

## ECOLOGÍA DE ANIDACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LA TORTUGA CANÁ, *Dermochelys coriacea*, EN LA PLAYONA, GOLFO DE URABÁ CHOCOANO (COLOMBIA), EN 1998

### NESTING ECOLOGY AND CONSERVATION OF THE LEATHERBACK TURTLE, *Dermochelys coriacea*, AT LA PLAYONA, CHOCOAN GULF OF URABÁ (COLOMBIA), IN 1998

Verónica M. Duque, Vivian P. Páez<sup>1</sup> y Juan A. Patiño

#### Resumen

La Playona, una extensión de 12 km de playa localizada dentro del golfo de Urabá en el extremo noroccidental de Colombia, mantiene la principal colonia de anidación de la tortuga caná (*Dermochelys coriacea*) en el país. Durante la estación reproductiva de 1998, en los 3 km de esta playa que fueron monitoreados interceptamos 189 arribos de hembras, los cuales resultaron en 162 posturas. Ciento cuatro de estas hembras no estaban aparentemente marcadas, y logramos marcar con placas monel 71 de ellas. Recapturamos 39 hembras marcadas, de las cuales 34 fueron hembras reanidantes marcadas por nosotros en esta estación y cinco fueron marcadas en otros años. El tiempo modal de reanidación de una misma hembra fue aproximadamente diez días y la frecuencia máxima de reanidación durante la estación fue de seis veces. La estación de anidación se extendió desde finales de febrero hasta principios de julio, con un pico entre el 10 de abril y el 10 de mayo. El promedio de la longitud curva del caparazón de las hembras fue 150.9 cm y del ancho curvo 110.8 cm. El promedio del tamaño de la nidada fue 115.5 huevos, de los cuales el promedio de huevos infértiles por nido fue 30%. Los huevos fértiles tuvieron un promedio en diámetro de 5.4 cm y un de peso promedio de 87.1 g. Se presentó una anidación significativamente mayor en la zona media de la playa, con 71.3% de los nidos. Trasladamos a un corral dentro de la misma playa 88 nidos y protegimos 10 nidos naturales *in situ*. El promedio del periodo de incubación para los nidos naturales fue 58.4 días y 59.2 días para los trasladados. El porcentaje de eclosión de los nidos naturales fue 68.5%. En comparación, el porcentaje de eclosión de los nidos trasladados fue sólo 28.0%. En total, de los 5.308 huevos fértiles que monitoreamos esta estación, sólo logramos liberar al mar 1.651 neonatos (31.1%), y los demás se perdieron tanto por causas naturales como antrópicas. Los resultados de este estudio destacan la importancia de esta playa en el ámbito internacional, considerando la densidad de hembras anidantes y que tan sólo se monitorearon tres de los 12 km de la playa. Igualmente, muestran cómo las técnicas de traslado que se han empleado con esta población durante varios años producen porcentajes muy elevados de mortalidad, y aunque el método de traslado en bolsa fue más eficaz que el de nevera, el éxito de eclosión de los nidos naturales fue muy superior al de los nidos trasladados. Con base en estos resultados, se diseñó un plan de manejo para 1999 que permitiera proteger *in situ* con la esperanza de aumentar el éxito reproductivo de la estación y no modificar las características de la incubación.

**Palabras clave:** Reptilia, Testudines, *Dermochelys coriacea*, ecología reproductiva, sitios de anidación, éxito reproductivo, manejo, La Playona, Chocó.

#### Abstract

La Playona, a 12 km extension of beach located in the Gulf of Urabá in the extreme northwest of Colombia, maintains the primary nesting colony of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the country. During the 1998 reproductive season in 3 km of the beach that was monitored, 189 emerging females were encountered which produced 162 nests. One hundred and four of these females were not apparently marked; 71 of these individuals were marked with monel tags. Thirty-nine marked females were recaptured, of which 34 were re-nesting females we had marked in the same season and five which had been marked in previous years. The modal internesting period for females was approximately ten days and the maximum number of nests documented for a given female during the season was six. The nesting season extended from the end of February to the beginning of July, with a peak evident between 10 April and 10 May. Mean curved carapace length of nesting females was 150.9 cm and mean curved carapace width was 110.8 cm. Mean clutch size was 115.5 eggs,

Recibido: julio de 1999; aprobado para publicación: diciembre de 1999.

<sup>1</sup> Departamento de Biología, Universidad de Antioquia, Apartado 1226, Medellín, Colombia. E-mail: vpaez@matematicas.udea.edu.co.

of which on average 30% were infertile eggs. Mean size of the fertile eggs was 5.4 cm diameter and 87.1 g in mass. There was significantly more nesting in the intermediate zone of the beach, where 71.3% of the nests were oviposited. We transferred 88 nests to an enclosure constructed on the beach and protected another ten natural nests *in situ*. The mean incubation period was 58.4 days for natural nests and 59.2 days for transferred nests. The hatching success rate of the natural nests was 68.5%. In comparison, the hatching success rate for the transferred nests was only 28.0%. In total, of the 5,308 fertile eggs which were monitored this season, we only were able to release 1,651 neonates (31.1%) into the sea; the remainder were lost to both natural and anthropogenic causes. The results of this study highlight the importance of this beach on the international level, considering the density of nesting females documented and that we only monitored three of the 12 km of the beach. In addition, they show that the transfer methods used with this population during a number of years produce very high levels of mortality, and that even though the method of transferring eggs in bags was more efficient than in coolers, the levels of hatching success in natural nests were much higher than in the transferred nests. Based upon these results, a management plan for the 1999 nesting season was designed, in which all nests were protected *en situ*, with the hope of increasing the reproductive success during this season and to avoid modifying the characteristics of incubation.

**Key words:** Reptilia, Testudines, *Dermochelys coriacea*, reproductive ecology; nesting sites; reproductive success, management, La Playona, Chocó.

## INTRODUCCIÓN

Frecuentemente, en los programas de manejo de poblaciones de tortugas marinas se resalta la necesidad de llevar a cabo monitoreos a largo plazo, ya que estas especies presentan características biológicas particulares como su longevidad y pautas extensas de migración (Alderton, 1988; Johnson *et al.*, 1993). Comúnmente, se implementan estudios en las playas de anidación, ya que así se pueden estimar y caracterizar el tamaño de las colonias anidantes, el comportamiento de anidación y la capacidad reproductiva de las tortugas, los cuales están cuantificados de acuerdo con la selección de sitios de anidación, el tamaño de los nidos, el tamaño y los números de huevos, las frecuencias de anidación, los intervalos de reanidamiento y la fertilidad (Carr *et al.*, 1978; Bjorndal *et al.*, 1985; Ehrhart, 1995). Igualmente, en estos programas de manejo es común proteger los nidos como una medida ante las elevadas tasas de mortalidad que éstos experimentan, ya sea por causas naturales o antrópicas. La protección se puede llevar a cabo con nidos *in situ*, o por medio de su traslado a otros sitios.

La tortuga Caná, Baula o Laúd (*Dermochelys coriacea*) es la especie de tortuga más grande del mundo y la que se distribuye más ampliamente (Carr *et al.*, 1978; Simon y Schuster, 1989;

Márquez, 1990; Zug, 1993; Pough *et al.*, 1996). Las hembras anidan principalmente en el trópico, siendo las playas más importantes las de las Guyanas Francesas, Surinam, Malasia, México y Costa Rica (Leslie *et al.*, 1996). En Colombia hay anidaciones tanto en el Pacífico como en el Atlántico, y se estima que presentan la mayor actividad de desove en las playas del golfo de Urabá en el Atlántico (Kauffman, 1973; Groombridge, 1982; Márquez, 1990; Rueda *et al.*, 1992).

*Dermochelys coriacea* es una especie en peligro de extinción (Groombridge, 1982; Ernst y Barbour, 1989; Iverson, 1992). Las principales causas de su disminución son el sobrecosechamiento de huevos, el ahogamiento accidental de adultos en redes de pesca, las pérdidas de nidos a causa de la erosión e inundación de las playas y el deterioro de las playas por la urbanización. En Colombia, sumado al desconocimiento del estado real de las poblaciones naturales de especies de tortugas (Medem, 1953; Kauffman, 1973; Rueda *et al.*, 1992; Amorocho y López, 1998), las presiones ejercidas sobre los ecosistemas costeros se convierten en otros factores que llevan a las poblaciones de tortugas marinas a niveles críticos, posiblemente cercanas a la desaparición (Frazer, 1992).

La Playona es una de las pocas playas colombianas en la que se han desarrollado estudios biológicos descriptivos de la población de *D. coriacea* e intentos para la protección de los nidos (Rueda *et al.*, 1992; Madaune y Márquez, 1993). Sin embargo, sólo a partir de 1997 se implementaron estudios experimentales destinados a determinar la eficacia de las estrategias de protección que se venían ejecutando. Durante varios años, la Fundación Darién y la ANECB (Asociación Nacional de Estudiantes de Ciencias Biológicas) realizaron Jornadas de Protección, en las que se trasladaron todos los nidos interceptados a un corral construido en la misma playa, con el objeto de protegerlos de la intensa depredación por animales domésticos y la perturbación humana. Infortunadamente, las tasas de eclosión de los nidos trasladados en esos años fueron muy bajas (Duque *et al.*, 1998). Los resultados de estudios preliminares de la estación reproductiva de 1997 (Duque *et al.*, 1998) permitieron delinear los objetivos y la metodología de la presente investigación.

Los objetivos fueron: a) determinar el número de hembras arribantes y de nidos colocados en los 3 km monitoreados de La Playona, b) determinar las características morfométricas de hembras, huevos y neonatos, c) estimar la posible relación entre el tamaño de la hembra y las características de sus nidadas, d) determinar si existían preferencias de las hembras por desovar en las diferentes zonas y sectores de la playa monitoreada, e) determinar las frecuencias y la distribución del número de días entre reanidamientos, f) comparar el porcentaje de éxito de eclosión entre nidos *in situ* y nidos transferidos y g) comparar dos técnicas de traslado de nidos en cuanto al éxito de eclosión.

Además de adquirir conocimientos de estos aspectos ecológicos, los resultados del presente estudio permitieron proponer nuevas medidas de protección que esperamos sean más adecuadas para el éxito reproductivo de la colonia, y que a largo plazo contribuyan al conocimiento real del

tamaño de esta población de *D. coriacea* en Colombia, y a su conservación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Sitio de estudio.** La Playona es la playa más extensa localizada dentro del golfo de Urabá en el extremo noroccidental de Colombia, cerca de la frontera con Panamá. Se encuentra a 7 km al sudeste del centro urbano del municipio de Acandí (8° 37' y 7° 55' N y 77° 25' y 76° 55' O). La playa posee una longitud de 12 km y una anchura promedio de 30 m. Por su configuración, la bahía describe un recorrido rectilíneo en dirección NO-SE y sus extremos se encuentran enmarcados por las cuchillas del cerro Tolo por el norte y de Goleta por el sur. Esta playa es considerada de alta energía, lo que le confiere un nivel de erodabilidad muy alto. Es de arena oscura y contiene gran cantidad de material de deriva, principalmente troncos y basura (Rueda *et al.*, 1992).

**Actividad de anidación.** Desde el 28 de marzo hasta el 17 de junio de 1998, realizamos patrullajes nocturnos y conteos de huellas diurnas en los primeros 3 km de La Playona desde el cerro Tolo, área donde según Rueda *et al.* (1992) se presenta la mayor frecuencia de anidación de *D. coriacea*. Los kilómetros fueron señalizados con postes de madera cada 200 m, que dividían la playa en sectores. Al mismo tiempo, se definieron transversalmente tres zonas horizontales en la playa de acuerdo con las condiciones de marea y vegetación que se dan en el área, a saber: zona de vegetación, zona media y zona de lavado (Rueda *et al.*, 1992).

Los muestreos fueron realizados por grupos variables de personas voluntarias, bajo nuestra supervisión. Realizamos el patrullaje de la playa en dos turnos, el primero de las 20:00 a las 01:00 horas y el segundo de las 01:00 a las 06:00 horas. Algunas de las hembras arribantes interceptadas fueron marcadas con placas monel en las dos aletas posteriores, y con una cinta métrica flexible registramos los siguientes datos

para todas las hembras: longitud curva del caparazón (LCC, medida sobre la quilla central) y ancho curvo del caparazón (ACC, medida transversal sobre la parte más ancha del caparazón). Adicionalmente, registramos el número de huevos fértiles e infértiles a medida que la hembra desovaba; el conteo lo realizamos mediante el método utilizado por Chacon (1994). Después de que cada hembra concluyó la postura y regresó al mar, tomamos una muestra aleatoria de diez huevos fértiles y ocho infértiles del nido, y anotamos el diámetro y peso de cada uno. Cada noche contabilizamos el número de nidos por sector y zona horizontal de la playa. Finalmente, entre las 06:00 y 07:00 horas, contabilizamos el número de huellas nuevas que no correspondían a los rastros de hembras que fueron interceptadas durante el muestreo anterior.

Al igual que lo que se realizó en cada una de las cuatro previas Jornadas de Protección en esta playa, trasladamos a un corral todos los nidos encontrados en 1998, con el propósito de disminuir la depredación por perros y humanos. Sin embargo, en esta estación también protegimos diez nidos *in situ* con cercas de malla enterradas en la arena, los cuales se encontraban en varios sectores y zonas de la playa. Por otra parte, ubicamos el corral en 1998 en un sector diferente al de años anteriores (más distante de la desembocadura de riachuelos y en la zona media de la playa, en vez de la zona de vegetación). El traslado lo realizamos mediante dos métodos, con el propósito de determinar el de mayor eficiencia para futuros proyectos de manejo. En el primer método, tomamos los huevos directamente de la hembra en el momento de la postura, poniendo una bolsa plástica dentro de la cámara del nido y permitiendo que los huevos cayeran directamente en ella. En el segundo método, tomamos los huevos después de que la hembra terminara el proceso de desove. Al abrir el nido, colocamos los huevos de una manera ordenada dentro de una nevera de icopor, poniendo un poco de arena para aminorar el movimiento de los huevos durante el traslado al corral.

**Eclosión.** Después de pasados 50 días desde la fecha de ovoposición de cada nido, éstos eran inspeccionados diariamente para documentar la fecha de emergencia. Definimos la duración de incubación como el número de días entre la fecha de ovoposición y la fecha de emergencia (el día en que encontramos la primera evidencia de emergencia de los neonatos hasta la superficie del nido). En vista de la elevada mortalidad en el corral reportada en todos los años anteriores, cuando los nidos sobrepasaron el tiempo estimado para su eclosión, y todavía no había indicaciones de emergencia, procedimos a excavar para rescatar los neonatos atrapados en la arena y revisar los huevos. En todos los casos, una vez eclosionado, retirábamos el contenido completo de cada nido, separando las cáscaras, para determinar el número de neonatos eclosionados vivos y muertos, y el número de huevos no eclosionados. Calculamos el porcentaje de eclosión como el *número de neonatos eclosionados (vivos y muertos)/número de huevos fértiles*, el porcentaje de éxito reproductivo como el *número de neonatos eclosionados vivos/número de huevos totales*. Adicionalmente, establecimos el porcentaje de mortalidad como el *número de neonatos muertos/número de huevos fértiles*. También determinamos las principales causas de mortalidad o pérdida de nidos y las posibles causas de muerte de neonatos y pérdida de huevos, tanto de los nidos *in situ* como de los nidos transferidos.

## RESULTADOS

**Actividad de anidación.** De los 189 arribos de hembras de *D. coriacea* interceptados durante los patrullajes, encontramos que en 162 de estas ocasiones las hembras desovaron, ya sea porque las vimos poniendo o porque confirmamos que sí habían puesto huevos (por medio de excavaciones de los nidos hasta observar los primeros huevos). De estos 189 arribos de hembras, en 104 ocasiones la hembra no presentó una marca. De estas 104 hembras, marcamos 71 con placas monel. En las 85 ocasiones que encontramos hembras marcadas en la playa, 5 de ellas fueron hembras marcadas en años previos a

1998 y 34 fueron hembras reanidantes que nosotros marcamos en el mismo año (tabla 1). Considerando sólo estas 39 hembras reanidantes, la frecuencia promedio de anidamiento por hembra fue de 2.9 veces durante la estación (con un máximo de seis veces documentado para una misma hembra). La distribución del número de días entre anidaciones no manifestó normalidad, pero sugiere que las hembras en esta población anidan en promedio cada diez días (figura. 1).

Para los 3 km de la playa estudiada, hubo una frecuencia promedio de anidación de dos nidos por noche durante toda la temporada, con un máximo de siete nidos por noche. La frecuencia promedio de huellas observadas en la mañana fue 3.5. En cuanto a la distribución espacial, no encontramos una preferencia entre los diferentes sectores de los 3 km de la playa monitoreada (señalizados con postes cada 200 m), pero registramos una anidación preferencial

**Tabla 1.** Datos sobre la actividad de anidación y biometría de las hembras de tortuga Caná (*Dermochelys coriacea*) en los tres kilómetros de playa muestreados durante la temporada de 1998 en La Playona, Acandí, Colombia

	N	Promedio	D.S.
<i>Observaciones en la playa</i>			
Número de arribos interceptados en patrullajes nocturnos	189		
Número de huellas interceptadas	305		
Número de nidos encontrados	162		
Número de hembras interceptadas	104		
Número de hembras marcadas con placas monel	71		
Número de hembras no marcadas	33		
Número de hembras reanidantes	39		
<i>Tamaños corporales</i>			
Longitud curva del caparazón (LCC) (cm)	98	150.9	7.3
Ancho curvo del caparazón (ACC) (cm)	98	110.8	6.1
<i>Observaciones en los nidos</i>			
Número de huevos por nido	140	115.5	17.1
Número de huevos fértiles	140	81.2	19.0
Número de huevos infértiles	140	34.4	16.2

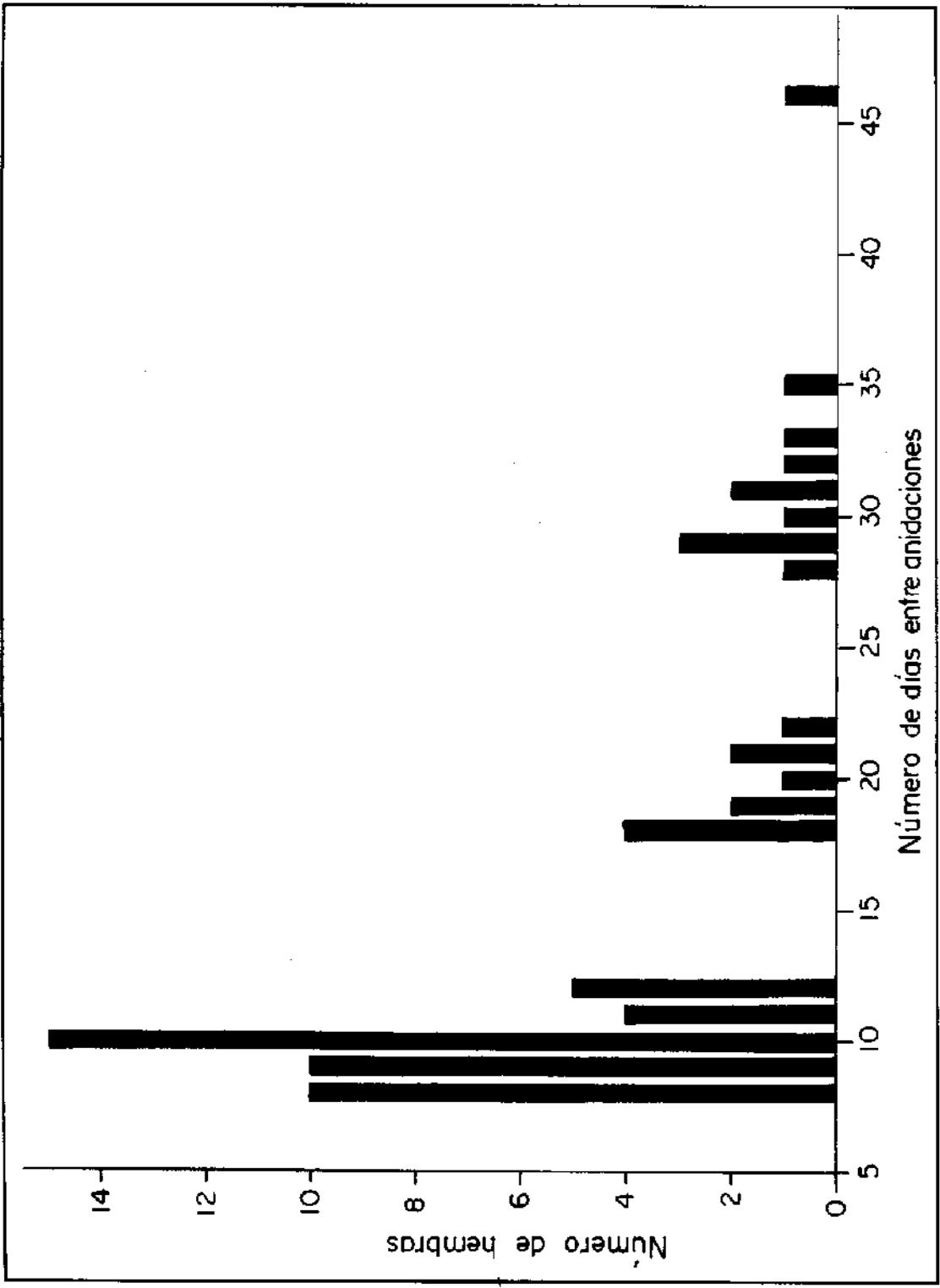


Figura 1. Número de días entre las anidaciones para hembras reanidantes durante la temporada de 1998

significativa entre las tres zonas horizontales de la playa (zona de vegetación, zona media y zona de lavado) (figura 2;  $\chi^2 = 102.5$ , g.l. = 2,  $P < 0.001$ ), con mayor anidación en la zona media, en donde 71.3% de los nidos fueron colocados.

La estación de anidación en La Playona se extendió desde finales de febrero hasta principios de julio (figura 3). El pico de anidación ocurrió entre el 10 de abril y el 10 de mayo. Encontramos una diferencia significativa entre la frecuencia de anidación durante los diferentes periodos en que dividimos la estación reproductiva de 1998 (Kruskal-Wallis,  $P < 0.05$ ), con una diferencia entre los niveles de anidación en el principio de la temporada (finales de marzo hasta finales de mayo, donde hubo mayor actividad) y las últimas semanas de la misma (a finales de mayo y principio de junio, donde se presentó menor frecuencia de anidación).

**Biometría de hembras anidantes y huevos.** El promedio de la longitud curva del caparazón de las hembras fue de 150.9 cm ( $n = 98$ , D.S. = 7.3) y el ancho curvo 110.8 cm ( $n = 98$ , D.S. = 6.1; tabla 1). La distribución del tamaño corporal de las hembras correspondió a una distribución normal, donde la mayoría de los individuos se encontraron en tamaños intermedios (figura 4). El promedio en el tamaño de la nidada (número de huevos por nido) fue 115.5 ( $n = 140$ , D.S. = 17.1), el 70% correspondió a huevos fértiles y el 30% a huevos infértiles (tabla 1). Los huevos fértiles tuvieron un tamaño promedio de diámetro de 5.4 cm ( $n = 85$ , D.S. = 0.2) y de peso promedio de 87.1 g ( $n = 85$ , D.S. = 7.2; tabla 1). Encontramos una correlación significativa entre las variables corporales de LCC y ACC (figura 5;  $ACC = 34.6 + 0.5 LCC$ ,  $r^2 = 0.36$ ,  $n = 98$ ,  $P < 0.05$ ). No encontramos correlaciones estadísticamente significativas entre el tamaño corporal de la hembra y el tamaño de su nidada (número de huevos), o el número de nidos que puso, o el tamaño de huevos fértiles, o el número de anidaciones por estación, o el intervalo de anidamiento.

**Eclosión y medidas de protección de nidos.** Monitoreamos 88 nidos trasladados y 10 nidos *in situ*, para un total de 98 nidos protegidos durante la temporada de 1998. De los nidos llevados al corral, 46% fueron transferidos mediante la técnica de nevera y 57% mediante la técnica de bolsa. El periodo promedio de eclosión para los nidos *in situ* fue 58.4 días ( $n = 10$ , D.S. = 1.2), y 59.2 días para los nidos artificiales ( $n = 61$ , D.S. = 1.52). Para la determinación del porcentaje de eclosión de huevos y el porcentaje de éxito reproductivo de la estación, sólo utilizamos 71% de los nidos protegidos (8 nidos *in situ* y 62 trasladados), es decir, aquellos que completaron todo el periodo de desarrollo embrionario sin haber tenido ningún tipo de perturbación (por ejemplo, nidos excavados durante el proceso de incubación por depredadores o para observar el desarrollo embrionario). El traslado de los huevos al corral produjo un porcentaje de eclosión significativamente menor que el de los nidos naturales (tabla 2;  $\chi^2 = 453.1$ , g.l. = 1,  $P < 0.001$ ). En estos últimos, el porcentaje de eclosión de huevos fértiles fue 68.46% y para los nidos transferidos fue 28.0%. En cuanto a las técnicas de traslado, reportamos una diferencia significativa entre el método de bolsa y el de nevera (tabla 3;  $\chi^2 = 31.3$ , g.l. = 1,  $P < 0.001$ ), dando mayor porcentaje en el traslado con bolsa, aunque en general observamos un bajo porcentaje de eclosión en ambos métodos. El porcentaje de mortalidad (número de neonatos eclosionados muertos/número de huevos totales) en los dos métodos de protección fue similar: 2.5% para nidos *in situ* y 2.6% para nidos trasladados. El porcentaje de éxito reproductivo de la estación fue 31.1%.

## DISCUSIÓN

Con los 189 arribos y 162 posturas registradas en 1998, se destaca la importancia de esta playa en el ámbito internacional, ya que la densidad reportada es comparable a la de otras playas tradicionalmente consideradas importantes para *D. coriacea* (tabla 4). Si se considera que la

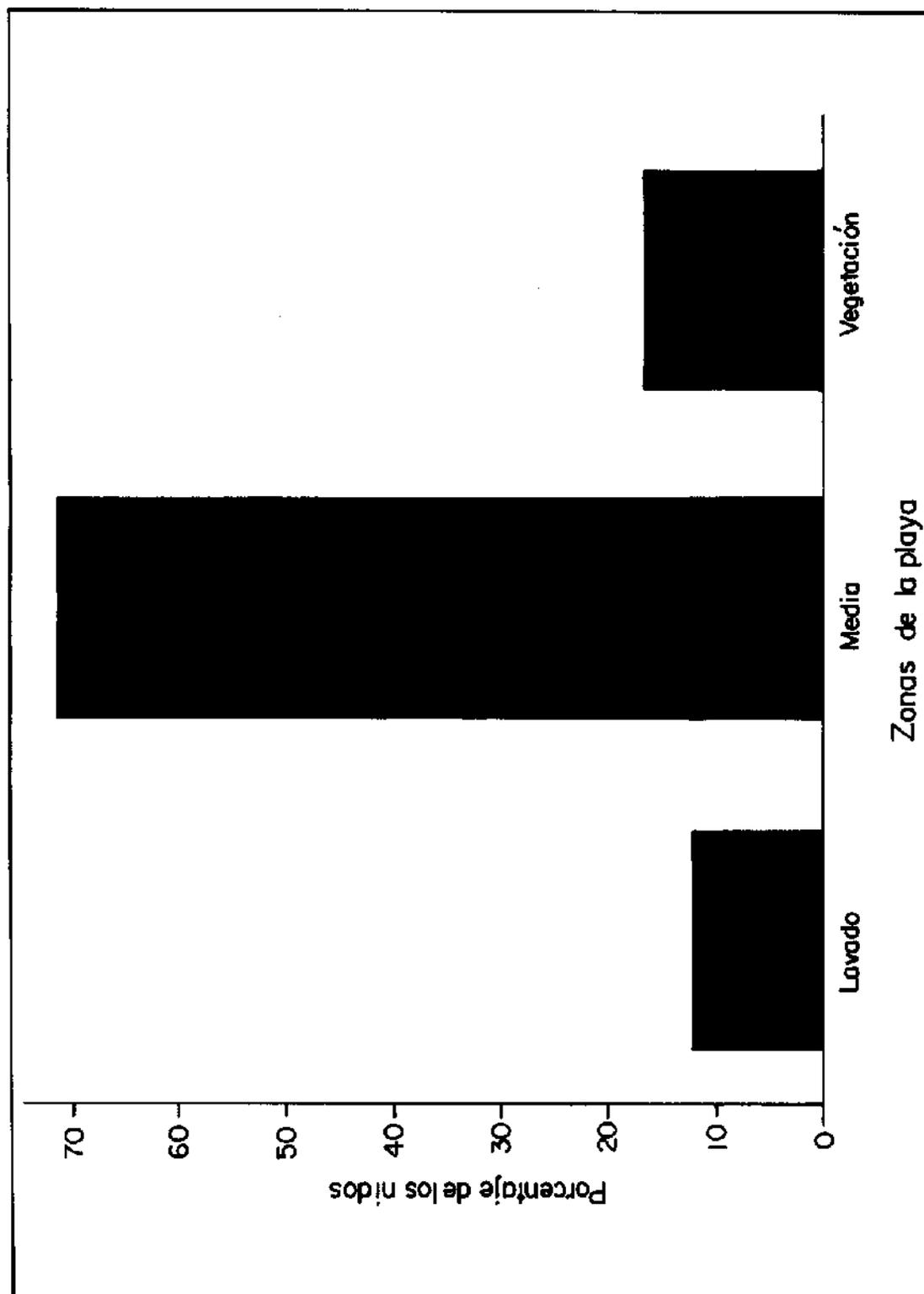


Figura 2. Distribución espacial de la anidación en las tres zonas horizontales de la playa durante la temporada de 1998

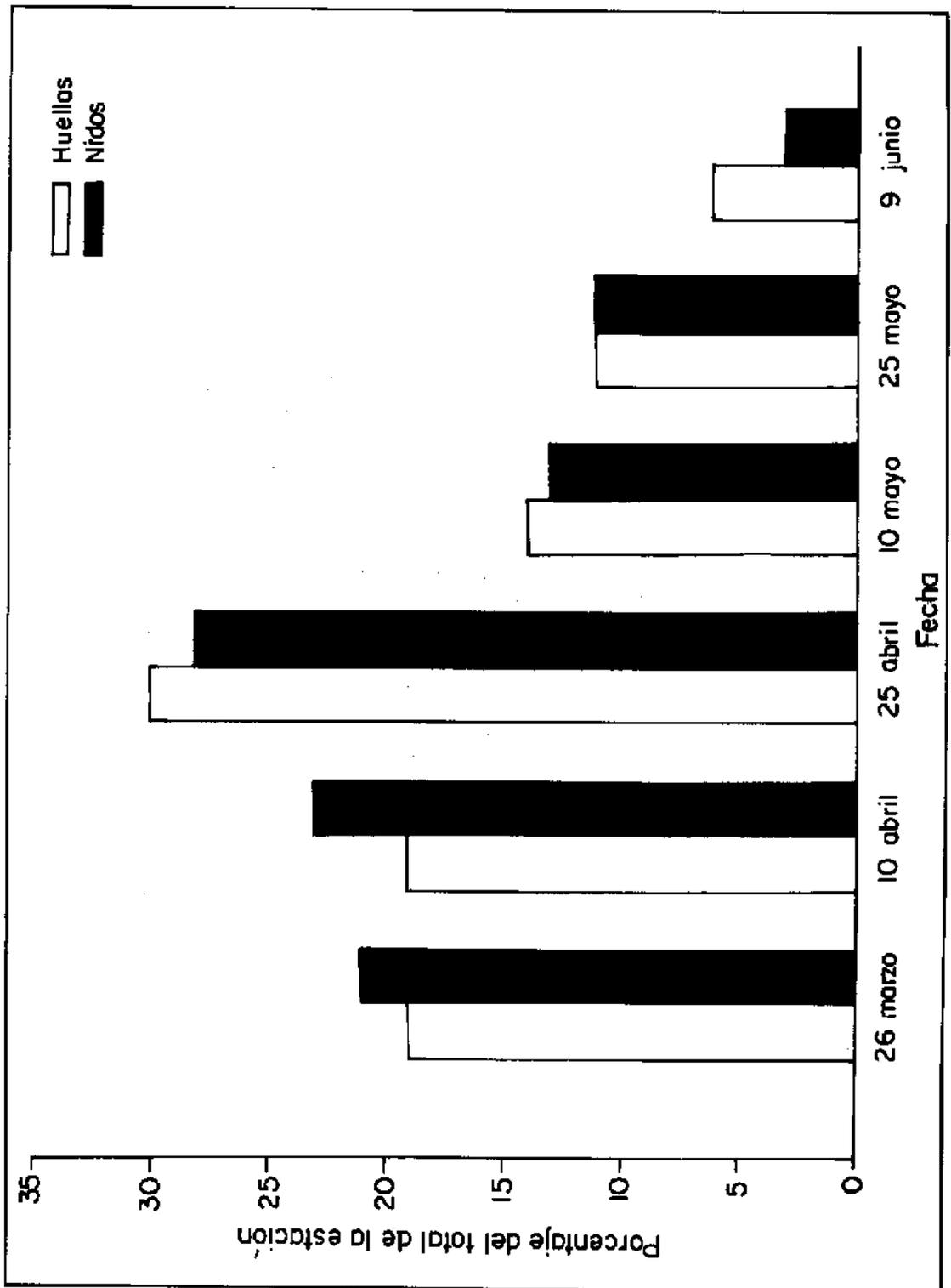


Figura 3. Distribución estacional de la actividad de anidación de *Dermochelys coriacea* en La Playona durante la temporada de 1998

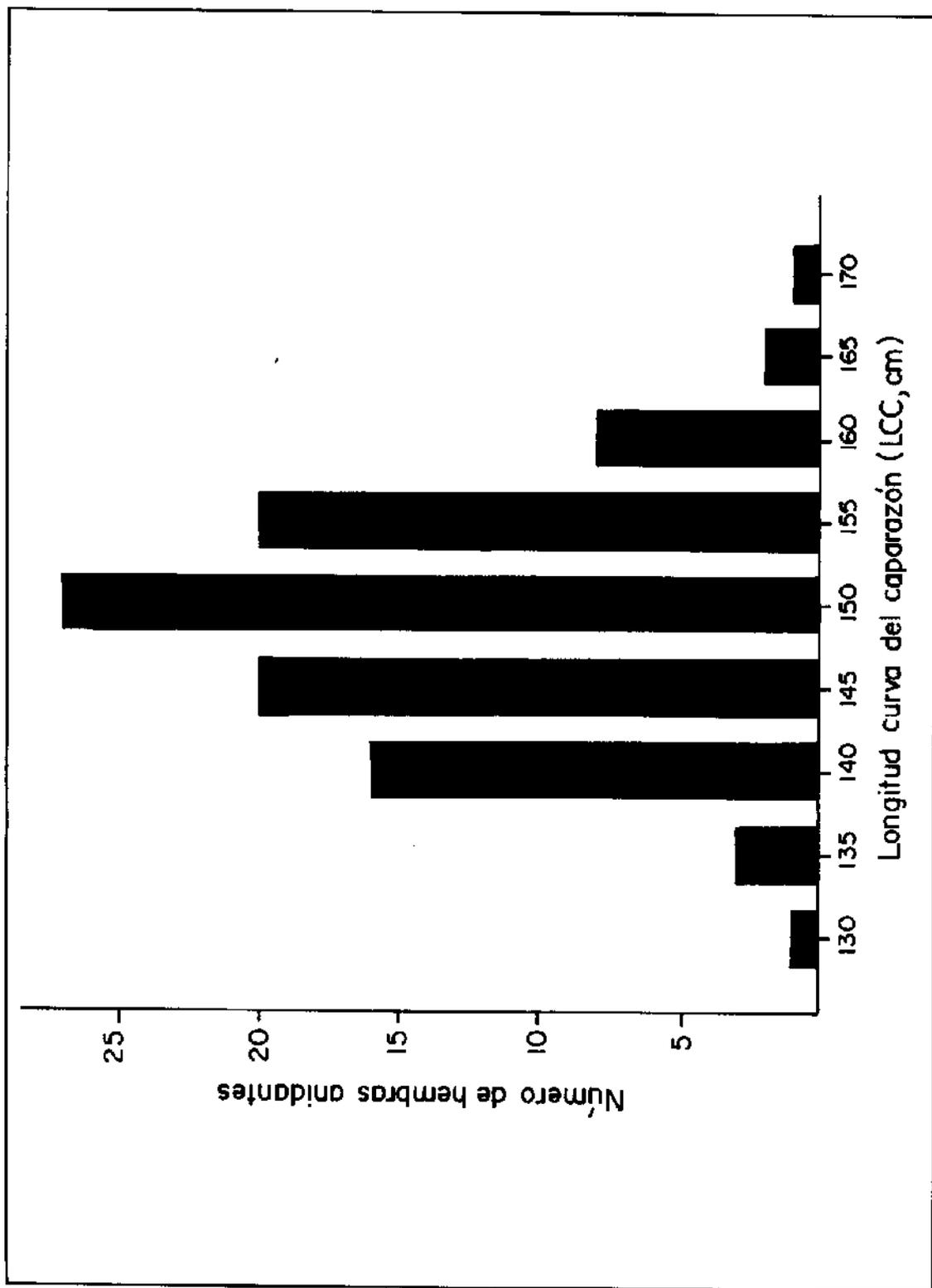


Figura 4. Distribución de los tamaños corporales de las hembras anidantes de *Dermochelys coriacea* durante la temporada de 1998

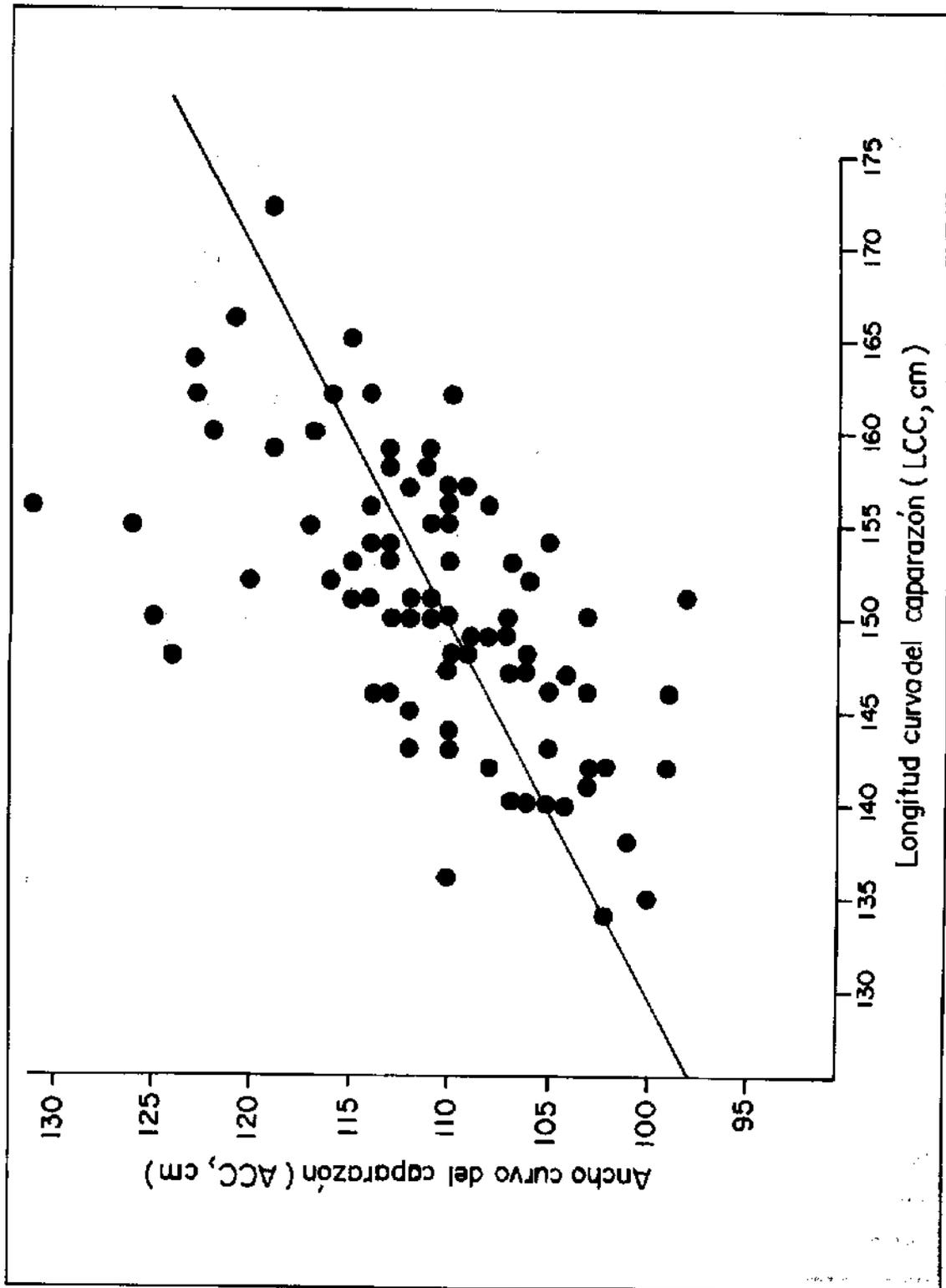


Figura 5. Relación entre las variables corporales LCC y ACC de las hembras anidadas de *Dermochelys coriacea* en La Playona durante la temporada de 1998

extensión total del área de anidación en la Playona es de 12 km y que sólo monitoreamos la cuarta parte de la misma, es posible que estemos subestimando la actividad de anidación en la misma y el tamaño de la colonia que la utiliza. Es necesario mencionar que el criterio por el cual sólo se patrullan estos tres kilómetros de la playa, es por ser la misma área del estudio de Rueda en 1987, y no porque experimentalmente en el presente estudio se haya determinado que ésta es la sección más utilizada por las hembras de *D. coriacea*. La falta de un programa de manejo estandarizado y de largo plazo, ha dado como resultado que esta playa de anidación no sea incluida en los censos mundiales de la especie, ni se le reconozca en los programas de protección en el ámbito internacional.

El tiempo modal entre anidaciones consecutivas de una misma hembra para la población anidante en La Playona (10 días) fue similar a lo reportado para St. Croix (9.6 días; Boulon *et al.*, 1996), Playa Langosta (9 días; Chaves *et al.*, 1996), Malasia (9 días; Chan *et al.*, 1990), Parque Nacional las Baulas de Costa Rica (9 días como dato modal, Steyermark *et al.*, 1996) y Guyana Francesa (9 días como dato modal; Girondot y Fretey, 1996). En contraste, la frecuencia promedio de anidación fue menor (2.9 veces) de lo reportado en otras playas: Steyermark *et al.* (1996) registraron un promedio de 3.6 para la estación 93-94 y 3.5 para la estación 94-95 en el Parque Nacional de las Baulas, y Chaves *et al.* (1996) 3.3 para Playa Langosta. Sin embargo, reportamos una frecuencia máxima de siete veces. Esta diferencia en las frecuencias de anidaciones

**Tabla 2.** Porcentaje de eclosión de huevos fértiles con los dos métodos de traslado durante la temporada de 1998

	Método de traslado con bolsa	Método de traslado con nevera
Número de huevos fértiles eclosionados	748 (30.25%)	503 (22.9%)
Número de huevos fértiles no eclosionados	1.724 (69.74%)	1.686 (77.02%)
Número total de huevos fértiles ovopositados	2.472	2.189

**Tabla 3.** Porcentaje de eclosión de huevos fértiles trasladados contra *in situ* durante la temporada de 1998

	Nidos trasladados	Nidos <i>in situ</i>
Número de huevos fértiles eclosionados	1.251 (28.00%)	443 (68.46%)
Número de huevos fértiles no eclosionados	3.410 (73.16%)	204 (31.53%)
Número total de huevos fértiles ovopositados	4.661	647

**Tabla 4.** Densidad de hembras anidantes de *D. coriacea* por estación en diferentes playas del Caribe

Localidad	Kilómetros estudiados	Número de nidos	Número de hembras	Referencia
St. Croix, U.S. Islas Vírgenes	3	-	18-55	Boulon <i>et al.</i> , 1996
Tortuguero, Costa Rica	4.8			Leslie <i>et al.</i> , 1996
1990		33	72	Campbell <i>et al.</i> , 1996
1991		45	177	Campbell <i>et al.</i> , 1996
1995	35.2	-	702	Campbell <i>et al.</i> , 1996
Parque Nacional Las Baulas, Costa Rica, 1993-1994			625	Steyermark <i>et al.</i> , 1996
Playa Grande, Playa Langosta, Playa Ventanas, 1994 y 1995	5.8		1.638	Steyermark <i>et al.</i> , 1996
Playa La Playona, Chocó, Colombia, 1998	3	162	189	Este estudio

con respecto a otros sitios, se puede deber a la subestimación de la actividad de desove por la pérdida de observaciones, ya que no monitoreamos las hembras que salieron en los 9 km restantes de La Playona. Es probable que las diferencias se deban a la intensidad y cobertura de nuestro muestreo.

El pico de anidación para *D. coriacea* en La Playona fue entre abril y mayo, con la máxima frecuencia de anidación en la última semana de abril (figura 3). Este dato es similar a lo reportado para la especie en otras playas de anidación en el Caribe, como es el caso de St. Croix (Boulon *et al.*, 1996) y de Tortuguero (Leslie *et al.*, 1996). De todos modos, es necesario continuar con los monitoreos en La Playona para obtener datos de años consecutivos para confirmar el patrón de un pico en la actividad de anidación de *D. coriacea* en esta playa. Las diferencias observadas entre el número de nidos registrados y huellas vistas (figura 3) variaron debido a los sesgos en el muestreo, ya que el esfuerzo en los patrullajes nocturnos, donde se determinó el número de

nidos colocados, fue variable a lo largo de la estación. En cambio, el conteo de huellas fue realizado siempre por el mismo observador. Por tanto, consideramos que este procedimiento de conteo de huellas para determinar la actividad de desove en la playa, es importante cuando se cuenta con poco personal para los muestreos nocturnos.

El tamaño corporal promedio que correspondió a la LCC de las hembras en este estudio (150.9 cm) fue muy similar a lo reportado por Rueda *et al.* (1992) en esta playa en 1987 (154.7 cm), así como a lo registrado en Gandoca, Costa Rica (153.8 cm, Chacon, 1994); Tortuguero (152.8 cm, Campbell *et al.*, 1996) y Tortuguero (154.3 cm, Tröeng *et al.*, 1998). Estas pequeñas diferencias parecen fluctuaciones normales en las poblaciones anidantes entre los diferentes sitios o estaciones reproductivas, al igual de lo que se observa en Tortuguero, Costa Rica (Tröeng, 1998). Aunque la distribución de tamaños (figura 4) parece indicar que ésta es una población mezclada con hembras jóvenes y adultas, es importante estandarizar la forma en que se toman las medidas

para poder hacer comparaciones entre las poblaciones. Por otra parte, la distribución normal que encontramos en el tamaño de las hembras es interesante, en el sentido de que parece mostrar una tendencia poblacional a alcanzar tamaños variables en el momento de ser reproductiva, asumiendo que una vez que una hembra llegue a la madurez sexual el crecimiento corporal se interrumpe, para invertir en el esfuerzo reproductivo (Carr y Goodman, 1970).

En la mayoría de las tortugas existen patrones reproductivos que pueden proporcionar explicaciones ecológicas, como es la relación positiva entre el tamaño de la nidada y el tamaño corporal de la hembra. Por ejemplo, así se encontró para varias tortugas continentales e incluso para algunas tortugas marinas como *Chelonia mydas* y *Caretta caretta* (Gibbons, 1982; Ehrhart, 1982, citado en Frazer y Richardson, 1986; Ehrhart, 1995). En *D. coriacea*, esta relación no parece existir, lo cual se corrobora con nuestros resultados (Ehrhart, 1995). Por otra parte, en tortugas marinas esta predicción tampoco parece cumplirse interespecíficamente, ya que *D. coriacea* presenta tamaño de nidadas pequeñas en relación con su tamaño, comparativamente con las otras especies de tortugas marinas (Ehrhart, 1995). En este estudio no encontramos una relación significativa entre otras variables como el tamaño corporal, el tamaño de los nidos, el número de anidaciones por estación, el intervalo de anidamiento y el tamaño de huevos. Algunos autores sugieren que hay un incremento en la frecuencia de anidación con el tamaño corporal de las hembras en algunas tortugas continentales (Gibbons, 1982). Sin embargo, Frazer y Richardson (1986) mostraron que no existe tal relación en la tortuga marina *Caretta caretta*.

Se ha reportado la preferencia de *D. coriacea* por anidar en la zona media de la playa, lo cual aparentemente disminuye la probabilidad de pérdidas de nidos por erosión, inundación y depredación natural (Eckert, 1987; Bjorndal y Bolten, 1992; Rueda *et al.*, 1992; Steyermark

*et al.*, 1996). En La Playona encontramos mayor actividad de anidación en la zona media, lo cual parece corroborar esta tendencia.

**Eclosión.** Mrosovsky e Yntema (1982) estiman que 1 °C de diferencia en la temperatura entre los nidos de tortugas marinas se refleja en el incremento de cinco días en el tiempo de incubación para el de menor temperatura. Sin embargo, en este estudio los periodos promedio de incubación para las dos medidas de protección (nidos *in situ* y nidos trasladados) fueron relativamente iguales, lo que puede indicar que probablemente no hubo un efecto diferencial de las temperaturas de incubación de los nidos en estos periodos. En 1987, Rueda *et al.* (1992) estimaron un tiempo promedio de 64.5 días de incubación para la misma playa, que corresponden a aproximadamente 6.1 días más que el promedio de incubación reportado para los nidos naturales en este estudio. Esto puede ser el resultado de temperaturas más elevadas presentadas durante 1998 a causa del fenómeno del Niño, lo cual se refleja en el menor tiempo de incubación. Por otra parte, la temperatura es sólo una de las condiciones microambientales que modifican el periodo de incubación, ya que éste también depende de otras condiciones locales en la playa tales como humedad de la arena, salinidad, tamaño del grano y contenido orgánico (McGehee, 1990; Garduño y Cervantes, 1996; Leslie *et al.*, 1996).

La diferencia en los porcentajes de eclosión de los nidos protegidos *in situ* y los trasladados (tabla 2) probablemente se debe al hecho de que, al trasladar los nidos al corral, se realizan movimientos bruscos que pueden ocasionar la rotación de los huevos, y llevar al desprendimiento y muerte del embrión (Chan, 1989; Durán, 1991; Garduño y Cervantes, 1996). Esto pudo producir la mortalidad tan elevada de huevos, que no lograron eclosionar en La Playona durante 1998. Las dos técnicas de traslado también mostraron diferencias significativas en el porcentaje de eclosión, aunque en ambos casos fueron bajos. Aparentemente, el método de

traslado en bolsa es el más indicado, ya que fue el que obtuvo el mayor porcentaje de eclosión (tabla 3). En este método, probablemente realizamos menos manipulación de los huevos, produciendo menor mortalidad embrionaria por el movimiento y por contaminación de los huevos. A pesar de que los porcentajes de eclosión en La Playona fueron significativamente diferentes entre los nidos *in situ* y los nidos transferidos, siendo más bajos en el segundo, el proteger los nidos en el corral permitió liberar 1.651 neonatos al mar durante 1998 y 300 en 1997 (Duque *et al.*, 1998). De acuerdo con la tasa de depredación por animales domésticos (perros y cerdos) y humanos que se presenta actualmente en esta playa y a causa de la contaminación de la misma por troncos y basuras (la cual impide la salida de los neonatos y produce su ahogamiento), suponemos de otra manera que el 100% de estos nidos pudieron haberse perdido de no haber sido protegidos. No obstante, con los patrullajes nocturnos durante la estación reproductiva ha disminuido la depredación por humanos pero se ha mantenido la depredación por perros, lo que nos ha llevado a proponer que para los próximos estudios se protejan todos los nidos en condiciones *in situ* con mallas puestas alrededor y se evite, en la medida de lo posible, su traslado (Grand y Beissinger, 1997). Sólo deberían trasladarse los nidos que se encuentren en inminente peligro de destrucción por inundación o erosión.

La principal causa de pérdidas de nidos durante 1998 en La Playona fue, en primer lugar, la depredación por perros, seguida de la depredación humana. La destrucción de nidos por erosión y por inundación a causa de la marea, son otras causas de pérdida importante en La Playona, ya que ésta es una playa de alta energía (Rueda *et al.*, 1992). La presencia cada vez más frecuente de turistas, principalmente durante la Semana Santa (la cual por lo general coincide con el pico de postura), se ha convertido en un aspecto delicado para la conservación de la población anidante en los próximos años. En muchas playas del mundo, como en Playa Grande (Costa Rica), el incremento del turismo ha llevado al desarrollo

urbanístico, lo cual está correlacionado con un decrecimiento en el número de nidos de *D. coriacea*, que produce desplazamiento de las hembras anidantes y disminución del éxito de eclosión en la playa. Además de las causas anteriores se suman el poco apoyo del Gobierno nacional y la ausencia de mecanismos legales que se esfuercen en proteger las poblaciones de *D. coriacea* en los mares colombianos.

Es necesario que se conozcan otros aspectos biológicos básicos de las poblaciones anidantes para poder emprender planes de manejo adecuados, como por ejemplo la determinación de temperatura pivotal y las proporciones sexuales producidas en la playa. Los planes de manejo se deben realizar a largo plazo para poder lograr obtener estimativos poblacionales de las hembras anidantes. Una última recomendación es la de involucrar a las comunidades locales y a las entidades gubernamentales en los esfuerzos de conservación, ya que de otra forma es difícil concebir que esta colonia de *Dermochelys coriacea* no desaparezca antes de haber determinado su importancia para el hemisferio occidental.

## AGRADECIMIENTOS

Nuestro estudio fue una iniciativa que resultó de las Jornadas de Protección de la Tortuga Caná (*Dermochelys coriacea*) en Acandí, La Playona, organizadas por la Fundación Darién y la ANECB. Agradecemos a los compañeros que participaron de las jornadas de 1998, a los pobladores de La Playona como Alfonso Gutiérrez "El Mello", Ariel, doña Basilia y Manuela. Agradecemos a la Universidad de Antioquia y a sus dependencias como Bienestar Universitario, la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (especialmente al doctor Gustavo Quintero) por su apoyo económico y logístico. También agradecemos muy especialmente al doctor Brian Bock por su asesoría en el análisis de los datos y por la revisión del manuscrito. Finalmente, a todas aquellas personas que de una u otra forma colaboraron en la ejecución de este estudio.

## REFERENCIAS

- Alderton D. 1988. *Turtles & tortoises of the world*. Facts on File Publications, New York, New York, USA.
- Amorochó D, López C. 1998. *Gula temática: conservación de las tortugas marinas en Colombia*. Convenio FES, FARB, WIDECAS. pp.1-53.
- Bjorndal KA, Carr A, Meylan AB, Mortimer JA. 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.
- Bjorndal KA, Bolton AB. 1992. Spatial distribution of green turtle (*Chelonia mydas*) nests at Tortuguero, Costa Rica. *Copeia* 1992:45-52.
- Boulon R, JR, Dutton P, McDonald D. 1996. Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) on St. Croix, US. Virgin Islands: fifteen years of conservation. *Chelon Conserv Biol* 2:141-147.
- Campbell C, Lagueux C, Mortimer J. 1996. Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting at Tortuguero, Costa Rica, in 1995. *Chelon Conserv Biol* 2:169-172.
- Carr A, Goodman D. 1970. Ecological implications of size and growth in *Chelonia*. *Copeia* 1970:783-786.
- Chacon D. 1994. Conservation of the leatherback sea turtles in Gandoca beach, Costa Rica. *Report of Caribbean Sea Turtles Project Marine Program*. ANAI, Association. Costa Rica.
- Chan E. 1989. White spot development, incubation and hatching success of leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) eggs from Rantau Abang, Malaysia. *Copeia* 1989:42-46.
- Chaves A, Serrano G, Marín G, Arguedas E, Jiménez A, Spotila J. 1996. Biology and conservation of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, at Playa Langosta, Costa Rica. *Chelon Conserv Biol* 2:184-189.
- Chan EH, Eckert S, Liew H, Eckert K. 1990. Locating the interesting habitats of the leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Malaysian waters using radio telemetry. In: Uchiyama A, Amlaner CJ (eds.). *Biotelemetry XI. Proc Eleventh Int Symp Biotelemetry*, pp. 133-138.
- Carr A, Carr M, Meylan A. 1978. The ecology and migrations of sea turtles, 7, the West Caribbean green turtle colony. *Bull Amer Mus Nat Hist* 162: 1-46.
- Duque V, Suárez A, Páez V. 1997. Estudio preliminar sobre la ecología de anidación de la tortuga Caná (*Dermochelys coriacea*) en la estación reproductiva de 1997, La Playona, Acandí, Chocó. *Informe a Vicerrectoría de Investigaciones*, Universidad de Antioquia, Colombia.
- Durán JJ. 1991. Anidación de la tortuga blanca, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Testudines: Cheloniidae), en la Isla Contoy, México. *Rev Biol Trop* 39(1): 149-152.
- Ehrhart LM. 1995. A review of sea turtle reproduction. En: Bjorndal K (ed). *Biology and conservation of sea turtles*. Washington, Smithsonian Institution Press, Revised edition. pp. 29-38.
- Eckert KL. 1987. Environmental unpredictability and leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nest loss. *Herpetologica* 43:315-323.
- Ernst C, Barbour R. 1989. *Turtles of the world*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- Frazer NB. 1992. Sea turtle conservation and halfway technology. *Conserv Biol* 6:179-184.
- Frazer NB, Richardson JL. 1986. Seasonal variation in clutch size for loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, nesting on Little Cumberland Island, Georgia, USA. *Copeia* 1986:1.083-1.085.
- Garduño MA, Cervantes EH. 1996. Influencia de la temperatura y la humedad en la sobrevivencia en nidos *in situ* y en corral de tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) en Las Coloradas, Yuc., México. INP. SEMARNAP. Ciencia Pesquera No. 12:90-97.
- Gibbons JW. 1982. Reproductive patterns in freshwater turtles. *Herpetologica* 38:222-227.
- Girondot M, Fretey J. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. *Chelon Conserv Biol* 2:204-208.
- Grand J, Beissinger SR. 1997. When relocation of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) nests becomes a useful strategy. *J Herpetol* 31:428-434.
- Groombridge B. 1982. *The IUCN Amphibian-Reptilia Red Data Book*. Glands, Switzerland.
- Iverson JB. 1992. *A revised checklist with distribution maps of the turtles of the world*. Earlham College, Indiana, USA.
- Johnson KA, Sierra JL, Erosa A. 1993. *Un tesoro de la naturaleza: las tortugas marinas*. Edamex, México.
- Kauffman R. 1973. Biología de las tortugas marinas *Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea* de la costa Atlántica colombiana. *Rev Acad Col Cienc Exac Nat* 14:67-80.
- Leslie A, Penick D, Spotila J, Paladino F. 1996. Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting and nest success at Tortuguero, Costa Rica, in 1990-1991. *Chelon Conserv Biol* 2:159-168.

- Madaune C, Márquez S. 1993. Informe Fundación Darién sobre las Jornadas de Protección de la tortuga Caná (*Dermochelys coriacea*), y la participación de la comunidad.
- Márquez R. 1990. Sea Turtles of the World. *En: FAO Species Catalogue*. Rome. pp. 11:53-60.
- McGehee MA. 1990. Effects of moisture on eggs and hatchlings of loggehead sea turtles (*Caretta caretta*). *Herpetologica* 46:251-258.
- Medem F. 1953. Informe sobre reptiles colombianos. *Mus Cien Nat* 40:22-25.
- Mrosovsky N, Yntema CL. 1982. Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles: implications for conservation practices. *En: Bjorndal KA (ed.). Biology and conservation of sea turtles*. Washington, DC, USA, Smithsonian Institution Press, pp. 59-66.
- Pough FH, Heiser JB, McFarland WN. 1996. *Vertebrate Life*, fourth ed., Upper Saddle River, New Jersey, USA, Prentice Hall.
- Rueda JV, Ulloa GA, Medrano SA. 1992. Estudio sobre la biología reproductiva, la ecología y el manejo de la tortuga Caná (*Dermochelys coriacea*) en el Golfo de Urabá. *En: Rodríguez JV, Sánchez H (eds.). Contribución al conocimiento de las tortugas marinas en Colombia*. Santafé de Bogotá, Inderena. pp. 1-132.
- Simon S. 1989. *Guide to reptiles and amphibians of the world*. Fireside Book, New York, USA.
- Steyermark A, Williams K, Spotila J, Paladino F, Rostal D, Morreale S, Koberg M, Arauz R. 1996. Nesting leatherback turtles at las Baulas National Park, Costa Rica. *Chelon Conserv Biol* 2:173-183.
- Tröeng S. 1998. Reporte Programa de Tortuga Baula 1998 en Tortuguero, Costa Rica. Caribbean Conservation Corporation, Gainesville, Florida, USA.
- Zug GR. 1993. *Herpetology, an introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic Press, Washington DC, USA.