

03474

3
2ej



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

ESTIMACIÓN DE TAMAÑOS POBLACIONES
Y PATRONES DE MOVIMIENTO EN
POBLACIONES DE *Strombus gigas* EN
QUINTANA ROO.

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO
ACADÉMICO DE

MAESTRO EN CIENCIAS
(BIOLOGÍA DE SISTEMAS Y RECURSOS ACUÁTICOS)

PRESENTA

AURORA CLAUDIA PADILLA SOUZA

MÉXICO, D. F.

1992

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

INDICE

RESUMEN	1
I. INTRODUCCION	1
II. BIOLOGIA DE <i>Strombus gigas</i>	5
III. AREA DE ESTUDIO	8
IV. ESTIMACION DE PARAMETROS POBLACIONALES	13
4.1. Introducción	13
4.2. Supuestos de los modelos	13
4.3. Metodología	16
4.4. Resultados	18
4.4.1 Estimador de Petersen	21
4.4.2 Media Ponderada	21
4.4.3 Método de Triple Recaptura	22
4.4.4 Método Positivo de Jackson	23
4.4.5 Método Negativo de Jackson	23
4.4.6 Método de Fisher-Ford	24
4.4.7 Método estocástico de Jolly-Sebers	26
4.4.8 Método de Manly-Parr	28
4.5. Precisión de las estimaciones	29
4.5.1 Intensidad de muestreo	29
4.5.2 Precisión	31
4.5.3 Exactitud del error estándar	31
4.6. Discusión	32
V. ANALISIS DE LOS SUPUESTOS	35
5.1. Pérdida de marcas	35
5.2. Efectos del marcaje	36
5.2.1 Mortalidad inicial y cambio de sobrevivencia	37
5.2.2 Igual oportunidad de captura	37
5.3. Diferencias entre subgrupos	38

5.4. Tasa de sobrevivencia constante	38
5.4.1. Diferencias día a día	39
5.4.2. Diferencias relacionadas con la edad	39
5.5. Discusión	40
VI. MOVIMIENTOS	43
6.1. Introducción	43
6.2. Metodología	43
6.3. Grupos de edad/tamaño	44
6.4. Patrones de Movimiento	45
6.5. Preferencia por el sustrato	48
6.6. Discusión	50
VII. DISCUSION GENERAL	52
7.1 Descripción de la Población de <i>Strombus gigas</i>	54
VIII. CONCLUSIONES	57
IX. REFERENCIAS	59
Apéndice 1	63
Apéndice 2	68

RESUMEN

Este trabajo emplea ocho modelos de análisis de datos de marcaje-recaptura en una población de *Strombus gigas* en la caleta de Xel-ha, Quintana Roo. La población estudiada está separada en dos grupos: el "Acuario" y la "Caleta". Se describen y comparan ambos grupos en términos de sus parámetros poblacionales, patrones de movimiento y preferencia de sustrato. El muestreo se llevó a cabo de noviembre de 1990 a agosto de 1991, efectuándose 9 visitas.

Las estimaciones obtenidas para el Acuario tienen un alto grado de precisión y exactitud. El método de Jolly-Sebers y el de Manly-Parr probaron ser buenos estimadores para una población alrededor de 200 organismos en los primeros meses y 220 en los últimos. Se estimó una densidad de 0.02 caracoles por m². La tasa de sobrevivencia es de 0.95. Los organismos que se alimentan de caracol son poco frecuentes en este lugar y están representados por rayas y peces.

En el caso de la Caleta, la fracción de muestreo (10% de la población) no fue suficiente para obtener estimaciones confiables en cuanto a la precisión y exactitud de las estimaciones; sin embargo, todos los modelos predicen fluctuaciones del tamaño poblacional en este sitio. El mejor método fue el de Fisher-Ford, el cual estima tamaños poblacionales entre 100 y 350 caracoles (densidad aprox. 0.003 organismos por m²). El incremento mensual se estimó en 50 organismos y la tasa de sobrevivencia alrededor de 0.65. Los principales depredadores que se observaron fueron: cangrejos ermitaños, rayas, tortugas y peces, los cuales atacan principalmente a los juveniles.

El tipo de marcaje que se empleó no afecta a los caracoles. La pérdida de marcas parece ser no significativa y la sobrevivencia de caracoles de un mes a otro fue constante a través del tiempo de muestreo; pero existen diferencias de sobrevivencia relacionadas con la edad de los organismos que habitan el Acuario. La sobrevivencia y la oportunidad de captura no difiere entre los caracoles juveniles, intermedios y adultos.

El movimiento de los caracoles que habitan en Xel-ha es poco. Los desplazamientos son generalmente entre zonas cercanas, siendo común que regresen a la misma área. Existe preferencia por algunos sustratos, dependiendo de la edad y tamaño de los organismos, lo cual puede estar asociado a la alimentación y búsqueda de refugio. Estas preferencias son diferentes en ambos lugares de muestreo y están relacionadas con el tipo de sustrato predominante y con el relieve.

I. INTRODUCCION

En el estudio de la ecología de poblaciones, uno de los principales problemas es explicar el número de organismos que componen una población y los factores que lo están modificando. Los cuatro parámetros básicos que afectan el tamaño y composición de una población son la natalidad, la mortalidad, la inmigración y la emigración (Begon, 1979).

El número de organismos de una población puede ser evaluado por medio de un censo o por métodos de muestreo. Casi siempre es imposible contar todos los individuos en un determinado lugar, por ello el uso de los métodos de estimación ha sido frecuente (Krebs, 1985). Además, cuando se trabaja con animales que son móviles, el censo resulta poco factible, por lo que se han desarrollado muchas maneras de estimar los números poblacionales a partir de muestras (Blower *et al.*, 1981).

Uno de los métodos más empleados para este fin es la captura-recaptura de animales, método por el cual se puede obtener una estimación de la densidad, así como de tasas de nacimientos y muertes de la población en estudio. Estos métodos consisten en capturar organismos, marcarlos y liberarlos. La estimación de los parámetros poblacionales se hace a partir de los números relativos de animales marcados y no marcados en las muestras subsiguientes (Roff, 1973a; Begon, 1986).

Se han desarrollado varios modelos que utilizan los datos obtenidos mediante el método de marcaje-recaptura, los cuales difieren en los supuestos que cada uno tiene acerca de la población en estudio y en los parámetros poblacionales que cada uno estima. En consecuencia, han surgido cuestionamientos acerca de la precisión y veracidad de las estimaciones obtenidas mediante el empleo de estos modelos. Roff (1973a) afirma que ni los métodos de marcaje-recaptura, ni un intento de enumeración completa serán exitosos, ya que los problemas relacionados con estas dos técnicas no permiten medir la precisión de los estimadores obtenidos y por lo tanto las hacen ser técnicas no aceptables. También se ha demostrado que algunos estimadores tienen un sesgo cuando alguno de los supuestos en los que se basan no se cumplen de antemano (ver Arnason y Mills, 1981).

Sin embargo, como cualquier modelo, estos estimadores deben ser utilizados únicamente como técnicas matemáticas, teniendo en cuenta tanto sus alcances como sus limitantes. Así, las estimaciones que mediante ellos se obtengan pueden ser de gran utilidad cuando se

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

interpretan adecuadamente en el contexto del problema biológico para el cual fueron aplicados.

Por ello, a pesar de los problemas mencionados, el uso de los modelos de marcaje-recaptura para estimar tamaños poblacionales ha sido amplio tanto en estudios de vertebrados como de invertebrados. Sin embargo, la aplicación de esta técnica ha sido enfocada principalmente a vertebrados, como peces de agua dulce (Lagler, 1971), mamíferos (Twigg, 1975), aves (Taber y Cowan, 1969), así como anfibios y reptiles (Woodbury, 1956) (citados en Begon, 1979). En cuanto a su empleo en invertebrados, la mayoría de los estudios se refieren a insectos (Southwood, 1966), pero con invertebrados marinos se conoce un número menor de trabajos.

Quizá de los invertebrados marinos con los cuales se ha empleado el método más frecuentemente sea en crustáceos y moluscos que presentan actividad migratoria. Dentro de los primeros, el marcaje de langosta ha sido amplio, permitiendo el desarrollo de técnicas muy específicas (Bernstein y Campbell, 1983) y aunque existen trabajos que evalúan su densidad (Lozano *et al.*, 1982), la mayoría están relacionados con el conocimiento de su comportamiento migratorio (Herrnkind, 1970; Chittleborough, 1974; Lozano *et al.*, 1991).

En el caso de los moluscos, en *Strombus gigas* la técnica de marcaje-recaptura ha sido utilizada desde sus primeros estudios por Randall (1964), y ha servido principalmente para describir las generalidades de la especie. En la década pasada, Appeldoorn en Puerto Rico, Iversen y Stoner en Bahamas han utilizado ampliamente la técnica con la finalidad de detallar aspectos de la biología de esta especie. Su trabajo ha consistido en:

- Estimar el crecimiento, movimiento y dispersión de juveniles (Appeldoorn, 1985, 1990; Appeldoorn y Ballantine, 1983; Appeldoorn y Sanders, 1984).
- Analizar la relación entre la sobrevivencia de caracoles juveniles y su actividad de enterramiento (Iversen *et al.*, 1990).
- Determinar la edad del organismo y la edad de la primera reproducción (Appeldoorn, 1988).
- Analizar las estrategias para reducir la depredación (Iversen *et al.*, 1986).
- Describir la migración de organismos juveniles (Stoner, 1989a)
- Describir el crecimiento y mortalidad denso-dependientes y los efectos del forrajeo de organismos juveniles (Stoner, 1989b).

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

- Determinar las asociaciones de hábitat de los caracoles en las camas de pasto marino (Stoner, 1990).
- Evaluar el efecto que tiene el tamaño del organismo en la tasa de mortalidad de juveniles (Appeldoorn, 1984).

En el presente trabajo se emplea el método y los modelos de marcaje-recaptura en una población de *Strombus gigas* en la caleta de Xel-ha, Quintana Roo. La población de este lugar está separada en dos grupos con diferentes características: uno de ellos se encuentra en lo que se denomina el "Acuario", sitio natural que en este lugar se forma y el otro habita la "Caleta" propiamente dicha.

El objetivo de este estudio es evaluar la eficiencia, tanto del método de marcaje-recaptura empleado en este trabajo, como la de los modelos para la estimación de los parámetros poblacionales básicos, en términos de la precisión y veracidad de las estimaciones obtenidas con cada uno. De este modo, se obtiene una estimación del tamaño poblacional para cada grupo de caracoles en Xel-ha y de sus tasas de ganancias y pérdidas.

El método de captura-recaptura fue originalmente desarrollado para estimar parámetros poblacionales de animales móviles. Sin embargo, ha sido frecuentemente utilizado para estudiar los patrones de movimiento de los organismos (Manly, 1985).

En el caso de *Strombus gigas*, el marcaje ha servido para estudiar los patrones de movimiento y migración (Hesse, 1979), la migración masiva de juveniles en el invierno (Stoner, 1988; 1989a), la dispersión de juveniles (Appeldoorn, 1983; 1985) y las preferencias alimenticias (Hansen, 1984). En estos trabajos se ha concluido que los caracoles de esta especie presentan diferentes tasas de movimiento y selección de hábitat, según el grado de desarrollo del individuo. Por ello, para la población en estudio se analiza el patrón de movimiento y la preferencia por el sustrato en grupos de organismos de diferente edad/tamaño. Al final se da una descripción de la población que habita en este lugar.

Los objetivos particulares de este trabajo son:

- Evaluar la eficiencia del método de marcaje-recaptura para la población de *Strombus gigas* en Xel-ha.
- Aplicar los principales modelos de captura-recaptura a dos grupos de la población con diferentes características
- Determinar cuál es el modelo más adecuado para ambos sitios de estudio, en términos de la precisión y veracidad de las estimaciones obtenidas.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

- Estimar los parámetros poblacionales básicos para el Acuario y para la Caleta de Xel-ha.
- Definir la frecuencia, intensidad y dirección del movimiento en 3 grupos de diferente tamaño/edad.
- Determinar si existe una preferencia de sustrato diferencial entre los organismos de diferente tamaño/edad.
- Describir y comparar los dos grupos de la población de Xel-ha, en términos de sus parámetros poblacionales, patrones de movimiento y preferencia de sustrato.

II. BIOLOGIA DE *Strombus gigas*

La historia de vida general del caracol rosado *Strombus gigas* es bien conocida. Los primeros estudios biológicos datan de los años 60's donde Randall (1964) realizó una importante contribución a la biología de este molusco y Little (1965) aportó conocimiento sobre su anatomía. En la década pasada, hubo grandes avances sobre la ecología de poblaciones, de la biología básica y de la pesquería de esta especie.

Las variaciones espaciales y temporales de crecimiento y sobrevivencia están documentadas en estudios como el de Wood y Olsen (1983); se han descrito modelos generales de mortalidad (Appeldoorn 1984, 1985, 1987, 1988), Jory e Iversen (1983) hicieron estudios de depredación en el laboratorio; Appeldoorn (1985) liberó juveniles cultivados con el propósito de estudiar el crecimiento, la mortalidad y los movimientos de los juveniles en el campo, así como los factores que afectan esas tasas y Stoner (1989a) reportó migraciones masivas de caracoles juveniles durante el invierno.

Por otro lado, Brownell y Stevely (1981) revisaron las pesquerías de caracol a lo largo del Caribe; Gibson *et al.*, (1983) analizaron la industria del caracol en Belice; Appeldoorn (1987) hizo algunas consideraciones para la evaluación de las pesquerías de caracol, analizando después el estado actual de esta pesquería en Puerto Rico (Appeldoorn, en prensa).

En la mayoría de los organismos el tamaño es un indicador de la edad, sin embargo en lo que respecta a esta especie, parece ser que la longitud de la concha no está directamente relacionada con la edad.

Los estudios que se han llevado a cabo en diferentes poblaciones de *Strombus gigas* para estimar el crecimiento, muestran que existen ligeras diferencias en la tasa a la que los caracoles crecen en cada una de las localidades. La tasa media de crecimiento reportado por Alcolado (1976) para una población en Cuba, fue de 4 a 8 centímetros por año y alcanzar el desarrollo completo puede tomar de 2.7 a 4 años, según las condiciones ambientales.

El mismo autor menciona que caracteres morfológicos tales como: el gran número de espinas, tamaño pequeño de las mismas, índice de alargamiento elevado, estrías espirales acentuadas, ligereza y poco espesor de las conchas, son indicadores de un crecimiento

acelerado y lo contrario, de un crecimiento lento. También encontró estacionalidad en el crecimiento, con una máxima tasa entre mayo y septiembre y supone que se encuentra determinado principalmente por la temperatura, aunque otros factores estacionales tales como turbulencias, también fueron importantes.

Varios autores (Alcolado, 1976; Appeldoorn, 1988; Berg y Olsen, 1989) mencionan que el grosor del labio puede ser un estimador de la madurez sexual del individuo y que una vez que se ha desarrollado, el organismo se considera maduro. Esto ocurre hasta que el animal está cerca de su talla máxima. Después de este período, el aumento en longitud no es significativo e incluso decrece en su dimensión exterior con el tiempo (Randall, 1964). En esta etapa, el crecimiento consiste más bien en el engrosamiento de la concha y particularmente del labio, aunque esto no significa un crecimiento de todo el organismo.

Son varios los rangos que los autores han definido para la madurez sexual de estos organismos, pero en general pueden ser englobados en un período que comprende de los 2.5 a los 4 años de edad. Según Berg (1976), el promedio de vida de un caracol es de 6 años, por lo que él estima que el período reproductivo se da entre los 2.5 y 3 años de edad. Por su parte, Davis *et al.* (1984) estiman que la madurez sexual se alcanza entre los 3 y 3.5 años, después de que el abanico de la concha se ha formado completamente y Stoner (1989a) calcula que los caracoles llegan a la madurez sexual entre los 3.5 y los 4 años, cuando han alcanzado una talla de al menos 18 milímetros de longitud de la concha.

La época de reproducción varía de acuerdo con la localidad. Hesse (1976) reportó para las islas Turks y Caicos en el Caribe que la reproducción empieza en marzo y termina en septiembre, período que coincide con el registrado para algunos bancos caracoleros del estado de Quintana Roo (Quijano *et al.*, información no publicada).

La fecundación es interna y varias semanas después de que se realiza la cópula, la hembra deposita la masa de huevos sobre sustratos de arena con bajo contenido orgánico (D'Assaro, 1965 citado en Davis *et al.*, 1984). Esta masa de huevos consiste de un tubo continuo, el cual es pegajoso al momento de la puesta, por lo que se le van adhiriendo granos de arena (Randall, 1964). El número de huevos por masa cae en un rango de 300,000 a 750,000 (Robertson y Thorson citados en Randall, 1964). La cópula y la puesta de huevos pueden estar ocurriendo al mismo tiempo (Randall, 1964; Hesse, 1976) y existen reportes de que una hembra puede poner varias huevas después de una sola cópula (Davis *et al.*, 1984).

El desove ocurre 2 semanas después de la cópula y la tasa de eclosión media se estimó en un 95% (Randall, 1964). Las larvas eclosionan en forma de veliger después de 5 a 7 días de

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

la ovoposición, siendo de hábitos pelágicos. Después de 20 a 25 días las larvas adquieren hábitos epibentónicos y mediante metamorfosis se transforman en juveniles de 1 a 1.5 mm de longitud (Quijano *et al.*, información no publicada).

Se sabe que durante el primer año de vida, los caracoles permanecen enterrados en el sustrato, después emergen y se mueven hacia las praderas de pasto marino donde el detrito y las algas son abundantes y continúan asociados principalmente al pasto marino durante los siguientes 2 años (Stoner, 1989a). Sin embargo, este patrón varía en distintas localidades, tal es el caso de las Islas Vírgenes, donde Randall (1964) reportó que los organismos juveniles de aproximadamente 8 cm de longitud hasta subadultos son muy abundantes en sustratos de pedacera de coral. Los caracoles adultos se encuentran frecuentemente en camas de pasto marino (principalmente *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*) pero pueden habitar zonas planas de arena. También han sido encontrados en arena gruesa, pedacera de coral y sustrato rocoso cuando éste es relativamente liso (Randall, 1964).

El hábito de enterramiento es característico del género *Strombus*. En la especie *S. gigas*, este comportamiento tiende a presentarse en todas las edades; durante el primer año de vida, los organismos juveniles permanecen totalmente enterrados en el sedimento de aguas someras. Los juveniles mayores a los 8 cm, tienden a hacerlo durante el día y una vez que son adultos, la necesidad de enterrarse parcialmente se asocia con la depositación de la concha y la puesta de huevos (Randall, 1964).

Con respecto a los hábitos alimenticios, los caracoles de esta especie son herbívoros. Los organismos adultos consumen principalmente algas (Randall, 1964; Hesse, 1976) y los juveniles se nutren de detrito y de algas epifitas que crecen sobre el pasto marino (Stoner, 1989b; 1990). Sin embargo, parece ser que este patrón no es totalmente estricto, ya que según menciona Randall (1964), las plantas dominantes en el lugar en el que los caracoles se encuentran, son el principal alimento de estos moluscos y cuando éste escasea, pueden consumir incluso las microalgas que cubren a los granos de arena del sedimento (Hansen, 1984).

El movimiento de los individuos juveniles de esta especie es limitado y predominantemente azaroso (Hesse, 1979; Appeldoorn y Ballantine, 1983), mientras que los caracoles adultos comúnmente se mueven a una tasa de 50-100 metros por día (Hesse, 1979). En cuanto a los movimientos en grupo de esta especie, se han reportado dos tipos de migraciones: una migración ontogenética de individuos hacia aguas más profundas donde incrementan en tamaño y edad (Randall, 1964; Hesse, 1979; Weil y Laughlin, 1984) y una migración reproductiva de adultos hacia aguas someras donde se aparean y ponen sus huevos en los meses cálidos (Randall, 1964; Weil y Laughlin, 1984).

III. AREA DE ESTUDIO

Acerca de la distribución geográfica del caracol rosado *Strombus gigas*, autores como Warmke y Abbott (1961), Randali (1964) y Browne!! y Sievely (1981) proponen que se encuentra desde el sur de Florida y Bermuda, hasta el norte de Venezuela pasando por el Golfo de México, las Antillas y el Mar Caribe. Sin embargo este rango de distribución ha cambiado, ya que últimamente no se han podido localizar bancos importantes en las costas de los estados de Veracruz y Campeche (Quijano *et al.*, información no publicada). En México, se pueden localizar ejemplares de este molusco en toda la costa de la península de Yucatán; sin embargo, la población más grande se localiza en el Banco Chinchorro, cerca de la frontera con Belice. (Fig. 1).

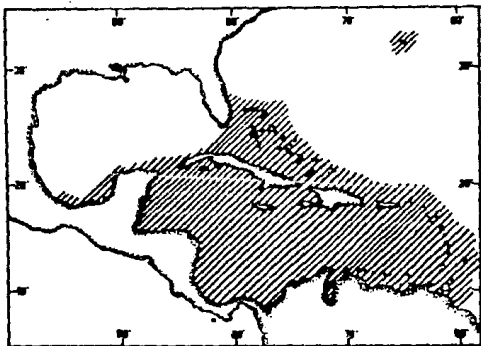


Figura 1. Distribución geográfica de *Strombus gigas* en el Caribe y Golfo de México

En el estado de Quintana Roo, México, se encuentra la caleta de Xel-ha a 110 Km al sur de Cancún (Fig. 2). En este lugar, existe una pequeña población de caracol de la especie

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

Strombus gigas, la cual es objeto de estudio en este trabajo. Se encuentran organismos de la población, tanto en el Acuario, como en la propia Caleta, la cual funge como balneario.

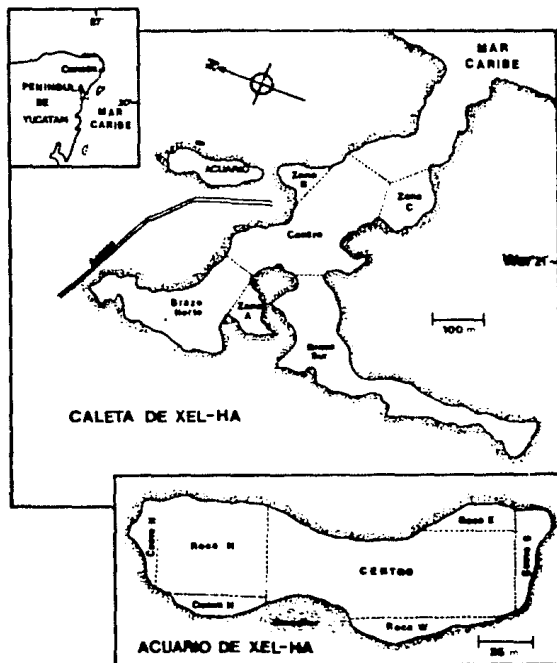


Figura 2. Caleta y Acuario de Xel-ha.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

El Acuario es un brazo de la Caleta que se encuentra aislado superficialmente, con una dimensión aproximada de 200 metros de largo por 50 de ancho. La comunicación que mantiene con la Caleta es a través de cuevas subacuáticas por las cuales es improbable que los caracoles pasen de un sitio al otro. El sustrato es principalmente de arena muy fina con algunas porciones elevadas de roca cerca de las orillas que se encuentran cubiertas de algas, pero no hay crecimiento importante de pastos marinos. Existe una gran variedad de peces habitando el Acuario, pero no son comunes otros organismos de tallas grandes. En este lugar no se permite el acceso a los turistas.

La Caleta tiene forma de "Y" y hay grandes camas de *Thalassia testudinum* y *Syrngodium filiforme* en la parte central de la misma, donde el sedimento es arenoso; las partes rocosas están asociadas a las orillas, con grandes coberturas de algas. La variedad de peces es alta, así como la de otros organismos incluyendo tortugas y rayas. Dentro de la zona que sirve de balneario, se dan casos en que algunos turistas extraen caracoles, pero éstos son puestos en el Acuario por el personal de vigilancia.

Los organismos de estos dos lugares están sujetos a diferentes condiciones. Mientras que los caracoles que se encuentran confinados al Acuario no son afectados por el turismo y los depredadores naturales son escasos, los que habitan la Caleta sufren una alta depredación y son frecuentemente molestados por los turistas. Las características de las poblaciones en ambos lugares también son diferentes, siendo principalmente adultos los que habitan el Acuario y la mayoría de los juveniles se encuentran en la Caleta.

Para el análisis del patrón de movimiento, se definieron 6 zonas en la Caleta y 6 en el Acuario. Los criterios que se utilizaron para definir estas zonas se basaron en la vegetación y el tipo de sustrato predominante en cada una.

Las zonas en las que se dividió la Caleta son:

El BRAZO NORTE es un lugar muy heterogéneo con elevaciones de rocas y una alta densidad de algas. El sustrato es principalmente de pedacera formada por el depósito de algas calcáreas que sirven de sustrato a crecimientos considerables de varios tipos de ellas. La composición específica es similar a la de los manchones de algas del Acuario, pero las extensiones son mucho mayores, encontrándose algas calcáreas de los géneros *Halimeda* y *Galaxaura*, varias del tipo laminar como *Dictyota* y *Padina*, y algunas carnosas como *Hypnea*.

El BRAZO SUR es muy delgado, alargado y rodeado de manglar, el aporte de agua dulce mayor y no hay presencia de caracoles.

La zona CENTRO es el área que se utiliza como balneario y tiene como sustrato predominante arena fina y grandes camas de pasto marino, siendo más abundante *Syringodium filiforme* que *Thalassia testudinum* en este lugar. Hay formación de algunos islotes cuyas paredes se cubren de algas.

Las zonas A, B y C son los recodos que se forman en la Caleta, y el sustrato es más bien de arena sin crecimiento de pasto marino.

El canal que hace contacto con el mar, es de arena gruesa, con poco pasto marino (*Thalassia*) y los caracoles son muy escasos en este lugar.

En el Acuario:

La zona CENTRO, que es la parte más extensa y comprende la parte central del Acuario donde el sustrato es muy plano y compuesto de arena fina. El crecimiento algal en esta zona es escaso.

Dos zonas de CUEVAS, la Norte y la Sur, siendo los extremos del Acuario y se caracterizan por la formación de cuevas, donde el sustrato es heterogéneo, encontrándose arena media, rocas y algas.

Y por último, 3 zonas de ROCA, una zona extensa en el extremo Norte del Acuario (ROCA-N), donde hay elevaciones de rocas de gran extensión, en las cuales el crecimiento de algas es pobre y el sustrato es de arena fina. Las otras 2 zonas, corresponden a ambas orillas de la parte sur y se denominaron ROCA-W y ROCA-E, siendo lugares donde existe roca cubierta de algas y sustrato de pedacera gruesa con manchones de algas.

También hay una parte de Manglar, pero nunca se encontraron caracoles en este sitio.

Para el análisis de la preferencia por el sustrato, se definieron 5 tipos para ambos sitios, que son:

- ARENA FINA, siendo el sustrato más abundante en el Acuario, donde el crecimiento de macroalgas es muy raro y frecuentemente se encuentra cubierto de una fina capa de algas cianofitas y las pendientes son muy planas.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

- ARENA GRUESA, que es un sustrato formado principalmente por el depósito de algas calcáreas y que se encuentra asociado a manchones de algas.
- ALGAS, que se refiere a la formación de "camas" de algas del tipo que ya se mencionaron.
- Y por último ROCA-ARENA FINA y ROCA-ALGAS, refiriéndose a un sustrato duro, generalmente de contornos abruptos y elevados, asociado con arena fina o con algas, respectivamente.

IV. ESTIMACION DE PARAMETROS PBLACIONALES

4.1 INTRODUCCION

Existen muchos cuestionamientos acerca del uso de los modelos de marcaje-recaptura, principalmente en términos de la precisión de las estimaciones obtenidas (Roff, 1973a; 1973b; Manly, 1970). Por ello, se debe considerar el cálculo del error estándar, el cual es una medida de la precisión: entre más pequeño sea, más precisa es la estimación.

Una vez hecho esto, es necesario evaluar la veracidad de las estimaciones, probando que aquellos supuestos en los que se basa cada modelo se cumplen. La interpretación biológica es muy importante, ya que los modelos son técnicas matemáticas que cobran utilidad solo cuando se interpretan en el contexto del problema biológico para el cual fueron aplicados (Begon, 1979).

Por la variedad de modelos disponibles y las diferencias que cada uno ofrece, elegir cuál de ellos es conveniente usar, no es tarea fácil y depende de los objetivos del estudio y de las características de la población a trabajar.

En este capítulo se llevó a cabo la estimación de algunos parámetros de la población de *Strombus gigas* en Xel-ha, a partir de varios métodos y se discute la precisión de las estimaciones.

4.2 SUPUESTOS DE LOS MODELOS

Todos los estimadores de la población basados en marcaje-recaptura se derivan de modelos matemáticos, los cuales están basados en un cierto número de supuestos (Roff, 1973a). Algunos de ellos son generales para todos los modelos de captura-recaptura y se refieren a aquellas condiciones básicas que se espera se cumplan a lo largo del estudio. Otros

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

son específicos de cada modelo, siendo condiciones o características que se requiere que la población tenga para que el modelo pueda ser empleado.

Los principales supuestos generales en los que se basan los modelos de captura-recaptura son:

El primero: que las marcas son permanentes y claramente reconocibles.

El segundo: que la manipulación del individuo no afecta su captura posterior y la marca no interfiere en la posición que el organismo guarda en la población.

El tercero: que la manipulación, la captura y el marcado una o más veces no afecta la muerte o emigración de los organismos.

El cuarto: que todos los individuos (marcados o no) tienen la misma oportunidad de ser capturados, por lo tanto el muestreo es al azar sin tomar en cuenta sexo, edad o condición fisiológica. Se asume que los individuos de las diferentes clases en la población son muestreados en la proporción en la que se encuentran.

El quinto: que todos los individuos (marcados o no) tienen la misma oportunidad de morir o emigrar.

Los modelos de marcaje-recaptura presentan variaciones en las suposiciones acerca de la población en estudio, dependiendo de los planteamientos matemáticos en los que cada uno se basa para poder estimar los tamaños y demás parámetros poblacionales. Algunos son muy sencillos y se aplican a poblaciones teóricas, por lo que las suposiciones son muy estrictas. Otros, los más complejos, requieren de un seguimiento detallado de la historia de recapturas de cada organismo, pero presentan la ventaja de tener menos suposiciones sobre la población a trabajar. Por lo tanto, hay un compromiso entre la sencillez del modelo y el realismo de sus predicciones. La TABLA 1 presenta un resumen de los supuestos de cada uno de los modelos empleados para este trabajo, así como los parámetros poblacionales que se pueden estimar mediante cada uno.

El más simple de éstos es el Estimador de Petersen o Índice de Lincoln. Fue de los primeros en emplearse para la estimación de tamaños poblacionales y a partir de este modelo se desarrollan otros más sofisticados. En el empleo de este estimador se asume que la población no está sujeta ni a nacimientos ni a inmigración. Puede considerarse pérdida de organismos por emigración y muerte durante el período de muestreo, puesto que éstas

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

afectan en igual proporción a la fracción de la población marcada como a la que no lo está. En este caso, la estimación que se haga se refiere al tamaño que la población tenía el primer día de muestreo. En el caso de que la población tenga nacimientos e inmigraciones pero no muertes ni emigraciones, la estimación hecha es del tamaño poblacional de la segunda visita. Y si la población es cerrada, entonces el tamaño poblacional es el mismo para los dos días de muestreo.

TABLA 1
SUPUESTOS Y PARAMETROS ESTIMADOS EN CADA MODELO. Se muestran los supuestos específicos de los 8 modelos, acerca de las ganancias y pérdidas de la población. En la última columna se muestran los parámetros que se pueden calcular con cada uno.

N = Tamaño poblacional; B = Ganancias en número de organismos a la población; L = Pérdidas en número de organismos de la población; ϕ = Tasa de sobrevivencia; h = Tasa de incremento de la población. Los subíndices de cada parámetro indican el período de muestreo al que se refiere la estimación; i = para cada uno de los muestreos realizados.

Modelo	Ganancias	Pérdidas	Parámetros
PETERSEN	NO	SI	N_1
	SI	NO	N_2
MEDIA PONDERADA	NO	NO	N
	<i>nacimiento</i>	<i>sobreviven.</i>	
TRIPLE RECAPTURA	var	var	N_2, ϕ_1, b_2
	cte	cte	N_1 y N_3
JACKSON POSITIVO	SI	SI	
	cte	var	$N_1 b_1$
JACKSON NEGATIVO	SI	<i>sobreviven.</i>	N ϕ
	var	cte	<i>último día</i>
FISHER-FORD	SI	<i>sobreviven.</i>	
	var	cte	$N_i B_i L_i$
JOLLY-SEBERS	SI	<i>sobreviven.</i>	
	var	var depend. edad marca	$N_i B_i \phi_i$
MANLY-PARR	SI	<i>sobreviven.</i>	
	var	var	$N_i B_i \phi_i$

Un modelo muy parecido al estimador de Petersen es la **Media Ponderada**, la diferencia consiste en que éste modelo utiliza datos colectados durante varias visitas. Los supuestos son los mismos que para el estimador de Petersen, en el caso donde se asume que la población es cerrada (no hay pérdidas ni ganancias).

Otro modelo que requiere de sólo 3 muestreos es el **Método de Triple Recaptura** en el cual se pueden asumir inicialmente tasas de nacimiento y sobrevivencia variables, con lo que se estima tanto el tamaño poblacional del segundo día de muestreo como el valor de ambas tasas: de la primera visita en el caso de nacimiento y de la segunda para la sobrevivencia. Si estas tasas se asumen constantes, entonces se pueden estimar además los tamaños de la población para las otras visitas.

El **Método Positivo de Jackson** permite suponer tanto pérdida como ganancia de organismos, la primera se puede asumir variable y no se calcula y la segunda debe ser constante durante el muestreo. Por el contrario, el **Método Negativo de Jackson** permite considerar ganancias a tasa variable y asume una sobrevivencia constante.

Otros modelos más elaborados y que brindan mayor información de la población a estudiar son: el de Fisher-Ford, el estocástico de Jolly-Seber y el de Manly-Parr, los cuales presentan menos supuestos que los anteriores. El método de Fisher-Ford asume una tasa de sobrevivencia constante, el de Jolly-Seber permite que esta tasa sea variable, pero la considera independiente de la edad e igual para todos los individuos y, por último, el de Manly-Parr asume que esta tasa es variable y además toma en cuenta la edad de las marcas, lo cual representa una gran ventaja en realismo.

El procedimiento por el cual cada modelo llega a la estimación de los parámetros poblacionales a partir de los datos obtenidos en el campo, es distinto. En el apéndice 1 se describen brevemente las bases de cada uno. Para mayor detalle consultar: Seber, 1973; Begon, 1979; Blower 1981; Manly 1985; Krebs 1989.

4.3 METODOLOGIA

Para estimar los parámetros poblacionales básicos de *Strombus gigas* en Xel-ha, se empleó el método de marcaje, liberación y recaptura de organismos, tanto en el Acuario como en la Caleta. Cada individuo se marcó con una placa numerada de acero inoxidable de 2.5 x 1.5 cm, la cual se sujetó a la espira de la concha con un trozo de hilo alquitranado. El

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

período de muestreo abarcó de noviembre de 1990 a agosto de 1991 y se realizaron 9 visitas, 1 cada mes. Se utilizó equipo de buceo autónomo para las prospecciones y marcado de los organismos.

La muestra que se tomó en cada visita, consistió en el número de organismos que fueron observados durante los patrones de búsqueda que se llevaron a cabo en cada uno de los lugares de muestreo. En el Acuario, se hicieron recorridos en forma de zigzag cruzándolo a lo ancho. En la Caleta, los recorridos se hicieron siguiendo el contorno de la misma y regresando por el centro en forma de zigzag.

Durante cada muestreo se marcaron todos los organismos que no lo estaban y se registraron las capturas. El tamaño de muestra fue en promedio de 120 organismos en el Acuario y de 40 en la Caleta durante cada visita. El número de organismos nuevos marcados en cada ocasión fue cada vez menor en el Acuario, y en la Caleta fluctuó entre 11 y 41 con un promedio de 24 marcas colocadas en cada visita.

Por el uso del buceo autónomo para el marcaje, fue posible liberar a cada individuo exactamente en el mismo lugar en donde se encontró. En este sentido, el número de organismos que se capturaron es igual al número de organismos que se liberaron cada día, excepto en los casos donde se encontraron conchas marcadas de organismos muertos.

Para estimar los parámetros poblacionales por medio de varios modelos, se tomó en cuenta que sólo los más elaborados estiman, a partir de los datos de campo, los parámetros poblacionales para cada período de tiempo, tal es el caso del método de Fisher-Ford, el de Jolly-Seber y el de Manly-Parr. Sin embargo, los modelos más sencillos únicamente permiten la estimación del tamaño poblacional para un sólo período. En estos modelos, se ajustaron los datos para poder tener estimaciones de todos los días de muestreo.

En el caso del estimador de Petersen, se utilizó la fórmula corregida por Bailey (ver apéndice 1) para cada una de las visitas. Esto se hizo de dos maneras: En el Acuario se consideraron únicamente los organismos marcados durante el primer día, contando cuántas de estas marcas se encontraron en cada una de las visitas posteriores, ya que durante el primer día de muestreo se colocó el mayor número de marcas. Para la Caleta la situación fue diferente, ya que a pesar de que en la primera visita también se colocó el mayor número de marcas, la permanencia de los organismos en este sitio fue mucho menor que en el Acuario y por ello el número de recapturas provenientes del primer día en las últimas muestras fue muy bajo (1 ó ninguno), encontrándose mayores recapturas de los organismos marcados en la visita anterior.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

En el caso de la Media Ponderada, se acumularon los datos obtenidos hasta cada una de las visitas para obtener el estimador del tamaño poblacional de ese día.

De las dos formas como se puede emplear el modelo de la Triple captura (ver apéndice 1), se escogió aquella que tiene menos supuestos, considerando tasas de nacimiento y sobrevivencia variables en grupos de 3 visitas consecutivas. De este modo, se obtuvieron valores de tamaño poblacional y tasa de ganancia de la 2a. a la 8a. visitas y tasas de sobrevivencia de la 1a. a la 7a.

Para obtener el tamaño poblacional de cada visita mediante el modelo positivo de Jackson, se tomó por separado los organismos capturados en cada una de las visitas (de la 1 a la 8) considerándose como marca inicial y después se registró el número de veces que esos individuos aparecieron después de ese día.

Con el método negativo de Jackson, se calculó el tamaño poblacional y la tasa de sobrevivencia diaria, observando para cada muestra, el número de marcas que fueron puestas en las visitas anteriores.

Los otros tres modelos, Fisher-Ford, Jolly-Seber y Manly-Parr, proveen una estimación de los parámetros poblacionales para cada visita, por lo que su aplicación fue directa, empleando todos los datos de campo.

4.4 RESULTADOS

En esta sección se presentan los resultados de la estimación de tamaño poblacional y de las tasas de ganancia y pérdidas de la población de *Strombus gigas* en Xel-ha, para ambos sitios de estudio. Se dan también los valores de los errores estándar de las estimaciones obtenidas (Tabla 2a y 2b).

4.4.1 Estimador de Petersen.

Considerando los supuestos específicos de este modelo (ver sección 4.2), en el Acuario cada valor de N es una estimación del tamaño poblacional de la segunda visita (día de recaptura), por lo que las estimaciones van de la visita 2 a la 9. En el caso de la Caleta, cada N es una estimación de la primera visita (día de marcado), por lo que se estima el tamaño poblacional de las visitas 1 a la 8.

La población en el Acuario permanece más o menos constante hasta el 7o. muestreo (alrededor de 230 caracoles), y en las últimas visitas (meses de julio y agosto) se nota un aumento en la población a más de 300 organismos (Fig. 3a). El tamaño poblacional en la Caleta fluctúa a lo largo del tiempo (Fig. 3b). Estas fluctuaciones pueden ser reales; sin embargo, las magnitudes de tales variaciones parecen ser improbables de un mes a otro. Esto puede deberse a la imprecisión de las estimaciones, dada por errores estándar grandes, que hacen dudar acerca de la veracidad de dichos valores.

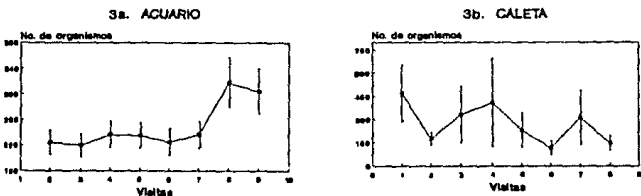


Figura 3. TAMAÑO POBLACIONAL del Acuario (3a) y de la Caleta (3b), calculado mediante el Estimador de Petersen, para cada visita. Se grafica el error estándar de cada estimación.

4.4.2 Media Ponderada

Mediante este modelo, el Acuario muestra un incremento gradual de la población, así como un aumento en la precisión del valor de la estimación (errores estándar pequeños) a lo largo del tiempo. Los valores son similares a los obtenidos mediante el estimador de Petersen, excepto en las dos últimas visitas (Fig. 4a). Sin embargo, los datos así presentados no permiten analizar las magnitudes de los cambios entre cada muestra puesto que al tratarse de una acumulación, la estimación de cada visita se ve afectada por los días anteriores.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xcl-ha, Q.R.

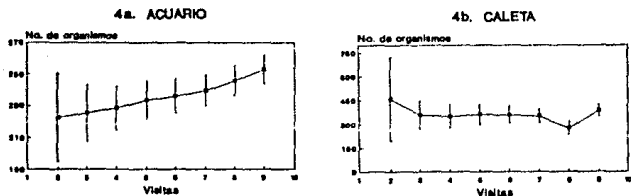


Figura 4. TAMAÑO POBLACIONAL del Acuario (4a) y de la Caleta (4b), estimado mediante el modelo de la Media Ponderada, para cada visita. Se grafica el error estándar de cada estimación.

Los resultados para la Caleta, presentan fluctuaciones menores en comparación con el estimador de Petersen y permanecen alrededor de los 360 organismos (Fig. 4b). Esto también puede ser efecto de la acumulación de los datos que tiende a suavizar las variaciones reales.

4.4.3 Método de Triple recaptura

El tamaño poblacional del Acuario, mediante este modelo, se estima alrededor de los 200 individuos en los primeros meses y después se observa un incremento a partir de la 5a. visita, hasta aproximadamente 250 organismos. En la Caleta las fluctuaciones en número de organismos fueron muy grandes, con un incremento de la población hasta la 5a. visita, después de la cual decrece el tamaño poblacional. Los valores tan altos del error estándar del 4o. y 5o. muestreo en la Caleta se deben a las bajas recapturas obtenidas (Fig. 5).

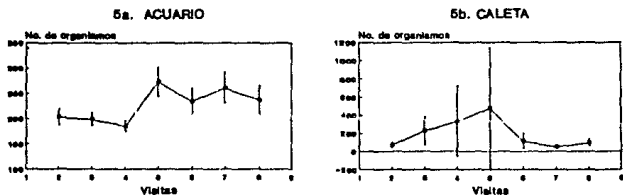


Figura 5. TAMAÑO POBLACIONAL del Acuario (5a) y de la Caleta (5b), estimado mediante el método de la Triple Recaptura, para cada visita. Se grafica el error estándar de cada estimación.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xcl-ha, Q.R.

La tasa de sobrevivencia en el Acuario permanece cerca de la unidad, a diferencia de la Caleta donde la sobrevivencia es baja (menor a 0.5). La tasa de incremento en el Acuario es de aproximadamente 0.6 durante las primeras visitas y decrece a partir de la 5a., a 0.4 en promedio. En la Caleta la tasa de incremento es muy baja (menor a 0.5); los valores negativos significan que no hubo incremento (Fig. 6).

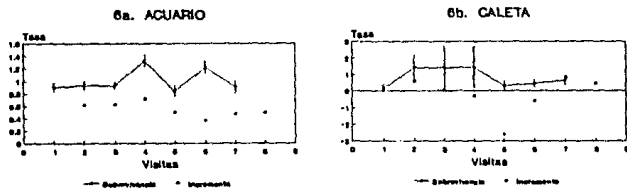


Figura 6. TASA DE SOBREVIVENCIA E INCREMENTO DE ORGANISMOS en el Acuario (6a) y en la Caleta (6b), estimadas mediante el método de la Triple Recaptura, para cada visita. Se graficó el error estándar de cada estimación.

4.4.4 Método positivo de Jackson

En el Acuario, la población se mantiene alrededor de los 200 organismos durante los primeros muestreos y después hay un incremento en la 5a. visita, hasta 240 caracoles. La tasa de incremento tiende a aumentar después de la 5a. visita. En la Caleta, la población fluctúa en los primeros meses, luego se mantiene alrededor de los 270 individuos y disminuye en las visitas 6 y 7. La tasa de incremento también varía durante los primeros meses y luego tiende a aumentar (Fig. 7). El error estándar no se muestra, debido a que resultaron valores demasiado grandes.

4.4.5 Método negativo de Jackson

Con este modelo, aunque se tienen estimaciones para todas las visitas, los resultados en los primeros meses se basan en muy pocos datos, por lo que son poco confiables.

En cuanto al tamaño poblacional en el Acuario, los valores parecen muy grandes (siempre mayores de 235) y en la Caleta fluctúan bastante (Fig. 8). Las tasas de sobrevivencia en el

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

Acuario son muy altas, cercanas a 1, lo que es similar a lo obtenido por el método de Triple Recaptura y en la Caleta se mantienen más o menos constantes, alrededor de 0.8 (Fig. 9).

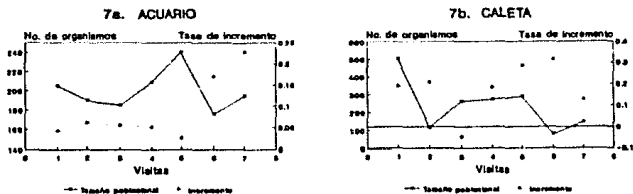


Figura 7. TAMAÑO POBLACIONAL Y TASA DE INCREMENTO DE ORGANISMOS en el Acuario (7a) y en la Caleta (7b), estimados mediante el Método Positivo de Jackson, para cada visita.

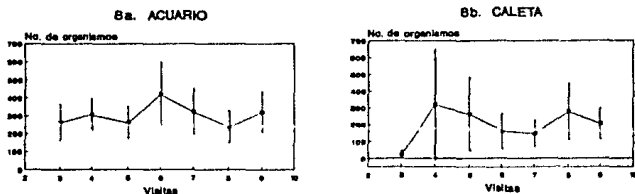


Figura 8. TAMAÑO POBLACIONAL del Acuario (8a) y de la Caleta (8b), estimado mediante el Método Negativo de Jackson, para cada visita. Se grafican el error estándar de cada estimación.

4.4.6 Método de Fisher-Ford

Este es el primer método que por sí mismo puede dar estimaciones de tamaño poblacional para varios períodos durante el experimento, por lo que no se tuvo que hacer cálculos separados para la estimación de los parámetros de cada muestra. Los parámetros poblacionales se calculan a partir de la tasa de sobrevivencia, la cual se asume constante durante el experimento. Para el Acuario se estimó un valor de 0.988 y para la Caleta de 0.769.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xcl-ha, Q.R.

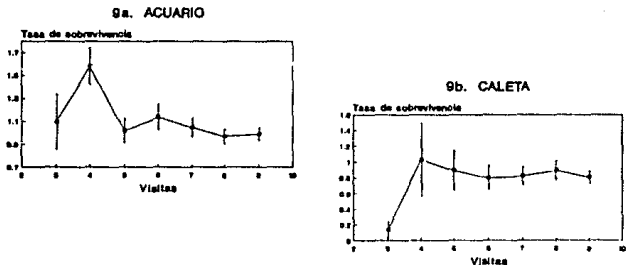


Figura 9. TASA DE SOBREVIVENCIA de los organismos del Acuario (9a) y de la Caleta (9b), estimada mediante el Método Negativo de Jackson, para cada visita. Se grafica el error estándar de cada estimación.

El tamaño poblacional en el Acuario permanece constante (alrededor de los 210-220 organismos) hasta la 7a. visita, después de la cual hay un incremento. Esto es parecido a lo calculado por otros índices, sobre todo a los resultados obtenidos con el estimador de Petersen. Las ganancias son mucho mayores que las pérdidas, principalmente en los dos últimos meses, lo que explica el aumento del tamaño poblacional de esos días. Sin embargo, este incremento es muy grande y parece poco probable que se hayan incorporado 44 y 93 caracoles en las dos últimas visitas (Figs. 10a y 10b).

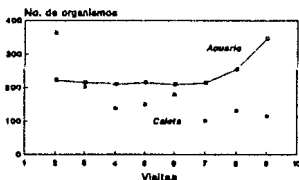
En la Caleta, a pesar de que presenta fluctuaciones, se distingue un patrón de descenso en la población durante los primeros meses y después se mantiene más o menos constante (100-200 organismos). Las pérdidas y las ganancias son variables, siendo mayores en promedio las primeras que las segundas (Figs. 10a y 10c).

En las dos gráficas de pérdidas y ganancias, los números negativos en las ganancias (B_i 's) se consideraron como zeros.

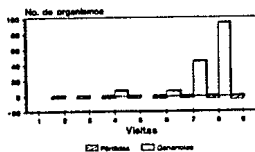
En cuanto a la confiabilidad de las estimaciones hechas por este índice, no existen fórmulas para estimar el error estándar, lo que no permite hacer un análisis de su precisión.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

10a. Tamaño poblacional



10b. ACUARIO
PERDIDAS Y GANANCIAS



10c. CALETA
PERDIDAS Y GANANCIAS

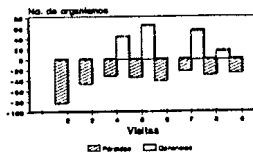


Figura 10. TAMAÑO POBLACIONAL del Acuario y de la Caleta (10a), y GANANCIAS Y PERDIDAS de organismos de la población del Acuario (10b) y de la Caleta (10c), estimados mediante el Método de Fisher-Ford, para cada visita.

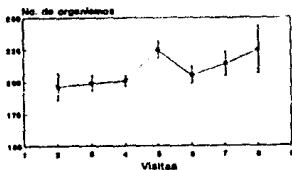
4.4.7 Método estocástico de Jolly-Seber

Con este método, el tamaño de la población del Acuario se calcula alrededor de los 200 organismos en las primeras visitas y va aumentando gradualmente hasta los 225 individuos en la 8a. visita. La tasa de sobrevivencia, es alta (de 0.9 a 1) y las ganancias están alrededor de los 10 organismos por visita (Fig. 11).

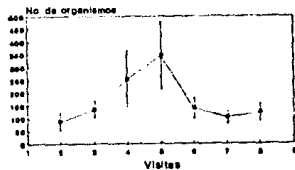
La Caleta presenta fluctuaciones de tamaño poblacional, durante los primeros muestreos es bajo, incrementándose hasta la visita 5, después de la cual vuelve a bajar. La tasa de sobrevivencia también es variable, siguiendo el mismo patrón que el tamaño poblacional, con datos muy variables, desde 0.1 hasta más de 1. Las ganancias son mayores que las del Acuario; en este caso exceden a 50 organismos incorporados entre cada visita (Fig. 12).

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xcl-ha, Q.R.

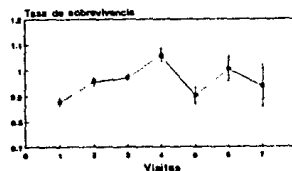
11a. Tamaño poblacional



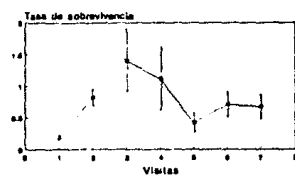
12a. Tamaño poblacional



11b. Tasa de sobrevivencia



12b. Tasa de sobrevivencia



11c. Ganancias



12c. Ganancias

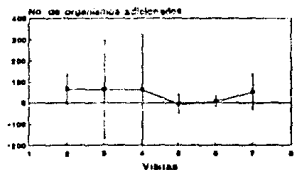


Figura 11. Tamaño de la población (11a), tasa de sobrevivencia (11b) y ganancia de organismos (11c) en el CALETARIC, estimados mediante el Método de Jolly-Sebers, para cada visita. Se grafica el error estándar de cada estimación.

Figura 12. Tamaño de la población (12a), tasa de sobrevivencia (12b) y ganancia de organismos (12c) en la CALETA, estimados mediante el Método de Jolly-Sebers, para cada visita. Se grafica el error estándar de cada estimación.

La precisión de las estimaciones del tamaño poblacional y de la tasa de sobrevivencia es buena, sin embargo hubo problema con la estimación del error estándar de las ganancias porque se obtienen valores muy grandes.

4.4.8 Método de Manly-Parr

Los patrones de tamaño poblacional son muy similares a los obtenidos mediante el modelo de Jolly-Seber, a excepción del pico de la visita número 5 en el Acuario, que no es tan prominente (Fig. 13). Por los errores estándar obtenidos, se puede decir que la precisión de las estimaciones es buena. La tasa de sobrevivencia también es parecida, alrededor de 0.9 en el Acuario y menor en la Caleta (0.7). El número de organismos adicionados es mayor en la Caleta que en el Acuario. En el primer sitio, se estima una adición de 70 organismos en promedio, con variaciones entre cada visita y de 15 organismos en el Acuario con una tendencia a un mayor número de organismos incorporados durante las últimas visitas (Fig. 14).

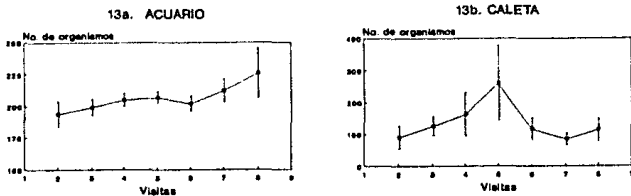


Figura 13. TAMAÑO POBLACIONAL del Acuario (13a) y de la Caleta (13b), estimado mediante el Método de Manly-Parr, para cada visita. Se grafica el error estándar de cada estimación.

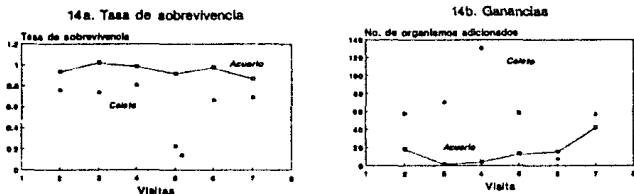


Figura 14. TASA DE SOBREVIVENCIA (14a) y GANANCIAS en el número de organismos (14b) en el Acuario y en la Caleta, estimados mediante el Método de Manly-Parr, para cada visita.

4.5 PRECISION DE LAS ESTIMACIONES

En la interpretación de los resultados de captura-recaptura, primero se debe analizar desde un punto de vista estadístico la precisión de las estimaciones obtenidas, es decir, probar que los datos disponibles serían adecuados si la población fuera ideal. El error estándar es una medida de la precisión del estimador, entre más pequeño es éste, habrá un mayor grado de precisión en la estimación. Sólo si esto se cumple, se puede considerar su interpretación biológica.

4.5.1 Intensidad de muestreo

En primer lugar, la precisión de las estimaciones está relacionada con la *intensidad de muestreo*. Esta depende de la eficiencia para encontrar a los animales, así como del tiempo y del esfuerzo empleados para el marcaje, y se refiere a la fracción de la población que ha sido marcada (n/N). Esta relación no se puede calcular directamente, pero puede ser estimada mediante la proporción de organismos recapturados en las muestras, a lo que se denomina *fracción de la muestra (FM)*.

Para el estimador de Petersen, en una población sin ganancias, se puede estimar la intensidad de muestreo de la primer visita viendo cuántas marcas hubo en la segunda muestra, es decir m/n ; tal puede ser el caso de la Caleta. Si la población tiene ganancias pero no pérdidas, entonces se puede estimar la fracción de la muestra del segundo período calculando la proporción de organismos recapturados del total que se marcaron (m/r), como en el Acuario.

La relación que existe entre la fracción de muestreo y la *precisión* del estimador, es que entre mayor es la primera, menor es el error estándar. Se calculó la fracción de muestreo para cada visita (Tabla 3) y en la Fig. 15 se muestra su relación con el error estándar del tamaño poblacional, estimado mediante la fórmula de Petersen (corregida por Bailey) en cada caso. Esta correlación es altamente significativa y del tipo exponencial ($p < 0.0001$, $r = -0.91$, $r^2 = 83.22\%$, $n = 29$), por lo que las estimaciones hechas con datos escasos (fracciones de muestreo bajas), tienden a estar asociadas a errores estándar muy grandes, lo que significa que el valor del estimador pierde mucha precisión.

Los errores estándar de los parámetros poblacionales en la Caleta son mayores que en el Acuario para el mismo modelo, esto se debe a una fracción de muestra menor en ese lugar.

TABLA 3
FRACCIONES DE MUESTREO PARA EL ESTIMADOR DE PETERSEN

Se muestra la Fracción de muestreo (FM) para cada visita (día) y el error estándar del tamaño poblacional (SEN) calculado a partir de la corrección que Bailey hizo a la fórmula de Petersen. r =organismos marcados y liberados (el primer día de muestreo en caso del Acuario, y en la visita anterior en el caso de la Caleta), n =tamaño de la muestra de ese día, m =organismos marcados en la muestra.

ACUARIO					CALETA						
Día	r	n	m	SEN	FM	Día	r	n	m	SEN	FM
2	120	126	67	18.4	0.558	1	51	45	4	180.8	0.089
3	120	127	69	17.5	0.575	2	45	49	12	39.8	0.245
4	120	129	65	20.3	0.542	3	35	18	1	181.6	0.056
5	120	136	69	19.5	0.575	4	11	36	0	283.9	—
6	120	104	55	20.4	0.458	5	23	29	2	109.1	0.069
7	120	127	64	20.4	0.533	6	16	35	4	43.6	0.114
8	120	113	42	37.9	0.350	7	16	38	1	175.5	0.026
9	120	112	44	34.5	0.367	8	23	49	7	43.9	0.143

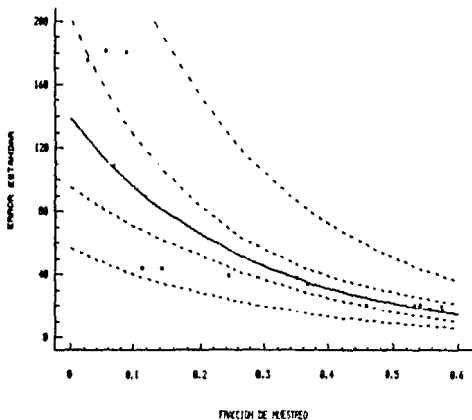


Figura 15. Se grafica la relación que existe entre la FRACCION DE MUESTREO que se obtuvo para el Acuario y la Caleta en cada visita, con el ERROR ESTANDAR del tamaño poblacional estimado por el método de PETERSEN. La línea continua representa el ajuste no lineal y las discontinuas los intervalos de confianza.

4.5.2 Precisión

La precisión de las estimaciones en los parámetros poblacionales difiere entre los modelos empleados. De los tres primeros métodos, la Media Ponderada presenta valores de error estándar más bajos. En el método positivo de Jackson, la derivación de la fórmula del error estándar es un cálculo complicado e indirecto que da resultados de errores estándar asimétricos y valores demasiado grandes. En el método negativo, la fórmula se deriva directamente pero los valores elevados. En el modelo de Fisher-Ford no hay fórmula para derivar su error estándar. En cuanto a los modelos de Jolly-Seber y el de Manly-Parr, ambos arrojan valores similares cuando la fracción de muestra es grande, como en el caso del Acuario, pero cuando esta fracción es menor (Caleta), los errores estándar calculados por el modelo de Jolly-Seber son mayores que los obtenidos por Manly-Parr.

Sin embargo, el uso de los errores estándar en los métodos de captura-recaptura ha sido cuestionado; tanto Manly (1971) como Roff (1973a, 1973b) han hecho simulaciones en computadora y concluyen que muchas de las fórmulas de error estándar no son confiables, porque existe una alta correlación (positiva) entre las estimaciones y los errores estándares asociados, de tal modo que las subestimaciones parecen ser más precisas de lo que realmente son y las sobrestimaciones menos.

Analizando los datos obtenidos en este trabajo, se tiene que los tamaños poblacionales estimados mediante el modelo de Petersen están altamente correlacionados con su error estándar ($p < 0.001$, $r = 0.99$, $n = 32$), así como en la Media Ponderada ($p < 0.001$, $r = 0.78$, $n = 16$). También existe esta correlación, aunque menos significativa, en el método Negativo de Jackson ($p = 0.02$, $r = 0.57$, $n = 14$) y en el de Jolly-Sebers ($p = 0.05$, $r = 0.49$, $n = 14$). Finalmente, la correlación entre la estimación del tamaño poblacional y el error estándar no es significativa en la Triple Recaptura ($p > 0.1$, $r = 0.28$, $n = 12$) y en el modelo de Manly-Parr ($p > 0.1$, $r = 0.11$, $n = 14$). Esto significa, que la precisión de los resultados obtenidos mediante estos dos últimos modelos no tiende a estar sesgada.

4.5.3 Exactitud del error estándar

Roff (1973a) menciona que por el hecho de que existe correlación entre las estimaciones y los errores estándares asociados, la varianza estimada es una medida poco sensible de la precisión del estimador, excepto a muy altas intensidades de muestreo.

La exactitud de los errores estándar está determinada por el tamaño de muestra que se obtiene. Para tener una aproximación de la exactitud requerida en cada caso, en 1964 Robson

y Regier (citados en Begon, 1979) aplicaron el estimador de Petersen a una población ideal y calcularon para un tamaño de población determinado, los pares de tamaños de muestra que proveen un cierto nivel de exactitud con una probabilidad del 95% de ser cierta. Por otro lado, Roff (1973b) encontró que el estimador de Petersen requiere intensidades de muestreo de alrededor del 55%, 28% y 15% para valores de exactitud de 0.1, 0.25 y 0.5 respectivamente.

En el Acuario, se tomaron muestras alrededor del 50% (muestras de 120 organismos en promedio para una población estimada alrededor de los 230 organismos), por lo que podría decirse, bajo el criterio de Roff (1973b), que las estimaciones obtenidas tienen valores de exactitud alrededor de 0.1. Resultados similares se obtienen si se consideran las tablas propuestas por Robson y Regier (1964), donde los tamaños de muestra también caen en valores de exactitud de 0.1 (ver tablas 3.2, 3.3 y 3.4 de Begon, 1979), lo que implica que los errores estándar obtenidos son buenos estimadores de la precisión de los resultados.

En el caso de la Caleta, los tamaños de muestra varían entre 5 y 25% del tamaño estimado de la población, por lo que, bajo el criterio de Roff (1973b), sólo algunas estimaciones tienen una exactitud de 0.5 (visitas 2, 6 y 8). Sin embargo, según las tablas propuestas por Robson y Regier (1964), estas estimaciones tienen valores de más de 0.5, por lo que los errores estándares no son buenos indicadores de la precisión de las estimaciones.

Finalmente, se puede concluir que los parámetros poblacionales estimados para el Acuario son más precisos que los de la Caleta y que los estimadores de tal precisión (error estándar) no son medidas sesgadas en el caso del Acuario; mientras que en la Caleta puede existir una tendencia a que los valores bajos parezcan más precisos de lo que realmente son y viceversa. Esto implica que al menos con un 95 % de confianza, los estimadores de los parámetros poblacionales obtenidos para el Acuario, se pueden considerar como verdaderos, siempre y cuando la población se comporte según los supuestos de cada uno de los modelos, lo cual se probará en el siguiente capítulo.

4.6 DISCUSION

Para que las estimaciones obtenidas mediante los modelos de captura-recaptura tengan sentido y puedan ser útiles en la evaluación de parámetros poblacionales, lo primero es asegurar que la fracción de muestra es lo suficientemente grande para que los datos sean adecuados para el empleo de alguno de los modelos. Después, se deben analizar los errores

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

estándares de las estimaciones obtenidas, para evaluar su precisión y, entre más bajos sean estos valores, se tiene un rango más pequeño en el que, con cierto grado de confianza, puede caer el valor real de la estimación. Una vez que se ha comprobado que los datos cubren cierta precisión requerida, según los objetivos del trabajo, se debe ver si tal estimador es un buen indicador de la realidad. Esto se hace evaluando la validez de los supuestos asumidos y se analiza en detalle en el siguiente capítulo.

Con respecto a las estimaciones obtenidas para el Acuario, se puede decir que tienen un alto grado de precisión y exactitud, y que los datos de campo colectados son adecuados para el empleo de cualquiera de los modelos. Por lo tanto, en términos estadísticos, los resultados obtenidos en este lugar, se pueden considerar buenos estimadores de los valores reales de los parámetros poblacionales.

El caso de la Caleta es diferente, ya que la fracción de muestreo en este lugar no fue suficiente como para tener confiabilidad acerca de la precisión y exactitud de las estimaciones. En algunos casos, las estimaciones varían demasiado de un período a otro y los errores estándares son tan grandes que hacen impráctico su valor.

El patrón general que se observa para el Acuario, es de un tamaño poblacional constante durante los primeros meses, con un incremento de la población en las dos últimas visitas. Este patrón es similar al obtenido por la mayoría de los modelos; sin embargo, las magnitudes varían de uno a otro. En los primeros modelos, los valores son los más altos calculados, teniendo estimaciones de tamaño poblacional mayores de 300 caracoles. Esto sugiere que existe una tendencia a sobrestimar los valores reales.

Los dos modelos con menos suposiciones (Jolly-Seber y Manly-Parr) tienen estimaciones muy parecidas entre sí y valores de error estándar mucho más pequeños que los demás modelos. Los rangos de variación entre un mes y otro son reducidos, estimándose el tamaño poblacional del Acuario alrededor de 200 organismos en los primeros meses y aproximadamente de 220 en los últimos. Estos resultados parecen lógicos por el tamaño del lugar y por las observaciones de campo.

Con respecto a la Caleta, todos los modelos predicen fluctuaciones en el tamaño poblacional, pero las estimaciones de los primeros modelos varían tanto y los patrones son tan diferentes, que poco se puede decir acerca de los parámetros poblacionales con estos resultados, además de que los errores estándares también son muy grandes. Mediante el método de Fisher-Ford se obtiene un patrón que muestra un decremento poblacional en los primeros muestreos y después un tamaño de población más o menos constante que varía

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

entre 100 y 200 caracoles. Por el contrario, los modelos de Jolly-Seber y el de Manly-Parr concuerdan en un patrón donde la población es baja en los primeros días (entre 100-150 caracoles) y va aumentando hasta más de 300 organismos en la visita 5, después de la cual hay un decremento, manteniéndose constante los últimos muestreos, alrededor de los 100 caracoles.

En cuanto a las ganancias y pérdidas de organismos a la población, los resultados de la mayoría de los modelos empleados indican que ambos valores son casi nulos en el Acuario y mayores en la Caleta.

Para el Acuario, la tasa de incremento calculada mediante el método de la Triple Recaptura varía entre 0.5. El modelo de Fisher-Ford estima, en números de organismos incorporados, que las ganancias en los primeros meses son casi nulas, con un incremento en los dos últimos de alrededor de 40 y 90 caracoles respectivamente. Sin embargo, los modelos de Jolly-Seber y Manly-Parr, que son los que tienen las estimaciones más precisas, calculan alrededor de 10 caracoles incorporados por visita en los primeros muestreos y hasta más de 20 en el 7o. muestreo. En la Caleta, el incremento estimado por la Triple Recaptura es muy bajo y los patrones muy diferentes en cada uno de los otros modelos, pero en general se estiman incrementos de más de 50 caracoles por visita.

La mayoría de los índices que estiman las pérdidas de la población, lo hacen a partir de la tasa de sobrevivencia, excepto el método de Fisher y Ford que da valores de los organismos que se pierden de la población de un muestreo a otro. Estas tasas de sobrevivencia tienen valores altos (alrededor de 0.95) en el Acuario, lo que implica que la mortalidad es baja y, según el modelo de Fisher-Ford, significa pérdidas entre 2 y 4 organismos cada vez. En el caso de la Caleta, la tasa de sobrevivencia es aproximadamente de 0.65, lo que representa en promedio 40 organismos perdidos entre cada visita, según el modelo de Fisher-Ford.

Por último, se puede decir que por la forma en la que algunos modelos están elaborados, existe cierta tendencia a sobrestimar o subestimar los valores reales. Esta tendencia hace que las estimaciones tengan un sesgo, el cual se minimiza si los tamaños de muestra son grandes.

También se debe tener en cuenta que, debido a que los modelos asumen un comportamiento determinado de la población, las estimaciones no pueden considerarse como ciertas, aunque se obtengan con un alto grado de precisión, sin hacer antes un análisis del cumplimiento de esos supuestos y una interpretación biológica de los resultados.

V. ANALISIS DE LOS SUPUESTOS

Una vez que se tiene cierta confianza de que las estimaciones son buenas para una población ideal, se debe evaluar la veracidad de los resultados obtenidos, en términos de los supuestos que se han asumido en los modelos.

La metodología para hacerlo, consiste de pruebas estadísticas que muestran si existe diferencia significativa entre el comportamiento observado y el esperado cuando el supuesto que se está probando se cumple.

En este caso se emplea una prueba de χ^2 y si estos patrones son esencialmente los mismos y difieren sólo por efectos de azar, los valores que se obtengan de la prueba deben ser aproximadamente iguales o menores que el número de grados de libertad en cada caso. Sin embargo, el procedimiento usual y arbitrario es considerar que una $p < 0.05$ implica que la diferencia es significativa, por lo que el supuesto no se ha cumplido. Un valor de $p > 0.05$ puede significar que no hay diferencia biológica o que los datos son escasos, por lo que es necesaria una interpretación al respecto.

5.1. PERDIDA DE MARCAS

El primer supuesto de los modelos de captura-recaptura, es que las marcas son permanentes. Cuando este supuesto es violado, las estimaciones obtenidas están sesgadas y la precisión disminuye, como lo han demostrado Arnason y Mills (1981). En consecuencia, se tiene una sobrestimación del tamaño poblacional y una subestimación de la tasa de sobrevivencia.

La pérdida de marcas debe ser evaluada manteniendo una población control o por observación de indicaciones de pérdida. Un método para estimar la tasa anual de pérdida de marcas es dado por Robson y Regier (1966), donde se coloca una marca permanente y otra que está sujeta a pérdida.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

Sin embargo, en este trabajo no se llevó a cabo un experimento específico para este fin y la pérdida de la marca no deja señal evidente, por lo que este punto se discute solamente en términos de las observaciones de campo, aunque no se sospecha de una gran pérdida de las marcas.

Se escogió la población del Acuario, donde se sabe que la emigración es más bien nula y que la muerte es muy baja. Durante los tres primeros días se marcaron 206 caracoles, de los cuales 26 no se han vuelto a recapturar. De los organismos recapturados, el 98.3% se encontraron en las siguientes 5 visitas, por lo que se puede considerar que las marcas colocadas en esos tres días que nunca se han vuelto a recapturar, son marcas que ya no existen en la población. La causa puede ser, por un lado, la muerte o emigración del organismo o por otro, una pérdida de la marca.

Si se considera a la emigración como nula y la pérdida causada por muerte alrededor del 5%, como se concluye en el capítulo anterior (10.3 organismos muertos del total de 206), entonces 15.7 organismos perdieron su marca. Esto da una estimación de la tasa de pérdida de marca del 7.6%.

Aunque no se puede tener una estimación precisa de la tasa de pérdida de marcas, lo que sí se puede asegurar es que al menos es menor de 12.6%, que corresponde al porcentaje de organismos marcados en los tres primeros días que no se han vuelto a recapturar.

5.2. EFECTOS DEL MARCAJE

La captura, manipuleo y el marcaje de los organismos puede tener efectos sobre ellos de varias maneras. Puede ser que exista una mayor mortalidad de los organismos marcados en comparación con los que no lo están, o que sean susceptibles a las recapturas posteriores, es decir que haya una mayor probabilidad (o una menor) de aparecer en las siguientes muestras. Efectos de este tipo, violan el tercero y segundo supuestos básicos respectivamente (sección 4.2).

Las consecuencias de una mortalidad inicial provocada por el marcaje es que la tasa de sobrevivencia subestima su valor real, y el valor obtenido será aquel que la fracción de la población marcada tenga. La estimación del tamaño poblacional no se ve afectada.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

Estudios de simulación por computadora han mostrado que la heterogeneidad en la probabilidad de captura causa un sesgo negativo en los estimadores (Burnham y Overton, 1979) cuando el marcaje incrementa la recaptura. Esto es porque la población marcada en la muestra será muy alta y el tamaño de la población tiende a ser subestimado. Lo contrario ocurre si la probabilidad de ser recapturados disminuye, mientras que la tasa de sobrevivencia no se altera.

5.2.1 Mortalidad inicial y cambio de sobrevivencia

Para analizar si el marcaje tiene algún efecto inicial en la mortalidad de los organismos que se marcan, lo que se hizo fue elaborar una tabla de contingencia de 2×2 para cada visita. Se contabilizó cuántos organismos se capturaron y marcaron por primera vez en cada visita, y cuántos eran recapturas de visitas anteriores. De ambos grupos se registró cuántos de ellos fueron capturados en las siguientes muestras y cuántos no. Si la probabilidad de morir se incrementa con el marcaje inicial, entonces los individuos que se marcaron por primera vez en cada visita estarán menos representados en las siguientes muestras.

Después se calcularon los resultados esperados, asumiendo que no hay diferencia de sobrevivencia entre los organismos que se marcaron por primera vez y aquellos que tenían 1 ó más recapturas. Finalmente se aplicó la prueba de χ^2 (Tablas 1 y 2 del apéndice 2).

El análisis de la prueba estadística permite aceptar la H_0 de que no hay diferencias significativas en la tasa de recaptura entre los organismos marcados y los que no lo estaban. La prueba de χ^2 se puede aplicar para cada visita (considerando g.l. = 1), o se pueden analizar todas juntas, sumando sus resultados y grados de libertad, siempre y cuando los valores sean similares. En este último caso, se tiene para el Acuario un valor de $\chi^2 = 8.39$ (g.l. = 7, $0.25 < p < 0.50$). En la Caleta, todas las visitas, excepto la 7a, tienen valores de $p > 0.05$, y si se consideran todos los muestreos, el valor de $\chi^2 = 10.91$ (g.l. = 7, $0.25 > p > 0.10$).

5.2.2 Igual oportunidad de captura

Para analizar si la captura (y marcaje) afecta la posterior recaptura de los organismos, lo que se hizo fue contar cuántos organismos se habían capturado una sola vez anteriormente, cuántos 2, cuántos 3, etc. Luego se anotó cuántos de estos organismos se capturaron después de esa visita y cuántos no. Con esos datos se elaboró una tabla de contingencia (Tablas 3 y 4 del apéndice 2) para los valores observados y otra para los esperados, suponiendo igual oportunidad de captura, independientemente del número de capturas que tenían los organismos.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

Al aplicar la prueba de χ^2 , los resultados muestran que el número de recapturas que tiene un organismo, no influye en la probabilidad de ser capturado nuevamente. Para el Acuario se tiene una $\chi^2 = 28.08$, g.l. = 28, $0.25 < p < 0.50$ y para la Caleta $\chi^2 = 18.22$, g.l. = 28, $0.90 < p < 0.95$.

5.3. DIFERENCIAS ENTRE SUBGRUPOS

La existencia de subgrupos dentro de la población muestreada que difieran en cuanto a su capturabilidad y a su sobrevivencia, trae como consecuencia la violación del cuarto y quinto supuestos respectivamente (sección 4.2). En el primer caso, la tasa de sobrevivencia no se ve afectada pero el tamaño poblacional se subestima y, en el segundo caso, el tamaño poblacional se ve muy poco afectado y la tasa de sobrevivencia refleja el promedio dentro de toda la población.

En el caso de la población de *Strombus gigas* en Xel-ha, la división en subgrupos más evidente, que puede diferir en la tasa de sobrevivencia y la probabilidad de ser capturados, es la edad (tamaño) de los organismos. La clasificación para la edad/tamaño que se usó en ésta es la que se propone en la sección 6.3.

Primeramente se clasificó en uno de los tres subgrupos (adulto, intermedio o juvenil) a cada uno de los individuos capturados y se determinó cuántos de ellos fueron recapturados en los muestreos posteriores y cuántos no. La hipótesis a probar es que la oportunidad de que cada individuo aparezca en las siguientes muestras es independiente de a cuál de los subgrupos pertenece; es decir, que la sobrevivencia y la oportunidad de ser capturados es independiente entre los subgrupos. Después, se calculan los valores de recaptura esperados, con base en la proporción de organismos liberados de cada subgrupo, y se comparan las diferencias mediante una χ^2 (Tablas 5 y 6 del apéndice 2).

La prueba estadística muestra que no hay diferencias significativas en sobrevivencia y capturabilidad entre los organismos adultos, juveniles e intermedios del Acuario ($\chi^2 = 11.85$, g.l. = 16, $0.75 < p < 0.90$), ni entre los de la Caleta ($\chi^2 = 23.41$, g.l. = 16, $0.10 < p < 0.25$).

5.4. TASA DE SOBREVIVENCIA CONSTANTE

De los tres modelos más elaborados, los cuales tienen menos suposiciones acerca del comportamiento de la población, el de Fisher-Ford asume una tasa de sobrevivencia constante. La consecuencia del incumplimiento de este supuesto, por presentar tasas de sobrevivencia variables de día a día, depende del patrón en el que la tasa cambia, pudiendo

afectar la estimación del tamaño poblacional. En cambio, si la diferencia está asociada con la edad de las marcas, el tamaño se subestimarán si las marcas viejas tienden a perderse.

5.4.1 Diferencias día a día.

Consiste en comparar para cada visita, el valor observado de días que sobrevivieron las marcas en el experimento, con el número estimado de días que deberían sobrevivir las marcas con la tasa de sobrevivencia que se calculó para la población por medio del método de Fisher y Ford (0.98 para el Acuario y 0.769 para la Caleta), la cual es constante. Los valores, tanto observados como esperados, fueron calculados para obtener la estimación del tamaño poblacional.

Los resultados de la prueba de χ^2 (Tabla 7 del apéndice 2) muestra que no hay diferencia significativa entre los valores observados y los esperados para el Acuario ni para la Caleta ($\chi^2 = 1.7$, g.l. = 8, $0.90 < p < 0.95$ para ambos casos), por lo que la sobrevivencia es constante a lo largo del muestreo en ambos lugares.

5.4.2 Diferencias relacionadas con la edad.

Una vez que se ha asegurado que la sobrevivencia es constante entre los días de muestreo, hay que analizar si es independiente de la edad o no.

Las edades se definen como el número de períodos de muestreo que una marca ha sobrevivido, y se hace un cálculo de cuántas de ellas (tanto observadas como esperadas) hay para cada edad. Los valores observados se obtienen agrupando todas las marcas que se recapturaron al mismo número de visitas después de su liberación; y los esperados calculando primero cada una de las recapturas esperadas (en términos de su sobrevivencia y de la proporción de organismos capturados en la muestra) y después, del mismo modo que para los observados, se agrupan según a las cuantas visitas a partir de su liberación se recapturaron.

El análisis de χ^2 se hace con 1 grado de libertad para cada grupo de edad de las marcas, y resultan diferencias significativas para casi todos los días en el Acuario (sumando los valores de todas las visitas se obtiene una $\chi^2 = 23.5$, g.l. = 8, $0.001 < p < 0.005$) y no significativas para la Caleta ($\chi^2 = 6.0$, g.l. = 8, $0.50 < p < 0.75$) (Tabla 8 del apéndice 2).

5.5. DISCUSION

Existen muchos cuestionamientos acerca de la validez del uso de los modelos de estimación de parámetros poblacionales a partir de los métodos de captura-recaptura. La razón es que difícilmente en una población real se cumplen todos los supuestos en los que ellos se basan. Este incumplimiento provoca un sesgo de las estimaciones, que varía según el modo en el que la suposición no se lleva a cabo.

Varios trabajos se han avocado a evaluar el efecto que el incumplimiento de cierto supuesto provoca en las estimaciones obtenidas. Roff (1973b) trata acerca de la igual oportunidad de captura de los organismos dentro de la población; los de Kallemeyn (1989) y Arnason y Mills (1981), que evalúan el efecto de la pérdida de marcas, o el trabajo de Manly (1970) acerca de la mortalidad independiente de la edad.

Por ello, cuando se utilizan estos modelos, es importante evaluar si los supuestos básicos se cumplen, para poder discutir acerca de la veracidad de las estimaciones obtenidas.

De los resultados obtenidos, se puede concluir que el tipo de marcaje que se empleó en este trabajo, no afecta a los caracoles. Esto se debe a que la marca no hace contacto con el cuerpo del organismo y de este modo no se le provoca daño o lesión alguna que pueda causar su muerte. Además, la perturbación durante el marcaje es muy poca y las recapturas se pueden obtener sin tocarlos, por lo que después de marcados, no existe una predisposición de los organismos en las siguientes recapturas.

En cuanto a la diferencia de sobrevivencia y oportunidad de captura entre distintos grados de desarrollo (juveniles, intermedios y adultos), el valor de "p" tan bajo, que se obtuvo para la Caleta, sugiere que puede existir diferencia significativa entre los subgrupos definidos. Esto se debe a que, en este lugar, los juveniles son más susceptibles a depredación y presentan un mayor movimiento que los organismos intermedios y adultos, los cuales tienden a aparecer más frecuentemente de lo esperado (ver los valores de los días 4, 6 y 7 de la tabla 6 apéndice 2). Estos puntos se detallan en la discusión del siguiente capítulo y en la discusión general.

Por otro lado, aunque los resultados de la prueba estadística muestran que no hay diferencias significativas, esto solo puede ser tomado en cuenta para los organismos que componen las muestras, ya que por conocimiento de la biología de la especie, se sabe que en los primeros estadios juveniles existe una tendencia al enterramiento, lo que los hace escapar

del muestreo que en este trabajo se realizó. También se sabe que la mortalidad en esta etapa es muy alta (Appeldoorn, 1984).

También se obtuvo que la tasa de sobrevivencia de la población de *Strombus gigas* en Xel-ha es constante a través del tiempo de muestreo; sin embargo existen diferencias de sobrevivencia relacionadas con la edad de los organismos que habitan el Acuario. Una explicación a esto puede ser que los organismos de mayor tamaño y edad se encuentren limitados para la disponibilidad de alimento. Este punto se discute con más detalle en el capítulo siguiente, en términos del porcentaje en el que los subgrupos están representados en cada lugar y las diferencias en la preferencia por el sustrato.

La evaluación de la pérdida de marcas es importante en aquellos trabajos donde, por el tipo de marcaje o por la actividad del organismo, se sospecha que una alta pérdida de marcas puede variar significativamente las estimaciones obtenidas, y en este trabajo no es el caso. Aunque no se sabe con precisión si la tasa de pérdida de marcas estimada (aprox. 7.6%) es significativa o no, existen estudios en los que, con porcentajes relativamente altos de pérdida, encuentran que sólo existen ligeras diferencias. Hightower *et al.* (1984) encontraron que una tasa de pérdida del 25% no afectó notablemente la veracidad de las estimaciones de tamaño poblacional y de la tasa de sobrevivencia en un experimento de simulación de marcaje-recaptura. Arnason y Mills (1981) mencionan que las correcciones debidas a la pérdida de marcas son innecesarias si el sesgo es ligero o si la precisión es pobre.

Una vez que se han analizado los principales supuestos en los que se basan los modelos, se concluye que en general las características de la población en estudio y el método de marcaje empleado permiten obtener estimaciones veraces a partir de los modelos de captura-recaptura.

El único punto donde se rechazó la hipótesis nula fue en la sobrevivencia dependiente de la edad de las marcas, para la población del Acuario. Tomando en cuenta la existencia de este hecho, el mejor estimador resulta ser el de Manly-Parr, ya que se ha probado que provee estimaciones más veraces bajo tales condiciones, siempre y cuando la fracción de la población muestreada sea relativamente alta y las recapturas sean múltiples (Manly, 1970), requisitos que son cubiertos en el muestreo de este lugar.

A pesar de que el mejor estimador en este caso es el de Manly-Parr, las condiciones del Acuario se asemejan a una población ideal donde las ganancias y las pérdidas son relativamente pocas por lo que las diferencias entre las estimaciones de varios modelos no son tan grandes. Es decir, que la magnitud del sesgo provocado por el incumplimiento de

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

alguno de los supuestos no es muy grande, lo que permite obtener estimaciones más o menos veraces, aunque de menor precisión, con modelos más sencillos.

En la Caleta, la permanencia de las marcas es mucho menor que en el Acuario (una sobrevivencia menor) y aunado a la baja intensidad de muestreo, se tiene como resultado una fracción de muestra pequeña que produce estimaciones imprecisas. En este caso, donde los tamaños de muestra son pequeños, la tasa de mortalidad es aproximadamente constante y no está afectada por la edad de los animales, el modelo de Fisher-Ford ha probado tener estimaciones más veraces que las obtenidas por los de Jolly y Manly-Parr (Manly, 1970). Aunque se observan patrones de fluctuación poblacional y valores más precisos mediante estos dos últimos modelos, se pueden considerar como estimaciones más veraces, las obtenidas a partir del estimador de Fisher-Ford.

VI. MOVIMIENTOS

6.1. INTRODUCCION

Los patrones de movimiento en los organismos son frecuentemente atribuidos a una selección activa de hábitats o zonas particulares, por desplazamiento directo de los animales. Los movimientos de los gasterópodos son variables y pueden ser modificados por una variedad de factores. Estos incluyen la cantidad de comida disponible, la presencia de un tipo especial de algas, el tamaño que los animales tienen, la perturbación y la heterogeneidad del sustrato (Chapman, 1986).

La asociación del caracol rosado con el pasto marino *Thalassia* es bien conocida desde los estudios de Randall (1964) y recientemente, Stoner (1990) reporta diferencias de hábitat relacionadas con la densidad de pastos marinos en la población de los caracoles de Bahamas, encontrando que los organismos grandes prefieren hábitats con densidades mayores que los pequeños.

El objetivo de este capítulo es identificar si los caracoles de Xel-ha presentan algún patrón de movimiento diferencial entre distintos grados de desarrollo de los organismos, y si éste se encuentra determinado por una preferencia de sustrato. La idea es comparar dentro de cada uno de los sitios de estudio, si existen diferencias en cuanto a la intensidad y dirección del movimiento en 3 grupos de edad/tamaño de los caracoles y ver si tiene relación con alguna asociación al sustrato.

6.2. METODOLOGIA

A la vez que se marcaron los organismos y se anotaron las recapturas, se tomaron datos adicionales de cada individuo. Se usaron la longitud de la concha (tomada desde la punta de la espira hasta donde termina el canal sifonal) y el grosor del labio o abanico, como estimadores del tamaño/edad de los organismos. Además, durante las últimas 4 visitas, se ubicó a los caracoles con base en zonas que se definieron tanto para el Acuario como para la

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

Caleta y se anotó el tipo de sustrato en el que se les encontró (para los criterios empleados, ver capítulo III).

Con estos datos se definieron tres grupos de edad/tamaño y se estimó el porcentaje en el que cada uno se encontró en la población. El patrón de movimiento se analizó por separado para cada grupo, considerando la frecuencia, intensidad y dirección en la que los organismos cambiaron de zona. Y finalmente, se evaluó la preferencia por sustrato entre los tres grupos definidos, por medio de un análisis de frecuencias.

6.3. GRUPOS DE EDAD/TAMAÑO

La definición de los grupos de edad/tamaño se realizó con base en la longitud de la concha y el grosor del labio. Se consideró **Juveniles** a aquellos caracoles con una longitud de concha menor a 20 cm ó un grosor de labio menor a 3 mm, **adultos** a aquellos que su labio fue mayor a 3 mm de grueso y su concha mayor a 20 cm de longitud e **Intermedios** a los que tuvieron una longitud mayor de 20 cm pero un grosor de labio menor a los 3 mm (Tabla 4).

TABLA 4
CRITERIOS UTILIZADOS PARA LA CLASIFICACION
DE LOS TRES GRUPOS DE EDAD/TAMAÑO.

JUVENILES	INTERMEDIOS	ADULTOS
< 3 mm de labio y/o < 20 cm de longitud	< 3 mm de labio y > 20 cm de longitud	> 3 mm de labio y > 20 cm de longitud

Se encontró que la proporción de organismos es diferente en los dos sitios de estudio. El Acuario es una población mixta con un 45% de adultos y un 41% de juveniles, el 14% restante es de organismos intermedios, mientras que la Caleta está representada principalmente por juveniles (78%), 10% de adultos y 12% de organismos intermedios (Fig. 16).

En la tabla 5 se muestran los valores promedio y desviación estándar de la longitud de la concha para los tres grupos de edad/tamaño encontrados tanto en el Acuario como en la

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

Caleta. Los organismos adultos e intermedios tienen tamaños similares en ambos sitios, sin embargo los juveniles son de tallas menores en la Caleta que en el Acuario.

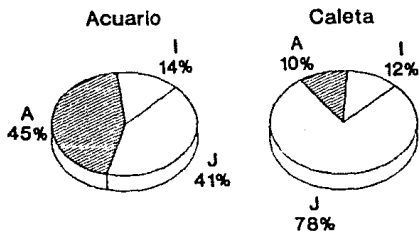


Figura 16. Se muestra el porcentaje de organismos Adultos (A), Intermedios (I) y Juveniles (J) estimados para el ACUARIO y la CALETA.

El análisis de varianza muestra diferencias altamente significativas en la longitud de la concha de estos grupos. En el Acuario, para 2 grados de libertad en el numerador y 1065 en el denominador, se obtiene un valor de $F = 999.99$ con una $p < 0.00001$; en la Caleta, con 2 grados de libertad en el numerador y 344 en el denominador, la $F = 225.8$ con una $p < 0.0001$.

TABLA 5
PROMEDIO PARA LA LONGITUD DE LA CONCHA. Entre paréntesis se muestra el porcentaje de cada grupo de edad/tamaño en la muestra.

	ACUARIO	CALETA
Juvenil	16.07 ± 0.12 (41.34%)	14.33 ± 0.18 (78.03%)
Intermedio	21.67 ± 0.10 (14.03%)	21.33 ± 0.18 (11.56%)
Adulto	22.66 ± 0.07 (44.52%)	22.46 ± 0.19 (10.40%)

6.4 PATRONES DE MOVIMIENTO

Definidos los tres grupos de edad/tamaño a considerar, se analizó la frecuencia, la intensidad y la dirección del movimiento en cada uno.

La frecuencia se refiere al número de veces que un organismo cambió de zona y se definió como NULO cuando en todas sus recapturas el caracol se encontró dentro de la misma zona; como BAJO si solamente en una ocasión se encontró en un área distinta; como REGULAR si estuvo la mitad de las veces en un mismo sitio, y ALTO cuando se encontró en lugares diferentes.

La intensidad de movimiento se refiere a si el movimiento se dio dentro de la MISMA zona, entre zonas CONTIGUAS, o en zonas DIFERENTES.

Para la dirección se consideró cada uno de los desplazamientos de los caracoles que presentaron al menos una recaptura. En el caso de la Caleta, se distinguió entre los movimientos de la zona centro hacia el brazo Norte y hacia los recodos A, B y C, así como en dirección contraria en ambos casos. En el Acuario se consideró en la parte Norte, el movimiento entre la zona de cuevas y la de rocas (CN-RN y RN-CN), entre ésta última y el Centro (RN-Ce y Ce-RN), y los de las cuevas al centro (CN-Ce y Ce-CN); en la parte sur se consideró solamente el movimiento entre la zona de cuevas y rocas hacia el centro (RCS-Ce y Ce-RCS). Los movimientos que se dieron entre zonas alejadas, se definieron como de Norte a Sur (N-S) y en dirección opuesta no se observaron (Fig 2).

La figura 17a muestra que el patrón de movimiento es muy similar entre los tres grupos de edad/tamaño en el Acuario, donde el movimiento de los caracoles entre zonas es más bien frecuente, pero estos movimientos se dan generalmente entre zonas cercanas (Fig. 17b), siendo los juveniles los que tienden a permanecer más frecuentemente dentro de la misma zona.

Los adultos presentan movimientos más frecuentes en el norte del Acuario, los intermedios en el centro-sur y los juveniles en el sur (Fig 17c). Este patrón, junto con el hecho de que los movimientos se dan generalmente en áreas cercanas, sugiere que los organismos que habitan cada región difieren en tamaño. Por lo tanto, se aplica un análisis de varianza para ver si existen diferencias entre las longitudes de los organismos que se encontraron en las distintas zonas. Las diferencias son altamente significativas ($F=24.6$, g.l.= 5 y 433, $p < 0.00001$). Los organismos de tallas menores se encontraron en la orilla suroeste del Acuario (17.48 ± 0.47 cm en la zona Roca-W y 18.60 ± 0.41 cm en la zona Cueva-Sur) y

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

los de mayor talla en la parte norte (21.93 ± 0.31 en la zona Cueva-N y 21.99 ± 0.29 en la zona Roca-N).

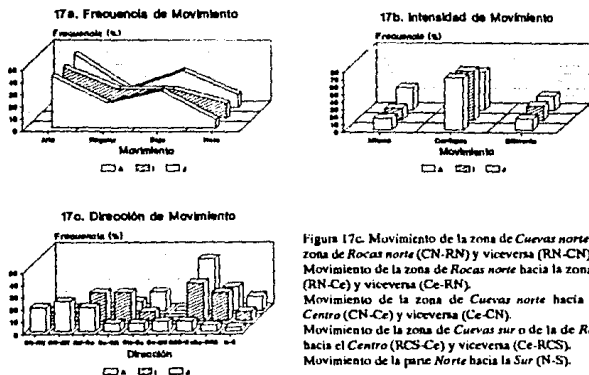


Figura 17c. Movimiento de la zona de Cuevas norte hacia la zona de Rocas norte (CN-RN) y viceversa (RN-CN). Movimiento de la zona de Rocas norte hacia la zona Centro (RN-Ce) y viceversa (Ce-RN). Movimiento de la zona de Cuevas norte hacia la zona Centro (CN-Ce) y viceversa (Ce-CN). Movimiento de la zona de Cuevas sur o de la de Rocas sur hacia el Centro (RCS-Ce) y viceversa (Ce-RCS). Movimiento de la parte Norte hacia la Sur (N-S).

Figura 17. MOVIMIENTO EN EL ACUARIO. Se muestra la FRECUENCIA (17a), INTENSIDAD (17b) y DIRECCION (17c) del movimiento de los caracoles Adultos (A), Intermedios (I) y Juveniles (J) en el Acuario.

En la Caleta, la frecuencia de movimiento es muy baja y casi todos los caracoles tienden a ser recapturados en las mismas áreas (Figs. 18a y 18b). Los juveniles son los que tienden a cambiar más frecuentemente de zona, contrariamente a lo que sucede en el Acuario.

La dirección de los movimientos muestra una tendencia en los juveniles de ir del centro de la caleta hacia los recodos, incluyendo al Brazo Norte, donde es frecuente que los organismos se recapturen varias veces. Se observa también una mayor tendencia de ir de la zona centro hacia los recodos A, B y C que en sentido contrario (Fig. 18c).

El análisis de varianza para ver diferencias en el tamaño de los organismos de las distintas zonas, también resulta ser significativo ($F= 6.62$, $g.l.= 4$ y 291 , $p < 0.00001$), encontrándose los organismos más pequeños en el recodo, antes de entrar al Brazo Norte (14.32 ± 0.68) y los más grandes dentro del Brazo Norte (17.54 ± 0.29).

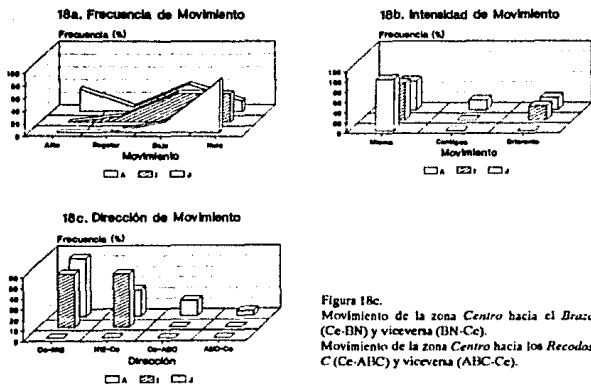


Figura 18c.
Movimiento de la zona *Centro* hacia el *Brazo Norte* (Ce-BN) y viceversa (BN-Ce).
Movimiento de la zona *Centro* hacia los *Recodos A, B y C* (Ce-ABC) y viceversa (ABC-Ce).

Figura 18. MOVIMIENTO EN LA CALETA. Se muestra la FRECUENCIA (18a), INTENSIDAD (18b) y DIRECCION (18c) del movimiento de los caracoles Adultos (A), Intermedios (I) y Juveniles (J) en la Caleta.

6.5. PREFERENCIA POR EL SUSTRATO

Los tipos de sustrato que se definieron se encuentran en proporciones diferentes en cada sitio de muestreo. En la figura 19 se muestra una aproximación de esta proporción, la cual es totalmente subjetiva, pero da una idea general de los sustratos más abundantes en cada lugar.

Se analizaron las frecuencias en las que cada grupo de edad/tamaño se encontró en un determinado tipo de sustrato durante el muestreo (Fig. 20), encontrándose que existen diferencias entre los organismos juveniles, intermedios y adultos, en ambos sitios de muestreo.

En el Acuario se observa que los adultos se encuentran más frecuentemente en el sustrato de arena fina que los organismos intermedios y éstos a su vez, más que los juveniles. Los juveniles y los intermedios se encuentran con la misma frecuencia en los sustratos de arena gruesa y algas, pero los primeros ocupan más frecuentemente los sustratos de roca.

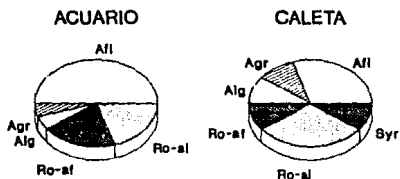


Figura 19. CARACTERIZACION DEL HABITAT. Se muestra una aproximación de la proporción en la que los sustratos se encuentran en el Acuario (A) y en la Caleta (B).

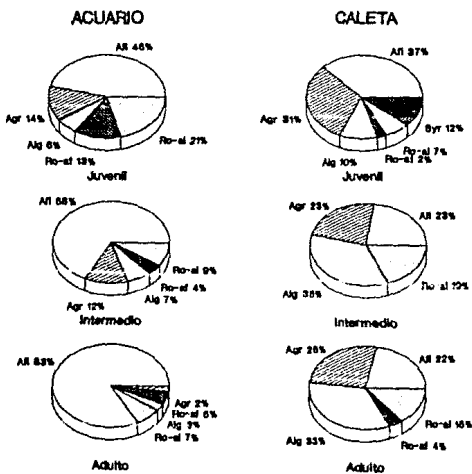


Figura 20. PREFERENCIA POR EL SUSTRATO. Se muestra el porcentaje en el que cada tipo de organismos (juveniles, intermedios y adultos) se encontró en cada uno de los diferentes sustratos del Acuario (izquierda) y de la Caleta (derecha). Alf=arena fina; Agr=arena gruesa; Alg=algas; Ro-al=Rocas con arena fina; Ro-al=Rocas con algas; Syr=Syngonium.

En la Caleta el patrón es diferente. Los organismos adultos e intermedios presentan frecuencias de ocupación de sustrato similares entre sí, mientras que los juveniles ocupan más frecuentemente el sustrato de arena (fina y gruesa) y fueron los únicos caracoles que se encontraron entre el pasto marino *Syringodium*.

6.6. DISCUSION

A diferencia de lo que ha sido reportado por otros autores, acerca del movimiento en poblaciones de *Strombus gigas* (ver capítulo II), las evidencias que se obtienen de este trabajo, parecen señalar que los caracoles que habitan en Xel-ha presentan poco movimiento.

En el Acuario podría pensarse que, por lo pequeño del lugar, los caracoles serían capaces de moverse a lo largo de toda el área; sin embargo se observó que los movimientos son generalmente entre zonas cercanas, siendo común que un mismo organismo se mueva de zona y regrese después. Esto significa que cada individuo habita por mucho tiempo una misma región del Acuario. Incluso, la zona donde se encontraron los individuos más pequeños (Rocas-W y Cuevas S) es donde generalmente los vigilantes del balneario arrojan a los caracoles que son extraídos de la Caleta (generalmente juveniles), lo cual sugiere que los juveniles no tienden a alejarse de estas zonas.

En la Caleta, por el contrario los juveniles mostraron un mayor movimiento en comparación con los intermedios y adultos, con una tendencia a desplazarse del centro de la misma, hacia los recodos o brazos (excepto el sur, donde al parecer es un medio más dulceacuícola y no hay presencia de caracoles). Esto se puede relacionar con lo reportado para otras poblaciones, donde los caracoles juveniles al crecer, dejan los lugares arenosos en los que generalmente se entierran y buscan sustratos con mayor cobertura de algas para el alimento (Stoner, 1990).

Aunque la mayoría de los caracoles presentan poco movimiento y tienden a permanecer en la misma región, se encontró que muestran preferencia por algunos sustratos, dependiendo de la edad/tamaño de los organismos, lo cual puede estar asociada a la alimentación y búsqueda de refugio. Por otro lado, la diferencia que existe en tales preferencias entre ambos lugares, puede estar relacionada con el tipo de sustrato predominante y el relieve del mismo.

En la Caleta, la presencia de los juveniles en el pasto marino, sugiere que su alimentación consiste principalmente de detrito de pasto marino y de algas epifitas, como lo reporta Stoner

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

(1989b) para Bahamas. Este tipo de hábitat, cuando la cantidad del pasto es moderada, favorece altas densidades de organismos juveniles, porque sirve como fuente de alimento y como refugio contra depredadores (Stoner 1990). La abundancia de éste tipo de organismos en sustratos arenosos se debe a su hábito de enterramiento, el cual se ha considerado una estrategia para evitar la depredación (Jory e Iversen, 1983). Los organismos intermedios y los adultos son principalmente consumidores de algas (Randall, 1964; Hesse, 1976), lo que se refleja en la preferencia por los sustratos donde ellas se encuentran.

Un patrón diferente se encuentra en el Acuario. En primer lugar, no hay crecimiento de pasto marino, por lo que no existe ese tipo de refugio, ni producción de detrito para los organismos juveniles. Parece ser que estos organismos utilizan los lugares rocosos como un refugio contra los depredadores, que en este sitio son principalmente rayas; además se encuentran frecuentemente donde se desarrollan algas, las cuales usan como alimento. En este sitio la cantidad de algas es un recurso limitante y al encontrarse principalmente en lugares escarpados, son poco accesibles para los organismos intermedios y adultos, porque trepar les sería difícil. Por ello, este tipo de individuos habitan preferentemente lugares de arena fina, donde el principal alimento lo constituye el alga cianofita que crece sobre ella. Aunque éste no es el patrón común, se ha observado en otras poblaciones, donde este tipo de algas constituyen la principal fuente de alimento de estos organismos (Hensen, 1984).

En ambos sitios, no se da competencia intraespecífica entre los caracoles de diferente edad/tamaño. Sin embargo, el Acuario aparentemente es un sitio adecuado para los adultos más que para los juveniles, por las proporciones de sustrato que en él se encuentran. Esto puede explicar en parte la abundancia de caracoles de mayor talla en este lugar. En cambio, la abundancia de juveniles en la Caleta sugiere que es un sitio adecuado para este tipo de organismos.

VII. DISCUSION GENERAL

La estimación de parámetros poblacionales mediante los modelos de captura-recaptura, requiere de una fracción de muestra grande para que el resultado sea preciso e insesgado. Desafortunadamente, en el trabajo de campo con una población natural, esto no es fácil de llevar a cabo y resulta difícil pensar que todos los supuestos que se asumen en los modelos (tanto básicos como específicos) se cumplan con rigurosidad. Debido a esto, existen muchas críticas con respecto a su utilidad (Roff, 1973a; 1973b; Manly, 1970).

El sesgo que las estimaciones presentan con respecto de su valor real, se puede deber a la forma en como están elaborados los índices, pero más frecuentemente se debe a la discrepancia entre el comportamiento real de la población y de la forma en la que el modelo supone que se comporta. Y según aclara Begon (1979), estas discrepancias pueden invalidar al propio error estándar. Por lo tanto, es importante tener claras las características de la población que se está trabajando y escoger el modelo más adecuado en estos términos.

Ningún trabajo se ha hecho con poblaciones naturales, para probar la eficiencia de los modelos, en términos de la precisión y veracidad de las estimaciones obtenidas, debido a los problemas metodológicos que esto involucra. Es decir, existen muchos factores que no se pueden controlar cuando se está trabajando con una población real, y por ello es necesario recurrir a los métodos de simulación por computadora (Arnason y Mills, 1981; Burnham y Overton, 1979).

Sin embargo, la población del Acuario posee ciertas características que facilitaron el empleo del método. Es una población pequeña, con límites físicos bien definidos, donde la mortalidad natural es muy baja y la de sobrevivencia muy alta. Por el contrario, en la Caleta la baja densidad de organismos y las bajas recapturas logradas, fue lo que provocó imprecisión en las estimaciones que, en algunos modelos, ofrece resultados inútiles.

Con respecto al uso de esta técnica en otras poblaciones de *Strombus gigas*, existen varios puntos a considerar. En principio, si se analizan las características generales que la mayoría de las poblaciones de *Strombus gigas* presentan en otras regiones, uno se puede dar cuenta de que difieren en mucho con respecto a la población del Acuario, en la cual las estimaciones obtenidas fueron lo suficientemente precisas y exactas como para ser estadísticamente

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

aceptables, y los supuestos específicos de la mayoría de los modelos se llevaron a cabo, por lo que las estimaciones son veraces.

En otras poblaciones existe una menor sobrevivencia, la depredación es más frecuente, se observa un movimiento mayor de los individuos y algunas de ellas se explotan como recurso pesquero. Por esto, es de esperarse que el método funcione de modo diferente.

En primer lugar, con una mayor tasa de pérdidas de organismos, la acumulación de marcas en la población, por nuevos marcajes, requiere de un mayor esfuerzo. Si la población en estudio está sometida a pesca, la pérdida de organismos marcados será aún mayor. La distribución de los organismos generalmente muestra agregación de grupos de diferente edad, por lo que la muestra debe abarcar un área grande, y si se considera a toda la población, es decir incluir a los juveniles menores a los 10 centímetros, se presentaría una diferencia en cuanto a la capturabilidad de los organismos.

Con estas características de la población, el empleo de cualquier modelo presenta problemas, tanto para obtener una muestra adecuada y dar estimaciones precisas, como para cubrir todos los supuestos de los modelos. Debido a que existe una diferencia en la tasa de sobrevivencia relacionada con la edad, el mejor estimador sería el de Manly-Parr. Sin embargo, al ser poblaciones que abarcan extensiones muy grandes, con tasas de movimiento de los organismos relativamente altas, así como una disminución de marcas de la población, tanto por muerte y emigración de organismos, como por su captura, es difícil que las recapturas logradas sean abundantes. En estos términos, las estimaciones de tal modelo resultan altamente imprecisas. En esta situación, el empleo del método de Fisher-Ford podría ser adecuado, siempre y cuando se tenga presente que la tasa de sobrevivencia calculada será un promedio de la observada en los diferentes días de muestreo y en las distintas clases de edad.

Por otro lado, el método de captura-recaptura empleado en esta especie, también puede ser utilizado para evaluar los patrones de movimiento y para estimar la mortalidad por pesca. Estos datos son muy interesantes en especies que son utilizadas como recurso pesquero.

En el caso de las poblaciones de *S. gigas* en el estado de Quintana Roo, se ha detectado una baja en la producción de este recurso durante los últimos años, en términos de toneladas extraídas y captura por unidad de esfuerzo (Quijano *et al.*, información no publicada). Uno de los principales problemas para el adecuado manejo de las poblaciones que están siendo sujetas a pesca, es que no se conocen sus tamaños, por lo que no se puede administrar el

recurso con base en el conocimiento de su dinámica poblacional y tampoco se puede evaluar el efecto que una sobrepesca puede ocasionar.

7.1 DESCRIPCIÓN DE LA POBLACION DE *Strombus gigas*.

Desde el punto de vista genético, los dos grupos de caracoles de la población de *Strombus gigas* en Xel-ha, se puede considerar que pertenecen a la misma población, ya que el flujo de larvas entre ambos lugares y la introducción artificial de organismos de la Caleta hacia el Acuario permite el intercambio genético entre ellos. Sin embargo, el hecho de que se encuentren separados físicamente, provoca que ambos grupos tengan características poblacionales diferentes, tales como: las tasas de nacimiento y sobrevivencia. Además, la diferencia del hábitat en el que se encuentra cada grupo de caracoles, repercute en las interacciones que se presentan con otros organismos y entre ellos mismos.

El primer aspecto en el que difieren, es en el número de organismos que componen la población. El Acuario tiene un tamaño poblacional que permanece más o menos constante y es cercano a los 200 caracoles, con un incremento alrededor de los 220 organismos en los últimos meses. La Caleta presenta fluctuaciones en la densidad poblacional, estimándose variaciones entre los 100 y 350 individuos.

Por las distintas dimensiones de ambos lugares y los tamaños poblacionales estimados, la densidad relativa es mucho mayor en el Acuario que en la Caleta. El área del Acuario se calcula alrededor de $10,000 \text{ m}^2$, por lo que se estima una densidad relativa de 0.020 a 0.022 caracoles por m^2 . El área que la Caleta ocupa se estima que es 10 veces mayor que la del Acuario ($100,000 \text{ m}^2$ aproximadamente), por lo que la densidad en este lugar se calcula que cambio entre 0.001 y 0.0035 organismos por m^2 .

Para explicar la densidad de una población, se deben analizar los factores que la afectan, tales son tasas de incremento (natalidad e inmigración) y decremento (mortalidad y emigración).

En el Acuario la mortalidad es poco frecuente, por lo que la tasa de sobrevivencia es muy alta. Esto se debe a que los organismos que se alimentan de caracol son escasos y no existe extracción de caracoles. Los depredadores que se observaron fueron algunas rayas y peces, que afectan principalmente a los juveniles, y los que hay en este lugar son generalmente de

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

tallas a las cuales triturar la concha no es tan fácil. Esto concuerda con que nunca se observaron pedazos de conchas trituradas.

Otro aspecto que puede afectar la sobrevivencia es la competencia por alimento, si éste es un recurso limitante. Con respecto a la competencia interespecífica, las algas también son alimento de una gran variedad de peces que habitan el Acuario y, aunque son escasas, el forrajeo por estos organismos no los afecta ya que lo hacen principalmente en las partes superiores de las paredes verticales de las rocas, lugares a los cuales no tienen acceso los caracoles. En cuanto a la competencia intraespecífica, se observa que existe una tendencia de los diferentes grupos de tamaño/edad a ocupar sustratos distintos.

Los juveniles se encuentran asociados a lugares rocosos donde crecen algas, las cuales constituyen su principal alimento; sin embargo, la dieta de los adultos está basada principalmente en las algas cianofitas que crecen sobre la arena, lo cual puede no ser una dieta óptima, en comparación con los hábitos alimenticios reportados para adultos de otras poblaciones, los cuales se alimentan principalmente de macroalgas (Stoner, 1989).

En cuanto a los otros factores que afectan la densidad, la emigración se sabe que es nula por ser un lugar cerrado. Existe una incorporación artificial de organismos y consta de los caracoles que los turistas extraen de la Caleta; por lo tanto, se puede tener una estimación de este parámetro mediante los registros de los vigilantes. En este sentido, ellos reportaron un promedio de 5 caracoles al mes, con un incremento de este número en los meses de vacaciones (julio y agosto). En cuanto a los nacimientos, si estos se llegan a dar, son muy escasos ya que durante los muestreos no se observó actividad reproductiva (ni cópulas ni puestas) y las larvas provenientes de otros lugares es poco probable que pudieran llegar a la metamorfosis, ya que la carencia de algas puede estar limitando este proceso.

Por todo esto, se puede deducir que, en los primeros meses, las inmigraciones compensaron la mortalidad natural en la población, por lo que el tamaño fue constante; pero a medida que más caracoles se introducen al Acuario, las tasas de incremento son mayores que las de decremento, por lo que la población tiende a aumentar. Sin embargo, como la mayoría de los organismos son grandes y con el tiempo todos tienden a ocupar el mismo sustrato, el alimento para estos individuos puede llegar a ser el factor limitante que regule el crecimiento de la población.

En el caso de la Caleta se tiene una mortalidad mayor, ya que los juveniles son más susceptibles de depredación y en este lugar, se detectó la presencia de un mayor número de depredadores. Por las observaciones de campo, se estimó que los principales organismos que

causaron la muerte de los caracoles fueron los cangrejos ermitaños que algunas veces los matan para despojarlos de sus conchas. Se encontraron muchas conchas ocupadas por estos crustáceos, incluso en conchas marcadas. También se observaron rayas, tortugas, peces grandes y muy frecuentemente conchas trituradas.

En cuanto a la emigración, ésta se debe a dos causas: la extracción de caracoles por los turistas (la cual no es a tasa constante, sino que depende de los meses de vacaciones) y por emigraciones hacia el mar. Estos dos hechos afectan principalmente a los organismos de la zona centro. El reclutamiento en las primeras clases de edad es subestimado, ya que por el hábito de enterramiento escapan al muestreo que se lleva a cabo en este trabajo. Los caracoles menores a 12 centímetros son raros y sólo se encontró uno menor a 10 cm; por lo tanto el reclutamiento sólo se puede notar cuando aumenta la frecuencia de organismos de cierta talla. Por las variaciones en estas tasas, la población de la Caleta fluctúa en tamaño.

En cuanto a los patrones de movimiento, lo encontrado para estos organismos difiere de lo que sucede en otras poblaciones. Los organismos del Acuario presentaron muy poco movimiento y una ocupación del sustrato diferencial entre los adultos, intermedios y juveniles. Esto sugiere que tienen diferente dieta entre ellos y que es distinta a lo reportado para otros lugares.

En la Caleta, el movimiento es mayor y principalmente de los juveniles, los cuales están asociados a bancos de arena cuando son muy jóvenes y su hábito de enterramiento es muy frecuente; en cambio cuando son más grandes, se mueven hacia los pastos marinos o hacia lugares con algas. Este patrón, es similar a lo encontrado por Stoner (1990).

El patrón de preferencia por sustrato que se observa en la Caleta, es congruente con las diferencias de alimentación y búsqueda de refugio entre organismos de diferente edad/tamaño que se han reportado para otras poblaciones (Randall, 1964; Hensen, 1984; Stoner, 1989b, 1990). De este modo, los juveniles se alimentan principalmente de detrito y algas epifitas y, los organismos intermedios y adultos de macroalgas.

Finalmente, la diferencia en proporción de los organismos intermedios, juveniles y adultos entre el Acuario y la Caleta, puede ser una evidencia de que los caracoles que habitan el primero, se encuentran en un lugar protegido donde pueden llegar hasta tallas adultas; mientras que en la Caleta, la mortalidad de juveniles es muy alta, así como la emigración y pocos individuos llegan a ser adultos. En este sentido, el brazo norte de la Caleta presenta un efecto similar al del Acuario, ya que se ha visto que los organismos que ahí llegan, tienden a no moverse hacia otras áreas y es donde se encuentran los de mayor tamaño.

VIII. CONCLUSIONES

Las pruebas estadísticas que se aplicaron para evaluar la eficiencia del método de marcaje, liberación y recaptura de organismos, mostraron que la marca no afecta a los caracoles de la población de Xel-ha, ni en su sobrevivencia inicial ni en su susceptibilidad posterior a la recaptura y que la pérdida de marcas se puede considerar despreciable. Estas características hacen que el método no sea por sí mismo una causa de sesgo en las estimaciones obtenidas, por lo que resultó ser adecuado para esta población.

El Acuario es una población pequeña (200-220 organismos), que tiene una tasa de sobrevivencia alta (0.95), la cual es constante a través del tiempo y, tanto los incrementos (10 organismos por mes) como los decrementos (2-4 organismos por mes) fueron bajos. Por esto y por el hecho de que las muestras fueron de más del 50% de la población, la aplicación de los modelos de captura-recaptura permiten obtener estimaciones precisas y veraces con la mayoría de los modelos. Sin embargo, por presentar una tasa de sobrevivencia dependiente de la edad de los organismos, la mejor estimación es la del modelo de Manly-Parr.

En el caso de la Caleta, la tasa de sobrevivencia (0.65) y los incrementos a la población (aprox. 50 organismos) son moderadas. Por esto y por la carencia tanto de datos abundantes como de recapturas múltiples, el mejor modelo a utilizar en este caso, fue el de Fisher-Ford.

Esta situación es similar en otras poblaciones de *S. gigas*, siendo recomendable el uso de este modelo. Aunque el método de Manly-Parr produciría estimaciones más reales, la veracidad de tales estimadores depende de una alta intensidad de muestreo y de un número de recapturas considerable, por lo que en la mayoría de los casos no puede ser utilizado.

La población del Acuario se mantuvo en un tamaño constante durante los primeros meses (aprox. 200 caracoles). Un aumento de la población en los últimos muestreos fue consecuencia de una mayor introducción de organismos artificialmente. Con el tiempo, los caracoles de este lugar tienden a ser todos del mismo tamaño/edad, por lo que una competencia intraespecífica por el alimento entre estos organismos puede causar una regulación denso-dependiente.

En la Caleta, las tasas de incremento y decremento son variables, lo que se refleja en las fluctuaciones de tamaño poblacional estimados, que va de 100 a 350 individuos en el periodo

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

de muestreo. Además, parece ser que las tasas de pérdida por una alta depredación y una emigración tanto natural (hacia el mar) como artificial (hacia el Acuario) son mayores que las tasas de ganancias, por lo que se notó una tendencia a la disminución del tamaño de esta población.

El movimiento de los organismos en el Acuario es muy bajo y en la Caleta se presenta principalmente en los juveniles, ya que la mayoría de los adultos tienden a permanecer en el brazo Norte.

El análisis de preferencia por sustrato sugiere que existen patrones diferentes de alimentación entre los dos sitios de muestreo. En el Acuario, las macroalgas son el alimento de juveniles más frecuentemente que de adultos, los cuales consumen el alga cianofita que crece sobre la arena. En la Caleta, los adultos se nutren de macroalgas y los juveniles principalmente de detrito y de algas epifitas, lo cual es un patrón similar al encontrado en otras poblaciones de caracol (Stoner, 1989b, 1990).

IX. REFERENCIAS

- Alcolado, P. M. (1976). Crecimiento, variaciones morfológicas de la concha y algunos datos biológicos del Cobo *Strombus gigas* L. (Mollusca, Mesogastropoda). *Serie Oceanológica No. 34. Academia de Ciencias de Cuba. Instituto de Oceanología.*
- Appeldoorn, R. S. (1984). The effect of size on mortality of small juvenile conchs (*Strombus gigas* Linnè and *S. costatus* Gmelin). *J. Shellfish Res.* 4(1):37-43.
- Appeldoorn, R. S. (1985). Growth, mortality and dispersion of juvenile, laboratory-reared conchs, *Strombus gigas* and *S. costatus*, released at an offshore site. *Bull. Mar. Sci.* 37(3):785-793.
- Appeldoorn, R. S. (1987). Assessment of Mortality in an offshore population of Queen Conch, *Strombus gigas* L., in Southwest Puerto Rico. *Fish. Bull.* 85(4):797-804.
- Appeldoorn, R. S. (1988). Age determination, growth, mortality and age of first reproduction in adult queen conch, *Strombus gigas* L., off Puerto Rico. *Fish. Res.* 6(4):363-378.
- Appeldoorn, R. S. (1990). Growth of Juvenile Queen Conch, *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 off La Parguera, Puerto Rico. *J. Shellfish Res.* 9(1):59-62.
- Appeldoorn, R. S. Fishing pressure and reproductive potential in Strombid Conchs: Is there a critical stock density for reproduction? *Mem. Soc. Cien, Nat. La Salle.* In press.
- Appeldoorn, R. S. and D. L. Ballantine (1983). Field Release of Cultured Queen Conch In Puerto Rico: Implications for Stock Restoration. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 35:89-98.
- Appeldoorn, R. S. and I.M. Sanders (1984). Quantification of the density-growth relationship in hatchery-reared juvenile conch (*Strombus gigas* Linnè and *S. costatus* Gmelin). *J. Shellfish Res.* 4(1):63-66.
- Arnason, A. N. and K. H. Mills. (1981). Bias and loss of precision due to tag loss in Jolly-Seber estimates for mark-recapture experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:1077-95.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

- Begon, M. (1979). Investigating animal abundance. Capture-recapture for biologist. Ed. Edward Arnold. 96 p.
- Begon, M. J. L. Harper and C. R. Townsend. (1986). Ecology. Individuals, Populations and Communities. Ed. Blackwell Scientific Publications. U.S.A. 876 pp.
- Berg, C. J. jr. (1976). Growth of the queen conch *Strombus gigas*, with a discussion of the practicality of its mariculture. *Mar. Biol. (Berl.)* 34(3):191-199.
- Berg, C. J. jr, and D. A. Olsen. (1989) Conservation and Management of Queen Conch (*Strombus gigas*) Fisheries in the Caribbean. In: Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management. J. F. Caddy (Ed.). Chap:18. 421-442. Wiley and Sons. New York.
- Bernstein, B. B., and A. Campbell. (1983). Contribution to the development of methodology for sampling and tagging small juvenile lobsters (*Homarus americanus*). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1741.
- Blower, J. G., L. M. Cook. (1981). Estimating the size of animal populations. George Allen & Unwin Limited. London.
- Brownell, W. and J. M. Stevely. (1981). The biology fisheries and Management of the Queen Conch *Strombus gigas*. *Mar. Fish. Rev.* 43:1-12.
- Burnham, K. P. and W. S. Overton. (1977). Robust estimation of Population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology.* 60(5):927-936.
- Chapman, M. G. (1986). Assessment of some controls in experimental transplants of intertidal gastropods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 103:181-201.
- Chittleborough, R. G. (1974). Home range, homing and dominance in juvenile western rock lobsters. *Aust. J. Mar. Fresh wat. Res.* 25: 227-234.
- Davis, M., Mitchell, B. A. and J. L. Brown. (1984). Breeding behavior of the Queen Conch *Strombus gigas* Linné held in a natural enclosed habitat. *Journal of Shellfish Research.* 4(1):17-21.
- Gibson, J., S. Strasdine and K. Gonzáles. (1983). The status of the conch industry of Belize. *Proc. Annu. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 35:99-107.
- Herrnkind, W. F. (1970). Migration of the spiny lobster. *Natural History.* 79:36-43.
- Hesse, K. O. (1976). An ecological study of the queen conch, *Strombus gigas*, M.S. thesis, Univ. Connecticut, Storrs.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

- Hesse, K. O. (1979). Movement and migration of the queen conch, *Strombus gigas* in the Turks and Caicos Islands. *Bull. Mar. Sci.* 29:303-311.
- Hensen, R. (1984). Food availability and feeding preferences of the queen conch *Strombus gigas* (Linne) collected from natural habitats. *J. Shellfish Res.* 4:91.
- Hightower, J. E. and R. J. Gilbert. (1984). Using the Jolly-Seber model to estimate population size, mortality and recruitment for a reservoir fish population. *Trans. Am. Fish Soc.* 113:633-641.
- Iveren, E. S., Bannerot, S. P. and D. E. Jory. (1990). Evidence of survival value related to burying behavior in queen conch *Strombus gigas*. *Fish. Bull.* 88(2):383-387.
- Iveren, E. S., Jory D. E., and S. P. Bannerot. (1986). Predation on queen conchs, *Strombus gigas*, in the Bahamas. *Bull. Mar. Sci.* 39(1):61-75.
- Jory, D. E. and E. S. Iversen. (1983). Queen Conch predators; not a roadblock to mariculture. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 35:108-111.
- Kallemeyn, L. W. (1989). Loss of Carlin tags from walleyes. *N. Am. J. Fish. Manag.* 9:112-115.
- Krebs, Ch. (1985). *Ecología. Distribución y Abundancia*. Ed. Harla, S.A. 753 pp.
- Krebs, Ch. (1989). *Ecological Methodology*. Harper and Row, Publishers. New York. 655 pp.
- Little, C. (1965). Notes on the anatomy of the Queen Conch *Strombus gigas*. *Bull. Mar. Sci.* 15(2):338-358.
- Lozano, E., P. Briones, L. Santerelli, A. Gracia. (1982). Densidad poblacional de *Panulirus gracilis* Streets y *P. inflatus* (Bouvier) (CRUSTACEA: *Palinuridae*) en dos áreas cercanas a Zihuatanejo, Gro., Mexico. *Ciencia Pesquera Inst. Pesca Srta. Pesca México.* 3:61-73.
- Lozano-Alvarez, E., P. Briones-Fourzan and B. F. Phillips. (1991). Fishery characteristics, growth, and movements of the spiny lobster *Panulirus argus* in Bahía de la Ascensión, México. *Fish. Bull. U.S.* 89:79-89.
- Manly, B. F. J. (1970). A simulation study of animal population estimation using the capture-recapture method. *J. Appl. Ecol.* 7:13-39.
- Manly, B. F. J. (1985). *The statistics of natural selection*. Chapman and Hall Ed. London, New York. 484 pp.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

- Quijano, F. A., A. C. Díaz, D. J. O. Cruz, V. D. Martínez y H. H. Lesser. Reportes internos (1980-1990). Instituto Nacional de la Pesca. C.R.I.P. de Puerto Morelos. Información no publicada.
- Randall, J. E. (1964). Contributions to the Biology of "Queen Conch" *Strombus gigas*. *Bull. Mar. Sci. Gulf. Car.* 14(2):246-295.
- Robson, D. S. and H. A. Regier, (1966). Estimates of tag loss from recoveries of fish tagged and permanently marked. *Trans. Am. Fish. Soc.* 95:56-59.
- Roff, D. A. (1973a). On the accuracy of some mark-recapture estimators. *Oecologia (Berl.)* 12:15-34.
- Roff, D. A. (1973b). An examination of some statistical tests used in the analysis of mark-recapture data. *Oecologia (Berl.)* 12:35-54.
- Seber, G. A. F. (1973). The estimation of animal abundance and related parameters. Griffin. London.
- Stoner, A.W. (1988). Synchronous emergence and mass migration in juvenile queen conch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 49:51-55.
- Stoner, A.W. (1989a). Winter mass migration of juvenile queen conch *Strombus gigas* and their influence on the benthic environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 56:99-104.
- Stoner, A.W. (1989b). Density-dependent growth and grazing effects of juvenile queen conch *Strombus gigas* L. in a tropical seagrass meadow. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 130:119-133.
- Stoner, A.W. (1990). Distribution and behavior of queen conch *Strombus gigas* relative to seagrass standing crop. *Fish. Bull, U.S.* 88:573-585.
- Weil, M. E., Laughlin, G. R. (1984). Biology, population dynamics, and reproduction of the queen conch, *Strombus gigas* Linne, in the Archipelago Los Roques National Park. *J. Shellfish Res.* 4:45-62.
- Warmke, G. L. and R. T. Abbot. (1961). Caribbean seashells. *Livingston Publ. Co. Narberth, Pa.*, 346p.
- Wood, R. S. and D. A. Olson. (1983). Application of biological knowledge to the management of the Virgin Islands Conch fishery. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 35:112-121.

APENDICE 1

En el presente apéndice se presentan brevemente algunas consideraciones generales y las bases de cada uno de los modelos de captura-recaptura empleados en este trabajo. Para mayor detalle consultar Seber, 1973; Begon, 1979; Blower, 1981 y Manly, 1985.

Cada modelo tiene un procedimiento diferente para obtener las estimaciones de los parámetros poblacionales. La primera distinción que se puede hacer, es entre aquellos que consideran el número de marcas sin importar si un individuo posee sólo una o varias de ellas, y aquellos que toman en cuenta el número de organismos marcados, utilizando la información de las recapturas múltiples. Por otro lado, algunos de los modelos se basan en el cálculo de la edad de las marcas en la muestra y a partir de ello se estima la sobrevivencia de la población; otros se basan en el cálculo de las marcas en riesgo que hay en la población, para estimar su tamaño. También hay diferencia en cuanto al número de días de marcaje requeridos, algunos necesitan que se haga solamente una vez y otros que sea en varias visitas.

- Estimador de Petersen

El muestreo se lleva a cabo en 2 días de trabajo. En el primero se marcan y se liberan (r) organismos y, en el segundo, se toma una muestra al azar de tamaño (n), en la cual existen (m) organismos marcados. El estimador del tamaño poblacional (\hat{N}) se obtiene considerando que la proporción de marcas en la muestra (m/n) es la misma que la proporción de los organismos marcados en toda la población (N/r). Se conoce tanto el número de marcas que se liberaron (r), como la proporción de marcas en la muestra del segundo día (m/n), por lo que se puede estimar el tamaño de la población.

Sin embargo, el estimador de \hat{N} mediante el índice de Lincoln tiene un sesgo positivo del orden de (m^{-1}) (Roff, 1973a). Cuando los datos son escasos (muestras pequeñas y pocos organismos recapturados) este sesgo tiende a sobreestimar fuertemente el valor de \hat{N} .

Bailey en 1951, hace una modificación a la fórmula del estimador de Petersen sumando la unidad tanto al tamaño de la segunda muestra (n) como al número de recapturas (m), lo que resulta ser un estimador menos sesgado, del orden de e^{-m} (Roff, 1973a). Este autor también deriva una fórmula para el error estándar de este estimador, y esta dada por:

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xcl-ha, Q.R.

$$SE \hat{N} = \sqrt{\frac{r^2(n+1)(n-m)}{(m+1)^2(m+2)}}$$

En casos donde las recapturas son muy pocas, la diferencia entre esta modificación y el estimador de Petersen son muy grandes, mientras que tienden a ser insignificantes cuando la fracción de muestreo aumenta.

- Media Ponderada

Se hacen varias visitas al lugar de muestreo y en cada una se captura una muestra de n_i individuos, de los cuales m_i ya estaban marcados. Se les coloca una marca a los organismos que no la tenían, y se liberan r_i individuos marcados. Por lo tanto, $(r_i - m_i)$ organismos nuevos se marcan cada día.

Bajo el supuesto de que la población es cerrada, el número de marcas incrementa con el tiempo y la cantidad de marcas en riesgo (M_i) es igual a la suma de las marcas liberadas durante cada día.

El tamaño de la población puede estimarse usando el método de Petersen. Sin embargo, al asumir que la población es cerrada, las N_i 's son estimadores de la misma N . Cada estimación de tamaño poblacional (N_i) tiene mayor o menor precisión y cada una puede ponderarse por medio del número de marcas capturadas (m_i) y el número de marcas en riesgo (M_i). También existe una fórmula para calcular el $SE \cdot N$.

- Triple Recaptura

Este método requiere de solo 3 muestreos y permite estimar un gran número de parámetros. Este número depende de las suposiciones que se hagan.

El muestreo consta de 3 días de trabajo; en el día 1 se toma una muestra y se liberan r_1 individuos marcados, en el día 2, se capturan n_2 individuos de los cuales m_2 están marcados. Todos los r_2 (con o sin marca) se marcan y se liberan. El día 3, se capturan n_3 individuos de los cuales m_3 tienen solamente marca del día 1, y m_3 del día 2, dentro de los cuales puede haber individuos con ambas marcas.

Si se asumen tasas de sobrevivencia y de nacimiento variables, se obtiene una estimación del tamaño poblacional del segundo día (N_2) por medio de las marcas en riesgo del día 2 (M_2), y si se asume que las tasas son constantes, posteriormente se puede calcular los tamaños poblacionales del primer y del tercer día.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xcl-ha, Q.R.

Mediante este método se obtiene, además de los tamaños poblacionales (N_1 , N_2 y N_3) y sus errores estándares, la tasa de sobrevivencia de la primera visita (ϕ) y su error estándar, así como una tasa de incremento de la segunda visita (b).

- Método Positivo de Jackson.

Este método permite trabajar con poblaciones que tengan tanto pérdidas como ganancias, siempre y cuando la tasa de ganancias sea constante durante el muestreo. Aunque no se hace un cálculo de las pérdidas en la población, estas no interfieren el cálculo del índice y se puede asumir que son variables, ya que se dan a la misma proporción en los organismos marcados como en los que no lo están.

El marcaje se hace solamente una vez, seguido por varias recapturas. En el día 0, r_0 individuos se capturan, marcan y liberan. En los siguientes días, n_i individuos se capturan, de los cuales m_i están marcados. Todos los individuos se vuelven a liberar, pero no hay marcajes posteriores al día 0.

El objetivo es estimar N_0 , lo cual se puede hacer calculando la q_0 (la proporción marcada en toda la población el día del marcaje). Se define como q_i a la proporción de organismos marcados que se encuentran en cada muestra.

También se puede obtener la tasa de natalidad (b) la cual se define como la proporción de individuos del día $i+1$ que se adicionaron entre ese día y el día i .

- Método Negativo de Jackson

Este método es opuesto al positivo en el sentido de que se marcan individuos durante varios días y las marcas que se recapturan, se determinan hasta el último día. Con este método se obtiene una estimación del tamaño poblacional del último día y de su error estándar, de modo que para obtener este valor, es necesario calcular previamente la tasa de sobrevivencia, la cual se asume constante.

La tasa de sobrevivencia se estima por un método indirecto, ya que se requiere de encontrar la tasa de sobrevivencia esperada para las edades de las marcas promedio que se observan en las muestras. Una vez que se tiene la estimación de la tasa de sobrevivencia, se puede estimar el valor de las marcas en riesgo y posteriormente calcular el tamaño de la población del último día. También se puede calcular el error estándar de esta tasa.

- Método de Fisher-Ford

Es similar al método negativo de Jackson, en el sentido de que se calcula la sobrevivencia de las marcas en las muestras (m_i 's) para estimar indirectamente la tasa de sobrevivencia de

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

la población, la cual se asume constante. La diferencia consiste en que requiere de varios muestreos de marcaje y de varias capturas.

Se debe conocer el valor de las marcas en riesgo de cada día de muestreo (M_i 's) para estimar el tamaño poblacional N_i . En este caso, se consideran las marcas, no los individuos marcados. El procedimiento para calcular las M_i 's es complicado, indirecto e involucra comparaciones de los días de sobrevivencia de las marcas en la muestra con los días de sobrevivencia de las marcas en la población. Se calcula el "total de días sobrevividos observado" para las muestras y el promedio de edad de las marcas cada día (A_i). Se puede calcular el número de organismos que la población pierde (L_i) y el número de ganancias (B_i) de un día al siguiente. No existen fórmulas para calcular los errores estándares de las estimaciones obtenidas mediante este método.

- Método estocástico de Jolly-Seber

Este método, al igual que el de Fisher-Ford requiere de varias ocasiones de marcaje y varias de captura. La diferencia es que para este método solo se considera la marca más reciente, de modo que cada individuo marcado contribuye solo con una marca al m_i total. Por lo tanto, las marcas en riesgo M_i es igual al "número de individuos marcados" en riesgo.

La estimación de esta M_i es la característica central del método. Esto se hace sumando el número de organismos recapturados en las muestras (m_i), más el número de individuos marcados en riesgo que no fueron capturados el día i ($M_i - m_i$), siendo un valor desconocido. Para la estimación de esta fracción marcada no recapturada $M_i - m_i$, se considera que una parte de esos organismos (definida como z_i), serán atrapados en las siguientes capturas y que guardan la misma proporción que tendrán los organismos liberados el día i que también se recapturaron subsecuentemente (definidos como y_i). De esta proporción se puede estimar además de los organismos no capturados el día i ($M_i - m_i$), el número de las marcas en riesgo en el día i (M_i), con lo que a su vez se puede estimar con cálculos sencillos, el tamaño poblacional (N), la tasa de sobrevivencia (ϕ), el número de adiciones de ese día (B) y los valores de error estándar de estas estimaciones.

- Método de Manly-Parr

Este método es diferente a los demás por la forma en la que los datos son tabulados y porque depende de todos los otros estimadores por la forma en que se estima la p_i (proporción de la población que se captura en el día i).

Para el cálculo de la p_i , se divide a los animales vivos de la población en cuatro grupos mutuamente excluyentes: W_i , X_i , Y_i y Z_i . Dependiendo si fueron capturados en el día i (W_i y

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

Y_i) o no capturados el día i (X_i y Z_i), a la vez de considerar si fueron capturados al menos una vez antes y después del día i (W_i y X_i) o no capturados antes y/o después del día i (Y_i y Z_i).

Una vez estimada la p_i , se puede calcular el tamaño poblacional N_i (por medio del estimador de Petersen) y su error estándar, así como la tasa de sobrevivencia (j) y la de ganancias (B_i).

APENDICE 2

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

TABLA 1. Efectos del Marcaje (MORTALIDAD INICIAL) en el ACUARIO

		OBSERVADO	ESPERADO	(O-E) ² /E
VISITA	SI	NO	Total	
1a. captura	55	4	59	56.2 2.8 ; 0.03 0.50
2 Recapturad.	65	2	67	63.8 3.2 ; 0.02 0.44
Capturados	120	6	126	$\chi^2 = 1.00$
				$0.25 < p < 0.50$
1a. captura	25	1	26	25.0 1.0 ; 0.00 0.00
3 Recapturad.	96	4	100	96.0 4.0 ; 0.00 0.00
Capturados	121	5	126	$\chi^2 = 0.00$
				$0.95 < p < 0.975$
1a. captura	12	3	15	12.7 2.3 ; 0.04 0.20
4 Recapturad.	97	17	114	96.3 17.7 ; 0.00 0.03
Capturados	109	20	129	$\chi^2 = 0.26$
				$0.50 < p < 0.75$
1a. captura	10	3	13	11.8 1.2 ; 0.26 2.49
5 Recapturad.	113	10	123	111.2 11.8 ; 0.03 0.26
Capturados	123	13	136	$\chi^2 = 3.04$
				$0.05 < p < 0.10$
1a. captura	3	1	4	3.5 0.5 ; 0.08 0.61
6 Recapturad.	88	11	99	87.5 11.5 ; 0.00 0.02
Capturados	91	12	103	$\chi^2 = 0.72$
				$0.25 < p < 0.50$
1a. captura	3	5	8	5.4 2.6 ; 1.04 2.10
7 Recapturad.	82	37	119	79.6 39.4 ; 0.07 0.14
Capturados	85	42	127	$\chi^2 = 3.34$
				$0.05 < p < 0.10$
1a. captura	7	8	15	6.6 8.4 ; 0.02 0.02
8 Recapturad.	43	55	98	43.4 54.6 ; 0.00 0.00
Capturados	50	63	113	$\chi^2 = 0.04$
				$0.75 < p < 0.90$
				Sea $\chi^2 = 8.40$
				g.l. = 7
				$0.25 < p < 0.50$
				No se acepta

Se muestra en cada visita (1-8) la tabla de contingencia para el parón OBSERVADO y para los valores ESPERADOS, cuando los organismos no sufren mortalidad debida al marcaje. Se señala el valor de χ^2 y el de "p" para cada visita (g.l=1) y el acumulado de las 7 visitas con su correspondiente nivel de significancia.

1a. captura = Organismos capturados por primera vez en esa visita.

Recapturad. = Organismos recapturados en esa visita.

Capturados = Total de organismos capturados en ese momento.

SI = Número de organismos que se capturaron después de esa visita.

NO = Número de organismos que NO se capturaron después de esa visita.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

TABLA 2. Efectos del Marcaje (MORTALIDAD INICIAL) en la CALETA

	OBSERVADO			ESPERADO			G-E12/E	
VISITA	SI	NO	Total :					
1a. captura	22	18	40 :	22.7	17.3 :	0.52	0.23	
2 Recapturad.	3	1	4 :	2.3	1.7 :	0.23	0.31	
Capturados	25	19	44 :			$\chi^2 = 0.59$		$0.25 < p < 0.50$
3 1a. captura	17	18	35 :	18.6	16.4 :	0.13	0.15	
Recapturad.	9	5	14 :	7.4	6.6 :	0.33	0.38	
Capturados	26	23	49 :			$\chi^2 = 0.99$		$0.25 < p < 0.50$
4 1a. captura	2	9	11 :	3.7	7.3 :	0.76	0.38	
Recapturad.	4	3	7 :	2.3	4.7 :	1.19	0.60	
Capturados	6	12	18 :			$\chi^2 = 2.92$		$0.05 < p < 0.10$
5 1a. captura	5	18	23 :	5.8	17.3 :	0.10	0.03	
Recapturad.	4	9	13 :	3.3	9.8 :	0.17	0.06	
Capturados	9	27	36 :			$\chi^2 = 0.36$		$0.50 < p < 0.75$
6 1a. captura	5	11	16 :	6.6	9.4 :	0.40	0.28	
Recapturad.	7	6	13 :	5.4	7.6 :	0.49	0.34	
Capturados	12	17	29 :			$\chi^2 = 1.51$		$0.10 < p < 0.25$
7 1a. captura	3	13	16 :	5.9	10.1 :	1.66	0.86	
Recapturad.	10	9	19 :	7.1	11.9 :	1.23	0.73	
Capturados	13	22	35 :			$\chi^2 = 4.27$		$0.025 < p < 0.05$
8 1a. captura	7	15	22 :	7.7	14.3 :	0.07	0.04	
Recapturad.	6	9	15 :	5.3	9.7 :	0.10	0.05	
Capturados	13	24	37 :			$\chi^2 = 0.26$		$0.50 < p < 0.75$
Sum $\chi^2 =$	10.91							
p.l. =	7							
	$0.10 < p < 0.25$							
	Norse acepta							

Se muestra en cada visita (3-8) la tabla de contingencia para el parón OBSERVADO y para los valores ESPERADOS, cuando los organismos no sufren mortalidad debido al marcaje. Se señala el valor de χ^2 y el de "p" para cada visita (g-h) y la memoria de las 7 visitas con su correspondiente nivel de significancia.

1a. captura = Organismos capturados por primera vez en esa visita.

Recapturad. = Organismos recapturados en esa visita.

Capturados = Total de organismos capturados en esa muestra.

SI = Número de organismos que se capturaron después de esa visita.

NO = Número de organismos que NO se capturaron después de esa visita.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

TABLA 3. Efectos del Marcaje (IGUAL OPORTUNIDAD DE CAPTURA) ACUARIO

		OBSERVADO			ESPERADO					
		Visita 2	1							
Recapt	0 1	Total:	0	1						
SI	55 65	120 :	54.2	65.8						
NO	4 2	6 :	2.8	3.2						
Recap	59 67	126 :	s ² = 0.99							
			g.l = 1 p = 0.25							
		Visita 3	1							
Recapt	0 1 2	Total:	0	1	2					
SI	25 32 44	121 :	25.0	32.0	42.3					
NO	1 3 1	5 :	1.0	2.2	1.7					
Recap	26 35 44	126 :	s ² = 0.71							
			g.l = 2 p = 0.50							
		Visita 4	1							
Recapt	0 1 2 3	Total:	0	1	2	3				
SI	12 31 47 29	119 :	13.8	30.4	47.0	27.7				
NO	3 2 4 1	10 :	1.2	2.6	4.0	2.3				
Recap	15 33 51 30	129 :	s ² = 4.09							
			g.l = 3 p = 0.25							
Recapt	0 1 2 3 4	Total:	0	1	2	3	4			
SI	10 21 36 34 21	124 :	11.9	20.1	33.7	30.3	20.1			
NO	3 1 1 4 1	12 :	1.1	1.9	3.5	5.7	1.9			
Recap	13 22 37 42 22	136 :	s ² = 7.36							
			g.l = 4 p = 0.10							
Recapt	0 1 2 3 4 5	Total:	0	1	2	3	4	5		
SI	3 10 17 26 22 11	91 :	3.3	9.7	16.0	27.4	22.3	11.5		
NO	1 1 2 3 3 2	12 :	0.5	1.5	2.2	3.6	3.9	1.5		
Recap	4 11 19 29 25 13	103 :	s ² = 1.00							
			g.l = 5 p = 0.95							
Recapt	0 1 2 3 4 5 6	Total:	0	1	2	3	4	5	6	
SI	4 7 16 17 21 15 6	86 :	5.6	8.1	12.2	15.0	24.4	12.9	7.4	
NO	4 3 2 6 15 4 5	41 :	2.6	3.9	9.0	7.4	11.6	6.1	3.0	
Recap	8 12 18 23 34 19 11	127 :	s ² = 9.16							
			g.l = 6 p = 0.10							
Recapt	0 1 2 3 4 5 6 7	Total:	0	1	2	3	4	5	6	7
SI	7 4 6 11 6 7 6 3	50 :	4.6	2.7	6.2	11.1	7.1	9.7	4.4	2.2
NO	6 2 0 14 10 15 4 2	61 :	0.6	3.3	7.0	13.9	6.9	12.3	5.6	2.8
Recap	13 6 14 25 16 22 10 5	113 :	s ² = 4.45							
			g.l = 7 p = 0.50							

Sum s² = 38
 d.f. = 28
 0.25 = p = 0.50

Se muestra para cada visita el número de organismos que han sido capturados anteriormente (Recap) separados en grupos según el número de recapturas que presentan (Recpt). Estos organismos se dividen en 2 grupos según si fueron recapturados posteriormente (SI) o si no (NO). Se muestra el patrón observado y el esperado suponiendo que la oportunidad de captura es independiente del número de recapturas. Se señala el χ^2 , el de "p" y los grados de libertad correspondientes a cada visita, así como los resultados de la sumatoria de las 7 visitas.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

TABLA 4. Efectos del Marcaje (IGUAL OPORTUNIDAD DE CAPTURA) CALETA

OBSERVADO		ESPERADO	
Visita 2		j	
Recapt 0 1	Total: 0 1	i	
SI 22 3	25 i 23.3 1.7	j	
NO 19 0	19 i 17.7 1.3	i	
Recap 41 3	44 i $\chi^2=2.44$	j	
	$g.l.=1 \quad p > 0.10$		
Visita 3		j	
Recapt 0 1 2	Total: 0 1 2	i	
SI 17 8 1	26 i 18.6 6.9 0.5	j	
NO 16 5 0	21 i 16.4 6.1 0.5	i	
Recap 33 13 1	49 i $\chi^2=1.36$	j	
	$g.l.=2 \quad p > 0.25$		
Visita 4		j	
Recapt 0 1 2 3	Total: 0 1 2 3	i	
SI 2 3 1 0	6 i 3.5 1.7 0.7 0.3	j	
NO 8 2 1 1	12 i 4.7 3.3 1.3 0.7	i	
Recap 10 5 2 1	16 i $\chi^2=3.15$	j	
	$g.l.=3 \quad p > 0.25$		
Visita 5		j	
Recapt 0 1 2 3 4	Total: 0 1 2 3 4	i	
SI 5 1 3 0 0	9 i 5.8 1.9 1.8 0 0	j	
NO 18 5 4 0 0	27 i 17.3 4.5 3.5 0 0	i	
Recap 23 6 7 0 0	36 i $\chi^2=1.54$	j	
	$g.l.=4 \quad p > 0.75$		
Visita 6		j	
Recapt 0 1 2 3 4 5	Total: 0 1 2 3 4 5	i	
SI 3 7 5 2 0 1	18 i 6.8 5.0 0.4 0 0 0	j	
NO 11 5 1 0 0 0	17 i 9.4 7.0 0.6 0 0 0	i	
Recap 16 12 1 0 0 0	29 i $\chi^2=2.80$	j	
	$g.l.=5 \quad p > 0.50$		
Visita 7		j	
Recapt 0 1 2 3 4 5 6	Total: 0 1 2 3 4 5 6	i	
SI 3 5 4 1 0 0 0	13 i 5.9 3.5 2.6 1.1 0 0 0	j	
NO 13 4 3 2 0 0 0	22 i 10.1 5.7 4.6 1.9 0 0 0	i	
Recap 16 9 7 3 0 0 0	35 i $\chi^2=4.86$	j	
	$g.l.=6 \quad p > 0.50$		
Visita 8		j	
Recapt 0 1 2 3 4 5 6 7	Total: 0 1 2 3 4 5 6 7	i	
SI 7 1 3 2 0 0 0 0	13 i 8.1 1.4 2.5 1.1 0 0 0 0	j	
NO 16 3 4 1 0 0 0 0	24 i 14.9 2.6 4.5 1.9 0 0 0 0	i	
Recap 23 4 7 3 0 0 0 0	37 i $\chi^2=1.99$	j	
	$g.l.=7 \quad p > 0.95$		

Sum $\chi^2=16.2$
 $g.l.=28$
 $0.90 < p < 0.95$

Se muestra para cada visita el número de organismos que han sido capturados anteriormente (Recap) separados en grupos según el número de recapturas que poseen (Recap). Estos organismos se dividen en 2 grupos según si fueron recapturados posteriormente (SI) o si no (NO). Se muestra el patrón observado y el esperado suponiendo que la oportunidad de captura es independiente del número de recapturas. Se señala el valor de χ^2 , el de "p" y los grados de libertad correspondientes a cada visita, así como los resultados de la sumatoria de las 7 visitas.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

TABLA 5. Diferencias entre subgrupos. ACUARIO

	OBSERVADO				ESPERADO				G ² -E/E			
	Juv	Int	Adu	Total	Juv	Int	Adu	Total	Juv	Int	Adu	
Visita 1												
Recap	54	16	32	102	53.6	16.3	34	102	0.00	0.17	0.12	
No Recap	9	1	8	18	9.5	2.6	6	18	0.02	0.96	0.67	
Liberados	63	17	40	120					$\chi^2 = 1.92$	$p = 0.25$	$g.l. = 2$	
Visita 2												
Recap	69	16	33	118	79.8	15.1	32.1	118	0.05	0.05	0.03	
No Recap	6	0	1	7	4.2	0.9	1.9	7	0.77	0.90	0.43	
Liberados	75	16	34	125					$\chi^2 = 2.22$	$p = 0.25$	$g.l. = 2$	
Visita 3												
Recap	60	10	49	119	61.4	9.4	48.2	119	0.03	0.03	0.01	
No Recap	5	0	2	7	3.6	0.6	2.8	7	0.53	0.56	0.25	
Liberados	65	10	51	126					$\chi^2 = 1.41$	$p = 0.25$	$g.l. = 2$	
Visita 4												
Recap	45	34	43	120	44.3	34.2	41.3	120	0.84	0.00	0.05	
No Recap	5	3	2	10	3.7	2.8	3.5	10	0.46	0.01	0.62	
Liberados	48	37	45	130					$\chi^2 = 1.18$	$p = 0.50$	$g.l. = 2$	
Visita 5												
Recap	49	24	46	119	48.5	23.8	46.7	119	0.01	0.00	0.01	
No Recap	6	3	7	16	6.5	3.2	6.3	16	0.96	0.01	0.06	
Liberados	59	27	53	135					$\chi^2 = 0.15$	$p = 0.90$	$g.l. = 2$	
Visita 6												
Recap	24	15	47	90	28.0	14.9	47.2	90	0.00	0.00	0.00	
No Recap	6	2	7	13	4.0	2.1	6.8	13	0.00	0.01	0.00	
Liberados	32	17	54	103					$\chi^2 = 0.02$	$p = 0.99$	$g.l. = 2$	
Visita 7												
Recap	20	25	42	87	25.3	22.6	41.1	87	0.47	0.25	0.02	
No Recap	14	6	18	48	10.7	10.6	18.9	48	1.01	0.55	0.04	
Liberados	34	31	60	127					$\chi^2 = 2.34$	$p = 0.25$	$g.l. = 2$	
Visita 8												
Recap	22	9	19	50	18.1	11.5	20.4	50	0.82	0.35	0.09	
No Recap	19	17	27	63	22.9	16.5	25.6	63	0.45	0.43	0.07	
Liberados	41	26	46	113					$\chi^2 = 2.61$	$p = 0.25$	$g.l. = 2$	

Sum $\chi^2 = 11.06$
 $g.l. = 16$
 $0.75 < p < 0.90$
 nunca oculto

Se muestra para cada visita (1-8) el número de organismos juveniles (juv), intermedios (int) y adultos (adu) que fueron recapturados en las visitas posteriores. Se señala el peso OBSERVADO y los valores ESPERADOS cuando la sobrevivencia y la captabilidad son independientes del subgrupo al que pertenecen.

Se señalan los valores de χ^2 y los de "p" para cada visita ($g.l = 2$), así como los resultados de la sumatoria de los ocho muestreos.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

TABLA 6. Diferencias entre subgrupos, CALETA

	OBSERVADO			ESPERADO			G.I.±2				
	JUV	INT	ADU	Total	JUV	INT	ADU	Total	JUV	INT	ADU
Visita 1											
Recap	6	0	0	6	5.6	0.2	0.1	6	0.02	0.24	0.12
No Recap	42	2	1	45	42.4	1.6	0.9	45	0.00	0.03	0.02
Liberales	48	2	1	51	44	2	1	51	±2 =	0.43 p =	0.75
									g.i. =		2
Visita 2											
Recap	20	3	1	24	18.4	3.3	2.2	24	0.14	0.04	0.48
No Recap	13	3	3	19	14.6	2.7	1.6	19	0.17	0.05	0.86
Liberales	33	6	4	43	33	6	4	43	±2 =	1.95 p =	0.25
									g.i. =		2
Visita 3											
Recap	22	3	0	25	22.9	2.1	0	25	0.04	0.40	0.00
No Recap	22	1	0	23	21.1	1.9	0	23	0.04	0.44	0.00
Liberales	44	4	0	48	44	4	0	48	±2 =	0.92 p =	0.50
									g.i. =		2
Visita 4											
Recap	3	2	1	6	4.0	1.7	0.3	6	0.25	0.07	1.33
No Recap	9	3	0	12	8.0	3.5	0.7	12	0.13	0.03	0.67
Liberales	12	5	1	18	12	5	1	18	±2 =	2.48 p =	0.25
									g.i. =		2
Visita 5											
Recap	9	0	0	9	8.3	0.6	0	9	0.07	0.75	0.00
No Recap	24	3	0	27	24.8	2.3	0	27	0.02	0.25	0.00
Liberales	33	3	0	36	33	3	0	36	±2 =	1.09 p =	0.50
									g.i. =		2
Visita 6											
Recap	8	2	4	14	9.7	2.4	1.9	14	0.284	0.071	2.217
No Recap	12	3	0	15	10.3	2.6	2.1	15	0.285	0.046	2.049
Liberales	20	5	4	29	20	5	4	29	±2 =	4.9716 p =	0.05
									g.i. =		2
Visita 7											
Recap	3	7	2	12	8.9	3.1	2.1	12	2.178	4.949	0.002
No Recap	17	2	4	23	13.1	5.9	3.9	23	1.132	2.591	0.001
Liberales	20	9	6	35	20	9	6	35	±2 =	10.860 p =	0.005
									g.i. =		2
Visita 8											
Recap	6	3	2	11	7.1	2.4	1.5	11	0.181	0.162	0.177
No Recap	18	5	3	26	16.9	5.6	3.3	26	0.076	0.049	0.075
Liberales	24	8	5	37	24	8	5	37	±2 =	0.7406 p =	0.50
									g.i. =		2

$\chi^2 = 23.4$
 $g.i. = 16$
 $0.10 < p < 0.25$
 Aprobado

Se muestra para cada visita (1-8) el número de organismos juveniles (juv), intermedios (int) y adultos (adu) que fueron recapturados en las visitas posteriores. Se señala el patrón OBSERVADO y los valores ESPERADOS cuando la sobrevivencia y la captivabilidad son independientes del subgrupo al que pertenecen.

Se señalan los valores de χ^2 y los de "p" para cada visita (g.i.=2) y los resultados de la sumatoria de los ocho meses.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

TABLA 7. Tasa de sobrevivencia constante (M^a a día)

ACUARIO				:	CALETA			
Visita	ESP	OBS	(O-E)2/E	:	Visita	ESP	OBS	(O-E)2/E
3	213.8	213	0.00	:	3	22.1	17	1.17
4	444.6	433	0.30	:	4	20.2	21	0.03
5	761.1	746	0.30	:	5	47.9	48	0.00
6	887.5	903	0.27	:	6	38.4	42	0.34
7	1484.5	1468	0.18	:	7	98.3	95	0.11
8	1461.0	1460	0.00	:	8	90.2	92	0.03
9	1370.4	1400	0.64	:	9	145.9	148	0.03
				:				
		X ² =	1.70	:			X ² =	1.72
		g.l.=	6	:			g.l.=	6
		0.95 > p < 0.90	:				0.95 > p < 0.90	:
		Ho=se acepta	:				Ho=se acepta	:

Se muestra el número de días que sobrevivieron las marcas en el experimento (OBS) y la estimación del número de días que debían sobrevivir las marcas (ESP) con la tasa de sobrevivencia calculada con el método de Fisher-Ford, la cual es constante (0.908 para el Acuario y 0.769 para la Caleta). Se muestra el valor de la χ^2 y de "p".
Se excluyeron los valores de las visitas 1 y 2 porque los valores observados y esperados son los mismos.

Marcaje-Recaptura de *Strombus gigas* en Xel-ha, Q.R.

TABLA 8. Tasa de sobrevivencia constante (RELACIONADA CON LA EDAD)

ACUARIO					
Edad	ESP	OBS	X ²	p =	
1	518.7	480	2.9	0.05 < p < 0.10	
2	442.5	486	4.3	0.025 < p < 0.05	
3	364.8	366	0.0	p = 0.95	
4	284.0	320	4.6	0.025 < p < 0.05	
5	199.5	229	4.4	0.025 < p < 0.05	
6	150.1	166	1.7	0.05 < p < 0.10	
7	79.0	81	0.1	0.75 < p < 0.90	
8	32.6	19	5.7	0.01 < p < 0.025	
9	0.0	0			
		Sum X ² =	23.6	0.001 < p < 0.005	
		g.l.=	8	Ho= Se rechaza	

CALETA					
Edad	ESP	OBS	X ²	p =	
1	59.1	53	0.6	0.25 < p < 0.50	
2	42.3	36	0.9	0.25 < p < 0.50	
3	27.0	25	0.2	0.50 < p < 0.75	
4	20.0	21	0.1	0.75 < p < 0.90	
5	13.0	14	0.1	0.75 < p < 0.90	
6	9.1	13	1.7	0.10 < p < 0.25	
7	5.0	5	0.0	p = 0.999	
8	2.5	0	2.5	0.10 < p < 0.25	
9	0.0	0			
		Sum X ² =	6.1	0.50 < p < 0.75	
		g.l.=	8	Ho= Se acepta	

Se muestra el número de marcas que existen para cada edad tanto observadas (OBS) como esperadas (ESP). Se define Edad como el número de períodos de crecimiento que una marca ha sobrevivido. Se señala el valor de X² y de "p" para cada grupo de edad y al final la suma de todos los grupos, tanto del ACUARIO como de la CALETA.