

## **Tortuga carey del Caribe; biología, distribución y estado de conservación.**



Por: Didiher Chacón-Chaverri  
Asociación ANAI/WIDECAS  
Costa Rica

Documento preparado para el Programa de Conservación de las tortugas marinas del América Latina y el Caribe, del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF).

**2004**

# Tortugas carey del Caribe; biología, distribución y estado de conservación

## CUADRO DE CONTENIDOS

<a href="#">Presentación del documento</a> .....	3
<a href="#">Prefacio</a> .....	4
<a href="#">Introducción</a> .....	6
<a href="#">Características biológicas de las Tortugas Carey</a> .....	7
<a href="#">Historia natural general</a> .....	7
<a href="#">Fecundidad</a> .....	9
<a href="#">Tamaño de la nidada</a> .....	10
<a href="#">Nidadas por temporada</a> .....	10
<a href="#">Estado actual de la anidación de la Tortuga Carey en el Caribe</a> .....	11
<a href="#">Amenazas</a> .....	14
<a href="#">Distribución</a> .....	16
<a href="#">Categorías del estado actual</a> .....	17
<a href="#">Estimación del tamaño de la población</a> .....	17
<a href="#">Cómo se hacen las estimaciones poblacionales</a> .....	19
<a href="#">Estado de las poblaciones de Tortugas Carey</a> .....	20
<a href="#">Zonas de Anidación</a> .....	21
<a href="#">Intervalo de remigración</a> .....	27
<a href="#">Duración de la vida reproductiva</a> .....	28
<a href="#">Depredación</a> .....	28
<a href="#">Supervivencia/mortalidad</a> .....	29
<a href="#">Repoblación</a> .....	29
<a href="#">Estructura por edad</a> .....	30
<a href="#">Composición por sexos</a> .....	31
<a href="#">Área de residencia y territorialidad</a> .....	31
<a href="#">Migraciones</a> .....	32
<a href="#">Remigraciones</a> .....	34
<a href="#">Estudios genéticos</a> .....	35
<a href="#">Hibridación</a> .....	36
<a href="#">Edad de madurez</a> .....	37
<a href="#">Abundancia y densidad</a> .....	38
<a href="#">Tamaño de la población</a> .....	38
<a href="#">Referencias</a> .....	40

# Tortugas carey del Caribe; biología, distribución y estado de conservación (*Eretmochelys imbricata*)

Por: Didiher Chacón, Asociación ANAI/WIDECAST, Costa Rica

## Presentación del documento:

Este texto se basa en los documentos generados entre el 2001 y el 2002 por el Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza durante el proceso de diálogo de la tortuga carey del Caribe gestado por CITES (Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre), específicamente los trabajos de Frazier, J. y Meylan, A.



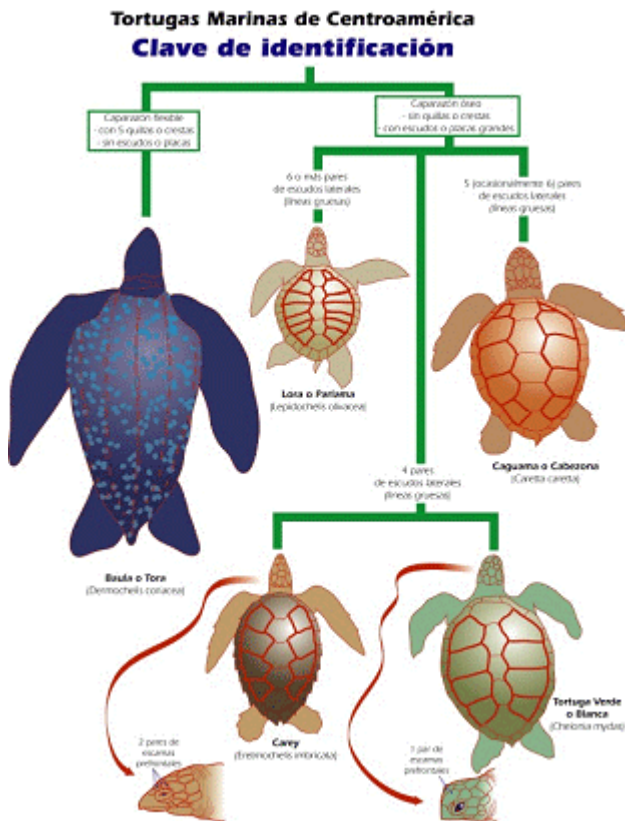
Figura 1: Juvenil de tortuga carey (Foto: D. Chacón).

Por otro lado, se utilizan una variedad de documentos que anteriormente se produjeron y que analizaron temáticas asociadas a esta especie, tales como Groombridge y Luxmoore (1989) para la Secretaría de la CITES. En 1999, la revista *Chelonian Conservation and Biology* dedicó un volumen al examen de esta especie, incluyendo la "Justificación del estado de enlistado como especie críticamente en peligro de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) en 1996 según la lista roja de la UICN para animales amenazados" por Meylan y Donnelly y "El estado de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) en la región del Caribe" por Meylan.

**PREFACIO:**

Las tortugas carey son reptiles marinos muy complejos y especializados. Para madurar, llegar a la edad adulta, reproducirse y completar el ciclo vital necesitan una diversidad de medios, en particular playas terrestres, el mar abierto, y aguas costeras y estuarinas. Durante un ciclo vital normal, las tortugas se dispersan y migran recorriendo largas distancias, a menudo miles de kilómetros, desplazándose habitualmente hacia alta mar, así como hacia las aguas territoriales de diferentes países.

El ritmo de crecimiento varía según las clases de talla y los lugares, pero es lo bastante lento como para indicar que las tortugas carey tardan decenios en madurar: el tiempo que media entre la eclosión del huevo y el regreso a la misma playa para reproducirse por primera vez puede llegar a ser de 20 a 40 años. En condiciones normales, la tortuga carey promedio es capaz de vivir y reproducirse por lo menos diez años más después de alcanzar la madurez. Comúnmente, su fecundidad, o rendimiento reproductivo, es muy alta: ponen un promedio de 140 huevos en un solo nido; realizan varias nidadas por temporada, y la anidación tiene lugar durante muchas temporadas, aunque rara vez anualmente.



La alta fecundidad queda compensada por una mortalidad elevada durante las primeras fases del ciclo vital. Muchos huevos no sobreviven al desove; muchas crías no llegan al mar; y muchas de las que lo consiguen no sobreviven más de un día. De una fase a otra, el número de tortugas que quedan en la población es cada vez menor, y al final, probablemente menos de un huevo cada 1.000 sobrevive para producir una tortuga adulta. Una gran variedad de depredadores pueden hacer presa en las tortugas carey en todas las etapas de su vida, pero la depredación más intensa la sufren los huevos, las crías y evidentemente también los especímenes inmaduros pequeños.

*Figura 2: Clave para la identificación de la tortuga carey del Caribe.*

En muchos sentidos, la supervivencia de una tortuga marina depende de que dé las respuestas correctas en el momento oportuno, y de que encuentre condiciones adecuadas en ciertos medios. Esto puede implicar una

reacción concreta a la luz en el horizonte y recorrer con éxito el camino de la playa al mar, la evitación de ciertas masas de agua en alta mar, la selección de un tipo de medio específico para alimentarse y refugiarse, y la respuesta a ciertas señales procedentes de una playa de anidación determinada. Tras varios años en alta mar, las tortugas inmaduras pasan a residir en aguas bentónicas, permaneciendo en un área de residencia limitada y tal vez incluso manteniendo un territorio libre de la presencia de otras tortugas carey.

No se conoce suficientemente la proporción entre sexos, pero al menos en las poblaciones inmaduras puede haber una tendencia al predominio de las hembras. Hay pocos estudios sobre la estructura por edades, la repoblación o la supervivencia en las diferentes fases de la vida, pero cuando una tortuga alcanza un gran tamaño y llega a la madurez, la tasa de supervivencia es potencialmente alta, alrededor del 95% anual para algunas hembras anidadoras.

Los análisis genéticos muestran que pueden utilizarse marcadores moleculares (como los haplotipos de ADN mitocondrial) para distinguir entre poblaciones anidadoras. Esos estudios, especialmente cuando van acompañados de datos de las recuperaciones de ejemplares marcados, indican que cada población anidadora forma una entidad demográfica independiente, genéticamente aislada de otras poblaciones. Sin embargo, los agrupamientos de tortugas carey en las zonas de alimentación y otras zonas no reproductivas presentan una mezcla de haplotipos, lo que indica que tortugas de estirpes genéticas distintas coexisten en las zonas de alimentación y en otras áreas distantes de las zonas de anidación.

Sorprendentemente, muchos casos conocidos de hibridación de tortugas marinas tienen que ver con las tortugas carey. No se conoce la importancia de este hecho en relación con la evolución de las tortugas marinas o con el concepto de "especies biológicas".

Es imposible calcular el tamaño absoluto de las poblaciones, pero a nivel mundial, la mayoría de las poblaciones de tortugas carey están depauperadas y van disminuyendo, a menudo espectacularmente. Como en el caso de otros recursos marinos vivos, las poblaciones reducidas son objeto del "síndrome de modificación de parámetros", en virtud del cual aquéllas llegan a aceptarse como normales, no obstante lo cual, se piensa que esa disminución de la abundancia de tortugas carey ha provocado grandes cambios en la estructura y la función de los arrecifes de coral.

Muchas de las características demográficas de las tortugas carey se pueden integrar en el concepto de "maduración tardía y longevidad". Entre esas características figuran atributos como la presencia de numerosas clases de edad, o generaciones superpuestas, en una misma población, así como el número relativamente grande de ejemplares inmaduros necesarios para mantener una población estable con un número relativamente pequeño de adultos. Muchas de las características típicas de las especies de maduración tardía y longevas se pueden percibir equivocadamente como resistencia a una mortalidad sostenida e intensa. En realidad, esas especies tienen necesidades muy especiales y son sumamente vulnerables a ciertas perturbaciones ambientales, en particular a algunas acciones humanas. Los abundantes datos científicos de que se dispone sobre migraciones y marcadores genéticos demuestran que las tortugas carey son recursos internacionales compartidos. Los estudios genéticos revelan además que cada población anidadora debería tratarse como una unidad de gestión distinta. En cambio, los agrupamientos en las zonas de alimentación son de estirpes mezcladas, y aunque los individuos pueden encontrarse juntos en los mismos arrecifes, habitualmente representan unidades de gestión distintas. Por ende, la situación tanto de las poblaciones anidadoras como de los agrupamientos no reproductivos depende de la cooperación internacional.

La conservación de las tortugas carey plantea numerosos problemas a las sociedades modernas. Si bien es mucho lo que se ha aprendido acerca de la biología de estos animales en los últimos 50 años, quedan aún muchas lagunas importantes. Así pues, tanto los encargados de la ordenación de los recursos como los de la conservación tienen que tomar decisiones sin conocer muchos detalles.

## Introducción:

La tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, es un caso único entre las tortugas vivas por tener escamas superpuestas en el caparazón. Como ocurre con otras especies de tortugas marinas, los huevos, la carne y el aceite de la tortuga carey son productos buscados desde hace miles de años, pero son las escamas superpuestas del caparazón lo que hacen que este animal sea tan codiciado comercialmente. Llamadas "bekko", "carey", o "concha de tortuga", esas espesas placas que recubren el caparazón están compuestas de queratina, la misma sustancia que forma parte de las uñas, el cabello y el "cuerno" del rinoceronte.



*Figura 3: Patrón de coloración en las escamas traslapadas de la tortuga carey (Foto: G. Pedersen).*

El carey es un material ricamente coloreado, que en manos de artesanos experimentados se puede soldar, modelar, cortar y convertir en infinidad de productos. Fue el primer material plástico utilizado por el ser humano, y ya antes de la era cristiana se comercializaba y usaba en el comercio internacional. Los precios actuales de algunos productos de carey hacen de este material uno de los productos de origen animal más valiosos; el caparazón bruto, no trabajado, puede venderse en miles de dólares el kilogramo.

La expansión de las empresas humanas, con la concomitante intensificación del comercio, el uso de tecnologías y el crecimiento demográfico, ha provocado modificaciones profundas y generalizadas del planeta, particularmente de los sistemas costeros, insulares y marinos. Infinidad de animales que viven en esos medios han sido objeto de explotación intensa, tanto directa como indirecta.

A diferencia de los medios terrestres, los medios marinos, y los organismos que viven en ellos, no son fáciles de observar y estudiar. Muchos animales marinos se dispersan y migran a través de diversos medios y a lo largo de grandes distancias, y son complejos los problemas logísticos y políticos que lleva aparejados el mero hecho de tratar de comprender lo que sucede, por no mencionar la elaboración y aplicación de planes de conservación regionalmente aceptables. Además, en las sociedades modernas hasta hace poco prevalecía el sentimiento de que los mares, y todo lo que en ellos vive, son inagotables y capaces de soportar indefinidamente una explotación humana sin límites.

La tortuga carey es una especie que hace ya muchos años se ha determinado que requiere medidas especiales de conservación. Con estos antecedentes, las distintas sociedades, culturas y gobiernos del mundo han escogido diversos medios de resolver los problemas que plantean la tortuga carey y su conservación. Cuando esas soluciones son discordantes, surgen malentendidos y conflictos. La finalidad de este informe es resumir y sintetizar la información biológica básica sobre las tortugas carey, en un intento por establecer una base común de conocimientos. Para comprender a fondo cómo interactúan los seres humanos y las tortugas carey hace falta mucho más que datos biológicos, y se requiere, entre otras cosas, información y conocimientos de orden antropológico, cultural, económico, histórico y social. Ahora bien, dado que las limitaciones biológicas son parte de nuestro mundo tanto como las "leyes" químicas o físicas, ciertos puntos biológicos se deben considerar no negociables, a pesar de las

perspectivas humanas y políticas en juego. El presente informe tiene por objeto promover una base para el diálogo, el entendimiento y la valoración, y en última instancia mejorar la coincidencia parcial de objetivos y valores comunes en torno a las tortugas carey.

## **CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS BÁSICAS DE LAS TORTUGAS CAREY**

- El ciclo vital es complejo y muy especializado.
- La tortuga carey tarda más de un decenio, y probablemente dos o más, en alcanzar la madurez sexual.
- Un adulto tiene posibilidades de sobrevivir y reproducirse durante al menos otros diez años.
- Las tortugas carey pueden colocarse en la categoría de animales "de maduración tardía y longevos".
- La supervivencia de cada individuo depende de diversos hábitats: terrestres (playas altas), mar abierto, aguas costeras y arrecifes.
- Es probable que durante su vida, un individuo viaje miles de kilómetros, visitando territorios de varios países así como el mar abierto.

Aparte del valor intrínseco de la curiosidad por conocer y apreciar la biología de estos animales, ciertos aspectos de la biología de la tortuga carey tienen crucial importancia en lo que atañe a las necesidades de supervivencia de la especie. Cada uno de los rasgos biológicos concretos resumidos más arriba tiene consecuencias en la ecología y las características demográficas de la tortuga carey, y éstas, a su vez, tienen profundas repercusiones en la determinación de cuáles sean las medidas de conservación más apropiadas. Esas características biológicas básicas son tan reales como la gravedad, aun cuando –como la gravedad– puedan escapar a la explicación científica. Esas características existen y persisten independientemente de la motivación o la acción humana; en otras palabras, son aspectos no negociables que se deben valorar, comprender y tener en cuenta en toda interacción entre los seres humanos y las tortugas que haya de ser duradera y sostenible para ambas especies.

### **Historia natural general**

Las tortugas carey, al igual que otras tortugas marinas, tienen un ciclo vital complejo. La siguiente descripción puede ayudar a establecer un marco de referencia general. No obstante, es importante saber que los detalles de cada zona, temporada e individuo pueden variar significativamente.

Cada hembra abandona el mar, se arrastra hasta una playa arenosa y localiza un lugar para anidar por encima del nivel de la marea alta. Habitualmente, las tortugas carey anidan entre la vegetación terrestre o bajo ella. Una hembra puede hacer más de un intento de excavar un nido antes de desovar con éxito en una cámara situada por lo menos a 10 cm por debajo de la superficie de la arena y de hasta 90 cm de profundidad. Cada huevo pesa 25 g o más, y la nidada promedio tiene unos 140 huevos (pero a veces llega a haber hasta 250). Después de cubrir el nido, y tras haber pasado entre una y dos horas en tierra, la tortuga regresa al mar. A intervalos de aproximadamente 15 días, la misma hembra retorna, generalmente a la misma franja de playa, para anidar otra vez. Este proceso se repetirá hasta que acabe de anidar esa

temporada, cuando habrá dejado por lo menos dos, y quizá hasta seis o incluso siete u ocho nidadas. No hay atención parental: la hembra deja los huevos en la playa alta incubando solos.

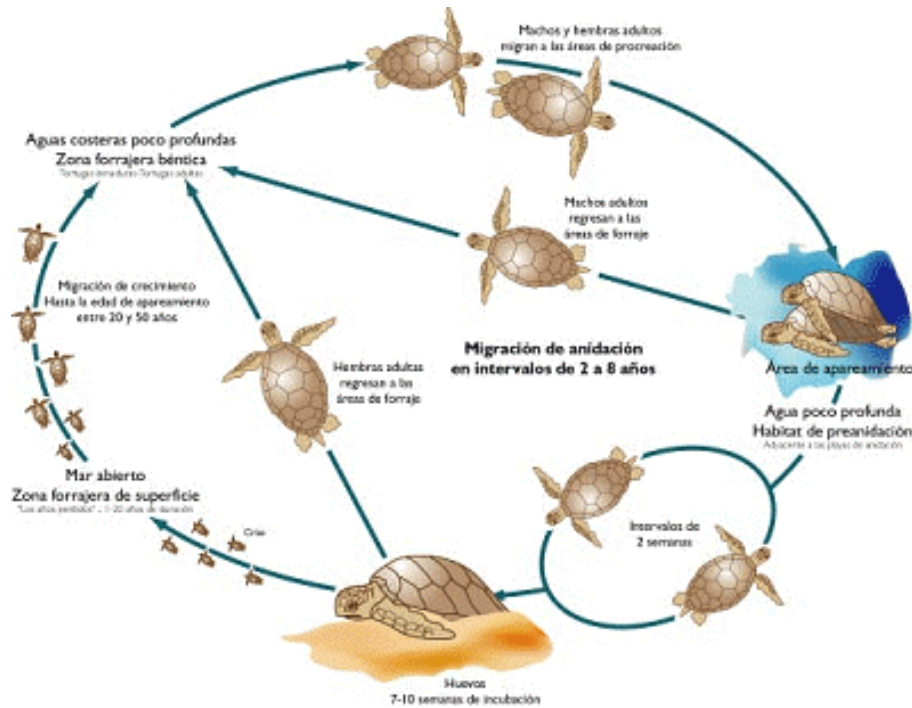


Figura 4: Ciclo de vida genérico para la tortuga de carey, basado en Musick (1997), (Chacón 2002).

El tiempo que tarda la eclosión depende principalmente de la temperatura, y puede variar entre siete y diez semanas. La temperatura de incubación también determina el sexo de los embriones. Después de la eclosión, a las tortugas recién nacidas ("crías") puede llevarles varios días desenterrarse y emerger del nido, lo que habitualmente ocurre durante la noche. Una vez en la superficie de la playa, se arrastran hasta el mar y nadan aguas adentro alejándose de la costa. Durante su breve estancia en tierra, los huevos/embriones/crías son objeto de diversos depredadores y otras fuentes de mortalidad, como la compactación o erosión de la playa en la que se han depositado los huevos. Para salir del nido y llegar al agua lo más rápido posible, las crías tienen que dar una serie de respuestas "innatas", no aprendidas, a diversos estímulos. Simplificando varios comportamientos complejos, se puede decir que sin experiencia previa alguna, cada cría se desentierra, subiendo contra la gravedad, hasta la parte superior del nido; permanece inactiva en las capas superiores de éste si encuentra temperaturas excesivamente calientes; al emerger, se orienta hacia la playa, moviéndose hacia aquella parte del horizonte en la que la luz tiene mayor intensidad, por lo general, la luz de longitud de onda más corta; al mismo tiempo, se aparta de objetos y ciertas clases de formas que distingue en el horizonte. Al llegar al agua, cada cría entra en la rompiente e inmediatamente se sumerge en ella. Una vez fuera de la rompiente, nada mar adentro, habitualmente contra las olas. Evidentemente, las crías pueden detectar movimientos orbitales, lo que les permite orientarse hacia las olas cuando están en la superficie o bajo el agua, así como en completa oscuridad. Tras alejarse de la costa, las crías suelen mantener la misma dirección mar adentro que la que tomaron al dejar la playa, incluso si el ángulo de ataque a las olas no es el mismo que cuando comenzaron a alejarse de la costa. Aparentemente, en las etapas iniciales del alejamiento de la playa, las crías pueden orientarse por el campo magnético de la tierra. El rumbo magnético que eligen tras haberse



adentrado bastante en el mar está evidentemente influido por la dirección que toman cuando dejan el nido y nadan hacia el mar, orientándose por estímulos luminosos y/o las olas (Lohman et al., 1997). Una vez en alta mar y en medio de las corrientes oceánicas, las crías pueden refugiarse en masas de restos flotantes en el mar (Bjorndal, 1997).

Está claro que las tortugas pasan en alta mar varios años, tiempo durante el cual al menos algunas especies de tortugas marinas se dispersan por las cuencas marinas, circulando en los giros oceánicos. Sin embargo, casi nada se sabe acerca de esta fase del ciclo vital de la tortuga carey. Cuando su caparazón ha alcanzado unos 20 cm de longitud, al menos en la región del Caribe, las tortugas carey inmaduras comienzan a aparecer en zonas de arrecifes de coral, a las que se denomina "hábitats de cría". Las tortugas pasan a residir allí, estableciendo claramente un área de residencia en la que se alimentan, duermen y encuentran refugio. El pasaje de las aguas pelágicas a las bentónicas implica un cambio espectacular de los hábitos, especialmente la dieta. Las tortugas carey tienen un pico como el del halcón, que utilizan para morder y extraer invertebrados blandos de los arrecifes. En muchos lugares, su dieta consiste en determinadas esponjas, y supone la ingesta sistemática de toxinas potentes así como de espículas vítreas (Meylan, 1998). Excepto varios peces muy especializados de los arrecifes de coral, no se conoce ningún otro vertebrado capaz de tolerar una dieta nociva como ésta. En algunas regiones, particularmente el Océano Índico, la carne de tortuga carey es muy venenosa para el ser humano.

Como la mayoría de las demás especies de tortugas marinas, se piensa que las carey pasan por varios hábitats de cría o de desarrollo, aunque residiendo siempre en arrecifes de coral o cerca de ellos. Tras alcanzar la madurez sexual, las tortugas emigran de las zonas de alimentación a las de anidación. A veces, esto supone desplazamientos de miles de kilómetros en una dirección determinada, que acaban con el retorno de al menos las hembras a las mismas playas o la misma zona donde nacieron para anidar en ellas. Una vez hechas todas las puestas de la temporada, la hembra vuelve a emigrar hacia su zona de alimentación. Continuará migando entre las zonas de alimentación y de reproducción cada pocos años, durante toda su vida, que puede durar varios decenios.

En resumen, cada tortuga carey depende de una serie de medios, desde las playas altas terrestres hasta los arrecifes bentónicos, pasando por las aguas oceánicas pelágicas. Mucho antes de alcanzar la madurez sexual, estos animales se dispersan en vastas áreas marinas. En potencia, son aptos para vivir y reproducirse durante decenios.

## **Fecundidad**

Hay varias mediciones básicas que son fundamentales para dilucidar el concepto de fecundidad, o "rendimiento reproductivo", de las tortugas marinas. En orden cronológico ascendente, comprenden: el tamaño de la nidada (número de huevos depositados en un solo nido), número de nidadas por temporada, intervalo entre las temporadas de anidación ("intervalo de remigración"), y duración de la vida reproductiva. Dejando de lado el hecho de que suelen cometerse errores en la recogida de algunos datos, incluso en el simple recuento de huevos (Cruz y Frazier, 2000), y las diferencias en las sutiles interpretaciones de esos valores, son variados los valores básicos acerca de la fecundidad de las tortugas carey que se han notificado.

## Tamaño de la nidada

Las nidadas de tortuga carey suelen tener bastante más de 100 huevos, y las más grandes registradas para cualquier tortuga –250 huevos– corresponden a esta especie (Witzell, 1983); las nidadas de más de 200 huevos no son poco frecuentes (e.g., Frazier, 1993; Chan y Liew, 1999; Dobbs et al., 1999; Pilcher y Ali, 1999; Richardson et al., 1999). En cambio, los tamaños de las nidadas notificados en el Golfo Pérsico son sensiblemente menores, arrojando un promedio de apenas 87,3 huevos (Pilcher, 1999). Además, las tortugas carey que anidan en la Península Arábiga (Mar Rojo y Golfo Pérsico), por lo común ponen huevos inusualmente pequeños, sin yema, de modo que el número de huevos viables de la nidada es aún más pequeño que el tamaño total de ésta (Frazier y Salas, 1984; Pilcher, 1999). Este fenómeno es desconocido, o poco frecuente, en otras partes del área de distribución geográfica de la especie; sin embargo, Dobbs et al. (1999) comunicaron que el 2% de las nidadas en Milman Island (Australia) tenían hasta cinco huevos sin yema por nidada.

Sorprendentemente, en el caso de las tortugas carey que nidifican en la Península de Yucatán, hay indicios de que la fertilidad del huevo (determinada por el desarrollo embrionario visible a simple vista) es inversamente proporcional al tamaño de la nidada. Por ende, puede que no haya correlación directa entre las mediciones brutas de la fecundidad (e.g., tamaño de la nidada) y otros valores ecológicos fundamentales para comprender la demografía de estos animales (Frazier, 1993).

## Nidadas por temporada

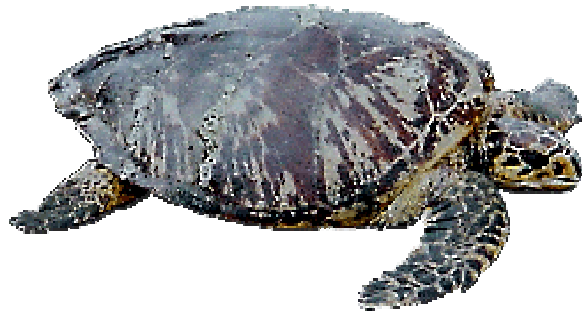


El número de nidadas de una hembra por temporada puede variar entre uno y ocho (Chan y Liew, 1999; Dobbs et al., 1999; Pilcher y Ali, 1999; Richardson et al., 1999), y el promedio de nidadas por temporada usualmente oscila entre dos y cinco (e.g. Witzell, 1983; Chan y Liew, 1999; Mortimer y Bresson, 1999). En general, se notifican valores promedio mayores cuando las actividades de vigilancia se realizan a largo plazo y entrañan una cobertura completa de la playa de anidación.

*Figura 6: Hembra de tortuga carey anidando (Foto: G. Pedersen)*

A veces se comunican valores promedio relativamente bajos, por ejemplo, entre dos y tres nidadas por año: una cobertura incompleta de las actividades de anidación subestima el esfuerzo de anidación de las tortugas individualmente marcadas (Dobbs et al., 1999). Para calcular el número de nidadas por temporada se suele utilizar el "intervalo entre anidaciones" (lapso promedio entre dos anidaciones consecutivas en la misma temporada). Cuando el número de nidadas por individuo por temporada se ha calculado basándose en registros generales de una temporada (no en observaciones individuales), los valores notificados suelen ser extremadamente bajos (e.g., Garduño-Andrade, 1999). Uno de los valores promedio más altos –4,5 nidadas por individuo por temporada– procede de Jumby Bay (Antigua), donde un meticuloso estudio de 11 años se ha centrado en el "marcado exhaustivo", gracias al cual se ha identificado casi el 100% de los animales que anidan allí cada temporada (Richardson et al., 1999).

## ESTADO ACTUAL DE LA ANIDACIÓN DE LA TORTUGA CAREY EN EL CARIBE



La percepción del estado de las poblaciones de esta especie sigue siendo un tema de fricción debido a la poca información y en algunos casos la falta de esta. Lo seguro es que en los últimos cinco años se ha incrementado la aglutinación de la información así como la generación de esta, lo que permite tener una visión más clara en algunos casos.

Para Meylan (1999) esta especie cumple los criterios de la Lista Roja de la UICN de 1996 para una especie críticamente en peligro, sobre la base de reducciones de la población global de 80% o más en las tres últimas generaciones (105 años) y disminuciones previstas en las tres próximas generaciones. La mayoría de las poblaciones muestran descensos numéricos, están mermadas o son un remanente de poblaciones antes sanas. Costa Rica, Guatemala, Nicaragua, Panamá, entre otros países han registrado disminuciones de poblaciones de tortuga carey tanto en números de nidos como en individuos. En varias zonas se han registrado disminuciones de la población de 80% en menos de 50 años.



Según Meylan (1999) en el Caribe solo subsiste una población con más de 1000 hembras anidadoras al año (Península de Yucatán, México). Otras poblaciones pequeñas pero mermadas son ahora estables, y unas cuantas han empezado a aumentar, pero sólo después de varios años de protección (e.g. Parque Nacional Cahuita, Costa Rica). Por otro lado, sólo se han documentado incrementos de poblaciones reproductoras de tortuga carey en unos cuantos lugares: península de Yucatán (México), Isla Mona (Puerto Rico) y algunas playas en las Islas de Barbados y Antigua.

*Figura 7: Vista aérea del arrecife coralino del Parque Nacional Cahuita, Costa Rica (600 ha), (Foto: Proyecto Terra).*

Todos los lugares que muestran incremento tienen otros elementos en común como una política de restricción al uso, así como protección hace más de 20 años. En razón a que los aumentos de la población de tortugas de carey actuales son más la excepción que la regla, esos pocos éxitos demuestran que las poblaciones de tortugas de carey pueden reaccionar positivamente a la conservación de largo plazo. Aquí es importante destacar dos cualidades para efectos de conservación: el esfuerzo del largo plazo y la regionalización de los

programas, lo que amerita planes y acciones consensuadas y congruentes entre los países del Gan Caribe.



Figura 8: Mapa de las fronteras marítimas en el Caribe (Fuente: The Nature Conservancy).

Antes abundaba la tortuga carey, como lo prueban los datos históricos, las anidaciones de gran densidad en algunos sitios que quedan, y las estadísticas del comercio. Parsons (1972) y Chacón (2002) determinaron que de las diversas especies de tortugas marinas, la de carey es la que ha sufrido la más larga y continuada explotación. Además de las amenazas que comparte con otras tortugas marinas, como la pérdida de hábitat de anidación y alimentación, la contaminación por petróleo, la pesca incidental, la ingestión de desechos marinos y el enmarañamiento con ellos, la tortuga carey es explotada por su las placas de keratina que se desarrollan sobre el caparazón, este material es apreciado tanto como el marfil, el cuerno de rinoceronte, el oro y algunas piedras preciosas.



La magnitud y el largo historial del mercado de caparazones de carey en el mundo entero han influido fuertemente en el estado de supervivencia de la especie (Carr, 1972; Parsons, 1972; Mack et al., 1979; Nietschmann, 1981, Mortimer, 1984; Milliken y Tokunaga, 1987; Cruz y Espinal, 1987; Groombridge y Luxmoore, 1989; Meylan, 1989; Canin, 1991; Eckert, 1995; Limpus, 1997; Palma, 1997, Chacón 2002).

Figura 9: Placas de carey listas para ser utilizadas en la elaboración de joyería (Foto: W. Quirós).



Meylan (1999a) sugirió que anteriormente no se había reconocido la verdadera magnitud del efecto acumulado, y que en nuestra percepción actual sobre el estado de la población de esta especie ha influido lo que se llama el síndrome de referencia variable (Pauly, 1995; Sheppard, 1995; Jackson, 1997). Este síndrome indica la tendencia de las personas a medir el cambio por comparación con lo que consideran una condición inicial o de referencia, en general el momento de su vida en que han observado por primera vez ese fenómeno y no por los antecedentes históricos, considerando los impactos acumulados o el estado remanente. Por lo tanto, la percepción de referencia se reajusta constantemente (e inconscientemente), por lo que se pierde la perspectiva histórica.

Figura 10: Caparazón de carey utilizado como lienzo de una pintura, artesanía centroamericana (Foto: D. Chacón).

Carr (citado en Bustard, 1973) tal vez haya presagiado conclusiones sobre referencias variables respecto a la tortuga carey, al comentar que la distribución moderna de la especie es una imagen aproximada de su área de distribución primitiva. En los tiempos modernos se ha dicho con frecuencia que la tortuga carey es naturalmente rara (e.g., Groombridge y Luxmoore, 1989) y que tiene unas características de anidación más dispersas que otras especies. Esta idea tal vez pueda deberse a que las poblaciones de tortuga carey han disminuido drásticamente a causa de siglos de explotación, antes de que los biólogos hicieran un inventario de ellas (Meylan y Donnelly, 1999). El récord histórico es evidente: literalmente, millones de tortugas de carey han pasado a través de los canales del comercio mundial, y todavía hoy, con algunas excepciones, están representadas sólo por poblaciones pequeñas.

La tortuga carey se sigue capturando por su carne, su caparazón y sus huevos, en la mayoría de las áreas en que se encuentra. La explotación se ha incrementado a causa de los avances tecnológicos en los equipos y aparejos de pesca, explotación que se lleva a cabo tanto en playas como en zonas marinas. Como se dan en hábitats arrecifales junto a peces y langostas de gran valor comercial, resultan particularmente vulnerables a la explotación, lo cual facilita que rebase el punto de extinción económica. Definitivamente la presión se incrementa con el aumento del esfuerzo pesquero en la zonas de distribución de la especie.

Factores que afectan los estados de la vida de las Tortugas Marinas

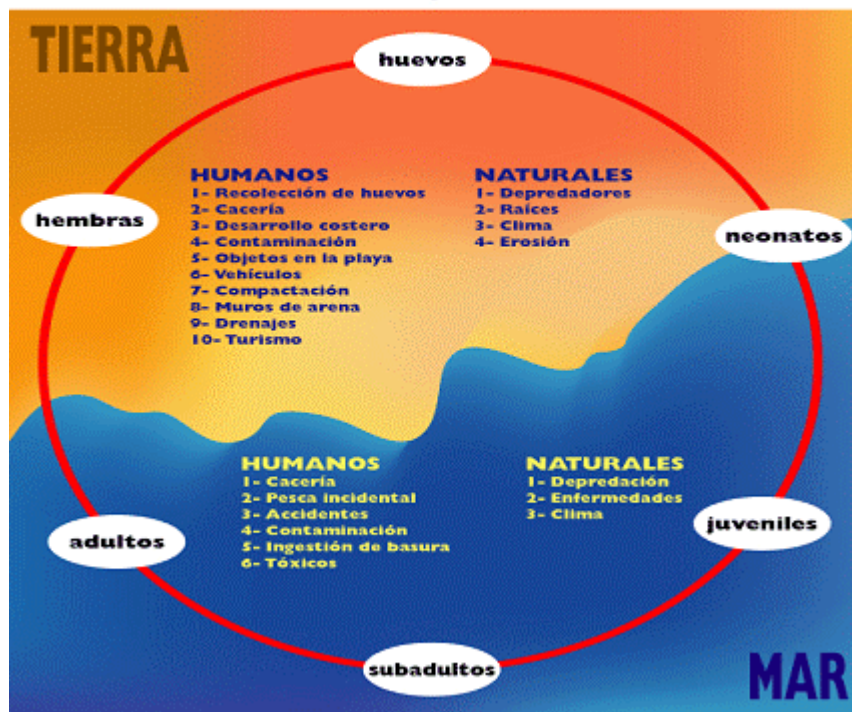


Figura 11: Amenazas que afectan a la tortuga de carey tanto en tierra como en mar (Chacón et al. 2001).

## Amenazas

Las amenazas a las que está sometida esta especie se pueden agrupar en dos conjuntos, las que impactan directamente a la especie y las que afectan el hábitat. Estas amenazas se pueden ubicar tanto en agua como en tierra, ser temporales o permanentes, ser reversibles o irreversibles y tener un alcance local, nacional y hasta internacional.

En las amenazas que afectan directamente a la especie impactan sobre su capacidad de regeneración, sobre sus índices de sobrevivencia, sobre la estructura e incluso la función de la especie, entre estas amenazas se pueden encontrar:



**Recolecta de huevos;** esta amenaza es una de las más antiguas actividades realizadas por el hombre, primero fue para satisfacer el hambre, pero con la apertura de facilidades de transporte y conservación de los huevos como la refrigeración el uso paso a ser más intenso y comercial, los huevos se cambiaron por dinero y/u otros bienes.

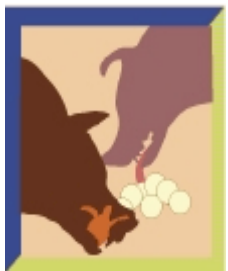


**Cacería para fines variados;** esta amenaza es una de las más severas porque aniquila organismos que muchas veces tienen un gran valor para la población, sea porque son reproductores o porque representan un acervo genético importante. La cacería más importante es la que intencionalmente se hace para consumir la carne y luego vender el caparazón, además en algunas localidades de la carne se extrae el aceite como otro bien comerciable.



**Pesca incidental;** la colocación de dispositivos pesqueros en los arrecifes de coral y zonas aledañas tienen el riesgo de atrapar especies que no son el objetivo del jornal pesquero, de manera tal que ocasionalmente varias especies de tortuga marina caen en las redes, entre ellas la carey. Cuando el pescador encuentra el animal vivo rara vez le permite escapar, debido a que esta especie es muy apreciada como fuente de proteína y escama de carey. Cuando la tortuga ya tiene varias horas de atrapada y el estado de la carne no es el mejor, en algunas ocasiones se usa para carnada, pero en otras se

desecha no sin antes extraer el caparazón.



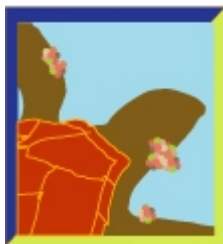
**Depredación por animales domésticos;** se manifiesta esta amenaza cuando en las comunidades o ciudades costeras la desatención de los animales domésticos provoca que ellos busquen por su cuenta alimento convirtiéndose en animales ferales y depredando tanto nidos como tortugas. Algunas veces y únicamente en el caso de perros, cuando sus dueños les entrenan para olfatear y encontrar los nidos en la actividad de recolección, éstos regresan a la playa para seguir la recolecta por cuenta propia afectando substancialmente a anidación.



**Comercio de productos;** esta actividad humana por su naturaleza mercantil y por darle un valor económico a la carne, huevos, caparazón y otros subproductos induce a que se acrecienten otras amenazas como la cacería, la recolecta de huevos e incluso la visitación. Definitivamente el comercio aviva acciones humanas que incrementan la mortalidad y disminuyen la capacidad de regeneración de la especie.



**Maltrato morboso;** esta amenaza se asocia tanto a actividades en tierra como a operaciones de buceo recreativo en zonas costeras. Se hace presente cuando las personas hacen manipulación imprudente y mal intencionada de los organismos, sea para tomar una fotografía, para hacer que la tortuga les arrastre nadando o a su regreso al mar, o por simple morbosidad.



**Enfermedades;** la más grave y potencialmente cruel enfermedad es el fibropapiloma que aminora las capacidades fisiológicas de las tortugas hasta provocar la muerte.

Aquellas amenazas que afectan el hábitat es porque alteran los ciclos de nutrientes, los flujos de energía, la red trófica y por supuesto la estructura y función del hábitat particular. Dentro de estas amenazas se pueden encontrar:



**Desarrollo costero;** la construcción de estructuras que alteran la morfología de la zona costera, instalan iluminación, incrementan la generación de ruidos, promueven la visitación, la contaminación y la pérdida de biodiversidad con características de esta amenaza. La conversión de zona costera en áreas turísticas de alto índice urbanístico es un elemento predominante en el Caribe.



**Desechos sólidos y líquidos;** esta amenaza puede provenir del espacio inmediato como las comunidades colindantes al arrecife coralino, pero también de zonas cuenca arriba. Tal es el caso de la madera y desechos que llegan a la playa desde los ríos a la corriente, para luego con la marea y las olas terminan depositados en la playa provocando una pérdida de hábitat de anidación porque en ocasiones constituyen grandes barreras físicas. Los desechos líquidos pueden dividirse en aquellos que nitrifican el medio como los encontrados en las aguas negras, los que contaminan que son típicos en

aguas de drenaje como detergentes, blanqueadores, así como los químicos sintéticos asociados a la agricultura.



**La nitrificación** del medio donde habita y se alimenta la carey es un problema grave porque los componentes nitrificados pueden promover el crecimiento algal, lo que podría llevar al sofocamiento de las esponjas y los corales, dándose una merma en la biodiversidad y en la estructura y función del ecosistema coralino.



**Los derrames de petróleo** también constituyen en problemas severos tanto para la especie como para los diferentes hábitat marinos. Efectos sobre la fisiología del animal y las funciones del ecosistema son parte de los impactos de esta amenaza



**Erosión**; el uso de la arena como material de construcción, reparación y materia prima para el concreto puede promover la erosión costera, debido a que al ser retirada la arena la corriente puede crear alteraciones en la dinámica costera llevándose enormes porciones de playa y huevos. Las plumas de sedimentos emanados desde los ríos y decantados en el fondo marino pueden cambiar los patrones de corriente y provocarse una erosión costera que afecte la anidación.



**Afluencia y comportamiento de turistas**; en zonas donde la afluencia del turismo es substancial este puede ser una amenaza en la medida que ejecute acciones que vayan en contra del desove tranquilo de las tortugas o que no ejecute acciones de interacción cuando se bucea en zonas donde habitan las tortugas. Toda acción humana que provoque una alteración del comportamiento natural podría estar afectando y ser una amenaza a la sobrevivencia de la especie.

## Distribución

Las tortugas de carey están circuntropicalmente distribuidas en aguas costeras; se encuentran en las aguas y en las playas de 82 unidades geopolíticas, y pueden darse en otras 26 (Baillie y Groombridge, 1996). La anidación tiene lugar en playas de por lo menos 60 países, si bien gran parte de ella es de baja densidad (número de nidos/kilómetro), (Groombridge y Luxmoore, 1989). No se han documentado importantes zonas de anidamiento al este de océano Atlántico; a lo largo de la costa del Pacífico de América del Norte, Central y del Sur, ni en el Pacífico central (Groombridge y Luxmoore, 1989; Eckert, 1993; Limpus, 1995a).



## **Categorías del estado actual**

La UICN incluyó por primera vez la tortuga carey en 1968 bajo la categoría de en peligro, la mayor categoría de amenaza para ese momento, y se mantuvo así en las siguientes publicaciones de la Lista Roja hasta 1996, en que se modificó su estado por el de críticamente en peligro, según los criterios revisados (Baillie y Groombridge, 1996).

El Grupo de Especialistas de Tortugas Marinas de la UICN llegó a la conclusión de que la tortuga carey estaba críticamente en peligro, como resultado del examen de los registros históricos, información de estudios y datos sobre la cantidad de animales observados en el mercado. La clasificación está basada en los siguientes criterios:

1) una reducción observada, estimada, deducida o supuesta de al menos el 80% sobre las tres últimas generaciones, basadas en la observación directa; un índice de abundancia apropiado para el taxón; y niveles reales o potenciales de explotación.

2) una reducción de al menos el 80%, prevista o supuesta en las tres próximas generaciones, sobre la base de un índice de abundancia apropiado para el taxón; una disminución en la zona de ocupación, extensión de su presencia y/o calidad de hábitat y niveles reales o potenciales de explotación.

La tortuga carey está protegida por la CITES desde 1975, en que entró en vigor la convención. En aquella época, la población del Atlántico estaba incluida en el Apéndice I, y la del Pacífico en el Apéndice II. En 1977, la población del Pacífico se pasó al Apéndice I. Doce años después, en un examen de la situación mundial de tortugas de carey patrocinado por la CITES, Groombridge y Luxmoore (1989) llegaron a la conclusión de que las poblaciones de tortugas de carey estaban declinando en 56 de las 65 unidades geopolíticas con respecto a las cuales se disponía de alguna información sobre la densidad de anidación, con disminuciones debidamente justificadas en 18 de esas zonas, y supuestas en las 38 restantes. Entonces recomendaron mantener la especie en el Apéndice I.

Si bien la prohibición mundial sobre el comercio internacional ha surtido efecto gradualmente, a medida que importantes países importadores y exportadores cumplen la CITES, el comercio lícito de la CITES no cesó hasta finales de 1992, cuando Japón como el mercado más importante adoptó un cupo de importación cero sobre su reserva relativa a *E. imbricata*. El comercio entre naciones no signatarias sigue siendo legal, y en muchos se venden públicamente productos, sobre todo a turistas internacionales.

Esta especie está incluida en el Apéndice I y en el Apéndice II de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias (CEM). En el SPAW (Protocolo relativo a Zonas Especialmente Protegidas de Flora y Fauna Silvestres del Convenio de Cartagena) se enlista en el Apéndice II bajo total protección. Todas las especies de tortugas marinas del Hemisferio Occidental están protegidas desde el 2001 por la entrada en vigencia de la Convención Interamericana sobre la Protección y Conservación de Tortugas Marinas.

## **Estimación del estado de la población:**

Es difícil censar las tortugas marinas debido a su gran movilidad. Por razones de accesibilidad, el método más utilizado para controlar las tendencias de la población es contar el número de hembras que llegan anualmente a playas de anidación (Meylan, 1982). Es complicado estimar la población porque las hembras desovan varias veces en la época de desove, normalmente

siguen un plan de desove no anual (intervalos cuya longitud puede variar), y pueden se reproducir activamente durante decenios (Carr et al., 1978; Fitzsimmons et al., 1995; Mortimer y Bresson, 1999). Por lo tanto, el monitoreo durante largos períodos es esencial para documentar la verdadera tendencia en la población. El limitado acceso a machos reproductivos y a todos los segmentos no reproductivos de la población dificulta la estimación del tamaño total de la población. Los largos períodos de generación en las tortugas marinas tienen también repercusiones en el análisis de la tendencia de la población (Congdon et al., 1993). Las generaciones se calculan como la edad a la madurez sexual más la mitad de la longevidad reproductora (Pianka, 1974).

Las estimaciones de la edad a la madurez para las tortugas marinas silvestres son elevadas en el caso de la tortuga carey van de 20 a 40 años (Boulon, 1983, 1994; Limpus, 1992, Mortimer, 1998). El Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas estima moderadamente que el tiempo de generación en la tortuga carey es de 35 años, basado en los datos de crecimiento y longevidad reproductora del mundo entero (Meylan y Donnelly, 1999). Para evaluar las tendencias de población de las tortugas de carey se necesitan entonces datos de la población de 105 años al menos.

La debilidad preponderante es que el monitoreo científico de las poblaciones de tortugas marinas en las playas de anidación comenzó sólo a mediados del decenio de 1950, y a que relativamente pocos proyectos se han centrado en la tortuga carey.



*Figura 12: Expresión gráfica del proceso de reducción poblacional provocado por recolección humana, basado en Mortimer (1997), (Chacón et al. 2001).*

El resultado del largo período de generación es que los estudios sobre playas de anidación miden con mayor precisión el éxito reproductor de las hembras anidadoras de la generación anterior (y la supervivencia de sus crías) que el estado de la población actual. Las tendencias futuras se determinan mediante ejemplares que todavía no han alcanzado la madurez. En los estudios sobre playas de anidación no se detectan cambios en los ejemplares jóvenes y en las poblaciones de tortugas subadultas que se producen cuando la recolección excesiva de huevos o de hembras en la playa de anidación interfiere con la producción de nuevas crías. Cuando esa explotación excesiva es intensa, se aplaza la disminución del número de hembras anidadoras hasta que se han eliminado virtualmente las clases de edad joven y subadulto (Bjorndal et al., 1985; Mortimer, 1995a). Cuando el número de anidaciones empieza a disminuir, toda la población se encuentra ya bastante diezmada.

El impacto de la recolección de huevos en la sobrevivencia de la especie está cimentado en la imposibilidad de generar "tortuguitas" que reemplacen las hembras maduras que desaparecen por mortalidad natural o provocada por el hombre. Es por esto, que después de varios años de saqueo de huevos en una playa las hembras dejan de llegar, dado que no hubo hembras jóvenes madurando para sustituir a sus madres. Este impacto no se refleja inmediatamente en la playa, sino hasta periodos superiores a los años equivalentes a varios ciclos de madurez sexual y según la especie. Las figuras anteriores muestran los efectos de la recolección de huevos de tortuga a largo plazo. Si se hace explotación de los nidos, lo que se provocará será una ruptura del ciclo (flecha blanca), lo que impide que las hembras regresen a anidar en un lapso igual a su primera edad reproductiva.

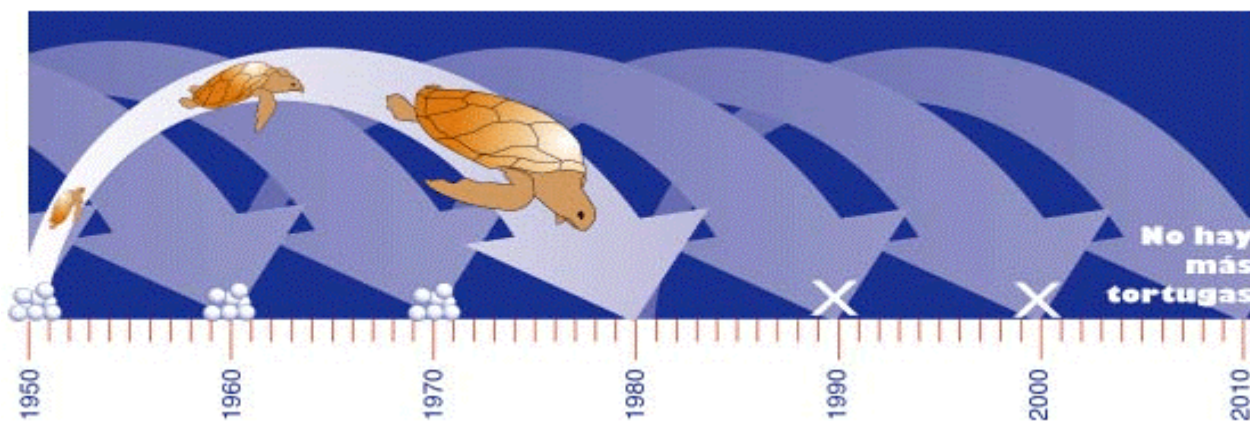


Figura 13: Modelo que ejemplifica el proceso generacional y el efecto de la recolecta en el reclutamiento, basado en Mortimer (1997), (Chacón et al. 2001).

## Cómo se hacen las estimaciones poblacionales?

Para comprender lo que sucedió a las poblaciones de tortugas de carey en el siglo pasado, hay que considerar la literatura histórica, las estadísticas del comercio y la información cualitativa, además de los datos sobre el monitoreo de las playas de anidación.

Para medir el tamaño de la población se prefiere el número anual de nidos en vez del número de tortugas, porque en muchos proyectos no hay marcaje de tortugas (sólo conteo de huellas), por lo que no es posible distinguir múltiples nidos del mismo ejemplar.

Si se utilizan totales anuales tampoco es necesario marcar a los individuos para distinguirlos cuando remigren o reaniden y no es necesario entrar en diferencias geográficas en las frecuencias de los intervalos de remigración.

La cantidad de nidos construidos anualmente puede relacionarse con el número de tortugas hembras que desovan anualmente dividiendo por el número medio de nidos por hembra (Richardson et al., 1989; Guzmán et al., 1995; Hillis, 1995). Para los fines demostrativos se ha utilizado un ámbito de 3 a 5 nidos por hembra. La cantidad de hembras anidadoras puede relacionarse con el tamaño de la población total (aunque no con precisión) si se conocen otros datos apropiados de la población (proporción de los sexos, estructura de la población). Esto raramente se hace por falta de información.

**500 nidos/ 3 reanidaciones= 167 hembras**

**500 nidos/ 5 reanidaciones= 100 hembras**

**Ámbito estimado de hembras anidadoras= 100-167 individuos**

Actualmente, una consecuencia de que los biólogos dispongan sólo de remanentes de poblaciones de tortugas de carey es que siempre se han realizado muy pocos proyectos de monitoreo y protección de nidos (Meylan, 1999a). Como resultado, las estimaciones poblacionales son débiles y el seguimiento de la variación de la población deficiente en la mayoría del área de distribución de la especie. Los datos sobre tortugas de carey se recopilan frecuentemente como información auxiliar para estudios de otras especies de tortugas marinas. En las consideraciones sobre las tendencias de población presentadas aquí, es preciso tener en cuenta esos condicionamientos, lo mismo que la importante distinción entre variaciones de población que se han producido entre los dos y cuatro últimos decenios (período de referencia más usual) y los que tuvieron lugar en los pasados 105 años, que son realmente los más importantes para los criterios de la Lista Roja de la UICN. Algunas poblaciones que ya habían disminuido mucho a comienzos del siglo parecen ahora estar estables y presentan incluso indicios de aumentar. Sin embargo, debido a su pequeño tamaño, su contribución a la proyección de la supervivencia de la especie a largo plazo sigue siendo limitada.

## ESTADO DE LAS POBLACIONES DE TORTUGAS CAREY

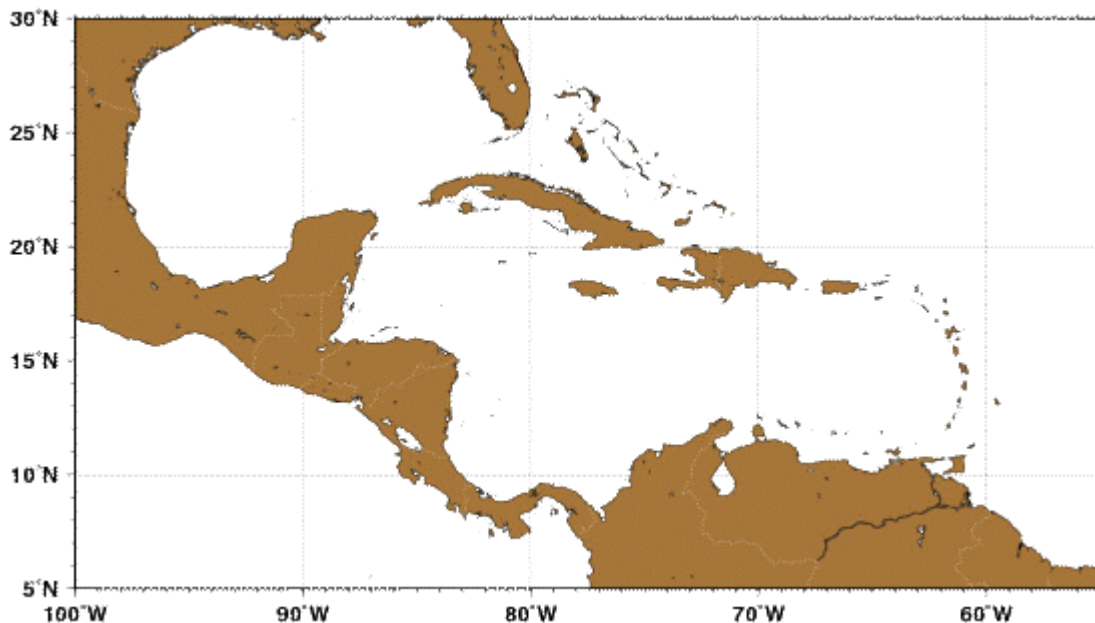


Figura 14: Gan Caribe (Atlántico tropical occidental, Golfo de México y Mar Caribe), (Fuente: G. Samuels, RSMAS).

Meylan (2001) haciendo uso de varios estudios estimó que, como máximo, 5.000 tortugas de carey anidan anualmente en la región del Caribe, con exclusión de Guyana, Guayana Francesa, Suriname y Brasil. Se cree que, como máximo, 600 tortugas de carey anidan en esos cuatro países, sobre la base de las siguientes estimaciones: 1-5 nidos/año en Guayana Francesa (J. Fretey, 1987), 30 nidos/año en Suriname (Reichart y Fretey, 1993) y entre 1.200 y 1.500 nidos/año en Brasil (Meylan 2002). Las anidaciones de tortugas de carey se dan en bajas densidades en Guyana; no se dispone de una estimación de todo el país.

El estado de las poblaciones de tortugas de carey en la región del Gran Caribe ha sido objeto de numerosos exámenes. Groombridge y Luxmoore (1989) llegaron a la conclusión de que, en el caso de la tortuga carey, "toda la región del Atlántico occidental-Caribe está muy mermada". Los cálculos de poblaciones hechos por Groombridge y Luxmoore (1989) dieron una estimación máxima de 4.975 hembras anidadoras en el Gran Caribe (Meylan, 1989). Meylan (1989) examinó el estado de las tortugas de carey para el Segundo Simposio sobre las Tortugas del Atlántico Occidental y llegó a la conclusión de que en casi todos los países del Gran Caribe había menos de 100 hembras anidadoras al año. Donde quedaba más población era en México (Península de Yucatán).

Meylan (1999a) evaluó el estado de las tortugas de carey en las 35 unidades geopolíticas que componen el Caribe. Según esos informes las poblaciones de tortugas de carey disminuían o estaban mermadas en 22 de las 26 unidades geopolíticas del Caribe de las cuales se dispuso de información sobre el estado y las tendencias (en las tres unidades adicionales no se producen anidaciones), (Barmes et al., 1993; Bjorndal et al., 1993; Burnett-Herkes, 1987; Butler et al., citados en Goombridge y Luxmoore, 1989; Carr et al., 1982; Cordoba, 1997; Cruz y Espinal, 1987; d'Auvergne y Eckert, 1993; Dropsy, 1987; Eckert, 1995; Eckert et al., 1992; Eckert y Honebrink, 1992; Edwards, 1984; Finley, 1984; Fletemeyer, 1984; Fuller et al., 1992; Goombridge y Luxmoore, 1989; Higgs, 1984; Horrocks, 1992; Hunte, 1984; Incer, 1984; Kaufmann, 1975; Lescure, 1987; Medina et al., 1987; Meylan, 1983; Moll, 1985; Morris, 1984; Murray, 1984; Nietschmann, 1981; Ottenwalder, 1981, 1987, 1996; Rosales-Loessner, 1984; Scott y Horrocks, 1993; Smith et al., 1992; Sybesma, 1992; Wilkins y Meylan, 1984). Meylan (2002) estimó que la población aumentaba en México y Puerto Rico (Isla Mona), y que en Antigua (Bahía Jumby) y las Islas Vírgenes Estadounidenses (Isla Buck) se consideraba estacionaria.

## **A continuación figura más información sobre importantes zonas de anidación en el Caribe**

**Anguilla.** Esta isla tiene 17 km de arrecifes de coral en la zona sureste, siendo considerado el más importante del Caribe Este. Aunque no se cuantifica la anidación se informa que sucede en Prickly Pear y Dog Island como los sitios de mayor importancia (Oldfield 1999). Este mismo autor determina que las zonas de alimentación se ubican al norte de la isla y los cayos alrededor de ésta.

**Antillas Holandesas.** Se registró un nivel muy bajo de anidación de tortuga carey (cuatro nidos confirmados en 1993) en las playas a lo largo de la costa nororiental de Curacao (Debrot y Pors, 1995). La anidación de la tortuga carey no había sido documentada previamente en la isla. En Aruba se informa de anidación estimada en magnitud entre 0-50 nidos por lugar, en playas como Boca Gandhi, Parke National Arikok y playa Arashi, los nidos se han encontrado desde junio hasta octubre (R, van der Wal, com. pers.).

**Antigua.** La población reproductora en Bahía Jumby, Long Island, Antigua, parece estacionaria (Meylan, 1999a; Richardson et al., 1999) con un máximo de 139 nidos en 1991, y una población estimada en 78 hembras adultas (Richardson et al., 1999). El monitoreo de la playa de anidación en Bahía Jumby es muy estricta. En la actualidad las hembras anidadoras y los nidos están debidamente protegidos porque la playa pertenece a un lugar de veraneo privado orientado a la conservación. No se conocen otros emplazamientos de anidación concentrados en Antigua. Según Muenz y Andrews (2003), desde 1987 y 2001 se han contado un máximo de casi 160 nidos por temporada.

**Bahamas.** Este es un Archipiélago de unas 700 islas, junto con unos 2000 cayos, que se extienden por unos 960 km hacia el sureste desde Mantanilla Shoal afuera de la costa de Florida hasta unos 80 km al norte de Haití. El anidamiento de carey está confirmado en varias de estas islas tales como: Abaco, Inagua, Acklins, Crooked Island y Conception Island. Se han localizado careyes con marcas provenientes de Cuba y Turku y Caicos. Se cree que existen cantidades substanciales de esta especie en los amplios bancos coralinos que sirven como ecosistemas de forrajeo (Autoridad CITES de Bahamas 2001).

**Barbados.** En Barbados se ha registrado un aumento constante de nidos y del número de hembras de tortuga carey marcadas desde 1997, y los investigadores están cada día más convencidos de que la población está en las primeras fases de recuperación. En 2000 se marcaron 103 hembras anidadoras y el número de nidos aumentó de 807 en 2000 a 1.179 en 2001. Esto representa una actividad de anidación en aproximadamente 10 km de playas y se estima que representa el 80% de la actividad de anidación de la tortuga carey en Barbados.

**Belice.** En este país el sitio más importante documentado recientemente es Gales Point en Manatee Bar donde se han monitoreado entre 100-150 nidos anuales en los últimos años. También se mencionan sitios como Sapotilla Cays y Long Coco Cay como sitios importantes de anidación. No es dudoso que la gran barrera de arrecife frente a Belice albergue una enorme cantidad de sitios de alimentación para esta especie (Autoridad CITES Belice, 2001).

**Bermuda.** La carey es encontrada oportunísticamente en las aguas de Bermuda por buzos y otras personas. Los tamaños de estos individuos oscilan entre los 24,6-64,8 cm de longitud recta de caparazón, mientras que los varamientos en la costa oscilan entre 8,7-69,7 cm. No hay anidación documentada lo que definitivamente confirma que la plataforma continental de Bermuda sea utilizada por esta especie como sitio de desarrollo en su ciclo de vida (Meylan et al. 2003).

**Caimán.** Estas islas (Gan Caimán grande, Caimán pequeño y Caimán Brac) están situadas al oeste de las Antillas mayores y cubren un área de 259 km<sup>2</sup> (159 km<sup>2</sup> solo Gan Caimán), para Oldfield (1999) las careyes se dan en pequeñas cantidades en estas islas. En 1999, se registraron 4 nidos, mientras que desde 2000 al 2003 no hubo registros (J. Blumenthal, com. pers.). Se informa de sitios de alimentación en los alrededores de las tres islas, especialmente en zonas de coral. Blumenthal et al. (2003) registra sitios de alimentación alrededor del Pequeño Caimán.

**Colombia.** Varios son los sitios reconocidos con anidaciones no mayores a 20 nidos por temporada, entre ellos Islas del Rosario, Archipiélago de San Andrés y Providencia, Isla Fuerte e Isla Tortuguilla. Mientras que con una anidación no mayor a 10 nidos por temporada se encuentran las playas del Golfo de Urabá, y varios sitios en los Departamentos de Sucre y Córdoba (C. Ceballos, com. pers.). Córdoba, López y Amorocho (1998) registraron anidaciones de 21 nidos en Serranilla (67%) y Cayo Bolívar (1,19%).

**Costa Rica.** En playa Tortuguero el sitio de mayor anidación de tortuga verde del país también se monitorea la tortuga carey. Se vigila desde 1955 (Carr y Giovannoli, 1957), siendo el esfuerzo de investigación más antiguo de Interamérica. Carr y Stancyk (1975) compararon el número de tortugas de carey halladas por unidad de actividad patrullera en dos períodos de cuatro años. Los hallazgos disminuyeron sustancialmente de 2,3 tortugas por unidad de actividad patrullera en 1956-59 a 0,60 en 1970-73. El valor equivalente en 1988-91 fue calculado por Bjorndal et al. (1993) en 0,35 tortugas, lo que indica una disminución de 85% con respecto a los niveles de 1956-59 (menos del período de una generación). Se observó que la longitud media del caparazón de las tortugas de carey anidadoras en Tortuguero había disminuido considerablemente entre 1955 y 1977 ( $p=0,0005$ ), lo que indica la inestabilidad de la población (Bjorndal et al., 1985). Un análisis de los datos de 1972 a 1991 (que comprende años de actividad patrullera normalizada) reveló una notable tendencia descendente ( $p=0,014$ ), lo que llevó a los investigadores a la conclusión de que la población reproductora de Tortuguero había disminuido continuamente desde que comenzó la vigilancia en 1956 (Bjorndal et al., 1993). En los últimos 21 años (1980-2000) se ha registrado anualmente en Tortuguero, en los 8 km de playa patrullada continuamente, un máximo de 13 nidos de tortugas de carey.

Se registraron 18 nidos en 8 km monitoreados regularmente en Tortuguero en 2001. Esto representa únicamente una muestra del número total de nidos en la playa de anidación de 35 km de longitud. Una comparación del número de tortugas carey halladas por unidad de esfuerzo en cuatro periodos de cuatro años desde 1956-1959 hasta 1997-2000, muestra una disminución media anual de 3,9% y una disminución total de la población durante este periodo de 82% (Tröeng, 2002). No obstante, el número de hallazgos por unidad de esfuerzo aumentó ligeramente entre los dos periodos de cuatro años más recientes (1988-1991 y 1997-2000). Tröeng (2002) informa de que la tendencia reciente (1985-2000) calculada por regresión lineal de ln (nidos de tortugas carey) manifiesta un aumento del 5,1% por año o 111% durante el periodo de 15 años. Sin embargo, señala que los esfuerzos de las patrullas pueden haber variado según los años, y que si los esfuerzos varían considerablemente (en términos del número de meses patrullados) la estimación de la tendencia puede ser poco robusta para hacer conclusiones confiables.

En 2000 se registró un total de 17 nidos de tortugas de carey (en julio), en Gandoca. Los nuevos reconocimientos realizados en el Parque Nacional Cahuita documentan 68 nidos de tortuga carey en 2001, 34 y 73 en las temporadas del 2002 y 2003 respectivamente; 14 nidos fueron documentados en 2001 en Gandoca, cerca de la frontera entre Costa Rica y Panamá.

**Cuba.** Hace tiempo que está probada la importancia de los lugares de alimentación cubanos para la tortuga carey. Doce Leguas (conocida anteriormente como Archipiélago Jardines de la Reina), frente a la costa sur de Cuba, era conocida como uno de los primeros centros de comercio de caparazón de carey, y se cree que era donde los pescadores de Caimán solían cazar con red tortugas de carey (Parsons, 1972). La investigación genética ha revelado que las poblaciones de los lugares de alimentación se componen de un 65% (estimado) de tortugas nacidas en Cuba, y las restantes proceden de Belice, Costa Rica, México, Puerto Rico, las Islas Vírgenes Estadounidenses y Antigua (Bass, 1999; Corporación de Conservación del Caribe, datos no publicados).

Basado en el estudio de Moncada et al. (1999) se sugiere que, aunque Cuba tiene un amplio litoral aparentemente apropiado para la anidación de la tortuga carey, la mayoría de la actividad anidadora se limita a pequeñas playas de las islas exteriores. La zona de anidación más importante identificada hasta ahora es la de Doce Leguas, situada a 60 km de la costa

meridional (provincia de Camagüey). El número total de nidos documentados anualmente en Doce Leguas en las temporadas de 1994-1995 a 1997-1998 varió de 105 a 251 (Moncada et al., 1999). Los autores advirtieron que esos totales no reflejaban toda la actividad anidadora y que el verdadero total es indudablemente más alto. Sin embargo, también manifestaron que la actividad reproductora de las tortugas de carey parecía haberse reducido en Doce Leguas en el periodo 1997-1998, en comparación con temporadas anteriores, y atribuyeron la disminución a la perturbación humana y a la erosión de la playa. En 1997/1998 se halló un total de 403 nidos de tortugas de carey, lo que representa 101 hembras, en "verificaciones sobre el campo" a lo largo de la zona sudoriental de Cuba (incluida Doce Leguas).

En el monitoreo de nueve playas de referencia desde 1997 en Cayo Doce Leguas, se registró un total de 72 nidos en esas nueve playas en 2001. El esfuerzo de investigación ascendió en promedio a 45,9 +/- 5,1 (Desviación Estándar) días por época de anidación durante 1997-2001, y el total de los nidos durante este periodo de cinco años pone de relieve un aumento medio anual de 20,2%.

La tortuga carey también anida en otras zonas de Cuba y se sigue sin conocer toda la extensión de la anidación de tortugas de carey en el país, lo que impide hacer estimaciones poblacionales y tendencias seguras. Sin embargo, una estimación del número total de nidos, basada en extrapolaciones a partir de esas playas de referencia para toda la época de anidación y todas las playas de anidación en el país, asciende a 2.000-2.500 (Meylan 2002).

**Dominica.** Meylan (1999), confirma al menos 6 nidos en 1984.

**Estados Unidos de América.** En Florida sólo se han registrado anualmente entre 1 y 4 nidos de 1979 a 2000 (Meylan et al., 1995, base de datos del Estudio de Playas de Anidación del Estado de Florida).

**Grenada.** Para Meylan (1999) hay una estimación mayor a 500 hembras que parece muy alta.

**Guadalupe.** Este Archipiélado tiene unos 565 km de línea de costa. En playa Trois Ilets en Marie-Galante se encontraron 117 nidos para un estimado de 22-35 hembras y un total de nidos entre 150-220 en la temporada del 2000. Mientras para la temporada del 2001 se estimó un total de nidos de 170-220 de 38 a 45 hembras. En playa Folle Anse se encontraron 29 nidos en el 2001, en playa Sucrierie se ubicaron 15 nidos. En resumen, Chevalier et al. (2003), determinó que para esta zona la anidación puede ser alrededor de 200 nidos para un grupo entre 30 y 40 hembras.

**Guatemala.** Los reconocimientos realizados durante 12 semanas en 2000 en los 10 km de playas de anidación en la Península Manabique, cerca de Jaloa, permitieron documentar 34 nidos. En 2001, se ampliaron los reconocimientos a 12 km y 14 semanas y se registraron 22 nidos (Meylan 2001).

**Islas Vírgenes (UK).** Este complejo de islas tiene 153 km<sup>2</sup> de tierra, conformado por la isla más grande que es Tortola (54 km<sup>2</sup>), Virgin Gorda (21 km<sup>2</sup>), Anegada (38 km<sup>2</sup>), José Van Dyke (9 km<sup>2</sup>) y más de 40 islas, cayos y piedras. La zona marina alrededor tiene áreas al menos 5 veces mayor que la terrestre (Oldfield 1999). Para este mismo autor las cantidades de tortugas careyes han ido decreciendo lentamente en los últimos años y las zonas de alimentación se ubican en East End en Tortola, el noreste de Virgin Gorda y el este y oeste de la costa de Anegada.



**Islas Vírgenes (US).** La población reproductora en el Monumento Nacional de Arrecifes de la Isla Buck, en las Islas Vírgenes Estadounidenses, parece estacionaria, con un máximo de 135 nidos en 1995. Chevalier et al. (2003) anota un promedio de 106,25 nidos por temporada para el periodo 1987 al 1997, mientras que Garland y Hillis (2003) registraron entre julio y octubre unos 150 nidos para esta Isla.

**Haití.** Su línea de costa alcanza los 1535 km, donde se distinguen el Golfo de Gonave, ciertas zonas al sur en las regiones de los Cayos, en la Bahía de Flamands y ciertas regiones del noroeste. Meylan (1999) informa de al menos 3 nidos encontrados en un conteo aéreo entre 1982-83.

**Honduras.** Hasbún (2002) establece anidación para esta especie en al menos tres playas de Cayos Cochinos (playa Dos, Paloma y Cordero), la anidación la registra entre los meses de junio a octubre. Los monitoreos subsecuentes en esas mismas playas del Archipiélago de Cayos Cochinos en 1999 y 2000, mostraron registros 34 y 10 nidos de tortuga carey, respectivamente (Aronne, 1999, 2000). Es importante mencionar que esta especie también anida en las Islas de la Bahía (Roatán, Guanaja y Utila), pero solo se monitorea la Isla de Utila donde se registran anidaciones de unos 20 nidos por temporada (BICA 2002).

**Jamaica.** Sobre la base de estudios de la playa en 1991-1996, se estima que en Jamaica hay entre 200 y 275 nidos (Meylan 2001).

**Martinica.** En esta isla se han ubicado 245-375 nidos (Meylan 1999).

**México.** México es el único país del Gan Caribe con una cantidad relativamente grande y creciente de nidos (Guzmán et al., 1995; Garduño et al., 1999). En 1996 se registraron en total 4.522 nidos en los estados de Campeche, Yucatán, y Quintana Roo, lo que representa siete veces más en la zona de estudio, y 56 veces más de nidos en comparación con el número de nidos protegidos en 1977 (Garduño et al., 1999). Estos mismos investigadores consideraron que los mayores niveles de anidación en el período 1977-1992 se explica sobre todo por los mayores esfuerzos de vigilancia, pero atribuyeron los aumentos entre 1993 y 1996, a un verdadero cambio de población. Guzmán et al. (1995) llegaron a la conclusión de que el mayor número de nidos registrado en el estado de Campeche en los últimos años era indicio de una recuperación gradual y efectiva, y señalaron que el aumento en Campeche se había producido después de 17 años de protección de las playas. En 2000 se registraron en Yucatán 5.595 nidos lo que representa entre 1.119 y 1.865 hembras (suponiendo una media de 3 a 5 nidos/hembra/temporada, Richardson et al., 1989; Hillis, 1995; y Guzmán et al., 1995), pero ese año no se abarcaron todas las playas vigiladas anteriormente. Para Vázquez, Miranda y Frazier (1998) en 260 km de playas vigiladas en la Península de Yucatán se dieron aproximadamente 3000 nidos en una temporada de abril a agosto con un pico entre mayo y junio.

Si bien no hay duda de que la anidación ha crecido espectacularmente, dos factores complican una estimación precisa del aumento en el número de hembras reproductoras anuales en Yucatán; México impuso una prohibición total a la captura de todas las tortugas marinas en 1990, y las capturas con fines comerciales en los lugares de alimentación en Cuba adyacente han disminuido considerablemente desde 1993, después de que Japón, el principal mercado de la caparazón cubana, adoptara una moratoria a las importaciones de tortugas de carey (Donnelly, 1991; TRAFFIC, 1994). Ambas medidas habrían permitido que las tortugas inmaduras sobrevivieran lo suficiente para anidar, y también que las tortugas ya reproductivamente activas completaran más ciclos de anidación. Las poblaciones mexicanas, son las únicas de este tamaño en el Hemisferio Occidental.

**Monserrat.** Es una isla parte de las antillas menores (Islas Leeward) ubicadas al este del Mar Caribe con 104 km<sup>2</sup> de espacio terrestre. Según Oldfield (1999) determinó que la carey es una especie común en sus aguas y se registran como sitios de anidación a: Yellow Hole, Rendevouz Bay, Little Bay, Bunkum Bay, Woodhand Bay, Limeklím Bay, Old Road Bay, Fox's Bay, Isles Bay; mientras que los sitios de alimentación registrados son: O'Garras, Bransby Point, Rendevouz Bluff, Yellow Hole y Trant's Bay.

**Nicaragua.** Se realizaron reconocimientos de nidos en 2000 en El Cocal, a lo largo de la costa continental del sur de Nicaragua. Se realizaron reconocimientos en 27 km de playas cada tres semanas entre abril y octubre. Se registró un total de 75 nidos de tortuga carey, 73,3% de los cuales fueron objeto de recolección furtiva (Lagueux, Campbell y McCoy 2003).

En Cayo Perlas se realizaron reconocimientos semanalmente durante la época de anidación de 1999 en 11 cayos, y diariamente en 2000 y 2001 en 11 y 10 cayos, respectivamente. El número total de nidos para los tres años fueron 99, 152 y 156 (Lagueux, Campbell y McCoy 2003). Se ha estimado que la recolección furtiva de nidos fue de 97% en 1999, disminuyendo 30,3% en 2000 y 31,5% en 2001, gracias a los esfuerzos de conservación. El pico de la temporada de anidación se ubica entre julio y agosto, mientras que la temporada va de mayo a octubre.

Entre otras amenazas, cabe señalar la captura de las hembras anidadoras y de tortugas carey de todos los tamaños en las zonas de apareamiento cercanas y la destrucción o la alteración del hábitat. Las zonas de alimentación más importantes son: Pearls Cays (RAAN), Miskito Cays (RAAN), Tyra Cays (RAAN), Kinas Cays (RAAS), Morris Shoal (Departamento de San Juan), (C. Lagueux, pers. com.).

Se estima que El Cocal y Cayo Perlas son los lugares más idóneos de anidación de las tortugas carey en la costa caribeña de Nicaragua (González 2001). Este mismo autor menciona una anidación de 75 nidos durante la temporada del 2000 en playa el Cocal.

**Panamá.** En el Caribe de este país se reconocen al menos tres grandes regiones de anidación, Bocas de Toro hasta el Escudo de Veraguas, la zona de Colón y Portobello y el Archipiélago de San Blas. En 2003, se ubicaron varios sitios de anidación para la carey en la zona de Bocas del Toro; Río Caña con 275 nidos, Río Chiriquí 118 nidos, Escudo de Veraguas 19 nidos, Cayo Zapatilla pequeño 45 nidos, Cayo Zapatilla grande 42 nidos, para un total general de 495 nidos entre mayo y noviembre (Ordóñez et al. 2003).

**Puerto Rico.** Se considera que la población reproductora de tortugas de carey en la Isla Mona, Puerto Rico, aumenta, con un récord de nidos (541, lo que representa entre 108 y 180 hembras) documentado en 2000 (C. Diez y R. Van Dam, com. pers.) Diez y Van Dam (en prensa) consideran que Isla Mona es el mayor criadero de tortugas de carey en la cuenca del Caribe. Atribuyen el reciente incremento de los nidos a la protección en Mona y a la reducción de la pesca en la región del Caribe.

Se registraron 549 nidos en la Isla Mona en 2001 durante la fase principal de la época de anidación. Asimismo se registraron otros nidos en Puerto Rico en 2000, a saber: Caja-de-Muerto (58), Viequez (50), Humacao (145) y Culebra (20) (C. Diez, com. pers. en Meylan 2002). Tallevast y Morales (2000), informan de 280 nidos para el periodo 1993-1997 en Culebra

**República Dominicana.** En este país se presentan dos sitios importantes para la anidación que son San Luis y Bahía de las Águilas ambos en el Parque Nacional Jaragua, la anidación en cada sitio oscila entre 0 y 50 nidos anualmente (León, Y. com. pers.).

**San Kitts y Nevis.** Según Butler (2002) la anidación en esta Isla alcanzó los 84 nidos de esta especie durante el mes de julio de la temporada de 1999.

El sitio más reconocido para la anidación es la Península sureste en lugares como Bahía Major, Bahía Banana, Bahía Cockleshell, Bahía Mosquito, Bahía Sand Bank, Conaree y Belle Tete. En Nevis los sitios de anidación son Bahía Pinneys, Red Cliff, e Indian Castle, (Eckert y Honebrink, 1992).

**Santa Lucia.** Según Meylan (1999) al menos 11 hembras se estimó que anidaban en esta Isla, aunque se les consideró en declive, esta población pudo haber desovado unos 30-40 nidos.

**San Vicente y Grenadinas.** En estas Islas se estimó una cantidad alrededor de 20 hembras, lo que representó alrededor de 60-70 nidos (Meylan 1999).

**Trinidad y Tobago.** La anidación en la isla de Tobago se presenta en algunas playas al noroeste (L'Anse Fourmi) y suroeste (Pigeon PT) cerca de Punta Crown. Mientras que la alimentación sucede en las zonas costeras del suroeste (Bucco reef) cerca de Mt. Irvine, Culloden, Arnos Vale; más hacia el noroeste hay otros sitios de alimentación cercanos a Charlottevill, St. Giles Island y la formación rocosa llamada "Sisters" (W. Herron, com. pers.).

**Turks y Caicos.** Este es un grupo de islas ubicadas en el extremo sureste del Archipiélago de las Bahamas. Lo constituyen más de 40 islas con solo 6 que son principales y dos pequeñas pero inhabitadas por humanos. El área terrestre total de estas islas es de 500 km<sup>2</sup>.

La carey es considerada moderadamente abundante pero declinando, además es la especie mayoritaria en comparación con las demás especies. Los sitios de alimentación más importantes son: Big Ambergis Cay, Little Ambergis Cay, Fish Cay, Highas Cay, Grand Cay, Gibas Cay, Cotton Cay, East Cay, SALT Cay, Grand Caicos y North Caicos (Oldfield 1999).

**Venezuela.** Se estima que la Península de Paria en el estado de Sucre es la zona de anidación más importante de la tortuga carey en el territorio continental (Buitrago y Guada, 2001). En censos parciales se registraron 33 nidos de tortuga carey en 1997 y 65 nidos en 1998 (Guada, 2000). El archipiélago de los Roques es una importante zona de anidación costa afuera, con 31 nidos por año durante el periodo 1979-1983 y 32 nidos confirmados en 1998 (Guada, 2000; Mata et al. 2002). Se estima que los nidos en ambas localidades son una infravaloración del total de nidos. Pese a la falta de datos, Buitrago y Guada (2001) estimaron unos 120-150 nidos por año en Venezuela.

## Intervalo de remigración

Por lo común, se señala que el intervalo entre las temporadas de anidación (o "intervalo de remigración") de las tortugas carey es de dos a cuatro años (Witzell, 1983), pero puede variar entre nueve meses (Pilcher y Ali, 1999) y al menos 10 años (Mortimer y Bresson, 1999). Como estas observaciones dependen de la identificación de los individuos, lo que normalmente se basa en la recuperación de animales marcados, es fundamental para interpretar los datos tener en cuenta la pérdida de marcas y la eficacia de la cobertura de la playa de anidación (e.g., Dobbs et al., 1999; Pilcher y Ali, 1999). Dado que es más fácil registrar intervalos cortos, hay

una tendencia a descartar o pasar por alto los intervalos más largos, y calcular promedios subestimados. Por ejemplo, el empleo de técnicas que aumentan las posibilidades de identificar individuos marcados –aun cuando se haya perdido una marca– posibilita la observación de intervalos de remigración particularmente largos, de ocho años o más (Mortimer y Bresson, 1999). La media de la población, basada en el promedio del intervalo medio de cada individuo, fue de 2,69 años para Jumby Bay (Antigua). Aunque este resultado se obtuvo tras un estudio de 11 años que supuso un marcado exhaustivo, se siguió considerando que era una estimación insuficiente (Richardson et al., 1999). Sin embargo, hay una variación biológica considerable en este parámetro. El intervalo de remigración promedio determinado para Pulau Gulisaan, Sabah (Malasia) es de 1,8 años, indicándose que algunas tortugas retornan para anidar después de sólo seis meses y otras lo hacen al cabo de siete años cuando menos (Pilcher y Ali, 1999).

## Duración de la vida reproductiva

El estudio de 11 años sobre Jumby Bay (Antigua) arrojó un promedio de 4,5 nidadas por temporada, y una notoria moda de cinco nidadas por individuo. Con una nidada promedio de 155 huevos, la contribución reproductiva por temporada de una sola hembra se calculó en 697,5 huevos, utilizando el número promedio de nidadas por individuo; utilizando el número modal de nidadas, la estimación fue de 775,0 huevos por hembra, por temporada. Considerando una tasa promedio de remigración de la población de 2,69, la fecundidad individual media anual se calculó en 228 huevos/hembra/año. Se estimó además que la fecundidad a lo largo de la vida de una hembra (que sobreviviera 8,1 años de anidación no anual) sería de 3.108 huevos (Richardson et al., 1999).

Al menos un estudio a largo plazo, en Cousin Island (Seychelles), ha arrojado resultados que indican que los animales que retornan para anidar realizan apreciablemente más puestas por temporada que las hembras que no han anidado previamente (Mortimer y Bresson, 1999). Por ende, la fecundidad anual puede aumentar después de que las hembras carey han anidado por primera vez; también pueden tener éstas últimas mejores resultados de anidación a medida que adquieren más experiencia.

## Depredación

Hay abundante constancia de la depredación de que son objeto las tortugas marinas por parte de diversos animales. Sin embargo, las observaciones sobre la depredación de las tortugas marinas en diversas etapas de su vida son oportunistas, y como tales no son completas ni sistemáticas. En la playa, los huevos y las crías de la tortuga carey pueden ser presa de distintos animales, en particular insectos (e.g. hormigas), cangrejos (e.g., cangrejo fantasma, *Ocypode* spp. y cangrejo ermitaño *Caenobita* spp.), lagartos (e.g., varano *Varanus* sp.), aves (una gran variedad), y mamíferos (una gran variedad) (e.g., Stancyk, 1982; Witzell, 1983; Chan y Liew, 1999; Dobbs et al., 1999; Pilcher y Ali, 1999). La depredación de las crías durante el tránsito de la playa hasta alta mar puede ser intensa, e intervienen en ella tiburones, peces óseos y aves marinas (Stancyk, 1982; Dobbs et al., 1999; Pilcher y Ali, 1999). Incluso las tortugas de talla adulta pueden ser atacadas por tiburón tige (*Galeocerdo cuvieri*) y tiburón toro (*Carcharhinus leucas*) (Stancyk, 1982). Las hembras que anidan en Milman Island (Australia) solían aparecer en la playa con lesiones en las extremidades, e incluso en el caparazón, y a veces se trataba de heridas profundas recientes (Dobbs et al., 1999), lo que indicaba que la tortuga había escapado apenas al ataque de un depredador grande y potente.

## Supervivencia y mortalidad

Se dispone de muy poca información sistemática sobre la supervivencia de la tortuga carey, y en su mayor parte se limita a los huevos y las crías en los nidos. Los valores tanto del índice de eclosión (porcentaje de la nidada que vive al menos hasta la eclosión) como del índice de emersión (porcentaje de la nidada que vive al menos hasta emerger del nido) pueden variar enormemente de una playa a otra y entre una temporada de anidación y otra, e incluso en la misma playa durante el mismo periodo de tiempo. Sin embargo, para los nidos "naturales" (los que quedan in situ), el índice de eclosión promedio suele ser superior al 80%, y el de emersión no es muy inferior (Witzell, 1983; Frazier, 1993; Dobbs et al., 1999; Richardson et al., 1999). Cuando los procedimientos de ordenación entrañan el desplazamiento de los huevos, estos valores son casi siempre inferiores, a menudo por un margen considerable (Frazier, 1993; Marcovaldi et al., 1999).

Es probable que en el mar las crías sufran una mortalidad relativamente alta, pero hasta ahora no se han presentado estudios sistemáticos sobre las tortugas carey. Se estimaba que hasta el 30% de las crías reintegradas desde la estación de incubación de Pulau Gulissan, Sabah (Malasia) eran presa de depredadores marinos en un radio de diez metros alrededor de la isla; se pensaba que los depredadores principales eran peces óseos y tiburones (Pilcher y Ali, 1999). Los resultados del estudio de 11 años sobre Jumby Bay (Antigua), que se basó en el marcado exhaustivo, indicaron una pérdida anual de un 6% de las anidadoras, o sea una tasa de supervivencia anual de 0,94. La supervivencia anual de las cohortes estacionales variaba entre 0,93 y 0,96, y aunque la diferencia entre estos valores parezca pequeña, tiene importantes consecuencias para los modelos demográficos. Pese a que este detallado estudio se ha realizado a lo largo de más de una década, será necesario continuar el seguimiento para comprender mejor la supervivencia anual de las hembras anidadoras en Jumby Bay (Richardson et al., 1999). No obstante, las estimaciones del estudio de Jumby Bay muestran que para que una población permanezca estable, la hembra anidadora promedio no sólo debe vivir hasta alcanzar la madurez sexual, sino también reproducirse durante un periodo de al menos nueve años más. Dado que algunas hembras de la población morirán antes de hacer la contribución reproductiva promedio, esas "muertas prematuras" deben quedar compensadas por otras hembras que sobrevivan y se reproduzcan durante un periodo considerablemente superior a los nueve años. Habida cuenta del tiempo que estas tortugas tardan en alcanzar la madurez, es probable que algunos miembros de la población sobrevivan 50 años o más (Richardson et al., 1999).

La información básica de que se dispone sobre el ciclo biológico de las tortugas carey sólo permite establecer modelos demográficos muy especulativos (Crouse, 1999). Sin embargo, sobre la base de los mejores modelos disponibles respecto de las tortugas marinas, puede decirse que se necesita una alta supervivencia anual de individuos bentónicos inmaduros y adultos de gran talla para mantener una población estable (véase Heppell et al., 1995).

## Repoblación

Como ocurre con la supervivencia y la mortalidad, se dispone de muy poca información sistemática sobre las tasas de repoblación en cualquiera de las fases de la vida de las tortugas carey. León y Diez (1999) señalaron que la alta densidad de tortugas carey inmaduras, y la ausencia casi total de animales de talla adulta, en su sitio de estudio en el Parque Nacional Jaragua de Cabo Rojo (República Dominicana), podía ser prueba de que las tortugas carey utilizan diferentes hábitats de desarrollo en diferentes fases de su ciclo vital. Estos resultados son comparables con los de Limpus (1992a) referentes a la Gan Barrera de Arrecifes austral.

Hace casi 50 años que los biólogos de las tortugas marinas discuten la idea de los hábitats de desarrollo, que es una explicación ampliamente aceptada en el ciclo biológico de las tortugas carey y otras especies de tortugas marinas (León y Diez, 1999).

En consecuencia, el conocimiento de la repoblación se complica por el hecho de que hay muchas fases vitales y cada una puede suponer condiciones ecológicas distintas. Los resultados de un estudio de 11 años realizado en Jumby Bay (Antigua) indicaban que cada año, entre el 13,3% y el 25,6% de las anidadoras anuales eran individuos nuevos, y que la tasa anual de repoblación (para las hembras reproductoras) era del 9%. En general, se ha calculado que menos de un huevo por mil sobrevive para dar lugar a un adulto reproductor (Richardson et al., 1999).

## **Estructura por edad**

Se dispone de poca información sistemática sobre la estructura por edad de las poblaciones de tortugas carey. Sólo una de 109 tortugas capturadas en la Gan Barrera de Arrecifes austral (SGBR) era madura. Se argumentó que se trataba de una zona que no había sido objeto de explotación recientemente, por lo que se concluyó que la estructura por edad era "natural" (Limpus, 1992a).

León y Diez (1999) encontraron agrupamientos sorprendentemente densos de tortugas carey inmaduras, pero una ausencia casi completa de animales de talla adulta, en sitios determinados del Parque Nacional de Jaragua de Cabo Rojo (PNJ/CR) en la República Dominicana. En cambio, otras zonas de alimentación en el Caribe tienen individuos inmaduros y adultos. A partir de este dato y de diversos informes sobre nidos dispersos así como de las carcasas de tortugas adultas encontradas en playas arenosas del parque, León y Diez (1999) establecieron que en el pasado inmediato había tenido lugar una anidación importante. La ausencia total de adultos en el PNJ/CR llevó a los autores a concluir que ello se debía a la intensa explotación (ilegal) de que eran objeto los animales que anidaban. Sin embargo, no puede descartarse la extrema diferencia en cuanto a hábitats y hábitos de alimentación que separa a los individuos inmaduros y adultos de la zona.

Es notable que hallazgos similares de concentraciones de tortugas carey inmaduras en la SGBR y el PNJ/CR dieran lugar a dos explicaciones muy diferentes. Aunque esto tal vez refleje la diversidad de situaciones en que se encuentran las tortugas carey, también podría deberse a que Limpus (1992a) haya pasado por alto una de las perennes interrogantes que se plantean a los biólogos de las tortugas marinas, a saber, dónde viven los animales durante cada fase de su ciclo vital. Si bien las zonas concretas de que da cuenta Limpus (1992a) pueden estar exentas de explotación, ello no significa que las poblaciones que habitan en las grandes extensiones de los arrecifes no sean objeto de explotación. Si su maduración supone la dispersión por otras zonas de desarrollo, las tortugas carey inmaduras de la SGBR bien podrían migrar a aguas en las que sean objeto de una explotación intensa, lo que probablemente tendría una repercusión importante en la situación en la SGBR.

## **Composición por sexos**

Como ocurre con otras especies de tortugas marinas, ha habido pocos estudios de la distribución por sexos de las tortugas carey. Limpus (1992a) hizo un examen laparoscópico de las gónadas de 109 tortugas carey de la SGBR de Australia; con sólo un animal adulto, esta muestra arrojó una razón de 2,57:1, con una significativa tendencia a favor de las hembras.

León y Diez (1999) investigaron un grupo de tortugas inmaduras en el PNJ/CR de la República Dominicana basándose en análisis de la testosterona en el suero sanguíneo. También ellos comunicaron que las hembras eran casi tres veces más numerosas que los machos, en una proporción de 2,71:1. Los registros de la pesquería de tortugas carey de Cuba indican que entre 1983 y 1997, la captura tuvo una fuerte preeminencia de hembras, con proporciones habitualmente superiores a 4:1 (Carrillo et al., 1999). En cambio, se dio cuenta de una leve tendencia a favor de los machos en Isla Mona (Puerto Rico), donde la investigación se basó en observaciones laparoscópicas de las gónadas (Diez y van Dam, en León y Diez, 1999).

Aunque la proporción entre sexos favorable a las hembras es bien conocida en otras especies de tortugas marinas, estos resultados llevan a preguntarse si las poblaciones de tortugas carey tienen habitualmente un exceso de hembras o si los machos y las hembras tienen hábitos muy diferentes que hacen que las hembras queden más expuestas a ser capturadas.

Una cuestión básica, y preocupante, tiene que ver con la exactitud de la información misma. En todo estudio de tortugas marinas no reproductoras referente sólo a la morfología externa, se plantea siempre la cuestión del grado de exactitud de la determinación del sexo: un macho sin caracteres sexuales secundarios es imposible de distinguir de una hembra. Además, el criterio de la "talla de reproducción mínima" no es fiable para clasificar un animal como maduro, pues una proporción importante de tortugas carey alcanza la madurez sexual después de adquirir un tamaño "considerablemente mayor que la talla de reproducción promedio" (Limpus, 1992a). Por otra parte, la longitud de la cola de algunas hembras anidadoras podría malinterpretarse como característica masculina (Dobbs et al., 1999). En teoría, el examen de las gónadas y las concentraciones de testosterona en sangre no presentan estos problemas (Wibbles et al., 2000).

## **Área de residencia y territorialidad**

Desde hace varias décadas se tienen pruebas de que en las zonas de alimentación, las tortugas carey ocupan áreas de residencia (Thurston, 1976; Frazier, 1984; véanse también citas en Starbird et al., 1999). Limpus (1992a) marcó 205 tortugas carey en la SGBR de Australia, y 30 de ellas fueron reubicadas en Heron Island. A partir de nuevos avistamientos, llegó a la conclusión de que las tortugas carey ocupan un área de residencia en un arrecife determinado, pero que no fijarán fácilmente residencia en el nuevo arrecife en el que sean reubicadas.

En estudios más detallados se han examinado las posiciones exactas de tortugas carey marcadas en arrecifes determinados. La distancia entre las capturas subsiguientes de individuos inmaduros en Mona Island (Puerto Rico) fue en promedio de 0,45 km (D.E.= 0,66 km) (van Dam y Diez, 1998). En el PNJ/CR de la República Dominicana, la información obtenida con la recuperación de 34 individuos arrojó un promedio de 204,4 días (D.E.= 141,0, val.lím. 45-571) entre los episodios de captura; la distancia entre la primera y la última captura variaba de 0,60 km a 1,55 km, siendo en promedio de 0,36 km (D.E.= 0,32 km) (León y Diez, 1999). A causa de esta fidelidad al lugar que demuestran las tortugas carey inmaduras, León y Diez (1999) señalaron la importancia de la protección a largo plazo de las zonas de alimentación con alta densidad de individuos.

Estudios de las hembras reproductoras de Buck Island (Islas Vírgenes de los Estados Unidos de América) indican que entre los episodios de anidación, estas tortugas fijan residencia temporalmente en ciertas zonas de aguas poco profundas, a 3 km como máximo de sus respectivas playas de anidación. Pero cuando una hembra terminaba de anidar, abandonaba la

zona adyacente a las playas de anidación (Starbird et al., 1999), presumiblemente para regresar a su zona de residencia habitual fuera del periodo reproductivo.

Además de las pruebas procedentes de diversas fuentes acerca de la fidelidad al lugar de alimentación, hay también algunas indicaciones respecto a la territorialidad de las tortugas carey. Las observaciones submarinas realizadas en diferentes lugares, como la SGBR de Australia (Limpus, 1992a) y Fernando de Noronha en el Brasil (Sánchez y Bellini, 1999), indican que las tortugas carey son habitualmente solitarias, mientras que otras especies, como las tortugas verdes, se encuentran a menudo en pequeños grupos. Además, al poner juntas dos tortugas carey, éstas se mordían entre sí (Sánchez y Bellini, 1999).

## Migraciones

Se pensó en un momento que las tortugas carey no eran migratorias e incluso que eran sedentarias, pero esta opinión queda contradicha por numerosos estudios de distintos lugares. Un problema ha sido considerar que la falta de información era equivalente a información negativa. Por ejemplo, a lo largo de un periodo de 40 años, en el Caribe se han marcado unas 2.500 tortugas carey, mientras que durante una sola temporada de anidación se marcó casi el mismo número de tortugas verdes (*Chelonia mydas*) en una de las principales playas de anidación (Meylan, 1999a). Esto, obviamente, reduce en gran medida las posibilidades de obtener información de la recuperación de ejemplares marcados, y como el marcado ha sido la técnica principal utilizada para estudiar la migración, ello significa que el empeño por investigar la migración de las tortugas carey ha sido relativamente escaso.



Figura 15: Rutas migratorias estimadas por el retorno de marcas externas.



Además, los datos obtenidos mediante la recuperación de animales marcados, a los que se colocan placas de identificación en las patas, han sido objeto de severas críticas a causa de los problemas de pérdida de las marcas (Mrosovsky, 1983; Witzell, 1998). Los resultados de los estudios basados en la recuperación de ejemplares marcados deben interpretarse, pues, teniendo en cuenta que las marcas a menudo se pierden, de modo que una proporción no conocida de la muestra inicialmente puede ser imposible de identificar. Pese a la reconocida gravedad de este problema en los estudios sobre las tortugas marinas (e.g. Mrosovsky, 1983; Alvarado et al., 1988; Limpus, 1992b; Parmenter, 1993; Bjorndal et al., 1996; McDonald y Dutton, 1996), son pocos los estudios en los que se ha evaluado sistemáticamente el asunto por lo que respecta a las tortugas carey. Casi de la mitad de las tortugas carey marcadas en Isla Mona con chapas de metal Monel (que es la forma más común de identificar a las tortugas marinas), según se informó, habían perdido sus placas al cabo de tres años (van Dam y Diez, 1999). En Fernando de Noronha (Brasil), las chapas de metal Monel en unos pocos meses quedaron totalmente encostradas de algas y briozoarios (Sanches y Bellini, 1999). Por otra parte, se ha calculado que en la población anidadora en Jumby Bay (Antigua) hay un 10% de posibilidades de que entre una temporada de anidación y otra, una tortuga pierda la placa de identificación de incoel que se le ha colocado en la pata (Richardson et al., 1999).



Figura 16: Rutas migratorias establecidas por transmisores satelitales.

Pese a estas deficiencias, un examen de los datos de recuperación de animales marcados del Caribe ha permitido determinar claramente que las migraciones internacionales, así como los desplazamientos de casi 2.000 km, no son poco habituales. Como estos resultados sólo dan cuenta de la distancia entre el punto de marcado y suelta y el de recuperación, las rutas efectivamente recorridas no se conocen, pero ciertamente han sido más extensas de lo que se ha notificado (Meylan, 1999a). No todas las recuperaciones de animales marcados indican

desplazamientos de larga distancia: hay casos de tortugas carey marcadas en Cuba de las que no se ha tenido noticia fuera de las aguas cubanas (Manolis et al., 2000). Sin embargo, casi todos los países del Caribe en los que se han marcado tortugas carey cuentan con al menos una recuperación internacional, y las distancias que suponen algunas recuperaciones revelan que una tortuga carey es capaz de atravesar el mar Caribe en distintas direcciones. Hay constancia de que una tortuga carey inmadura del Brasil ha cruzado el Atlántico, de modo que los desplazamientos entre puntos distantes entre sí más de 3.600 km son posibles (Marcovaldi y Filippini, 1991).

Estudios realizados utilizando la radiotelemetría en Buck Island (Islas Vírgenes de los Estados Unidos) indican que si bien las hembras anidadoras no se alejan más de tres kilómetros de las playas de anidación de la isla entre un episodio de anidación y otro, tan pronto como terminan de anidar por la temporada, emigran inmediatamente de la zona (Starbird et al., 1999).

Investigaciones recientes en las que se han utilizado transmisores satelitales han permitido conocer con claridad las rutas de migración de las tortugas carey del Caribe. Animales individualizados con transmisores en Cuba se dispersaron por las Islas Caimán, Honduras/Nicaragua, Belice/Colombia, Jamaica/Montserrat/Guadalupe, y Yucatán, recorriendo distancias de hasta 2.450 km. En dos casos, la tortuga abandonó las aguas cubanas sólo para volver más tarde, mientras que los recorridos de otras cuatro se realizaron exclusivamente en esas aguas (Carrillo et al., 1999; Manolis et al., 2000). De cuatro hembras que anidaron en la Península de Yucatán (México) y a las que se había colocado un transmisor satelital, dos nadaron hasta los bancos de Campeche, donde se quedaron, y dos nadaron hacia aguas internacionales del Golfo de México y el Mar Caribe (Byles y Swimmer, 1994). Además, cuatro hembras a las que se colocó un transmisor satelital al final de sus respectivas actividades de anidación en Barbados, fueron objeto de seguimiento a lo largo de periodos que oscilaron entre siete y 18 días. Durante esos cortos periodos, cada una emigró a aguas territoriales de un país diferente: Dominica, Ganada, Trinidad y Tobago y Venezuela, realizando desplazamientos desde la playa de anidación que variaron entre 200 km y 435 km.

La ausencia de individuos adultos en una vasta área de los arrecifes de la SGBR y el hecho de que las zonas de anidación más próximas estén a cientos, cuando no a miles, de kilómetros de distancia, se interpretaron como prueba de que hay zonas utilizadas por diferentes clases de talla/edades, y de que el ciclo vital de la tortuga carey implica migraciones a "hábitats de desarrollo" sucesivos (Limpus, 1992a).

## **Remigraciones**

El término "remigración", acuñado por los biólogos de las tortugas marinas, se refiere a la migración de retorno desde la zona de alimentación a la zona de anidación que cumple un individuo que ya ha anidado en una temporada anterior. El intervalo entre remigraciones del que más comúnmente se informa es de unos dos años (véase la sección Intervalo de remigración), de modo que alrededor de cada dos años por lo menos, las hembras adultas migran de las zonas de alimentación a las de anidación y regresan. Si la hembra promedio procede así al menos cuatro veces, hará, pues, cuatro viajes de ida y vuelta como mínimo, sin contar los realizados antes de alcanzar la madurez.

## Estudios genéticos

Bass (1999) examinó los primeros resultados (e.g., Bass et al., 1996) de las investigaciones de muestras de ADN mitocondrial (ADNmt) de tortugas carey de ocho áreas de anidación y dos áreas de alimentación. Llegó a la conclusión de que las poblaciones anidadoras del Caribe son genéticamente distinguibles, debido a las bajísimas tasas de flujo génico entre las poblaciones anidadoras, lo que resulta en unidades de población aisladas desde el punto de vista genético. Por ende, cada población anidadora existe independientemente de las demás, cualquiera sea la distancia geográfica entre ellas, y es muy poco probable que el tamaño y la composición de una población se vean influidos por la inmigración de tortugas de otras poblaciones. En otras palabras, si una población anidadora es diezmada, son escasas las posibilidades de recolonización a partir de otras poblaciones, y es probable que ello sólo ocurra después de un largo periodo. Esto es coherente con lo que ya se sabía acerca de las tortugas carey de la región del Índico y el Pacífico (e.g., Broderick et al., 1994).

Al mismo tiempo, estudios genéticos de tortugas carey encontradas en zonas de alimentación en Cuba y Puerto Rico indican que en ambos casos la "población" que se alimenta está compuesta de agrupamientos de individuos procedentes de al menos seis zonas de anidación diferentes. Bass concluyó que si bien los resultados publicados sólo habían incluido esos dos sitios, el hallazgo de poblaciones mezcladas en las zonas de alimentación podía extrapolarse a otros lugares.

Díaz-Fernández et al. (1999) analizaron muestras de zonas de anidación y alimentación de Cuba, México y Puerto Rico. Utilizando para el análisis secuencias más grandes de ADNmt, pudieron subdividir dos de los haplotipos descritos por Bass et al. (1996) en dos y tres haplotipos, respectivamente. Además, Díaz-Fernández et al. (1999) estudiaron muestras de las que no disponían Bass et al. (1996), procedentes de un número mayor y más diversificado geográficamente de tortugas carey. Aunque hay diferencias en los resultados de los dos estudios, Díaz-Fernández et al. (1999) confirmaron las mismas conclusiones generales: cada población anidadora tiene haplotipos distintos, y cada zona no reproductiva tiene una mezcla de haplotipos que son propios de zonas de anidación diferentes. Al igual que Bass et al. (1996), señalaron que la mayor contribución de haplotipos en las zonas de alimentación de Puerto Rico correspondía a los provenientes de zonas de anidación distantes, mientras que los haplotipos de anidación cubanos constituían la mayor contribución en las zonas no reproductivas de Cuba. Se han señalado notables diferencias en el mismo lugar de alimentación según las temporadas (Díaz-Fernández et al., 1999). Por ejemplo, la contribución de haplotipos de la población anidadora cubana en la zona no reproductiva alrededor de la Isla de Pinos pasó del 33% en primavera al 53% en otoño. También se señaló una gran variación entre diferentes años: la contribución porcentual de haplotipos de playas de anidación cubanas en las muestras de la zona de alimentación de Doce Leguas descendió del 83% en 1994 al 54% en 1996. Los valores también variaban entre diferentes lugares no reproductivos (esto es, zonas de pesca) de un mismo país.

Bass (1999) advirtió de que los valores de la contribución porcentual derivados de los análisis estadísticos actuales de los estudios genéticos de la tortuga carey del Caribe debían interpretarse como indicaciones cualitativas y no como estimaciones precisas de la composición genética. Sólo se podrá llegar a conclusiones más precisas después de que se haga un inventario regional de haplotipos, se descubra la identidad hasta ahora desconocida de las poblaciones fuente de algunos de los haplotipos observados y se comprenda mejor cómo, dónde y qué poblaciones se mezclan y se separan en el tiempo y en el espacio.

Broderick et al. (1994) realizaron estudios genéticos sobre las tortugas carey de Australia, y revelaron que en las zonas no reproductivas aparecían juntas poblaciones mixtas. Okayama et al. (1999) señalaron que muestras de tortugas carey de tres áreas no reproductivas (Cuba, Puerto Rico y las Islas Yaeyama del Japón) presentaban todas una diversidad genética mucho mayor que las de cualquier zona de anidación de Indonesia o el Japón. También observaron que si bien cada población anidadora tenía haplotipos específicos, el principal haplotipo característico de la población anidadora de Puerto Rico se detectó en un individuo que fue encontrado anidando en Cuba. Esto los condujo a pensar que las hembras anidadoras tal vez no están fijas a una zona de anidación determinada, y que las poblaciones anidadoras pueden tener haplotipos de diferentes orígenes.

El análisis genético de las tortugas carey ha hecho aparecer diferencias en las estimaciones de las contribuciones de haplotipos, no sólo entre los estudios sino también respecto de años o temporadas diferentes en el mismo estudio, lo que indica que la complejidad de la composición genética de algunos agrupamientos no reproductivos de estas tortugas puede verse acrecentada por factores tanto espaciales como temporales. Evidentemente, esos estudios "sólo recientemente han sobrepasado las etapas preliminares", y es preciso estudiar muestras más grandes, representativas de una mayor diversidad geográfica y que abarquen periodos de tiempo más extensos (Bass, 1999). Sin embargo, la comprobación general de la mezcla de poblaciones en las zonas de alimentación se repite en todos los estudios. A excepción de un animal anómalo del que informan Okayama et al. (1999), los resultados de los diferentes estudios también coinciden en que cada población anidadora tiene por lo menos un haplotipo de ADNmt distintivo.

Los resultados de los estudios genéticos son coherentes con varias otras líneas de investigación, particularmente los estudios sobre recuperaciones de animales marcados y migración. En su conjunto, muestran que cada población anidadora se debe tratar como una unidad de gestión distinta, pese al hecho de que los individuos se dispersan, migran y viven en territorios soberanos diferentes. Sin embargo, los agrupamientos de tortugas carey no reproductoras que se encuentran en una zona de alimentación determinada no constituyen unidades de gestión propiamente dichas porque están constituidos por animales procedentes de diversas poblaciones anidadoras. La contribución de las diferentes poblaciones anidadoras presentes en una zona de alimentación determinada es susceptible de cambio según las temporadas y los años, y también hay grandes diferencias entre distintas zonas de alimentación en cuanto a la composición genética de las tortugas. Si bien en cierto sentido esto puede ser una revelación por lo que respecta a las tortugas carey, el fenómeno general de poblaciones mixtas que habitan en la misma zona de alimentación se conoce en otras especies de tortugas marinas desde hace muchos años (e.g., Carr, 1975; Pritchard, 1976) y es también común en muchas otras especies marinas Musick (2001).

## Hibridación

Las tortugas carey están presentes en muchos de los casos de hibridación conocidos entre especies de tortugas marinas. Se han señalado híbridos de tortuga carey y *Caretta caretta* en Bahía (Brasil), donde hay indicaciones de que los híbridos eran al menos de segunda generación (Conceição et al., 1990; Bass et al., 1996; Bass, 1999; Marcovaldi et al., 1999). En Florida (Estados Unidos), se señaló la presencia de un híbrido de tortuga carey macho y *Caretta caretta* hembra, y un huevo recogido en Surinam produjo un híbrido que se determinó procedía de una carey macho y una tortuga verde (*Chelonia mydas*) hembra; se estimó que era de segunda generación (o anterior) (Karr et al., 1995). A causa de la antigüedad de las unidades taxonómicas en cuestión, Bowen y Karl (1997:36) dijeron de estos híbridos de tortugas marinas

que eran "los bastardos más antiguos conocidos por la ciencia". Si los híbridos originales de carey–*Caretta caretta* y/o carey–*Chelonia mydas* fueron fértiles, el hecho plantea una serie de interesantes –y complejas– cuestiones que alimentarán el debate interminable sobre cómo definir una especie biológica.

## Edad de madurez

No se dispone de un método fiable para calcular la edad de las tortugas marinas aparte del marcado y la recuperación a largo plazo o el corte de secciones transversales del húmero (Bjorndal y Zug, 1995); por ello, la capacidad para determinar la edad de las tortugas carey es muy limitada. Se han hecho intentos por calcular la edad de la madurez examinando las gónadas. De 6.879 hembras capturadas en las pesquerías de Cuba, presentaban folículos ováricos agrandados el 1,5% de los animales de talla tan pequeña como 51-55 cm de LRC, y se supuso que todos los animales de al menos 81 cm de LRC eran sexualmente maduros (Moncada et al., 1999). Sin embargo, el análisis laparoscópico detallado de la estructura gonadal, junto con datos de reproducción de distintos individuos, indicó que la presencia de folículos agrandados no predecía con exactitud la madurez sexual en todas las tortugas. Algunos individuos pueden tener gónadas que parecen morfológicamente maduras, pero es posible que no se reproduzcan hasta varios años más tarde (Limpus, 1992a). Este fenómeno no es exclusivo de las tortugas carey ni de las tortugas marinas.

Aunque la mayor parte de las tortugas carey anidadoras tienen un caparazón de al menos 75 cm de longitud, hay varios informes que dan cuenta de hembras anidadoras de unos 60 cm o menos de longitud de caparazón (Puerto Rico: Thurston y Wiewandt, 1976; Islas Salomón: McKeown, 1977; Sudán: Hirth y Abdel Latif, 1980; Cuba: Moncada et al., 1999; Sabah, Malasia: Pilcher y Ali, 1999; Arabia Saudita, Golfo Pérsico: Pilcher, 1999). Estas observaciones de la talla mínima, o a veces los cálculos de la talla promedio de hembras anidadoras, se han utilizado a menudo para decidir si individuos sin antecedentes de reproducción son sexualmente maduros o no (e.g., Moncada et al., 1999). Estudios detallados y de larga duración de la SGBR de Australia revelan que un número considerable de tortugas carey no comienzan a reproducirse hasta que han alcanzado una talla bastante más grande que la talla corporal promedio de las hembras anidadoras (Limpus, 1992a). Este fenómeno se ha descrito en otras especies de tortugas marinas, y varios investigadores han advertido de que es engañoso utilizar sólo la talla corporal, o la morfología externa, como indicación de la madurez de las tortugas marinas (Limpus, 1992a; 1994a; 1994b; Chaloupka y Musick, 1997; Dobbs et al., 1999; véase también la sección sobre Composición por sexos). Los problemas de determinar la madurez basándose en la información bruta sobre la condición y la talla corporal no son exclusivos de la investigación sobre las tortugas marinas.

Datos de crecimiento procedentes de estudios sobre individuos marcados y recuperados en la SGBR indicaban que los adultos "tienen muchas décadas de edad" (Limpus, 1992a), y esto es coherente con ulteriores estudios sobre el aumento de talla de tortugas carey inmaduras realizados en otras regiones. En el Caribe, los datos sobre el ritmo de crecimiento de ejemplares inmaduros se han utilizado para extrapolar el número de años necesario para pasar de la talla de los inmaduros pequeños encontrados por primera vez en medios bentónicos a las tallas promedio de las tortugas anidadoras observadas en las colonias más cercanas. Basándose en el ritmo de crecimiento promedio observado en las poblaciones que se alimentaban en las USVI, Boulon (1994) calculó, tras alcanzar la talla promedio de los ejemplares inmaduros cuando se avistan por primera vez en medios bentónicos (LRC 21,4 cm), las tortugas podrían tardar entre 16,5 y 19,3 años más en alcanzar la talla promedio de las hembras anidadoras. Del mismo modo, Diez y van Dam (1997) calcularon un promedio de unos

20 años para alcanzar la madurez a partir del momento en que los ejemplares inmaduros de 20 cm de LRC aparecían por primera vez en medios bentónicos de las aguas de Puerto Rico. En esta estimación se tuvieron en cuenta las diferencias y la variabilidad del ritmo de crecimiento entre las clases de talla así como el hecho de que las tortugas carey inmaduras en zonas de alimentación constituyen evidentemente poblaciones mezcladas. Está claro que un cálculo completo de la edad de madurez tendría que incluir el tiempo necesario para el crecimiento de la talla de la cría (unos 4 cm de LRC en el Caribe) a la talla de los ejemplares inmaduros cuando son avistados por primera vez en medios bentónicos, unos 20 cm de LRC en el Caribe; sin embargo, esta fase del ciclo vital de la tortuga carey en el medio natural es prácticamente desconocida.

Los modelos de población para las tortugas carey han permitido calcular que los animales alcanzan la madurez sexual entre los 20 y 40 años de edad (examinado en Chaloupka y Limpus, 1997). Crouse (1999) evaluó información sobre la edad de madurez de las tortugas carey del Caribe, y concluyó que después de alcanzar 20 cm de longitud de caparazón y fijar residencia en zonas de alimentación bentónicas cercanas a la costa, pueden necesitar entre 16 y 20 años para llegar a la madurez sexual.

Otros autores, sobre la base de la condición de las gónadas y la talla corporal, han formulado la hipótesis de que las hembras más pequeñas de las aguas cubanas que llegan a la madurez podrían tener alrededor de 10 años de edad, pero que la edad promedio cuando el 100% de las hembras han madurado, está más próxima a los 20 años (Moncada et al., 1999). Incluso si el valor inferior de la edad de madurez es correcto, cuando se compara con otras especies de animales marinos, una tortuga carey adulta de 10 años se puede seguir considerando un animal de maduración lenta, con las características demográficas concomitantes del caso.

## **Abundancia y densidad**

Se dispone de muy poca información sobre la abundancia y la densidad de las tortugas carey. Datos científicos recientes e históricos de la SGBR de Australia indican que la tortuga carey no es tan abundante como la tortuga verde o la *Caretta caretta*. Como esa zona no ha sido objeto de explotación intensiva, se pensó que en algunas zonas de arrecifes la densidad de las especies presentes tal vez fuese naturalmente baja (Limpus, 1992a). Sin embargo, es importante tener presente que durante todo su ciclo vital, las tortugas carey inmaduras que viven de la SGBR pueden dispersarse por otras zonas de países vecinos, y ser objeto de explotación intensa, lo que podría tener repercusión en la densidad y la composición demográfica de la SGBR.

## **Tamaño de la población**

Aunque es de primordial importancia conocer el tamaño de una población, éste es uno de los aspectos más problemáticos de la biología de las tortugas marinas. Dado que muchas otras interrogantes más sencillas acerca de la biología básica de las tortugas carey permanecen sin respuesta, no se puede esperar más a este respecto, pues el conocimiento del tamaño de la población depende del que se tenga de esas otras cuestiones. Una parte importante del asunto, incluso antes de tratar de contar, es determinar precisamente lo que constituye una "población". Como lo revelan los estudios genéticos, las tortugas carey que se encuentran juntas en el mismo lugar y en el mismo momento no son automáticamente miembros de la misma población. Aparte de los nidos y las crías en las playas, la mayoría de los debates sobre el tamaño de la población se centran en las hembras anidadoras, porque este segmento de la población es relativamente menos difícil de observar y contar. Pero aún así, comprender el concepto de

"población de hembras anidadoras" es complejo. Por ejemplo, el tamaño de la cohorte que anida anualmente en Jumby Bay (Antigua) ha variado en más del 50%, pasando de 21 a 38 tortugas, con un total de 126 hembras marcadas, tras 11 años de estudio continuo. La "población de hembras anidadoras" no sólo tiene un tamaño variable de año en año sino que su composición es inestable e impredecible. Cada temporada de anidación, un grupo distinto de animales se reúne en las proximidades de la playa de anidación para reproducirse: algunos de los individuos se reproducen por primera vez mientras que otros vuelven a anidar después de intervalos de remigración variables.

Un criterio consiste en evaluar las variaciones notorias de la abundancia general de tortugas marinas presentes en una zona determinada, pero este procedimiento tampoco está exento de problemas de interpretación. Un complejo análisis de los registros de las pesquerías de Cuba ha permitido concluir que probablemente nunca será posible conocer la medida en que las poblaciones se han reducido por causa de la explotación (Carrillo et al., 1999).

Exámenes recientes han permitido concluir asimismo que las tortugas carey han sido diezmadas, tanto a nivel mundial (Meylan y Donnelly, 1999; Suganuma et al., 1999; 2000) como en el Caribe (Meylan, 1999b). Sin embargo, hay indicios de que con una serie de actividades de conservación esmeradas –en particular la protección de las playas de anidación– a lo largo de varios decenios, el número de tortugas carey que anidan cada año ("poblaciones anidadoras") puede aumentar (Garduño et al., 1999; Mortimer y Bresson, 1999).

## REFERENCIAS

- Alvarado, J., A. Figueroa and P. Alarcon. 1988. Black turtle project in Michoacan, Mexico: plastic vs. metal tags. *Marine Turtle Newsletter*. 42: 5-6.
- Aronne, M. (sin fecha). Anidación semiartificial para la conservación de tortuga marina Carey (*Eretmochelys imbricata*) en el Área Protegida de Cayos Cochinos, del 18 Junio al 30 Octubre 2000. Fundación Hondureña para Los Arrecifes Coralinos. 12 pp.
- Aronne, M. 2000. Observaciones preliminares de la población anidadora de tortuga marina Carey *Eretmochelys imbricata* en la Reserva Biológica de Cayos Cochinos, 1999. PROARCAS. 16 pp.
- Autoridad Nacional CITES-Cuba. 2001. Propuesta 11.40. XI Conferencia de las Partes de CITES, Nairobi, Kenia. 43 pp.
- Autoridad Nacional CITES-Cuba. 2001. Propuesta 12.30 (Retirada). XII Conferencia de las Partes de CITES, Santiago de Chile, Chile. 28 pp.
- Autoridad Nacional CITES-Cuba. 2002. Presentación sobre la propuesta cubana. II reunión de diálogo CITES sobre la tortuga Carey del Gran Caribe, Gran Caimán, 21=23 de mayo de 2002. 8p.
- Balazs, G.H. 1982. Status of sea turtles in the Central Pacific Ocean. In: Bjorndal, K. (Ed.). *The Biology and Conservation of Sea Turtles*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, pp. 243-252.
- Barnes, T., Eckert, K.L., and Sybesma, J. 1993. WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for Aruba. CEP Tech. Rep. No. 25. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 58 pp.
- Bass, A. I., D. A. Good, K. A. Bjorndal, J. I. Richardson, Z. M. Hillis, J. A. Horrocks, and B. W. Bowen. 1996. Testing models of female reproductive migratory behavior and population structure in the Caribbean hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, with mtDNA sequences. *Molecular Ecology*. 5: 321-328.
- Bass, A. L. 1999. Genetic analysis to elucidate the natural history and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Wider Caribbean: A review and re-analysis. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 195-199.
- Bass, A.L. 1999. Genetic analysis to elucidate the natural history and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the wider Caribbean: a review and re-analysis. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):195-199.
- Bass, A.L., Good, D.A., Bjorndal, K.A., Richardson, J.I., Hillis, Z.M., Horrocks, J.A., and Bowen, B.W. 1996. Testing models of female reproductive migratory behavior and population structure in the Caribbean hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, with mtDNA sequences. *Mol. Ecol.* 5:321-328.
- Ben-Tuvia, A., y Ríos, C.E. 1970. Report on a R/V Choco cruise to Providencia Island and adjacent banks of Quitasueño and Serrana near the Caribbean islands of Colombia. Proyecto para el Desarrollo de la Pesca Marítima en Colombia. *Comunicaciones* 1(2):9-15.
- Bjorndal, K. A. (ed.). 1982. *The Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 569 pp. (reprinted in 1995, with new final section "Recent Advances in sea turtle biology and conservation", 615 pp.)
- Bjorndal, K. A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: P. L. Lutz and J. A. Musick (eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, New York. pp.199-231.
- Bjorndal, K. A. 1999. Conservation of hawksbill sea turtles: Perceptions and realities. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 174-176.
- Bjorndal, K. A. and A. B. Bolten. 1988. Growth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. *Copeia*. 1988 (3): 555-564.
- Bjorndal, K. A. and G. R. Zug. 1995 (reprinted). Growth and age of sea turtles. In: K. A. Bjorndal (ed.). *The Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. pp. 599-600.



- Bjorndal, K. A., A. B. Bolten, C. J. Lagueux, and A. Chaves. 1996. Probability of tag loss in green turtles nesting in Tortuguero, Costa Rica. *Journal of Herpetology*. 30: 567-571.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., and Lagueux, C.J. 1993. Decline of the nesting population of hawksbill turtles at Tortuguero, Costa Rica. *Conserv. Biol.* 7(4):925-927.
- Bjorndal, K.A., Carr, A., Meylan, A.B., and Mortimer, J.A. 1985. Reproductive biology of the hawksbill *Eretmochelys imbricata* at Tortuguero, Costa Rica, with notes on the ecology of the species in the Caribbean. *Biol. Conserv.* 34:353-368.
- Boulon, R. H., Jr. 1994. Growth rates of wild juvenile hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, in St. Thomas, United States Virgin Islands. *Copeia*. 194: 811-814.
- Boulon, R., Jr. 1983. Some notes on the population biology of green *Chelonia mydas* and hawksbill *Eretmochelys imbricata* turtles in the northern U.S. Virgin Islands; 1981-1983. Rept. to NMFS, GRant No. NA82-GA-A-00044, 18 pp.
- Boulon, R., Jr. 1994. Growth rates of wild juvenile hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, in St. Thomas, U.S. Virgin Islands. *Copeia* 1994(3):811-814.
- Bowen, B. W. and S. A. Karl. 1997. Population genetics, phylogeography, and molecular evolution. In: P. L. Lutz and J. A. Musick (eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press; New York. pp. 29-50.
- Bowen, B.W., Bass, A.L., Garcia-Rodriguez, A., Diez, C.E., Van Dam, R., Bolten, A., Bjorndal, K.A., Miyamoto, M.M., and Ferl, R.J. 1996. Origin of hawksbill turtles in a Caribbean feeding area as indicated by genetic markers. *Ecol. Applications* 6(2):566-572.
- Broderick, D., C. Moritz, J. D. Miller, M. Guinea, R. I. T. Prince, and C. J. Limpus. 1994. Genetic studies of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata*: Evidence for multiple stocks in Australian waters. *Conservation Biology*. 1: 123-131.
- Brongersma, L. 1972. *European Atlantic Turtles*. Zool. Verh Rijksmus Nat. Hist. Leiden. (121) 1-318.
- Buitrago, J., and Guada, H. 2002. La tortuga carey *Eretmochelys imbricata* en Venezuela, situación actual y perspectivas para su recuperación. Unpublished ms. 28 pp.
- Bullis, H.R. 1984. A summary of numerical and other quantitative data derived from descriptive materials in the WATS National Reports for fisheries, foraging and nesting by species. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogren, L., and Weber, M. (Eds). *Proc. Western Atlantic Turtle Symposium*. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 65-74
- Burnett-Herkes, J. 1987. National Report for Bermuda. Western Atlantic Turtle Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987. WATS2-051. Unpubl. 13 pp.
- Bustard, H.R. 1972. *Sea Turtles: Natural History and Conservation*. London: William Collins Sons and Co. Ltd., 220 pp.
- Bustard, H.R. 1973. Saving the hawksbill turtle. *Oryx* 12: 93-98.
- Butler, J. 2002. Nesting and Survival threats for the sea turtles of St. Kitts, West Indies. Proceedings of the 20th Annual Sea Turtle Symposium. Orlando, Florida 2000. NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-477. 100 p.
- Byles, R. A. and Y. B. Swimmer. 1994. Post-nesting migration of *Eretmochelys imbricata* in the Yucatán Peninsula. In: K. A. Bjorndal, A. B. Bolten, D. A. Johnson and P. J. Eliazar (compilers). 1994. *Proceedings of the Fourteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. U.S. Department of Commerce; National Oceanographic and Atmospheric Administration; National Marine Fisheries Service; Southeast Fisheries Center, Miami, Florida. NMFS-SEFSC-351. p. 202.
- Canin, J. 1991. International trade aspects of the Japanese hawksbill shell ("bekko") industry. *Mar. Turtle Newsl.* 54:17-21.
- Carr, A. F. 1975. The Ascension Island green turtle colony. *Copeia*. 5471975. (3). 1975 (3): 547-555.
- Carr, A.F. 1956. *The Windward Road*. New York: Alfred Knopf, 258 pp.

- Carr, A.F. 1972. Great reptiles, great enigmas. *Audubon* 74(2):24-34.
- Carr, A.F., and Meylan, A.B. 1980. Extinction or rescue for the hawksbill? *Oryx* 15(5):449-450.
- Carr, A.F., and Stancyk, S. 1975. Observations on the ecology and survival outlook of the Hawksbill Turtle. *Biol. Conserv.* 8:161-172.
- Carr, A.F., Carr, M., and Meylan, A.B. 1978. The ecology and migrations of sea turtles. 7. The west Caribbean green turtle colony. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 162(1):1-46.
- Carr, A.F., Meylan, A.B., Mortimer, J.A., Bjorndal, K.A., and Carr, T. 1982. Preliminary survey of marine turtle populations and habitats in the western Atlantic. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-91, 91 pp.
- Carr, A. F., and Giovannoli, L. 1957. The ecology and migrations of sea turtles, 2. Results of field work in Costa Rica 1955. *Am. Mus. Novitates* 1835:1-32.
- Carrillo, E., G. J. W. Webb, and S. C. Manolis. 1999. Hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Cuba: An assessment of the historical harvest and its impacts. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 264-280.
- Carrillo, E.C., Webb, G.J.W., and Manolis, S.C. 1999. Hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Cuba: an assessment of the historical harvest and its impacts. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):264-280.
- Castroviejo, J., Juste, J., Perez Del Val, J., Catelo, R., and Gil, R. 1994. Diversity and status of sea turtle species in the Gulf of Guinea islands. *Biodiversity and Conserv.* 3: 828-836.
- Chacón, D. Rodríguez, J., Porras, O., Matamoros, Y., Rojas, L. y M. Solano. 2001. Informe Nacional. I Reunión de diálogo de los Estados de distribución de la carey en el Gran Caribe. Autoridad nacional CITES. Ministerio del Ambiente y Energía, Sistema Nacional de Áreas de Conservación. 15 pp.
- Chaloupka, M. and C. J. Limpus. 1996. Heuristic modelling of *Chelonia mydas* population dynamics – Southern Great Barrier Reef. In: J. A. Keinath, D. E. Barnard, J. A. Musick and B. A. Bell. (compilers). *Proceedings of the 15th Annual Symposium Sea Turtle Biology and Conservation*. U.S. Department of Commerce; National Oceanographic and Atmospheric Administration; National Marine Fisheries Service; Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-387. pp. 66-69.
- Chaloupka, M. Y. and C. J. Limpus. 1997. Robust statistical modelling of hawksbill sea turtle growth rates (southern Great Barrier Reef). *Marine Ecology Progress Series*. 146: 1-8.
- Chaloupka, M. Y. and J. A. Musick. 1997. Age, growth and population dynamics. In: P. L. Lutz and J. A. Musick (eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press; New York. pp.233-276.
- Chan, E.-H., and H.-C. Liew. 1999. Hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, nesting on Redang Island, Malaysia, from 1993-1997. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 326-329.
- Chevalier et al. 2003. Discovery of a large hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting beach in the Lesser Antilles: Trois Ilets beach in Marie-Galante (Guadalupean Archipiélago, FWI). 22th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida, USA 4-7 April 2002. Compiled by: Seminoff, J. U.S. Department of Commerce, NOAA, NMFS, SFSC. 279 p.
- CITES National Authority-Antillas Holandesas. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).
- CITES National Authority-Bahamas. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).
- CITES National Authority-Barbados. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).
- CITES National Authority-Belize. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).
- CITES National Authority-Cuba. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).

CITES National Authority-Estados Unidos. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).

CITES National Authority-Haití. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).

CITES National Authority-México. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).

CITES National Authority-Reino Unido. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).

CITES National Authority-Santa Lucía. 2001. National Report. First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting in Mexico City, 15 th-17th May, 2001. [www.cites.org](http://www.cites.org).

Conceição, M. B., J. A. Levy, L. F. Marins, and M. A. Marcovaldi. 1990. Electrophoretic characterization of a hybrid between *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* (Cheloniidae). *Comparative Biochemistry and Physiology*. B 97: 275-278. (cited in Marcovaldi et al., 1999).

Córdoba, J.A. 1997. Diagnostico actual de las tortugas marinas, 1996, en el archipiélago de San Andrés, Providencia, y Santa Catalina. Unpublished thesis. Universidad Jorge Tadeo Lozano, 206 pp.

Córdoba, J.A., Lopez, C.E., and Amorocho, D. 1998. Sea turtles in the Archipelago of San Andres, Old Providence and Catleen-Caribbean, Colombia. In: S. Epperly, S. and Braun, J. (Compilers), Proceedings of the 17th Annual Sea Turtle Symposium NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-415, p. 155.

Córdoba, J.C. De Paula, F., Rodríguez, C. y D. Caicedo. 2000. Estado y distribución de las Tortugas Marinas; Plan de acción para la Conservación de las tortugas marinas del Caribe Colombiano. Dirección General de Ecosistemas, Ministerio del Medio Ambiente. Santafé de Bogotá, Colombia. 85 p.

Crouse, D. T. 1999. Population modelling and implications for Caribbean hawksbill sea turtle management. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 185-188.

Cruz S., B. and J. Frazier. 2000. More on error taboos: Counting eggs and eggshells. In: F. A. Abreu G., R. Briseño D., R. Márquez M., and L. Sarti (compilers). *Proceedings of the Eighteenth International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. U.S. Department of Commerce; National Oceanographic and Atmospheric Administration; National Marine Fisheries Service; Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-436: 44-46.

Cruz, G.A., and Espinal, M. 1987. National Report for Honduras. Western Atlantic Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987. Unpublished, 51 pp.

Curaçao, 1993. *Caribbean Journal of Science* 31(3-4):333-338.

d'Auvergne, C., and Eckert, K.L. 1993. WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for St. Lucia. Eckert, K.L. (Ed.). CEP Tech. Rep. No. 26. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 70 pp.

De Rochfort, C. 1666. *History of the Caribby islands, 1658-1666*. London.

De Silva, G. S. 1986. Turtle tagging and international tag returns for Sabah, East Malaysia. *Sarawak Museum Journal* 36 (57): 263-272. (cited in Starbird et al., 1999).

De Sola, C.R. 1932. Observations on the use of the sucking-fish or remora, *Echeneis naucrates*, for catching turtles in Cuban and Colombian waters. *Copeia* 1932(2):45-52.

Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. 2001. Informe General sobre la condición actual del carey de concha en Puerto Rico. Estado Libre Asociado de Puerto Rico. I Reunión de diálogo de los Estados de distribución de la carey en el Gan Caribe, 15-17 de mayo 2001. 4p.

Díaz-Fernández, R., R. Okayama, T. Uchiyama, E. Carrillo, G. Espinosa, R. Márquez, C. Diez, and H. Koiki. 1999. Genetic sourcing for the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the northern Caribbean region. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 296-300.

- Diez, C. E. and R. P. van Dam. 1998. Mona and Monito island in-the-water hawksbill studies. Research report for 1997. Technical report submitted to U.S. National Marine Fishery Service and Japan Bekko Association. 22 pp. (cited in León and Diez, 1999).
- Diez, C., and van Dam, R. In press. Hawksbill turtle reproduction at Mona Island, Puerto Rico: 1989-1999. Proceeding of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NMFS Technical Memo.
- Diez, C.E. and van Dam, R.P. 1997. Growth rates of hawksbill turtles on feeding grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. In van Dam, R.P. 1997. Ecology of Hawksbill Turtles on Feeding Grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. Ph.D. thesis, University of Amsterdam. pp. 97-109.
- Diez, C.E., and Van Dam, R.P. In prep. Growth rates of hawksbill turtles on feeding grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico.
- Diez, C.E., Marshall, K.A., and Van Dam, R.P. 1998. Assessment of hawksbill nesting activities and nest production on Mona Island, Puerto Rico, 1997. Final Rept. to U.S. Fish and Wildlife Service, Cooperative Agreement #1448-0004-94-9115. 16 pp.
- Dobbs, K. A., J. D. Miller, C. J. Limpus, and A. M. Landry, Jr. 1999. Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, nesting at Milman Island, Northern Great Barrier Reef, Australia. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 344-361.
- Donnelly, M. 1991. Japan bans import of hawksbill shell effective December 1992. *Mar. Turtle Newsl.* 54: 1-3.
- Dropsy, B. 1987. Tortues marines: Étude préliminaire a la Martinique. National Report for Martinique. Western Atlantic Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987. Unpublished, 31 pp.
- Eckert, K. L., K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Gobois and M. Donnelly (eds.). 1999. Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4. 235 pp
- Eckert, K.L. 1995. Hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*). National Marine Fisheries Service and US Fish and Wildlife Service Status Reviews for Sea Turtles Listed under the Endangered Species Act of 1973. Silver Spring, Maryland: National Marine Fisheries Service, pp. 76-108.
- Eckert, K.L., and Honebrink, T.D. 1992. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for St. Kitts and Nevis. Eckert, K.L. (Ed.). CEP Tech. Rept. No. 17. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 116 pp.
- Eckert, K.L., Overing, J.A., and Lettsome, B.B. 1992. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for the British Virgin Islands. Eckert, K.L. (Ed.). CEP Tech. Rept. No. 15. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 116 pp.
- Edwards, S. 1984. National Report for Dominica. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 161-168.
- Finley, J. 1984. National Report for Grenada. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 184-196.
- Fitzsimmons, N.N., Tucker, A.D., and Limpus, C.J. 1995. Long-term breeding histories of male green turtles and fidelity to a breeding ground. *Mar. Turtle Newsl.* 68:2-4.
- Fletemeyer, J.R. 1984. National Report for Turks-Caicos. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 409-422.
- Frazier, J. 1984. Marine Turtles in the Seychelles and Adjacent Territories. In: Stoddart, D.R. (ed.) Biogeography and Ecology of the Seychelles Islands. Junk; The Hague. pp. 417-468.
- Frazier, J. 1993. Una evaluación del manejo de nidos de tortugas marinas en la Península de Yucatán. In: J. Frazier (principal ed.) *Memorias del IV Taller Regional Sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. Universidad Autónoma de Yucatán; Mérida. pp. 37-76.
- Frazier, J. 1996. Measurement error: Taboo in testudine investigations. Proceedings International Congress of Chelonian Conservation. pp. 266-268.
- Frazier, J. 1998. Measurement error: The great chelonian taboo. In: R. Byles (compiler). *Proceedings of the 16th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. U.S. Department of Commerce; National Oceanographic

and Atmospheric Administration; National Marine Fisheries Service; Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-412. pp. 47-49.

Frazier, J. 2000. Building Support for Regional Sea Turtle Conservation in Indian Ocean Region: Learning from The Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles. In: N. Pilcher and G. Ismail (eds.) *Sea Turtles of the Indo-Pacific: Research, Conservation and Management*. ASEAN Academic Press; London. pp. 277-306.  
Frazier, J. and S. Salas. 1984. The status of marine turtles in the Egyptian Red Sea. *Biological Conservation*. 30: 41-67.

Frazier, J. in press. General natural history of marine turtles. In: K. L. Eckert and F. A. Abreu-G. (eds.), *Proceedings of the Regional Meeting: "Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region – A Dialogue for Effective Regional Management"*, Santo Domingo, 16-18 November 1999. WIDECAST, IUCN-MTSG, WWF and UNEP-CEP.

Fretey, J. 1987. Les tortues de Guyane française. Données récentes sur leur systématique, leur biogéographie, leur éthologie et leur protection. *Nature guyanaise*, 141 pp.

Fretey, J. 1998. Marine Turtles of the Atlantic Coast of Africa. UNEP/CMS Tech. Publ. No.1, 254 pp.

Fuller, J.E., Eckert, K.L., and Richardson, J.I. 1992. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for Antigua and Barbuda. CEP Tech. Rept. No. 16. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 88 pp.

Garduño-Andrade, M. 1999. Nesting of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, at Río Lagartos, Yucatán, Mexico, 1990-1997. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 281-285.

Garduño-Andrade, M., Guzmán, V., Miranda, E., Briseño-Dueñas, R., and Abreu, A. 1999. Increases in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nestings in the Yucatán Peninsula, Mexico (1977-1996): data in support of successful conservation? *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):286-295.

Garland, K. y Z. Hillis. 2003. Carapace characteristics of hawksbills (*Eretmochelys imbricata*) at Buck Island National Monument, U.S. Virgin Islands: long term remigrants vs. neophytes. 22th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida, USA 4-7 April 2002. Compiled by: Seminoff, J. U.S. Department of Commerce, NOAA, NMFS, SFSC. 286 p.

Godley, B. J., & A. C. Broderick. 1998. Editorial: The MTN/NTM heading towards the year 2000. *Marine Turtle Newsletter* 80:1-2.

González, L. 2001. Informe Nacional sobre Tortugas de Carey, Nicaragua. Primera reunión diálogo CITES sobre tortuga carey del Gan Caribe, Ciudad de México, 14-17 de mayo del 2001. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARENA). 6p.

Greenpeace and TRAFFIC JAPAN. 1990. Aspects of sea turtle exploitation in Indonesia. Milliken, T. (Ed.) Amsterdam: Greenpeace and TRAFFIC JAPAN, 57 pp.

Greenpeace International. 1989. Sea Turtles and Indonesia. Prepared for the 7th Conference of the Parties to CITES. Lausanne, Switzerland. 9-20 October 1989. Amsterdam: Greenpeace International, 24 pp.

Greenpeace International. 1991. Slaughter in Paradise: The exploitation of sea turtles in Indonesia. Amsterdam: Greenpeace International, 16 pp.

Groombridge, B., and Luxmoore, R. 1989. The green turtle and hawksbill (Reptilia: Cheloniidae): World status, exploitation, and trade. Lausanne, Switzerland: CITES Secretariat, 601 pp.

Guada, H. 2000. Área de anidación e impactos hacia las tortugas marinas en la Península de Paria y lineamientos de protección. Trabajo Especial de Grado de la Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Simón Bolívar. Sartenejas. 228 pp.

Guzmán H., Vicente. 2001. Evaluación de las poblaciones de tortugas marinas de Campeche. Informe Técnico de Investigación No. 12 (2001). Centro Regional de Cultura Económica. 197 pp.

Guzmán, V., Rejón, J.C. Gómez, R., y Silva, S.J. 1995. Informe Final del Programa de Investigación y Protección de las Tortugas Marinas del Estado de Campeche, México. Temporada 1994. Situación actual. Cd. del Carmen, Campeche, México. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Unpublished, 32 pp.

- Hasbún, C. 2002. Observations on the first day dispersal of neonatal hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*). Marine Turtle Newsletter. 96:7-10
- Hendrickson, J.R. 1980. The ecological strategies of sea turtles. Amer. Zool. 20:597-609.
- Heppell, S. S., L. B. Crowder and J. Priddy. 1995. Evaluation of a fisheries model for hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) harvest in Cuba. U.S. Department of Commerce; National Oceanographic and Atmospheric Administration; National Marine Fisheries Service; Office of Protected Resources, Silver Spring, MD, NOAA Technical Memorandum, NMFS-OPR-5 48 pp.
- Higgs, C. 1984. The National Report for Bahamas. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 30-35.
- Hill, M. 1998. Spongivory on Caribbean reefs releases corals from competition with sponges. Oecologia (1998) 117:143-150.
- Hillis, Z.M. 1995. Buck Island Reef National Monument sea turtle research program, 1991. In: Richardson, J.I., and Richardson, T.H. (Compilers). Proc. of the 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-361, pp. 47-51.
- Hirth, H. F. and E. M. Abdel Latif. 1980. A nesting colony of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* on Seil Ada Kebir Island, Suakin Archipelago, Sudan. Biological Conservation 17: 125-130.
- Horrocks, J. A. and N. M. Scott. 1991. Nest site location and nest success in the hawksbill *Eretmochelys imbricata* in Barbados, West Indies. Marine Ecology Progress Series. 69: 1-8.
- Horrocks, J.A. 1992. WIDECASST Sea Turtle Recovery Action Plan for Barbados. Eckert, K.L. (Ed.). CEP Tech. Rept. No. 12. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 61 pp.
- Horrocks, J.A., L.A. Vermeer, B. Krueger, M. Coyne, B.A. Schroeder, and G.H. Balazs. in press. Migration routes and destination characteristics of post-nesting hawksbill turtles satellite-tracked from Barbados, West Indies. Chelonian Conservation and Biology.
- Horrocks, J.A., Vermeer, L.A., Kreuger, B., Coyne, M., Schroeder, B., and Balazs, G. 2001. Migration routes and destination characteristics of post-nesting hawksbill turtles satellite-tracked from Barbados, West Indies. Chelonian Conservation and Biology 4(1):107-114.
- Hoyle, M. and Richardson, J.I. 1993. The Jumby Bay hawksbill project: survivorship, mortality, recruitment, and reproductive biology and behavior of adult female hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting at Pasture Bay, Long Island, Antigua, W.I., 1987-1992. Unpublished technical report, 76 pp.
- Hughes, G.R. 1973. The survival situation of the hawksbill sea-turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Madagascar. Biol. Conserv. 5 (2):114-118.
- Hunte, W. 1984. National Report for Barbados. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 36-40.
- Incer, J. 1984. National Report for Nicaragua. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 337-343.
- IUCN Species Survival Commission. 1994. IUCN Red List Categories. Gland: IUCN. 21 pp.
- IUCN. 1968. Classifications of rare and endangered forms. In: Survival Service Commission Red Data Book. IUCN: Morges, Switzerland.
- IUCN. 2001. Ruling of the IUCN Red List Standards and Petitions Subcommittee on Petitions Against the 1996 Listings of Four Marine Turtle Species. 9 pp.
- IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group. 1995. A Global Strategy for the Conservation of Sea Turtles. 25 pp.
- IUCN/UNEP 1996. Status of Sea Turtle Conservation in the Western Indian Ocean. Humphrey, S.L., and Salm, R.V. (Eds.). UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 165. Nairobi: IUCN/UNEP, 162 pp.
- Jackson, J.B.C. 1997. Reefs since Columbus. Coral Reefs 16, Suppl.:S23-S33.

- Jackson, J.B.C., Kirby, M., Berger, W., Bjorndal, K., Botsford, L., Bourque, B., Bradbury, R., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J., Hughes, T., Kidwell, S., Lange, C., Lenihan, H., Pandolfi, J., Peterson, C., Steneck, R., Tegner, M., and Warner, R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629-638.
- Kalb, H. and T. Wibbels (compilers). 2000. *Proceedings of the 19th Annual Symposium Sea Turtle Biology and Conservation*. U.S. Department of Commerce; National Oceanographic and Atmospheric Administration; National Marine Fisheries Service; Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-443. xviii + 291 pp.
- Karl, S. A., B. W. Bowen, and J. C. Avise. 1995. Hybridization among the ancient mariners: characterization of marine turtle hybrids and molecular genetic markers. *Journal of Heredity*. 86: 262-268.
- Kaufmann, R. 1975. Studies on the loggerhead sea turtle, ***Caretta caretta caretta*** (Linne) in Colombia, South America. *Herpetologica* 31 (3):323-326.
- Kerr, R. 2001. Monitoring Population Trends. In: K. L. Eckert and F. A. Abreu-Gobois (eds.). *Proceedings of the Regional Meeting: "Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region – A Dialogue for Effective Regional Management"*, Santo Domingo, 16-18 November 1999. WIDECAST, IUCN-MTSG, WWF and UNEP-CEP.
- Kerr, R., J. I. Richardson, and T. H. Richardson. 1999. Estimating the annual size of hawksbill (***Eretmochelys imbricata***) nesting populations from mark-recapture studies: the use of long-term data to provide statistics for optimizing survey effort. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 251-256.
- Lagueux, C. 1998. Marine turtle fishery of Caribbean Nicaragua: human use patterns and harvest trends. Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville. 215 pp.
- Lankaillie, J., and Goombridge, B. 1996. IUCN Red List of Threatened Animals. Gland, Switzerland: IUCN, 368 pp.
- León, Y. M. And C. E. Diez. 1999. Population structure of hawksbill turtles on a foraging ground in the Dominican Republic. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 230-236.
- Lescure, J. 1987. Tortues marines de l'Atlantique ouest. National Report for Martinique Western Atlantic Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987. Unpublished, 27 pp.
- Limpus C. J., P. J. Couper and M. A. Reed. 1994a. The green turtle, ***Chelonia mydas***, in Queensland: population structure in a warm temperate feeding area. *Memoirs of the Queensland Museum*. 37(1):139-154
- Limpus, C. J. 1992a. The hawksbill turtle, ***Eretmochelys imbricata***, in Queensland: Population structure within a southern Great Barrier Reef feeding ground. *Wildlife Research*. 19: 489-506.
- Limpus, C. J. 1992b. Estimation of tag loss in marine turtle research. *Wildlife Research*. 19: 457-469.
- Limpus, C. J. 1994. Current declines in South East Asian turtle populations. In: B. A. Schroeder and B. E. Witherington (compilers). *Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. U.S. Department of Commerce; National Oceanographic and Atmospheric Administration; National Marine Fisheries Service; Southeast Fisheries Center, Miami, Florida, NMFS-SEFSC-341. pp. 89-92.
- Limpus, C. J., P. J. Couper and M. A. Reed. 1994b. The loggerhead turtle, ***Caretta caretta***, in Queensland: population structure in a warm temperate feeding area. *Memoirs of the Queensland Museum*. 37(1): 195
- Limpus, C.J. 1995b. Global overview of the status of marine turtles: a 1995 viewpoint. In: Bjorndal, K. (Ed.). *The Biology and Conservation of Sea Turtles*. 2nd ed. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, pp. 605-609.
- Linnaeus, C. 1766. *Systema Naturae*. Editio Duodecima, Reformata. Tomus I, Pars I, Regnum Animale. [12th Ed.] Holmiae [Stockholm]: Laurentii Salvii, 532 pp.
- Lohmann, K. J., B. E. Witherington, C. M. F. Lohmann, and M. Salomon. 1997. Orientation, navigation, and natal beach homing in sea turtles. In: P. L. Lutz and J. A. Musick (eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, New York. pp.107-135.

- Lutz, P. L. and J. A. Musick (eds.). 1997. *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, New York. (x) + 432 pp.
- Mack, D., Duplaix, N., and Wells, S. 1979. The sea turtle: an animal of divisible parts. International trade in sea turtle products. Washington, D.C.: TRAFFIC (USA) World Wildl. Rept. 1: 1-86.
- Manolis, C., E. Carrillo, G. J. W. Webb, H. Koike, R. Diaz F., F. Moncada G., A. Meneses P., G. Nodarse A., G. Espinosa L., and B. Baker. 2000. Research update on the Cuban hawksbill turtle program. In: Abreu-Gobois, F.A., R. Briseño-Dueñas, R. Márquez, and L. Sarti, compilers. 2000. *Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium*. U.S. Department of Commerce; National Oceanographic and Atmospheric Administration; National Marine Fisheries Service; Southeast Fisheries Center, Miami, Florida. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-436, pp. 20-22.
- Marcovaldi, M. A. and A. Filippini. 1991. Transatlantic movement by a juvenile hawksbill turtle. *Marine Turtle Newsletter*. 52: 3.
- Marcovaldi, M. A., C. F. Vieitas, and M. H. Godfrey. 1999. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 301-307.
- Marquez M., R. 1990. FAO Species Catalogue. Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. FAO Fisheries Synopsis No. 125. 81 pp.
- Márquez M., R. 1996. *Las Tortugas Marinas y Nuestro Tiempo*. Mexico, D.F. Fondo de Investigación Pesquera de Ciudad de Carmen. 35 pp.
- Mata, T., Durán, J., Matani, M., Rodriguez, J., Nava, J.A., Narváez, F., Peña, W., Pizanni, O., Hernández, M., Arteaga, A., and Guada, H. 2002. Sea turtle monitoring and management activities in the Archipelago Los Roques National Park: Results of 1998 and 1999. *Proceeding of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NMFS Technical Memo. 260-262 pp.
- McDonald, D. L. and P. H. Dutton, 1996. Use of PI tags and photoidentification to revise remigration estimates of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in St. Croix, U. S. Virgin Islands, 1979-1995. *Chelonian Conservation and Biology*. 2 (2): 148-152.
- McKeown, A. 1977. *Marine turtles of the Solomon Islands*. Honiara: Fisheries Division, Ministry of Natural Resources. 47 pp. (cited in Moncada et al., 1999: 261)
- Medina, G., Molero, H., Sideregts, L., Guerrero, M., Acuna, A., Pirela, D., Gonzalez, L., and Rincon, J.E. 1987. National Report for Venezuela. *Western Atlantic Turtle Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987*. Unpublished, 54 pp.
- Meylan, A.B. 1982. Estimation of population size. In: Bjorndal, K.A. (Ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, pp. 135-138.
- Meylan, A.B. 1983. *Marine turtles of the Leeward Islands, Lesser Antilles*. Atoll Research Bulletin No. 278. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, pp. 1-43.
- Meylan, A. B. 1988. Spongivory in hawksbill turtles: a diet of glass. *Science*. 249: 393-395.
- Meylan, A.B. 1989. Status report of the hawksbill turtle. In: Ogen, L., Berry, F., Bjorndal, K., Kumpf, H., Mast, R., Medina, G., Reichart, H., and Witham, R. (Eds.). *Proc. of the 2nd Western Atlantic Turtle Symposium*. NOAA Tech. Memo. NMFS/SEFC-226, pp. 101-115.
- Meylan, A.B. 1997. Status. In: Meylan, A. et al. *Biology and Status of the Hawksbill in the Caribbean*. Washington, DC: IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, pp. 7-18 pp.
- Meylan, A. et al. 1997. *Biology and Status of the Hawksbill in the Caribbean*. Washington, DC: IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, 53 pp.
- Meylan, A. B. 1999a. International movements of immature and adult hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 189-194.
- Meylan, A. B. 1999b. Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 177-184.



- Meylan, A. B. and M. Donnelly. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 200-224.
- Meylan, A. 2001. Global status review of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) with an emphasis on the wider Caribbean Sea. Paper presented at the First CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting, 13-17 May 2001, Mexico City. 35 pp.
- Meylan, A.B., Schroeder, B., and Mosier, A. 1995. Sea turtle nesting activity in the state of Florida, 1979-1992. *Fla. Mar. Res. Publ.* 52:1-51.
- Meylan, P., Meylan A., Gay, J. y J. Ward. 2003. The hawksbill turtle in Bermuda. *22th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*, Miami, Florida, USA 4-7 April 2002. Compiled by: Seminoff, J. U.S. Department of Commerce, NOAA, NMFS, SFSC. 26 p.
- Miller, J. D., K. A. Dobbs, C. J. Limpus, N. Mattocks, and A. M. Landry. 1998. Long-distance migrations by the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, from north-eastern Australia. *Wildlife Research*. 25: 89-95.
- Milliken, T., and Tokunaga, H. 1987. The Japanese sea turtle trade 1970-1986. A special report prepared by TRAFFIC (JAPAN). Washington, D.C.: Center for Environmental Education, 171 pp.
- Moll, D. 1985. The marine turtles of Belize. *Oryx* 19(3):155-157.
- Moncada, F. Carrillo, E., Saenz, A. and Nodarse, G. 1999. Reproduction and nesting of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Cuban Archipelago. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):257-263.
- Moncada, F., E. Carrillo, A. Saenz, and G. Nodarse. 1999. Reproduction and nesting of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Cuban Archipelago. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 257-263.
- Morris, K. 1984. National report for St. Vincent. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). *Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium*. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 381-385.
- Mortimer, J.A. 1995a. Teaching critical concepts for the conservation of sea turtles. *Mar. Turtle Newsl.* 71:1- 4.
- Mortimer, J.A. 1995b. Status of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*. 1. Status in the Atlantic and Indian oceans and a historical perspective on global patterns of human utilization. Paper presented at The International Workshop on the Management of Marine Turtles '95. 8-10 March 1995. Tokyo, Japan.
- Mortimer, J. A. and R. Bresson. 1999. Temporal distribution and periodicity in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting at Cousin Island, Republic of Seychelles, 1971-1997. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 318-325.
- Mortimer, J. A. 2000. Conservation of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Republic of Seychelles. In: N. Pilcher and G. Ismail (eds.) *Sea Turtles of the Indo-Pacific: Research, Conservation and Management*. ASEAN Academic Press; London. pp. 176-185.
- Mortimer, J.A., M. Day, and D. Broderick. 2002. Sea turtle populations of the Chagos Archipelago, British Indian Ocean Territory. *Proceedings of the Twentieth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC
- Mrosovsky, N. 1983. *Conserving Sea Turtles*. British Herpetological Society; London. 1-176 pp.
- Murray, P.A. 1984. National Report for St. Lucia. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). *Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium*. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 370-380.
- Muenz, T. y Andrews, K. 2003. The recovery of nesting habitat: a proactive approach for conservation of the hawksbill sea turtle, *Eretmochelys imbricata*, Long Island, Antigua, West Indies. *22th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*, Miami, Florida, USA 4-7 April 2002. Compiled by: Seminoff, J. U.S. Department of Commerce, NOAA, NMFS, SFSC. 105 p.
- Musick, J. A. 2001. Management planning for long-lived species. In: K. L. Eckert and F. A. Abreu-Gobois. (eds.). *Proceedings of the Regional Meeting: "Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region – A Dialogue for Effective Regional Management"*, Santo Domingo, 16-18 November 1999. WIDECAST, IUCN-MTSG, WWF and UNEP-CEP.

- Nader, L. (ed.). 1996. *Naked Science: Anthropological Inquiry into Boundaries, Power, and Knowledge*. Roulledge; New York. xvi + 318 pp.
- National Marine Fisheries Service and U.S. Fish and Wildlife Service. 1993. Recovery Plan for Hawksbill Turtles in the U.S. Caribbean Sea, Atlantic Ocean, and Gulf of Mexico. St. Petersburg, FL: National Marine Fisheries Service, 52 pp.
- National Marine Fisheries Service and U.S. Fish and Wildlife Service. 1998. Recovery Plan for U.S. Pacific Populations of the Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricata*). Silver Spring, MD: National Marine Fisheries Service, 82 pp.
- Nietschmann, B. 1972. Hunting and fishing focus among Miskito Indians, eastern Nicaragua. *Human Ecol.* 1(1):41-67.
- Nietschmann, B. 1973. *Between Land and Water: The Subsistence Ecology of the Miskito Indians*. New York: Seminar Press, 279 pp.
- Nietschmann, B. 1981. Following the underwater trail of a vanishing species--the hawksbill turtle. *Nat. Geo. Soc. Res. Rept.* 13:459-480.
- NMFS and USFWS. 1993. Recovery Plan for Hawksbill Turtles in the U.S. Caribbean Sea, Atlantic Ocean, and Gulf of Mexico. NMFS, St. Petersburg, FL. 52 pp.
- Okayama, T., R. Díaz-Fernández, Y. Baba, M. Halim, O. Abe, N. Azeno, and H. Koike. 1999. Genetic diversity of the hawksbill turtle in the Indo-Pacific and Caribbean regions. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 362-367.
- Oldfield, S. 1999. Biodiversity: the UK Overseas Territories. Edited by: D. Procter and L.V. Fleming. Joint Nature Conservation Committee. UK. 129 p.
- Ottenwalder, J. 1981. Estudio preliminar sobre el estado, distribución, y biología reproductiva de las tortugas marinas en la Republica Dominicana. Thesis, Licenciatura, Univ. Auto. de Santa Domingo.
- Ottenwalder, J. 1987. National report for Dominican Republic. Western Atlantic Symposium II, Mayagüez, Puerto Rico, September 1987. WATS2-072. Unpubl. 52 pp.
- Ottenwalder, J. 1996. The current status of sea turtles in Haiti. *Contributions to West Indian Herpetology: a tribute to Albert Schwartz*. In: Powell, R., and Henderson, R. (Eds.). *Contributions to Herpetology*. Ithaca, NY: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 381-393 pp.
- Ottenwalder, J. A. 1996. The current status of sea turtles in Haiti. *Contributions to Herpetology* 12:381-393.
- Parmenter, C. J. 1983. Reproductive migrations in the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*). *Copeia*. 1983: 271-273.
- Parmenter, C. J. 1993. A preliminary evaluation of the performance of passive integrated transponders and metal tags in a population study of the flatback sea turtle (*Natator depressus*). *Wildlife Research*. 20: 375-381.
- Parsons, J.J. 1972. The hawksbill turtle and the tortoise shell trade. In: *Études de géographie tropicale offertes a Pierre Gourou*. Paris: Mouton, pp. 45-60.
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome. *Trends in Ecol. and Environment* 10:430.
- Pianka, E.R. 1974. *Evolutionary Ecology*. New York: Harper and Row, 356 pp.
- Pilcher, N. J. 1999. The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Arabian Gulf. *Conservation and Biology*. 3 (2): 312-317.
- Pilcher, N. J. and L. Ali. 1999. Reproductive biology of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Sabah, Malaysia. *Conservation and Biology*. 3 (2): 330-336.
- Prieto, A., Moncada, F., Nodarse, G., Puga, R., de León, M.E., Diaz-Fernández, R., Espinosa, G., Castillo, D., Hernández, M., Peregin, E., de Arazoza, M., Salabarría, D., Morales, E., Webb, G., Manolis, C., and Gomez, R. 2001. Informe de la Republica de Cuba. Primera Reunion de Dialogo CITES sobre la Tortuga Carey del Gan Caribe. Mexico City, 15-17 May, 2001. 37 pp.

- Pritchard, P. C. H. 1976. Post-nesting movements of marine turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae) tagged in the Guianas. *Copeia*. 1976: 749-754
- Reichert, H.A., and Fretey, J. 1993. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for Suriname. Eckert, K.L. (Ed.). CEP Tech. Rept. No. 24. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 65 pp.
- Rhodin, A. G. J. and P. C. H. Pritchard (eds.). The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*. *Chelonian Conservation and Biology*. (Special Issue). 3 (2): 169-386.
- Richardson, J. I., R. Bell, and T. H. Richardson. Population ecology and demographic implications drawn from an 11-year study of nesting hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, at Jumby Bay, Long Island, Antigua, West Indies. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 244-250.
- Richardson, J.I., Bell, R. and Richardson, T.H. 1999. Population ecology and demographic implications drawn from an 11-year study of nesting hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, at Jumby Bay, Long Island, Antigua, West Indies. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 244-250.
- Richardson, J.I., Corliss, L.A., Ryder, C., and Bell, R. 1989. Demographic patterns of Caribbean hawksbills, Jumby Bay, Antigua. In: Eckert, S.A., Eckert, K.L., and Richardson, T.H. (Compilers). Proc. of the 9th Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-232, pp. 253-256.
- Roberts, O.W. (1827) 1965. Narrative of voyages and excursions on the east coast and in the interior of Central America. Gainesville: Univ. of Florida Press, 302 pp. [1965 reprint].
- Rodríguez, J.P., and Rojas-Suárez, F. 1995. Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Editorial Ex Libris. Venezuela: Provita y Fundación Polar, 444 pp.
- Rosales-Loessner, F. 1984. National Report for Guatemala. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 201-208.
- Sánchez, T. M. and C. Bellini. 1999. Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 308-311.
- Scott, N., and Horrocks, J.A. 1993. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for St. Vincent and the Grenadines. Eckert, K. L. (Ed.). CEP Tech. Rept. No. 27. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 80 pp.
- Smith, G.W., Eckert, K.L., and Gibson, J.P. 1992. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for Belize. Eckert, K.L. (Ed.). CEP Tech. Rept. No. 18. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 86 pp.
- Stancyk, S. E. 1982. Non-human predators of sea turtles and their control. In: K. A. Bjorndal (ed.). *The Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. (reprinted in 1995). pp. 139-152.
- Starbird, C. H., Z. Hillis-Starr, J. T. Harvey, and S. A. Eckert. 1999. Internesting movements and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) around Buck Island Reef National Monument, St. Croix, U. S. Virgin Islands. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 237-243.
- Suganuma, H., A. Yusuf, S. Tanaka, and N. Kamezaki. 2000. Serious declines of nesting populations of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Java Sea, Indonesia. In: N. Pilcher and G. Ismail (eds.) *Sea Turtles of the Indo-Pacific: Research, Conservation and Management*. ASEAN Academic Press; London. pp. 116-118.
- Suganuma, H., N. Kamezaki, and A. Yusuf. 1999. Current status of nesting populations of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Java Sea, Indonesia. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 337-343.
- Sullivan Sealey, K. and G. Bustamente. 1999. Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean. *The Nature Conservancy*; Arlington, Virginia. xxi + 125.
- Sybesma, J. 1992. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for the Netherland Antilles. Eckert, K.L. (Ed.). CEP Tech. Rept. No. 11. Kingston, Jamaica: UNEP Caribbean Environment Programme, 63 pp.
- Thurston, J. 1976. Observations on the ecology of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, on Mona Island, Puerto Rico. In: Proceedings of the Association of Island Marine Laboratories, Caribbean Eleventh Meeting, 2-5 May 1975, St. Croix, U.S.V.I. p. 30. (cited in Starbird et al., 1999).

- Thurston, J. and T. Wiewandt. 1976. Management of sea turtles at Mona Island. Appendix I. Mona Island Management Plan. San Juan, Puerto Rico, Department of Natural Resources. 20 pp. (Cited in Moncada et al., 1999: 261)
- TRAFFIC (USA). 1994. Tortoiseshell trade: End of an era? TRAFFIC (USA) Bull. 13 (1):9-10.
- TRAFFIC. 2001. (Fleming, E.) Swimming Against the Tide. TRAFFIC North America. 161 pp.
- Tröeng, S. 2002. The hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* nesting population of Tortuguero, Costa Rica. Unpub. Report presented by the Caribbean Conservation Corporation to the Ministry of Environment and Energy of Costa Rica. 11 pp.
- Tröeng, S. 2003. Decline of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Caribbean Costa Rica. Proceeding of the 21st Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NMFS Technical Memo.
- Van Buurt, G. 1984. National report for Netherlands Antilles. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds). Proc. Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 329-336.
- Van Dam, R. P. 1997. Ecology of hawksbill turtles on feeding grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. Ph.D. dissertation submitted to the University of Amsterdam; Amsterdam, Netherlands.
- Van Dam, R. P. and C. E. Diez. 1998. Home range of immature hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) at two Caribbean islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 220: 14-24.
- Van Dam, R. P. and C. E. Diez. 1999. Differential tag retention in Caribbean hawksbill turtles. *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (2): 225-229.
- Vázquez, D. Miranda, E. y J. Frazier. 1998. Nesting biology of hawksbill turtles on Holbox Island, México. Proceedings of the seventeenth annual Sea Turtle Symposium. U.S. Dep. Commer. NOAA tech. Memo. NMFS-SEFSC-415. 102 p.
- Whitaker, R. and J. Frazier. 1994. Growth of a captive hawksbill in India. *Hamadryad*. 18 (1983): 47- 48.
- Wibbles, T., D. W. Owens, and C. J. Limpus. 2000. Sexing juvenile sea turtles: Is there an accurate and practical method? *Chelonian Conservation and Biology*. 3 (4): 756-761.
- Wilkins, R. and Meylan, A.B. 1984. National Report for St. Kitts and Nevis. In: Bacon, P., Berry, F., Bjorndal, K., Hirth, H., Ogen, L., and Weber, M. (Eds.). Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium. Volume 3. Miami: RSMAS Printing, pp. 364-369.
- Wilkinson, C.R. 1992. Coral reefs of the world are facing widespread devastation: can we prevent this through sustainable management practices? Proc. of the 7th International Coral Reef Symposium, Guam 1992. Volume 1.
- Wing, E.S., and Reitz, E.J. 1982. Prehistoric Fishing Economies of the Caribbean. *J. of New World Archeology* 5(2):13-22.
- Witzell, W. 1980. Growth of captive hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, in Western Samoa. *Bulletin of Marine Science*. 30(4): 909-912.
- Witzell, W. N. 1983. Synopsis of biological data on the hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). *FAO Fisheries Synopsis* 137: 1-78.
- Witzell, W. N. 1998. Messages in bottles. *Marine Turtle Newsletter*. 80: 3-5.
- Witzell, W.N. 1983. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). *FAO Fisheries Synopsis* No. 137:1-78 pp.
- Witzell, W.N., and Banner, A.C. 1980. The hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Western Samoa. *Bul. of Mar. Sci.* 30(3):571-579.