. Tampa Bay, Balkema, Rotterdam, pp 467-468
- Norma Oficial Mexicana (1994) Determinación de las especies y subespecies de flora y fauna silvestre terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. NOM-059-ECOL-1994, Diario Oficial de la Federación, México, pp 2-59
- Ong Che RG, Gómez ED (1985) Reproductive periodicity of *Holothuria scabra* Jaeger at Catalan, Batangas, Philippines. Asian mar Biol 2: 21-30
- Pauly D, Morgan GR (eds) (1987) Length-based methods in fisheries research. ICLARM-Kuwait Institute for Scientific Research, Sicily
- Pauly D, Sambilay V, Opitz S (1993) Estimates of relative food consumption by fish and invertebrate populations required for modeling the Bolinao reef ecosystem, Philippines. In: Christensen V, Pauly D (eds) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26. ICLARM, Manila, pp 236-251
- Pérez Plascencia G (1995) Crecimiento y reproducción del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en la Bahía de Todos Santos, Baja California, México. M.Sc. thesis, Universidad Autónoma de Baja California, México
- Powell JR, Gibbs JP (1995) A report from Galápagos. Trends Ecol Evolut 10(9): 351-354
- Reyes Bonilla H (1993) Biogeografía y ecología de los corales hermatípicos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico de México.

Short communication

Population parameters of an exploited population of *Isostichopus fuscus* (Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México

Héctor Reyes-Bonilla^{a,*}, María Dinorah Herrero-Pérezrul^b

^aDivision of Marine Biology and Fisheries, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami, FL 33149, USA

^bInstituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Apartado Postal 592, CP 23000, La Paz, BCS, Mexico

Received 3 July 2000; received in revised form 9 October 2001; accepted 7 January 2002

Abstract

This study presents data on size structure, growth, natural and fishing mortality rates, probability of capture and seasonal recruitment to the fishery of an exploited stock of the holothurian *Isostichopus fuscus* from San Gabriel Bay, southern Gulf of California, México, sampled in 1992–1993 (259 specimens), and analyzed with size frequency methods. Mean \pm S.E. length and weight (19.27 ± 0.29 cm; 338.17 ± 9.31 g) indicated that individuals from the population were smaller than those from the northern Gulf of California, but larger than in populations of southern México or the Galápagos Islands. The slope of the length–weight relationship ($b = 1.36$) indicated that *I. fuscus* grew allometrically. The Bertalanffy equation for length at age was: length at time t (years) = $29.108[1 - (\exp^{-0.243(t - 0.036)})]$. Individuals smaller than 6.08 cm were younger than 1 year old and the largest reached 9 years or more. Population mean and modal age, and age for maturity were 5 years. Estimated natural mortality (M ; median value obtained from figures generated by six different methods) was 0.354, and median fishing mortality (F) was 0.346, adding to a total mortality rate (Z) of 0.70. The curve of probability of capture showed that 50% of the population reaching 21.18 cm (5 years old) was susceptible for exploitation, and that most individuals larger than 23 cm (6 years old) were included in the fishery. The recruitment to the exploited stock was higher in fall and lower in winter and spring. We recommend the use of size frequency methods to provide basic information, urgently needed for management of holothurians worldwide.

© 2002 Elsevier Science B.V. All rights reserved.

Keywords: *Isostichopus fuscus*; Holothurians; Growth; Mortality; Size structure; Gulf of California; México

1. Introduction

Echinoderm fisheries have been expanding throughout the world during the last 20 years. For some

species, particularly of sea urchins, exploitation has been adequately regulated and even when catches have been reducing gradually, the fishery is still very productive. This was accomplished largely because of the existence of detailed fishery assessment studies on the populations (Pfister and Bradbury, 1996; Canedo López et al., 1999). In contrast, holothurians have been widely exploited in the Indo and eastern Pacific but research on their population status is scarce, and there

* Corresponding author. Tel.: +1-305-361-4609; fax: +1-305-361-4600.

E-mail addresses: hreyes@rsmas.miami.edu (H. Reyes-Bonilla), dherrero@redipn.ipn.mx (M.D. Herrero-Pérezrul).

are very few published analysis of population parameters from exploited stocks (Shelley, 1985; Conand, 1988, 1990; Reichenbach, 1999). Among the species that have received recent attention is the stichopodid *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875), the most important commercial holothurian distributed in shallow waters of the eastern tropical Pacific (Maluf, 1988; Conand, 1997). Fishery of this species was conducted by diving and hand-picking specimens from the bottom, at depths of 1–20 m (Fajardo León and Vélez Barajas, 1996). It began in the late 1980s, but in a few years effort became so high that populations in México, Costa Rica and Ecuador showed signs of over-exploitation (Camhi, 1995; Fajardo León and Vélez Barajas, 1996; Cortés, 1997). In response, the Ecuadorian government established yearly quotas at the Galápagos Islands, while the Mexican government declared the species as protected (Sonnenholzner, 1997; Anonymous, 2000; TRAFFIC South America, 2000). Notwithstanding, even today there is a dearth of studies providing demographic information for management purposes. Fajardo León et al. (1995) and Sonnenholzner (1997) published data on size structure from populations of *I. fuscus* of the central Gulf of California, México, and the Galápagos Islands, while Fajardo León and Vélez Barajas (1996) and TRAFFIC South America (2000) referred to captures and population densities from several locations between 28 and 24°N, in the Gulf of California, and in the Galápagos. The most detailed work on the species was that of Herrero-Pérezrul et al. (1999), who gave key information for fisheries assessment like length and weight distributions, asymptotic length (L_{inf}), growth coefficient (K), natural mortality rate (M), reproductive timing, age at first maturity and age structure of a population from La Paz Bay, México (24°N). The objective of this paper is to present further information on stock parameters of *I. fuscus* from the southern Gulf of California, this time on basis of analyses of size frequencies from a population which was under active exploitation, studied in 1992–1993.

2. Materials and methods

The research was conducted at San Gabriel Bay, Espíritu Santo Island, Gulf of California, México (Fig. 1), a shallow bay (not more than 6 m depth),

which has a small coral reef in the north section, and a mangrove area in the south (Herrero-Pérezrul et al., 1998). This locality had a fairly large population of *I. fuscus* that was under legal exploitation at least from 1989 to 1994, year when the species was declared as protected in this country. However, illegal fishing occurred on the site, as it happens in many places of the Mexican Pacific coast. *I. fuscus* is a gonochoric holothurian with no sexual dimorphism that spawns in August in the Gulf of California (Fajardo León et al., 1995; Herrero-Pérezrul et al., 1999).

Sampling was done from July 1992 to September 1993, manually collecting an average (\pm S.E.) of 19.92 ± 0.36 individuals each month ($N = 259$). Animals were fixed in 10% seawater–formalin and taken to the laboratory for determination of total length and drained weight. To look for changes in size among months, one-way ANOVAs were used ($\alpha = 0.05$), using Tukey's *a posteriori* test to determine the source of the differences (Sokal and Rohlf, 1995). Size data had homogeneous variances (according to Bartlett's tests), and there was no need to do transformations for statistical analysis. The length–weight relationship of the fixed specimens was calculated using non linear regression (Sokal and Rohlf, 1995).

Size frequency data, grouped in 2 cm intervals, were used to estimate the parameters of the Bertalanffy growth equation (Sparre and Venema, 1995). Calculations were done with the computer package FiSAT (Gayanilo et al., 1996), using the Powell–Wetherall method to obtain mean asymptotic length (L_{inf}), and the Shephard method for estimation of the growth coefficient (K). The parameter t_0 (hypothetical age when size is zero), was computed from an empirical equation (Pauly et al., 1993). Once having the Bertalanffy constants, and complemented with data on mean sea surface temperature of San Gabriel Bay (from measurements taken in situ with a mercury thermometer at every visit; precision ± 0.5 °C), we calculated natural mortality rate (M) with Pauly's (1980) model, and later, Z (total mortality) and F (fishing mortality) from the linearized capture curve and by subtraction, respectively (Ricker, 1975; Sparre and Venema, 1995). As Pauly's model is recommended only for fish populations, we tried five other equations for calculation of M : these were Rikhter and Efanov, Hoenig (Sparre and Venema, 1995), Djabali et al. (1993), Chávez (1995) and Jensen (1997). Final

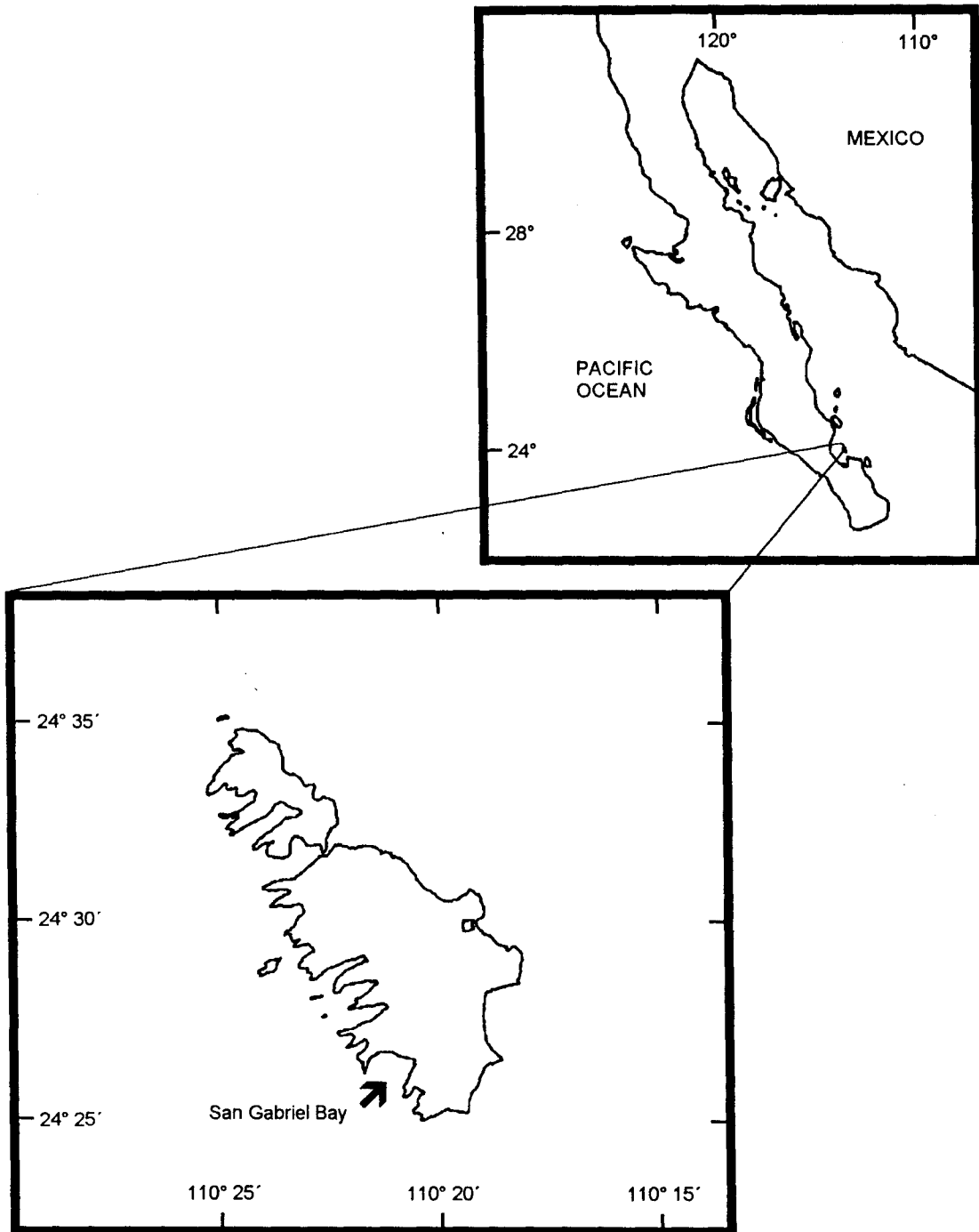


Fig. 1. Study area.

values of M and F were assigned by consensus, using the median value of the six models. Last, we estimated the curve of probability of capture for the population (following a trawl-type model) and the monthly recruitment pattern to the fishery (Gayaniño et al., 1996). Confidence intervals for L_{inf} and K were generated by jackknifing the monthly samples, recomputing each value 12 times and ignoring one observation at a time (Sokal and Rohlf, 1995).

3. Results

The studied population of *I. fuscus* had a mean length of 19.27 ± 0.29 cm and weight of 338.17 ± 9.31 g (Fig. 2a and b). Length and weight varied significantly between months ($F_{12,243} = 2.282$; $P < 0.05$, for length; $F_{12,243} = 2.052$; $P < 0.05$, for weight); the largest specimens were observed in October 1992 and July 1993, and the smallest in July, 1992, and February and March, 1993, according to Tukey's test. The length/weight relationship was:

$$\text{weight in g} = 5.871 \times (\text{length in cm})^{1.360}$$

where 5.871 is the ordinate, confidence interval ± 0.829 ; 1.360 the allometry coefficient, confidence interval ± 0.081 .

The equation was significant ($r = 0.71$; $P < 0.05$, $N = 256$), and the slope indicated that *I. fuscus* grew allometrically at the study site in 1992–1993 (Fig. 2c). The final Bertalanffy equation for length at age, was:

$$L_t = 29.108[1 - (\exp^{-0.243(t-0.036)})]$$

where L_t is the length at age t (years), $29.108 = L_{inf}$, asymptotic length (cm), confidence interval ± 0.133 ; $0.243 = K$, individual growth coefficient, confidence interval ± 0.103 ; $0.036 = t_0$, estimated age when length was zero.

The model was significant ($r = 0.946$), and graphs showed that individuals smaller than 6.08 cm were younger than 1 year old, while the largest ones (26 and 29 cm in length) reached 9 years in age or more (Fig. 3a and b). Population mean and modal age were 5 years. Considering that weight at first maturity for that population was 367 g (Herrero-Pérezrul et al., 1999), equivalent to 20.9 cm in length, this means that mean age for maturity was also 5 years. Asymptotic

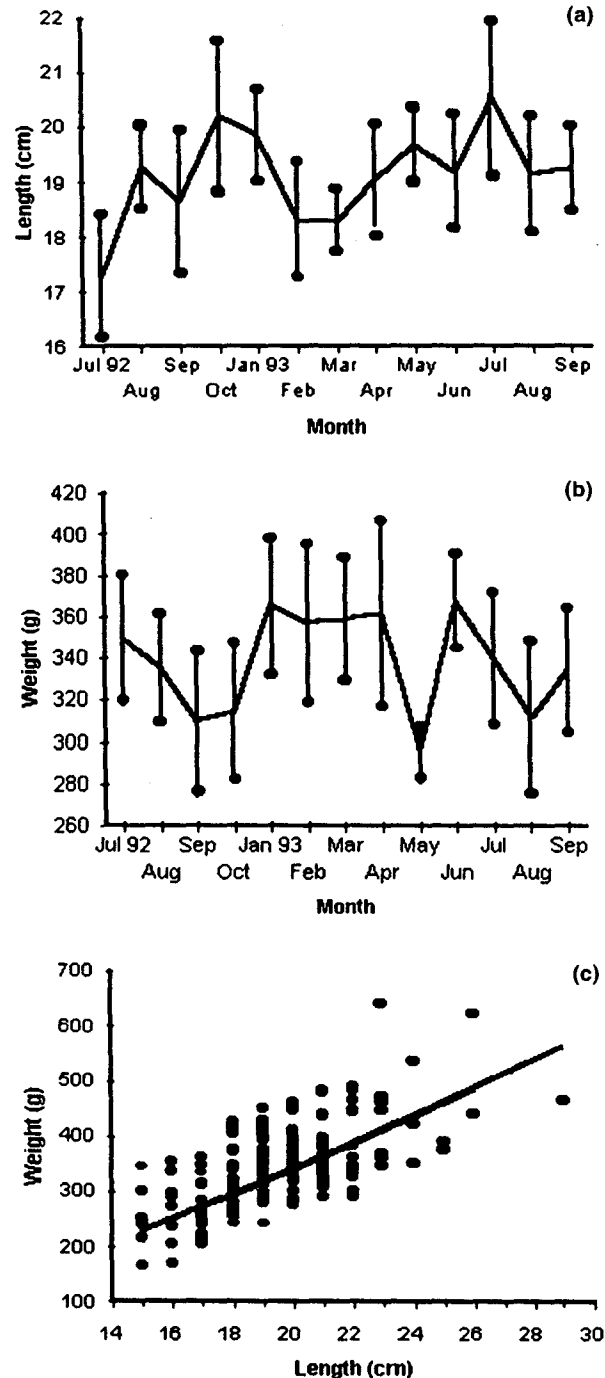


Fig. 2. Monthly mean and confidence intervals of: (a) length; (b) weight of the population of *I. fuscus* at San Gabriel Bay (July 1992–September 1993); (c) length–weight relationship of *I. fuscus*.

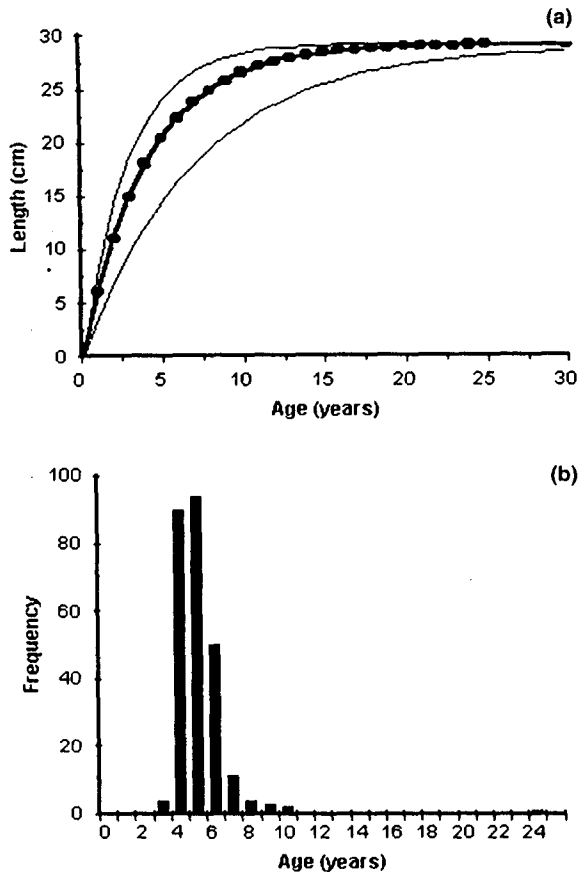


Fig. 3. (a) Individual growth curve in length; (b) age structure of the population of *I. fuscus* at San Gabriel Bay (July 1992–September 1993).

weight (calculated from the weight/length equation) was 575.13 g.

The catch curve indicated that total mortality rate (Z) of this population was 0.70. Then, as mean sea surface temperature at San Gabriel Bay (\pm S.E.) was 25.4 ± 0.95 °C (Fig. 3c), we estimated natural mortality (M) as 0.67, and fishing mortality (F) as 0.03, following Pauly's model. Notwithstanding, all other models generated much lesser rates (Table 1); median value for M was 0.354, and for F was 0.346.

The curve of probability of capture was very steep and showed that 50% of the population reaching 21.18 cm (5 years old) was susceptible for exploitation, and that most individuals larger than 23 cm (6 years old) were included in the fishery (Fig. 4a). The recruitment to the exploited stock was similar in

Table 1

Estimated total (Z), natural (M) and fishing (F) mortality of the population of *I. fuscus* at San Gabriel Bay (July 1992–September 1993)

Method	Z^a	M	F
Pauly	0.700	0.676	0.024
Jensen	0.700	0.365	0.335
Rikhter and Efanov	0.700	0.359	0.341
Djabali et al.	0.700	0.349	0.351
Hoening	0.700	0.340	0.360
Chávez	0.700	0.243	0.457
Median	0.700	0.354	0.346

^a In all cases, Z was calculated from catch curve.

percentage in all seasons of the year, but higher in fall (September–November) and lower in winter and spring (December–February, and March–May, respectively; Fig. 4b).

4. Discussion

This study was based on the use of indirect methods for estimation of population parameters. This is not the best option for fishery management in a strict sense, in particular when applied to invertebrate stocks (Ricker, 1975; Sparre and Venema, 1995). However, in the case of holothurians it has been the most used strategy because of their lack of hard structures to age individuals, and the difficulty to tag specimens for growth or mortality estimation (Conand, 1990; Reichenbach, 1999). Long-term studies in closed areas like aquaculture facilities would provide detailed information about size increase in time and mortality rates, but this approach is impractical for wild populations.

The mean length and weight of *I. fuscus* at San Gabriel Bay (19.27 cm and 338.17 g; Fig. 2a and b) were less than those reported in other studies of the same species in the Gulf of California (ranging from 23.3 to 25.0 cm, and 385 to 562 g; Fajardo León et al., 1995; Herrero-Pérezrul et al., 1999), but similar to those from populations of southern México (16–21°N), and the Galápagos (19–20 cm, and 271–351 g; Fajardo León et al., 1995; Sonnenholzner, 1997). In the present study, length of individuals was smaller than in normal conditions as an effect of contraction caused by a fixative, although the treatment did not affect individual

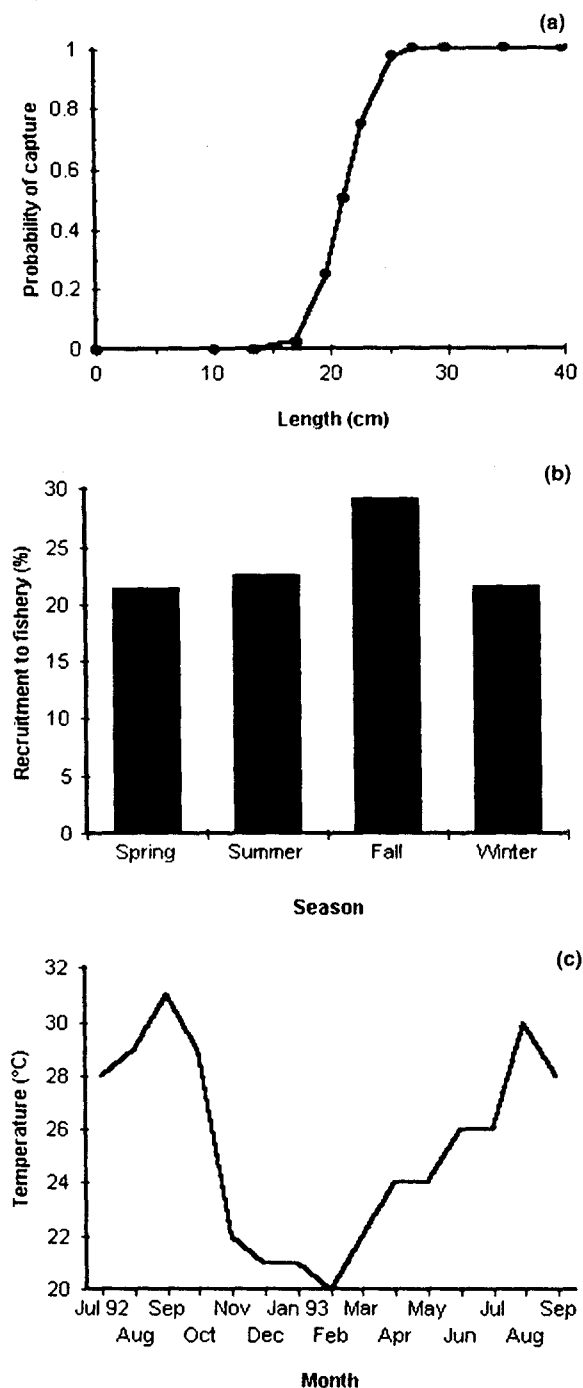


Fig. 4. (a) Curve of probability of capture; (b) histogram of seasonal recruitment pattern to the fishery of the population of *I. fuscus*; (c) monthly sea surface temperature at San Gabriel Bay (July 1992–September 1993).

weight (pers. obs.). This process was performed to homogenize the samples because this species, as most holothurians, can change drastically their dimensions according to the conditions (Conand, 1988). Specimens of *I. fuscus* decrease in size $23.34 \pm 1.46\%$ after treatment with formalin ($N = 25$); considering this factor, the estimated actual mean length may be about 25.1 cm, inside the normal range for specimens in the Gulf of California analyzed in 1996–1997 (Herrero-Pérezrul et al., 1999). These results indicate that average size of *I. fuscus* at Espíritu Santo Island showed no clear signs of change in almost a decade, despite strong exploitation in early years. Because of the shrinking of specimens with the fixative, our estimations of length population structure and L_{inf} may be quite different from population values from undisturbed individuals, but as the error was systematic this situation probably did not affect the rest of calculations of this study. It is unfortunate that to date there is no accepted method to measure weight and length of holothurians, mostly because of biological particularities of this group (Conand, 1990; Herrero-Pérezrul et al., 1999).

Weight and length relationship (Fig. 2c) confirmed that growth of *I. fuscus* is allometric, a pattern previously described for this species (Fajardo León et al., 1995; Herrero-Pérezrul et al., 1999), and for most holothurians (Shelley, 1985; Conand, 1988; Bulteel et al., 1992). Small individuals of *I. fuscus* are relatively flattened in frontal view compared to larger ones, whose profile is more rounded. The change in shape and of inner volume with age may be needed to allow gonad growth, an organ which can reach 12% of total weight of females before spawning (Herrero-Pérezrul et al., 1999).

Parameters of the Bertalanffy equation from the exploited population of *I. fuscus* of Espíritu Santo Island in 1992–1993 (Fig. 2a) were different from those estimated for several localities of the same Island in 1996–1997, when the stock was already under protection (Herrero-Pérezrul et al., 1999). Asymptotic length was significantly lower (comparison of confidence intervals; Sokal and Rohlf, 1995; 29.108 ± 0.103 cm in 1992–1993, to 36.118 ± 0.244 cm in 1996–1997) and growth coefficient was higher (0.243 ± 0.103 in 1992–1993, to 0.180 ± 0.044 in 1996–1997), but in this case there were no statistical differences (t -test for slopes; Sokal and Rohlf, 1995;

$t_{2.19} = 1.445$; $P > 0.05$). The discrepancy in the value of asymptotic length is readily explained because individuals were measured underwater and trying to not disturb them in 1996–1997, while in 1992–1993 the specimens were contracted before measurements. It is difficult to evaluate if maximum sizes of *I. fuscus* at La Paz Bay have really changed in the late 1990s; the possibility exists since intensive fishing stopped in 1994 (Fajardo León and Vélez Barajas, 1996). However, considering that, as mentioned, contracted length is 23% lesser than normal, an increase of L_{inf} in 1992–1993 by this factor produces a corrected value of 37.8 cm, more similar to the one estimated in 1996–1997.

In relation to rate of natural mortality, Table 1 shows that all used methods produced similar values (from 0.243 to 0.365), excepting Pauly's empirical equation. The latter was generated from analyses of fish populations, and this may be the reason why the calculated values conflict with those obtained from other models, which are more theoretical. Our results suggest that Pauly's equation overestimate M in invertebrate species, and that in the case of holothurians or other species where it is difficult to obtain fair data to determine mortality rate, it is recommendable to try different techniques before selecting a given mortality rate.

The median of estimated natural mortality rates of the studied population (0.354; Table 1) is low when compared with that of other holothurian species (ranging from 0.50 in *Thelenota ananas* (Jaeger, 1833) to 1.79 in *Stichopus chloronotus* (Brandt, 1835); see Ebert, 1978; Conand, 1988, 1990). Data on an unexploited population of *I. fuscus* from Espíritu Santo Island (1996–1997) suggested a natural mortality of 0.51 ± 0.03 , significantly higher than the one calculated for 1992–1993 ($t_{2.11} = 5.20$; $P < 0.001$). This difference is difficult to explain biologically because actual agents of mortality for *I. fuscus* (predators or diseases) are unknown. However, as natural mortality estimation is dependent on L_{inf} and K values (Sparre and Venema, 1995; Gayanilo et al., 1996; Jensen, 1997), the differences in these parameters between studies due to condition of the specimens (measured underwater or fixed), may cause the lack of agreement in the calculation of M .

As in the case of fishing mortality, there are no published data on probability of capture or recruitment patterns to the fishery for holothurians. This absence of

information is striking, given the importance of the resource, its widespread harvesting in the world and the amount of research already conducted for its management (Conand, 1990, 1997; Reichenbach, 1999). The overlooking of this information is difficult to explain since the input needed to obtain it with standard stock assessment techniques (size structure, K , L_{inf} , age structure; Sparre and Venema, 1995; Gayanilo et al., 1996) is available for many species, as shown in the compilation of Herrero-Pérezrul et al. (1999; Table 3), or these parameters can be calculated with relative ease. In the case of *I. fuscus*, the curve of probability of capture showed that most individuals of 21.18 cm or more in size were recruited to the fishery (Fig. 4a). This estimation fits well with the existing information on size of capture in the Gulf of California in the early 1990s (Fajardo León and Vélez Barajas, 1996). Herrero-Pérezrul et al. (1999) suggested an age of 4+ years for recruitment of the *I. fuscus* population of Espíritu Santo Island to the fishing stock, an age which almost corresponds with the one proposed in this paper (5 years).

The histogram of seasonal recruitment pattern indicates that most specimens first reached adequate sizes for fishing purposes during summer and fall (Fig. 4b). This tendency was expected since *I. fuscus* spawns from July to September (Fajardo León et al., 1995; Herrero-Pérezrul et al., 1999). However, considering specific months, recruitment was higher in December (15.2% of the stock) and November (14.9%), possibly because during these months the specimens reached about 21 cm in size (when 50% of the population is susceptible for exploitation; Fig. 3a), from 20.4 cm in June to July, at the beginning of their fifth year.

The results obtained in this study present limitations due to the use of indirect, size frequency methods of stock assessment. Notwithstanding, as estimations of population parameters of commercial holothurians are urgently needed for management purposes worldwide, techniques like the ones used here provide useful preliminary information for stock assessment.

Acknowledgements

Funds for this study were granted by Dirección de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Politécnico Nacional (IPN), to Federico García Domínguez (Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN),

and fellowships to MDHP by Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACYT, register 82643) and Programa Nacional para la Formación de Investigadores, IPN to F. García Domínguez and Ernesto Chávez (CICIMAR), who commented on preliminary versions of the manuscript. The work of HRB was partially supported by a scholarship from CONACYT (register 61593).

References

- Anonymous, 2000. Modificación de la NOM-059-ECOL-1994, para el pepino de mar *Isostichopus fuscus*, en donde se considerará a partir de la fecha de publicación de este diario como especie sujeta a protección especial. Diario Oficial de la Federación, México, DF, 22 March, pp. 9–10.
- Bulteel, P., Jangoux, M., Coulon, P., 1992. Biometry, bathymetric distribution and reproductive cycle of the holothurid *Holothuria tubulosa* (Echinodermata) from Mediterranean seagrass beds. PSNZJ Mar. Ecol. 13, 53–62.
- Camhi, M., 1995. Industrial fisheries threaten ecological integrity of the Galápagos Islands. Conserv. Biol. 9, 715–724.
- Canedo López, Y., Dreyfus León, M.J., Cota Villavicencio, A., 1999. The use of a bioeconomical model in the fishery of the red sea urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*, from the northwestern coast of Baja California, México. Cienc. Mar. 25, 325–344.
- Chávez, O.E., 1995. La mortalidad natural y su relación con la tasa de crecimiento y la longevidad. Jaina 6 (2), 3.
- Conand, C., 1988. Comparison between estimations of growth and mortality of two stichopodid holothurians: *Theleota ananas* and *Stichopus chloronotus* (Echinodermata: Holothuroidea). In: Proceedings of the Sixth International Coral Reef Congress, Vol. 2, Townsville, pp. 661–665.
- Conand, C., 1990. The fisheries resources of Pacific Island countries. Part 2. Holothurians. FAO Fish. Res. Pap. 272.2, FAO, Rome, 143 pp.
- Conand, C., 1997. Are holothurian fisheries for export sustainable? In: Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium, Panamá 2, pp. 2021–2026.
- Cortés, J., 1997. Comunidades coralinas y arrecifes del Area de Conservación Guanacaste, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 45, 623–625.
- Djabali, F., Mehalilia, A., Koudil, M., Brahmi, B., 1993. Empirical equations for the estimation of natural mortality in Mediterranean teleosts. Naga 16 (1), 35–37.
- Ebert, T.A., 1978. Growth and size of the tropical sea cucumber *Holothuria (Halodeima) atra* Jaeger, at Eniwetok atoll, Marshall Islands. Pac. Sci. 32, 183–191.
- Fajardo León, M.C., Michel Guerrero, E., Singh Cabanillas, J., Vélez Barajas, J.A., Massó Rojas, A., 1995. Estructura poblacional y ciclo reproductor del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en Santa Rosalía, BCS, México. Cienc. Pesq. 11, 45–53.
- Fajardo León, M.C., Vélez Barajas, J.A., 1996. Pesquería del pepino de mar. In: Casas Valdez, M.C., Ponce Díaz, G. (Eds.), Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur., Vol. 1. SEMARNAP/CICIMAR, La Paz, pp. 151–165.
- Gayanilo, F.C., Sparre, P., Pauly, D., 1996. FAO-ICLARM stock assessment tools (FiSAT). FAO Comput. Inf. Ser. (Fisheries) No. 8. FAO, Rome, 126 pp.
- Herrero-Pérezrul, M.D., Reyes-Bonilla, H., García Domínguez, F., 1998. Casual hermaphroditism in gonochoric *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México. Bull. Mar. Sci. 63, 611–615.
- Herrero-Pérezrul, M.D., Reyes-Bonilla, H., García Domínguez, F., Cintra Buenrostro, C.E., 1999. Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, México. Mar. Biol. 135, 521–532.
- Jensen, A.L., 1997. Origin of the relationship between K and L_{inf} and synthesis of relationships among life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54, 987–990.
- Malul, L.Y., 1988. Composition and distribution of the central eastern Pacific echinoderms. Nat. Hist. Mus. Los Angeles Co. Technol. Rep. 2, 1–242.
- Pauly, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. Int. Explor. Mer. 39, 175–192.
- Pauly, D., Sambilay, V., Opitz, S., 1993. Estimates of relative food consumption by fish and invertebrate populations required for modeling the Bolinao reef ecosystem, Philippines. In: Christensen, V., Pauly, D. (Eds.), Trophic Models of Aquatic Ecosystems. In: Proceedings of the 26th ICLARM Conference, ICLARM, Manila, pp. 236–251.
- Pfister, C.A., Bradbury, A., 1996. Harvesting red sea urchins: recent effects and future predictions. Ecol. Appl. 6, 298–310.
- Reichenbach, N., 1999. Ecology and fishery biology of *Holothuria fuscogilva* (Echinodermata: Holothuroidea) in the Maldives, Indian Ocean. Bull. Mar. Sci. 64, 103–113.
- Ricker, W.C., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 191, 1–382.
- Shelley, C., 1985. Growth of *Actinopyga echinites* and *Holothuria scabra* (Holothuroidea: Echinodermata) and their fishery potential (as Bêche-de-Mer) in Papua New Guinea. In: Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress, Vol. 5, Tahiti, pp. 297–302.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1995. Biometry, 3rd Edition. Freeman, New York, 887 pp.
- Sonnenholzner, J., 1997. A brief survey of the commercial sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) in the Galápagos Islands. Beche de Mer Inf. Bull. 9, 11–15.
- Sparre, P., Venema, S.C., 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros. FAO Doc. Téc. Pesca 306/1. DANIDA-FAO, Rome, 440 pp.
- TRAFFIC South America, 2000. Evaluation of the trade of sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the Galápagos Islands during 1999. TRAFFIC South America, Quito, 19 pp.