
BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DE LA TORTUGA CARDÓN (*Dermochelys coriacea*) EN PLAYAS DE LA PENÍNSULA DE PARIA, VENEZUELA, DURANTE LAS TEMPORADAS DE ANIDACIÓN 2000-2006

MARÍA RONDÓN MÉDICCI, JOAQUÍN BUITRAGO y HEDELVY J. GUADA

RESUMEN

La tortuga cardón *Dermochelys coriacea* está considerada como una especie en peligro crítico. En el sureste del Caribe, la península de Paria, Venezuela, es la zona de anidación más importante. Desde el 2000 en la playa de Cipara y el 2002 en la de Querepare se realizaron muestreos de saturación, marcando las hembras y su actividad durante 132 y 109 días por temporada, como media en Cipara y Querepare, respectivamente. Se estima que el esfuerzo de muestreo cubrió 96% de los eventos en Cipara y 94% en Querepare. Las nidadas consideradas en peligro se trasladaron a viveros, y se evaluó el éxito reproductivo de la especie según las condiciones de manejo, la playa y la temporada en 981 ni-

das. En total se detectaron 2245 eventos en las dos playas. Se marcaron 502 hembras y se registraron 80 remigrantes, tanto de las mismas como de otras playas. Las hembras estimadas anidando han aumentado de 42 en 2000 a 76 en 2006 en Cipara, y de 25 en 2002 a 77 en 2006 en Querepare. En 2006 se depositaron cerca de 500 nidadas de cardón en la península de Paria, de las cuales más del 50% fueron en las dos playas estudiadas. Los porcentajes de eclosión, indican un mejor resultado para los nidos *in situ* (80,2% \pm 16.9) que en vivero (60,0% \pm 27.9). Se liberaron 46845 crías durante el período de estudio.

La tortuga cardón, *Dermochelys coriacea*, está catalogada como especie en peligro crítico por la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN; Sarti, 2000). Desde hace dos décadas las poblaciones del Pacífico han estado disminuyendo marcadamente y se considera que se enfrentan a la extinción (Spotila *et al.*, 2000). Las poblaciones del Atlántico han mostrado fuertes variaciones, disminuyendo en ciertas zonas, tales como Centroamérica (Troëng *et al.*, 2004), y aumentando en otras (Eckert, 2001), pero en general se han considerado

estables, especialmente en las Guayanas, que representan ~40% de la población anidadora mundial actual (Spotila *et al.*, 1996; Reichart *et al.*, 2001; Troëng *et al.*, 2004; Girondot *et al.*, 2007).

Las mayores amenazas para la tortuga cardón son antropogénicas, siendo las principales la colecta de huevos y adultos en playas y la captura en las pesquerías (Eckert y Eckert, 1990; Hays *et al.*, 2003; Hernández *et al.*, 2005; Runemark, 2006).

El tamaño de las poblaciones de tortugas marinas es usualmente

estudiado por marcaje solamente en la fracción hembra adulta, que posibilita el reconocimiento individual y proporciona información sobre la biología reproductiva, rutas migratorias y tasas de crecimiento (Balazs, 2000). Sin embargo, para detectar las tendencias es importante que los seguimientos sean de saturación o que se conozca la proporción de los eventos no cubiertos, se prolonguen por varias temporadas, utilicen métodos de marcaje y recaptura eficientes, y permitan el reconocimiento de los individuos a largo plazo (Balazs, 2000, Gratiot *et al.*, 2006).

PALABRAS CLAVE / Biología Reproductiva / *Dermochelys coriacea* / Mar Caribe / Península de Paria / Playas de Anidación / Tortugas Marinas / Venezuela /

Recibido: 17/12/08. Modificado: 12/03/2010. Aceptado: 15/03/2010.

María Rondón Médicci. Licenciada en Biología, Universidad de los Andes, Venezuela. M.Sc. en Manejo y Conservación de Vida Silvestre, Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Costa Rica. Profesora, Universidad Experimental Francisco de Miranda (UNEFM), Venezuela. Dirección: Departamento de Producción Animal. Complejo Académico Ing José Rodolfo Bastidas, UNEFM. Vía La Vela. Estado Falcón, Venezuela. e-mail: m_medicci@yahoo.com.

Joaquín Buitrago. Biólogo Marino, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Colombia. M.Sc. en Ecología, Universidad de Aberdeen, Escocia. Profesor de Investigación, Estación de Investigaciones Marinas de Margarita, Fundación La Salle, Venezuela. e-mail: jbuitrago@edimar.org

Hedelvvy Guada. Licenciada en Biología, Universidad Central de Venezuela. Magister en Ciencias Biológicas, Universidad Simón Bolívar, Venezuela. Coordinadora, Centro de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas, y Wider Caribbean Sea Turtle Network, Venezuela. e-mail: hjguada@cantv.net.

El Proyecto de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas en la península de Paria se centra en dos playas consideradas índice para *D. coriacea*, las de Cipara y Querepare. El alto saqueo de nidos obligó a crear un vivero en cada playa e involucrar a las comunidades en las labores de conservación. El proyecto es ejecutado por el Centro de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas (CICTMAR) en alianza con la Red de Conservación de las Tortugas Marinas en el Gran Caribe (WIDECAST). El presente trabajo resume los resultados de los primeros siete años en las playas más importantes para la especie en Venezuela.

Materiales y Métodos

Las localidades de Cipara (10°45'N-62°42'O) y Querepare (10°42'N-62°52'O) están localizadas en el norte de la península de Paria, Venezuela (Guada *et al.*, 2002). Cipara mide 2,06km de largo y comprende cuatro sectores (Rondón, 2006; Rondón *et al.*, 2009), que de oeste a este son Varadero (0,22km), Cipara (0,74km), La Peña (0,6km) y La Remate (0,5km). Querepare mide ~1,8km de largo (Guada y Rondón, 2003; Rondón, 2006).

Se estudiaron las temporadas 2000 a 2006 en Cipara y 2002 a 2006 en Querepare. El inicio de patrullaje de las playas varió entre el 15 mar y el 11 abr para Cipara y entre el 15 mar y el 4 may para Querepare. Se efectuaron recorridos nocturnos de las playas, desde las 21:00 a 5:00. En el último recorrido se realizaba un censo para registrar eventos no observados. El esfuerzo de muestreo por temporada en Cipara fue ($\bar{X} \pm DE$) de 132 \pm 23 días (906 \pm 141h) y en Querepare fue 109 \pm 21 días (846 \pm 149h). El esfuerzo de muestreo no varió significativamente entre temporadas, ni en Cipara (ANOVA $F_{(1,5)} = 3,78$; $p = 0,109$) ni en Querepare (ANOVA $F_{(1,5)} = 3,8$; $p = 0,146$).

La información sobre especies amenazadas abunda en vacíos (Holmes, 2001). Dada la variedad de actividades que realizan las hembras al emerger y la diversidad de calificativos regionales, se usó la nomenclatura aceptada por la IUCN (Gerrodette y Taylor, 1999; Schroeder y Murphy, 1999; Chacón *et al.*, 2007; Chacón *et al.*, 2008). Típicamente, se considera como un evento, actividad o emergencia cada ocasión en que una hembra sale a la playa (Gerrodette y Taylor, 1999; Schroeder y Murphy, 1999), independientemente de lo que haga al salir. Nido es una excavación con intento de anidar y una nidada tiene lugar cuando en efecto la hembra desovó y existen huevos.

El número de nidadas no observadas se estimó en base al éxito de

puesta de los nidos observados (% de nidos con huevos) y el número total de nidos no observados. Se calculó la frecuencia de puesta observada (FPO) y el intervalo de puesta observada (IPO), definido como el número de días entre una puesta exitosa y el próximo intento de anidación de esa misma hembra (Alvarado y Murphy, 1999). Se estimó el número de puestas que pudieron ocurrir entre dos puestas observadas utilizando el intervalo de puesta, de donde se calculó la frecuencia de puesta inferida (FPI) y el intervalo de puesta inferido (IPI; Huerta, 1998; Alvarado y Murphy, 1999; Hernández *et al.*, 2005). Dado que las tortugas cardón no necesariamente depositan todas las nidadas de la temporada en la misma playa y utilizan otras playas de la zona (Hernández *et al.*, 2005; Hilterman y Goverse, 2007), se infirió la frecuencia y el intervalo. En base al número de hembras observadas y marcadas, y a la proporción de eventos no observados estimados, se calculó el número de hembras que anidaron cada año.

En cada hembra se verificó el microchip (PIT marca AVID), utilizando lectores AVID Power Track IV® y Destron®, y placas externas. De no presentar microchip, se inyectó uno en el hombro derecho. De no tener placas, se aplicó Iconel, de la Universidad de Florida y la Universidad de West Indies, Barbados, en el pliegue de la aleta posterior izquierda hasta el 2005 y a partir del 2006 en los pliegues de ambas aletas posteriores.

En la colecta de los huevos se utilizaron dos métodos: al momento del desove directamente de la cloaca de la hembra o desenterrando los huevos del nido. El 75% de las nidadas se colectaron directamente de la cloaca con una bolsa plástica. Las nidadas fueron trasladadas inmediatamente después de la colecta o en menos de 6h. Para minimizar la variabilidad por el manejo de nidadas, el proyecto ha sido coordinado y el personal técnico de las dos playas entrenado y supervisado, en todas las temporadas, por el tercer autor. Durante cinco de las seis temporadas en Cipara y en cuatro de las cinco en Querepare, el primer autor coordinó los trabajos de campo.

Al tercer día de comenzar la emergencia o al salir >50% de los tortuguillos, con respecto a los huevos trasladados, se exhumó el nido, se cuantificó el número de neonatos (vivos y muertos), cáscaras, neonatos saliendo del huevo (vivos y muertos), embriones (vivos y muertos) y huevos sin desarrollo aparente (Sarti y García, 1999).

Los análisis estadísticos t de student, ajuste de distribuciones, cál-

culo de probabilidades, correlaciones, regresiones y análisis de varianza, se realizaron con el programa Statgraphic plus 5.1™.

Resultados y Discusión

El esfuerzo de muestreo fue diferente en las dos playas de este estudio, tanto en años (5 y 7 años), como en días por año de muestreo, y fechas de inicio y fin del trabajo de campo. Sin embargo, al comparar los esfuerzos en las dos playas, los valores de t de student, previa corroboración de la homogeneidad de la varianza, no resultaron significativos, ni para el día de inicio del muestreo ($t_{g110} = 1,71$; $p = 0,12$) ni para el total de días de observación ($t_{g110} = 1,78$; $p = 0,11$). El día de inicio del trabajo se adelantó con el paso de los años, mientras el total de días de observación tendió a aumentar, tendencia que no es significativa ($p > 0,05$) para las dos playas. El esfuerzo de muestreo empleado (media anual $\pm DE$) fue de 132 \pm 23 días en Cipara y 109 \pm 21 días en Querepare, mayor a los 89 \pm 23 días empleados en Guayana Francesa (Briane *et al.*, 2007), similar a los 135 \pm 58 días en Guyana y menor que los 151 días por temporada en Matura Beach, Trinidad (TEWG, 2007).

Los estudios en playas de anidación de tortugas marinas implican largas temporadas de muestreo a fin de obtener estimados confiables, pero restricciones económicas y logísticas hacen que algunas actividades de anidación fuera de la temporada principal no sean registradas (Gratiot *et al.*, 2006). Para estimar estos datos faltantes y diseñar estrategias más eficientes, se han ajustado las distribuciones de actividades de anidación a diferentes modelos de distribución (Wetherall *et al.*, 1998; Kerr *et al.*, 1999; Troëng *et al.*, 2004; Gratiot *et al.*, 2006). Para las tortuga cardón anidando en Paria se ajustó la distribución temporal (en días julianos del evento) a una distribución normal, considerando las 2245 actividades en las dos playas incluidas en los censos. La distribución normal ajustada del día de evento tiene 141,7 \pm 28,5 días ($\bar{X} \pm DE$) y permitió estimar la probabilidad de actividades no observadas. Para Cipara la proporción de posibles eventos no observados variaron de 0,09 en el 2000 a 0,0085 en 2002, con una media de 0,04. Esto significa entre 14 (2003) y 2 (2002) eventos que probablemente no fueron observados. De las actividades en Cipara el 47,6% fueron nidadas efectivas, indicando 1 a 6 desoves no contabilizados por año, o 3,6% de las nidadas observadas. La proporción de posibles eventos no observados está significativamente relacionada con el día de inicio del

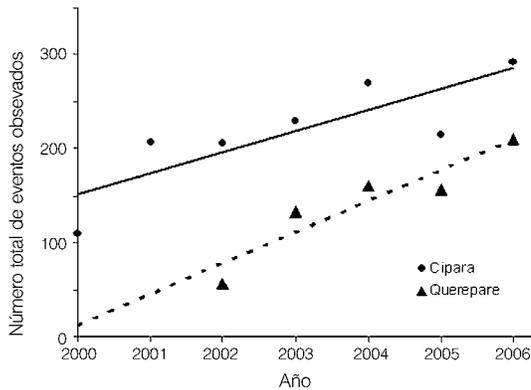


Figura 1. Número de eventos o actividades observados en las playas de Cipara y Querepare, península de Paria, Venezuela. Los eventos pueden ser de cuatro tipos: nido con huevos, nido sin huevos, nido sin identificar (cuando no se pudo determinar si hubo desove o no) y salidas sin nidos.

se ha sobrepasado. Algunos de los métodos usados para estimar los eventos no observados (Hilterman y Goverse, 2007), no corrigen para antes y después de la temporada de observaciones, resultando en subestimaciones. Aunque el modelo depende del número de eventos reportados fuera de temporada, se considera que minimiza la subestimación. Una distribución temporal similar se ha observado en Gandoca, en el Caribe costarricense (Chacón y Eckert, 2007). En Querepare la proporción de posibles eventos no observados varió de 0,13 en el 2003 a 0,01 en el 2005 con una media de 0,056 para los 5 años de trabajo. Es decir, entre 18 (2003) y 2 (2005)

4,9% de las nidadas observadas. La proporción de posibles eventos no observados no está significativamente relacionada ni con el día de inicio del trabajo de campo, ni con el día de culminación, ni con el número total de días de observaciones. Tanto el número de eventos como el esfuerzo de muestreo fueron en aumento. Sin embargo, no se encontró relación significativa entre el esfuerzo (días) y el número de nidadas observadas, ni para Cipara ($r = 0,626$; $n = 7$; $p = 0,133$) ni para Querepare ($r = 0,486$; $n = 5$; $p = 0,406$). De igual manera, tampoco se halló relación significativa entre el esfuerzo y el número de hembras observadas, ni para Cipara ($r = 0,518$; $n = 7$; $p = 0,233$) ni para Querepare ($r = 0,648$; $n = 5$; $p = 0,237$).

Las actividades registradas se muestran en la Figura 1. La tendencia es significativa para Cipara ($r = 0,832$; $n = 7$; $p = 0,02$) y para Querepare ($r = 0,934$; $n = 5$; $p = 0,02$). Aunque la pendiente de Querepare ($b = 33$) es superior a la de Cipara ($b = 22,4$) la diferencia no es significativa ($t = -1,06$; $p = 0,35$).

La Tabla I muestra el número total de nidos y nidadas. El éxito de puesta total fue $79,8 \pm 1\%$. En Querepare fue más alto (96,1%) que en Cipara (68,1%). Sin embargo, una prueba de proporciones binomiales no indica que la diferencia sea significativa ($p = 0,234$). El número de hembras marcadas en una temporada, las hembras remigrantes de otras temporadas y las provenientes de otras playas se muestran en la Tabla II. El número total de hembras por temporada muestra para Cipara una tendencia significativa ($r = 0,82$; $p = 0,024$) y para Querepare un crecimiento exponencial ($r = 0,979$; $p = 0,0037$). La razón para este aumento en el número de hembras no es clara; podrían ser nuevas reclutas a la población del Caribe sureste, o ser hembras que anteriormente anidaban en otras playas de la región pero no fueron marcadas en sus anteriores playas de anidación. En todo caso, no hay evidencias que señalen que se trata de un aumento poblacional por labores de conservación.

Las FPO y FPI y los IPO e IPI se muestran en la Tabla III. Existen cuatro métodos generales, y sus variaciones, para estimar el número de hembras anidando (Broderrick *et al.*, 2002). Todos se basan en la FPO o en la FPI. El $69,4 \pm 5,3\%$ ($\bar{X} \pm DE$) de las hembras observadas en Cipara y el $72,7 \pm 13,8\%$ en Querepare solo anidaron una vez por

TABLA I
NÚMERO DE NIDOS Y NIDADAS OBSERVADOS E INFERIDOS DE TORTUGA CARDÓN (*Dermochelys coriacea*), DURANTE LAS TEMPORADAS DE ANIDACIÓN 2000-2006 EN CIPARA Y 2002-2006 EN QUEREPARE, PENÍNSULA DE PARIÁ, VENEZUELA

	2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006	
	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere
Total nidos observados	75	169	161	41	165	93	186	102	157	115	223	146		
Nidadas	61	109	104	41	101	90	124	100	112	102	149	142		
Éxito de puesta (%)	81,33	64,5	64,6	100	61,2	96,8	66,7	98	71,3	89	66,9	97		
Total nidos (censos)	102	190	176	47	193	117	226	119	216	126	248	159		
Estimado de nidadas totales según censos	83	123	114	47	118	113	151	117	154	112	166	155		
Estimado de nidadas totales incluyendo eventos no observados	88	127	115	49	125	124	157	119	156	113	167	160		

Cip: playa de Cipara, Quere: playa de Querepare.

trabajo de campo ($r = 0,93$; $n = 7$; $p = 0,0026$) y la proporción, más no el número de posibles eventos, inversamente con el número de días de observación ($r = -0,889$; $n = 7$; $p = 0,008$). Esto indica que el inicio de la temporada de observaciones es importante, pero no se ve reflejado significativamente en el número de eventos que pudieran no ser observados. No hay relación entre el último día de trabajo de campo y la probabilidad de no observar eventos, indicando que el límite posterior de la temporada siempre

eventos. De éstos se estima que el 59,1% fueron nidadas, indicando 1 a 11 desoves probablemente no observados por año, o

TABLA II
NÚMERO DE HEMBRAS ANIDADORAS DE TORTUGA CARDÓN (*Dermochelys coriacea*), DURANTE LAS TEMPORADAS DE ANIDACIÓN 2000-2006 EN CIPARA Y 2002-2006 EN QUEREPARE, PENÍNSULA DE PARIÁ, VENEZUELA

	2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006	
	Cip	Quere												
Nuevas hembras marcadas	37	51	30	19	44	31	39	34	50	38	66	63		
Recapturas otra temporada	0	0	3	0	4	0	10	2	6	8	11	8		
Recapturas otra playa	0	1	1	1	1	2	6	3	2	1	4	6		
Total	37	52	34	20	49	33	55	39	58	47	81	77		

Cip: playa de Cipara, Quere: playa de Querepare.

TABLA III
INTERVALOS Y FRECUENCIA DE PUESTA OBSERVADA E INFERIDA PARA LA TOTALIDAD DE LAS HEMBRAS OBSERVADAS (A) Y FRECUENCIA DE PUESTA OBSERVADA E INFERIDA PARA LAS HEMBRAS QUE ANIDARON MÁS DE UNA VEZ (B)

a	2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006	
	Cip	Cip	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere
n	37	56	48	23	45	34	53	48	56	54	74	83		
IPO ±DE	14 ±8,3	12,5 ±4,8	12,4 ±4,5	19,3 ±8,4	13,6 ±7,8	13,3 ± 6	12,8 ±4,9	11,5±4,6	12,1 ±5,2	15,8 ±8,4	12,9 ±7,2	15,5 ±12,2		
IPI ±DE	10,6 ±1,6	11,1 ±1,5	11,1 ±1,6	11 ±1,4	10,6 ±1,8	10,7 ±1,4	10,8 ±1,5	9,8 ±0,8	10,3 ±1,3	9,9 ±1,0	10,3 ±1,1	10,1 ±1,4		
FPO ±DE	1,6 ±1,1	1,8 ±1,5	2,2 ±1,7	1,5 ±1,0	2 ±1,7	2,1 ±1,3	2,2 ±1,8	1,8 ±1,3	2,1 ±2,1	1,8 ±1,4	2 ±1,7	1,7 ±1,3		
FPI ±DE	1,9 ±1,6	2,2 ±1,9	2,5 ±2,0	1,9 ±1,7	2,6 ±2,0	2,4 ±1,7	2,8 ±2,3	2 ±1,5	2,5 ±2,5	2,4 ±2,3	2,5 ±2,2	2,3 ±2,4		

b	2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006	
	Cip	Cip	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere	Cip	Quere
n	11	20	23	6	20	20	26	18	22	20	33	29		
FPO ± DE	3 ±1,0	3,3 ±1,7	3,5 ±1,6	2,8 ±1,2	3,4 ±1,8	2,9 ±1,2	3,4 ±1,9	3,2 ±1,2	3,8 ±2,5	3,2 ±1,7	3,2 ±2,0	3,1 ±1,4		
FPI ± DE	3,9 ±1,3	4,3 ±1,7	4,2 ±1,8	4,3± 1,9	4,5 ±2,0	4,5 ±2,0	4,7 ±2,0	3,6 ±1,3	4,8 ±2,6	4,8 ±2,7	4,4 ± 2,2	4,8 ±2,7		

Cip: playa de Cipara, Quere: playa de Querepare. IPO: intervalos de puesta observados (días), IPI: intervalos de puesta inferidos (días), FPO: frecuencia de puesta observada (número), FPI: frecuencia de puesta (número), n: número de hembras en la categoría, DE: desviación estándar.

temporada. Estos valores son algo mayores a los reportados en Surinam (46,4 y 66,7%; TEWG, 2007) y más altos que el observado para otras especies (55–60% para tortuga cabezona y 20–25% para tortuga verde; Broderick *et al.*, 2002). Hembras con una sola anidación en una playa son una de las fuentes de incertidumbre en la estimación del tamaño poblacional (Briane *et al.*, 2007).

El IPO para Cipara fue de 12,9 ±6,1 días y para Querepare de 15,1 ±7,9 días. Interpolando entre las observaciones los posibles nidos, tanto en la misma como en otra playa, los IPI fueron de 10,7 ±1,5 y 10,3 ±1,2 días para Cipara y Querepare, respectivamente. Algunos autores prefieren eliminar los intervalos <6 o >11 días (Hilterman y Goverse, 2007). La FPO en Cipara fue de 1,99 ±1,6 nidos y en Querepare fue de 1,78 ±1,3 nidos. Para calcular la FPI, se usó el IPI (Alvarado y Murphy, 1999), dando como resultado 2,4 ±2,1 y 2,2 ±1,9 veces por tortuga en la temporada para Cipara y Querepare, respectivamente. Este método se basa en usar el total del tiempo que una hembra pasa en el hábitat de anidación para estimar el total de nidadas (Girondot *et al.*, 2007).

Las hembras que solo anidaron una vez representan una de los mayores desafíos para estimar el tamaño y la tendencia de la población. Girondot *et al.* (2007) y Hilterman y Goverse (2007) plantean dos hipótesis: que son hembras “infieles a la playa” o que son nuevas reclutas a la población. Sin embargo, como con estas hembras no hay intervalo de anidación observado, ni se puede inferir frecuencia de puesta, la tendencia es obtener frecuencias de puesta que no coinciden con las observadas en otros lugares para esta especie. En Sandy Point, St. Croix, Eckert (1987) obtuvo una FPO de 4,9 con IPO de 9,6 días. Tucker y Frazer (1991) en Culebra, Puerto

Rico, obtuvieron una FPO de 5,6 y FPI de 6,2 en hembras neófitas, y una FPO de 7,0 y FPI de 7,8 en hembras remigrantes, con intervalos de 9,2 días. Huerta (1998) en el Playón de Mexiquillo, México, reportó una FPO de 3,8 y FPI de 5,0. Hilterman y Goverse (2007) para las temporadas 1999-2005 en Surinam encontraron FPO de 1,6 a 3,1 y la FPI de 4,1 a 4,9 nidadas por temporada. La frecuencia de puesta, aún en especies con alta fidelidad de sitio como *Chelonia mydas* y *Caretta caretta* puede tener variaciones tan o más grandes que la media (1,9-3,5 para verde y 1,2-3,5 para cabezona; Broderick *et al.*, 2002), debido principalmente a la alta proporción de hembras que solo se les puede atribuir un nido en una playa en una temporada. Eliminando las hembras de una sola anidación (Girondot *et al.*, 2007) se obtienen FPO de 3,366 ±1,774 y 3,038 ±1,325 nidadas por temporada y FPI de 4,402 ±1,947 y 4,408 ±2,023 nidadas por temporada para Cipara y Querepare, respectivamente, resultados más cercanos a los de la región.

Existen dos métodos para estimar el tamaño y tendencia de una población de tortugas marinas. Uno es usando dinámica de poblaciones (Peñalosa, 2000; Spotila *et al.*, 2000) y el otro es mediante el análisis de la tendencia (Girondot *et al.*, 2007). Para ambos, el estimado del número de hembras en cada temporada es clave. La estimación del número de hembras se calcula usando la FPI, por dos métodos similares, de Gerrodette y Taylor (1999) y de Huerta

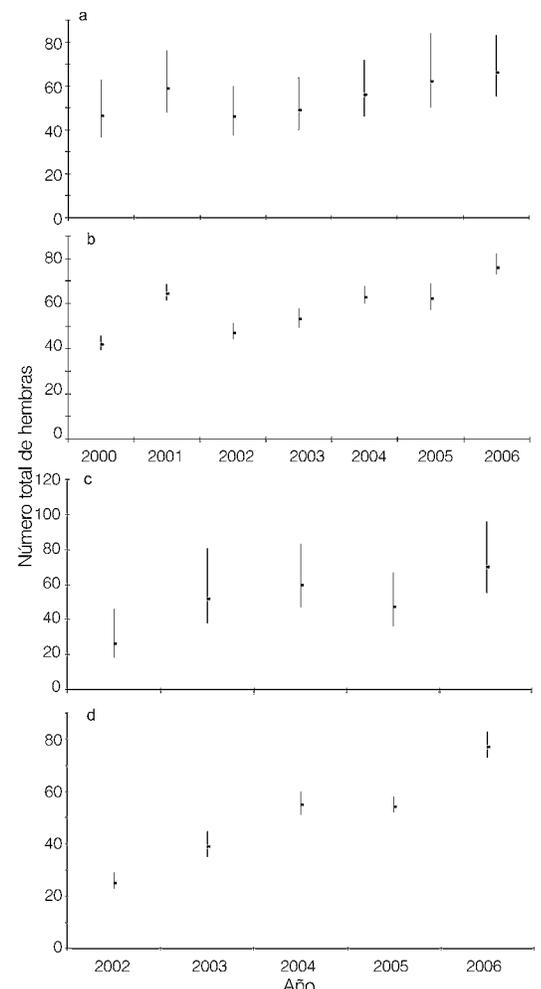


Figura 2. Estimaciones del número de hembras anidando, basadas en la frecuencia de puesta inferida (FPI) en Cipara durante las temporadas de anidación 2000-2006 (a) y durante las temporadas de anidación 2002-2006 en Querepare (c), así como las basadas en la FPI sin contar las hembras de una sola nidada en en Cipara (b) y en Querepare (d). La marca horizontal señala la estimación media y la barra vertical indica el intervalo de confianza de la estimación (95%).

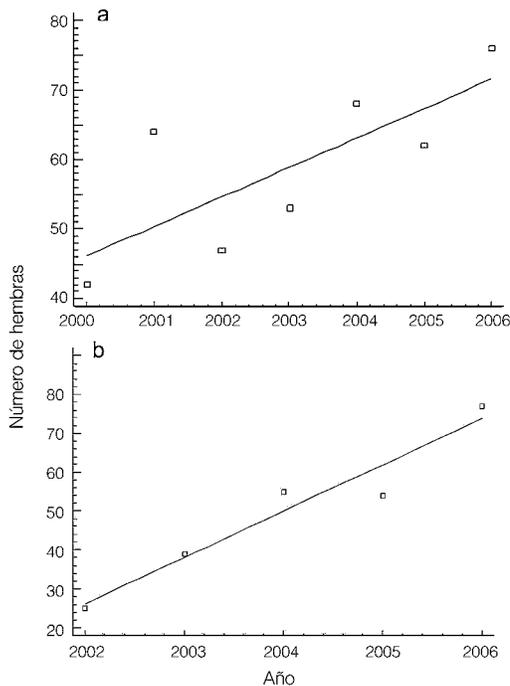


Figura 3. Estimaciones del número de hembras anidando por año en las temporadas 2000-2006 en Cipara (a) y en las temporadas 2002-2006 en Querepare (b). Los estimados están basados en el número de nidadas estimadas y la frecuencia de puesta inferida sin contar las hembras de una sola nidada. La tendencia positiva es significativa tanto para Cipara ($r = 0,761$; $p = 0,047$; $NH = -8096,93 + 4,07143 \times \text{año}$) como para Querepare ($r = 0,966$; $p = 0,007$; $NH = -23797,6 + 11,9 \times \text{año}$).

(1998). Se utilizó, tanto el método tradicional, incluyendo todas las hembras, como la variante de separar del análisis de la frecuencia de puesta a las hembras de una sola anidación (Girondot *et al.*, 2007), que posteriormente se sumarán como hembras individuales.

La Figura 2 muestra el estimado de hembras anidando y su intervalo de confianza. En Cipara (Figuras 2a, b) y Querepare (c, d) el número de hembras estimadas por cada método no difiere significativamente (ANOVA $F_{(12,1)} = 0,38$; $p = 0,548$ y $F_{(8,1)} = 0,01$; $p = 0,932$ para Cipara y Querepare, respectivamente), pero el intervalo de confianza de las estimaciones basadas en la separación de las anidadoras de una sola vez es de menor amplitud y las tendencias de hembras por temporada (Figura 3) son significativas ($r = 0,761$; $p = 0,047$ y $r = 0,966$; $p = 0,007$ para Cipara y Querepare). En Cipara han aumentado de 42 (Lc; 39-46) en el 2000 a 76 (Lc; 73-82) en el 2006, el 181%. En Querepare ha variado de 25 (Lc; 23-29) en el 2002 a 77 (Lc; 73-83) en el 2006, un incremento del 308%. La incertidumbre respecto a las hembras de una sola anidación hace necesario ampliar tanto la cobertura de las playas regionales estudia-

das como de la temporada de anidación, especialmente en las fechas iniciales. San Juan de Las Galdonas ($10^{\circ}42'N-62^{\circ}50'O$; Rondón, 2006) es una playa alternativa importante; sin embargo, los reportes de las hembras marcadas observadas allá no están disponibles. La razón de este alto porcentaje de anidadoras de una sola vez no ha sido comprobada; sin embargo, si son hembras infieles que anidan en promedio la misma cantidad de veces por temporada, pero en otras playas de la región, su número les otorga una importancia considerable. La Figura 4 muestra el estimado total de nidadas en la región de la península de Paria durante las temporadas 2000-2006, considerando que cada hembra que anidó una sola vez en Cipara o Querepare lo hizo con la frecuencia de las hembras fieles, pero en playas adyacentes. El total de nidadas estimadas para las dos playas (Tabla I) indica que siempre representan más del 50% de las estimadas en la zona, ratificando que son las playas índice adecuadas.

Durante las siete temporadas, en las dos playas

se obtuvo información válida de eclosión, emergencia y reclutamiento de 981 nidadas. La Tabla IVa muestra los resultados del análisis de la eclosión comparando por tratamiento. Las varianzas de los tratamientos no superaron la prueba de homogeneidad, por lo que se aplicó un análisis de Kruskal-Wallis que indicó diferencia significativa entre tratamientos ($Kruskal-Wallis = 23,1965$; $p = 0,000009$), siendo superior la eclosión de las nidadas dejadas *in situ* (80,2%) y menor en las trasladadas a otra parte de la playa (52,7%).

El número de datos de las nidadas trasladadas al vivero es muy dispar, lo cual sin duda contribuye a que las varianzas no sean homogéneas e incrementa los límites de confianza de

las estimaciones de las medias, disminuyendo por lo tanto la potencia. Sin embargo, por si sola, la diferencia en el tamaño de las muestras no indica sesgo.

La Tabla IVb muestra los resultados de la eclosión entre las dos playas. Las varianzas son homogéneas y un análisis de varianza de una vía señala la diferencia significativa entre el porcentaje de eclosión, que es mayor en Cipara que en Querepare (ANOVA $F_{(1,979)} = 14,67$; $p < 0,0001$). La Tabla IVc muestra la variabilidad interanual en el porcentaje de eclosión para las dos playas y los tres tratamientos. La variabilidad entre años es bastante alta con un máximo de 70% en el 2001, cuando solo se hizo seguimiento en Cipara, hasta un mínimo de

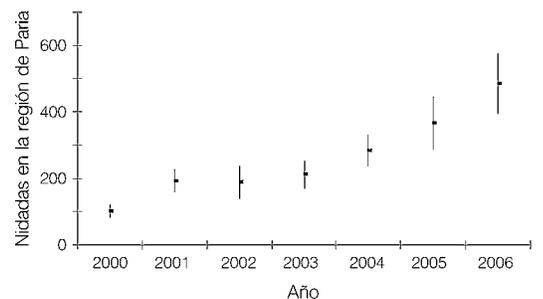


Figura 4. Estimado total de nidadas en la región de la península de Paria considerando que cada hembra que anidó una sola vez en Cipara o Querepare, lo hizo con la frecuencia de las hembras fieles, pero en otras playas de la región.

TABLA IV
PORCENTAJE DE ECLOSIÓN TOTAL SEGÚN EL TRATAMIENTO DADO A LA NIDADA, SEGÚN LA PLAYA Y LA TEMPORADA ESTUDIADA

a		Porcentaje de eclosión		
Tratamiento	n	Media	DE	
In situ	32	80,19	16,94	
Trasladado a la playa	46	52,71	29,00	
Trasladado a vivero	903	59,99	27,88	
Total	981	60,31	27,9	
b		Porcentaje de eclosión		
Playa	n	Media	DE	
Cipara	611	62,94	27,86	
Querepare	369	55,97	27,49	
Total	980	60,31	27,9	
c		Porcentaje de eclosión		
Temporada	Playas	n	Media	DE
2000	C	50	54,12	26,48
2001	C	91	70,02	24,58
2002	C+Q	120	61,23	30,14
2003	C+Q	126	64,44	27,48
2004	C+Q	183	66,8	25,33
2005	C+Q	144	43	29,79
2006	C+Q	266	60,71	24,89
Total		980	60,31	27,9

n: número de nidadas por tratamiento, media: % medio de eclosión, DE: desviación estándar.

43% en el 2005 (Kruskal-Wallis= 79; $p < 0,0001$).

Los porcentajes de eclosión de las nidadas de cardón bajo diferentes condiciones muestran gran variabilidad. Whitmore y Dutton (1985) encontraron 68,7% en un vivero de Surinam, y en la costa pacífica de México, Alvarado y Figueroa (1989) obtuvieron 69,9%. Eckert y Eckert (1990), en Sandy Point, St. Croix tuvieron un éxito de eclosión de 53,7% y Chacón *et al.* (1996) reportaron en el Caribe costarricense 55,1% para su vivero. En La Playona, Colombia, en dos viveros experimentales con nidadas enterradas a diferentes profundidades y diferentes distancias entre sí, Restrepo *et al.* (2005) encontraron porcentajes de eclosión de 22,2 y 34,5%, demostrando que factores de manejo del vivero afectan la eclosión. En la Isla de Margarita, Venezuela, Hernández *et al.* (2007) encontraron de 47,2 y 33,1%, respectivamente, para nidadas *in situ* y trasladadas a vivero. La tasa de eclosión media de las 903 nidadas trasladadas a vivero en las dos playas de la península de Paria, durante las siete temporadas analizadas es de 60%, entre las más altas reportadas para esta especie.

En los nidos *in situ* la variabilidad de porcentajes de eclosión es muy alta. Troëng *et al.* (2000) encontraron en Tortuguero 24,8% en 1999 y 24,4% en 2002, incluyendo un 53% de nidos arrasados por el oleaje (Harrison y Troëng, 2003). Runemark (2006), también para Tortuguero, reportó 24%, y todos los nidos independientemente de su riesgo de arrastre por el mar permanecían *in situ*, mientras en Paria, aquellos considerados amenazados se trasladaban al vivero y para el cálculo del éxito de eclosión no se incluyeron aquellos nidos *in situ* arrastrados por el mar. En el Pacífico Mexicano durante los últimos años el porcentaje de eclosión varió entre 35 y 52%, sin diferenciar entre *in situ* y trasladados (Sarti *et al.*, 2007). En Costa Rica (Las Baulas) entre 1990 y 2000 el éxito de eclosión varió de 19,8 a 54,2% (Reynolds, 2000; Bilinski *et al.*, 2001) y en Brasil (Thomé *et al.*, 2007) fue de 65,1%, excluyendo los nidos depredados por animales y humanos, o sin datos. Hilterman and Goverse (2007) observaron 28% de éxito de eclosión en Surinam, mientras que Eckert y Eckert (1990) reportan 64,1% de éxito de eclosión *in situ* en St Croix. En las playas de Cipara y Querepare la eclosión en las nidadas *in situ* fue de 80,2%, considerablemente superior al reportado en la región, aclarando que

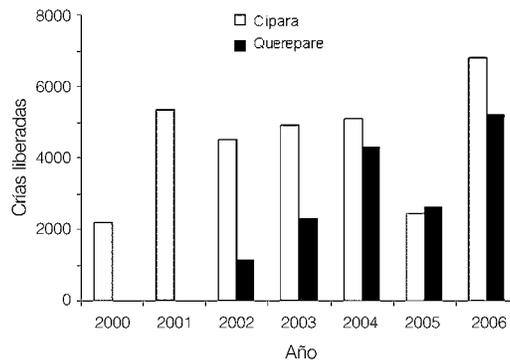


Figura 5. Número de crías totales (de vivero, trasladadas e *in situ*) liberadas por el proyecto, por año, en las dos playas de la península de Paria.

solo se incluyeron en el cálculo los nidos exhumados.

La baja tasa de eclosión de los nidos *in situ* de la tortuga cardón ha sido atribuido a la baja fertilidad o a la alta mortalidad embrionaria (Bell *et al.*, 2003) debida a la alta densidad de anidación en sitios susceptibles de inundación (Troëng *et al.*, 2000; Mrosovsky, 2006; Runemark, 2006) que alcanza 80% (Lee, 2005) o a falta de oxígeno por la masa de la nidada (Ackerman, 1980). Para encontrar la respuesta deben estandarizarse los métodos para estimar el éxito de la eclosión y emergencia. La tasa de fertilidad de los huevos disminuye en una misma hembra al avanzar la temporada, lo cual causa cambios en eclosión con los meses (Bell *et al.*, 2003). En Paria la diferencia en eclosión entre meses fue significativa (ANOVA $F_{(3,896)} = 4,56$; $p = 0,0035$) siendo junio el mes de menor eclosión con 52,8%.

El éxito de emergencia está correlacionado con el de eclosión ($R^2 = 55,13$; $n = 979$; $p < 0,0001$), de la misma manera que el éxito de reclutamiento ($R^2 = 85,68$; $n = 979$; $p < 0,0001$). El porcentaje de emergencia fue significativamente superior ($\bar{X} = 73,3\%$; $L_c = 69,6-77\%$) en las nidadas *in situ* que en aquellas trasladadas a vivero ($\bar{X} = 40,4\%$; $L_c = 39,5-41,3\%$) o en otro lugar de la playa (Kruskal-Wallis= 43,13; $p < 0,0001$). De la misma manera, el reclutamiento fue superior (ANOVA $F_{(2,977)} = 7,64$; $p = 0,0005$) en las nidadas *in situ* que en los otros dos tratamientos. El número de crías liberadas fue de 46845. La Figura 5 muestra la distribución, por año y por playa del reclutamiento, incluyendo nidadas en viveros, *in situ* y trasladadas dentro de la misma playa. Los aportes de crías de nidadas *in situ* son proporcionalmente superiores a los de las trasladadas a vivero, lo cual ratifica que la visión a futuro de los

proyectos de conservación debe ser que el mayor número de nidadas posible permanezca donde fueron depositadas por la hembra. Sin embargo, para evaluar la efectividad de las medidas de protección sería necesario conocer cuántas nidadas se hubiesen perdido por causas humanas o naturales, sin intervención, y los posibles efectos en proporciones de sexo, salud y comportamiento de los neonatos nacidos en vivero.

Las playas de la península de Paria están entre las playas continentales más importantes para la anidación de *D. coriacea* en el Caribe suroriental, por lo que su seguimiento a largo plazo es clave.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen las becas del BP Conservation Programme y a Karen Eckert, de WIDECAS, que ha sido el impulso más valioso para el desarrollo del proyecto y a Laura Sarti, que facilitó los estándares del Proyecto Laúd (México), el apoyo financiero y/o institucional de Fundación Thomas Merle, Columbus Zoo, Gobernación del Estado Sucre, Alcaldía del Municipio Arismendi, Ministerio de Relaciones Exteriores, Universidad Simón Bolívar, Palm Beach Zoo, Cleveland Metroparks Zoo, American Zoo and Aquarium Association, Embajadas de Nueva Zelandia, Británica y de los Países Bajos en Venezuela, Rufford Small Grants, Brookfield Zoo-Chicago Zoological Society, National Fish and Wildlife Foundation, Santa Ana Zoo, Roosevelt Zoo, Fundación Galería de Arte María Centeno-Centro Cívico Cultural de Río Caribe, Duke Center for Marine Conservation-Oak Foundation, Shell de Venezuela, Fundación Neotrópico, Asociación Venezolana de Zoológicos y Acuarios, así como aportes en especie del National Marine Fisheries Service, Caribbean Conservation Corporation, FUDENA, WIDECAS Costa Rica, Nature Seekers Incorporated y WIDECAS MTTC, el apoyo de padres y madres adoptivos desde 2003, las Licencias de Caza Científica del Ministerio del Ambiente: 1999:536-538; 2000:379-382; 2001:784,785; 2002:231-233; 2003:152-154; 2004:116,240,241; 2005:540,668-670; 2006:1217,1218., a las comunidades de Cipara y Querepare y colaboradores en áreas adyacentes, a los Comandos de la Guardia Nacional de Río Caribe y Carúpano, la Zona Naval de Oriente, Guardacostas y Guarnición, a los Coordinadores de Investigación, Asistentes, voluntarios y Asistentes Locales, que

han sido indispensables. Personas claves para el proyecto fueron Alejandro Fallabrino y Ricardo Hernández en su inicio, y Vicente Vera, Beatriz Alcalá y Emma Doyle han sido baluartes en su desarrollo. El Fondo IEA de PROVITA apoyó la preparación del artículo

REFERENCIAS

- Ackerman R (1980) Physiological and ecological aspects of gas exchange by sea turtle eggs. *Am Zool.* 20: 575-584.
- Alvarado J, Figueroa A (1989) *Ecología y Conservación de las Tortugas Marinas de Michoacán, México.* (2ª parte). Cuadernos de Investigación N° 7. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 72 pp.
- Alvarado J, Murphy TM (1999) Nesting Periodicity and Internesting Behavior. En Eckert KL, Bjørndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (Eds.) *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles.* Publicación N° 4. Marine Turtle Specialist Group. IUCN/SSC. pp. 115-118.
- Balazs G (2000). Factores a considerar en el marcado de tortugas marinas. En Eckert KL, Bjørndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (Eds.) (Traducción al español) *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas.* Publicación N° 4. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE. pp. 116-125.
- Bell B, Spotila JR, Paladino FV, Reina RD (2003) Low reproductive success of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, is due to high embryonic mortality. *Biol. Cons.* 115: 131-138.
- Bilinski JJ, Reina RD, Spotila JR, Paladino FV (2001) The effects of nest environment on calcium mobilization by leatherback turtle embryos (*Dermochelys coriacea*) during development. *Comp. Biochem. Physiol. Part A* 130: 151-162.
- Briane JP, Rivalan P, Girondot M (2007) The inverse problem applied to the observed clutch frequency of leatherback turtles from Yalimapo Beach, French Guiana. *Chel. Cons. Biol.* 6: 63-69.
- Broderick A, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2002) Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx* 36: 227-235.
- Chacón D, Eckert KL (2007) Leatherback sea turtle nesting at Gandoca Beach in Caribbean Costa Rica: Management recommendations from fifteen years of conservation. *Chel. Cons. Biol.* 6: 101-110.
- Chacón D, Mclarney W, Ampie C, Venegas B (1996) Reproduction and Conservation of the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) in Gandoca, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 44: 853-860.
- Chacón D, Sánchez, Calvo J, Ash J (2007) *Manual para el Manejo y la Conservación de las Tortugas Marinas en Costa Rica; con Énfasis en la Operación de Proyectos en Playas y Viveros.* Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE). San José, Costa Rica. 103 pp.
- Chacón D, Dick B, Harrison E, Sarti L, Solano M (2008) *Manual sobre Técnicas de Manejo y Conservación de las Tortugas Marinas en Playas de Anidación de Centroamérica.* Secretaría Pro Tempore de la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT). San José, Costa Rica. 53 pp.
- Eckert KL (1987) Environmental unpredictability and leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nest loss. *Herpetologica* 43: 315-323.
- Eckert KL (2001) Estado de conservación y distribución de *Dermochelys coriacea*. En Eckert KL, Bjørndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (Eds.) *Conservación de Tortugas Marinas en la Región del Gran Caribe - Un Diálogo para el Manejo Regional Efectivo.* WIDECAST, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, WWF and UNEP-Caribbean Environment Programme. Washington, DC, EEUU. pp. 25-33.
- Eckert KL, Eckert SA (1990) Embryo mortality and hatch success in *in situ* and translocated leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* eggs. *Biol. Cons.* 53: 37-46.
- Gerrodette T, Taylor BL (1999). Estimating population size. En Eckert KL, Bjørndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (Eds.) *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles.* Publication N° 4. Marine Turtle Specialist Group. IUCN/SSC. pp. 67-71.
- Girondot M, Godfrey MH, Ponge L, Rivalan P (2007) Modeling Approaches to Quantify leatherback nesting trends in French Guiana and Suriname. *Chel. Cons. Biol.* 6: 37-46.
- Gratiot N, Gratiot J, Kelle L, De Thoisy B (2006) Estimation of the nesting season of marine turtles from incomplete data: statistical adjustment of a sinusoidal function. *Anim. Cons.* 9: 95-102.
- Guada HJ, Rondón MA (2003) *Informe del Proyecto de investigación y Conservación de Tortugas Marinas, Querepare, Península de Paría, Estado Sucre, Año 2002.* CICTMAR. Caracas, Venezuela. 12 pp.
- Guada HJ, Fallabrino A, Martínez AC, Muñoz DA, Rondón MA, Gómez S, Morisson M, Florez L, Santana AM, Idrobo G, Di Paola JL, Carabelli E, Veiga L, Naveda A, Urbano D, Urbano C (2002) Proyecto de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas en Cipara, Península de Paría, Estado Sucre, Venezuela: Resultados Preliminares de la Temporada de Anidación del 2000. *Noticiero de Tortugas Marinas* 95: 17-18
- Harrison E, Troeng S (2003) *Reporte Programa de Tortuga Baula 2002 Tortuguero, Costa Rica.* Caribbean Conservation Corporation, Ministerio del Ambiente y Energía de Costa Rica, Care for the Wild International. 33 pp.
- Hays GC, Broderick AC, Godley BJ, Luschi P, Nichols WJ (2003) Satellite telemetry suggests high levels of fishing-induced mortality in marine turtles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 262: 305-309.
- Hernández R, Buitrago J, Guada H (2005) Evaluación de la anidación de la tortuga cardón, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (Reptilia: Dermochelyidae), en playa Parguito, isla de Margarita, durante la temporada 2001. *Mem. Fund. La Salle Ciencias Naturales* 161-162: 77-89.
- Hernández R, Buitrago J, Guada H, Hernandez H, Llano M (2007) Nesting distribution and hatching success of the leatherback, *Dermochelys coriacea*, in relation to human pressures at Playa Parguito, Margarita Island, Venezuela. *Chel. Cons. Biol.* 6: 79-86.
- Hilterman M, Govers E (2007) Nesting and nest success of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in Suriname, 1999-2005. *Chel. Cons. Biol.* 6: 87-100.
- Holmes EE (2001) Estimating risks in declining populations with poor data. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 98: 5072-5077.
- Huerta P (1998). *Fotoidentificación: Un Método Alternativo de Marcaje de Tortuga Laúd Dermochelys coriacea.* Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México. 84 pp.
- Kerr R, Richardson JI, Richardson TH (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. *Chel. Cons. Biol.* 3: 251-256.
- Lee L (2005) Beach dynamics and nest distribution of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) at Grande Riviere Beach, Trinidad & Tobago. *Rev. Biol. Trop.* 53: 239-248.
- Mrosovsky N (2006) distorting gene pools by conservation: assessing the case of doomed turtle eggs. *Env. Manag.* 38: 523-531.
- Peñaloza C (2000) *Demografía y Viabilidad de la Población de Tortuga Verde, Chelonia mydas, en Isla de Aves.* Tesis. Universidad Simón Bolívar. Sartenejas, Venezuela. 98 pp.
- Reichart H, Kelle L, Laurent L, Van De Lande HL, Archer R, Charles R, Lieveld R (2001) Regional Sea Turtle Conservation Program and Action Plan for the Guianas. Eckert KL, Fontaine M (Eds.). Guianas Forests and Environmental Conservation Project. World Wildlife Fund Technical Report GFCEP N° 10. 165 pp.
- Restrepo A, Jaramillo U, Aubad P, Páez VP, López S, Suárez AM, Cano A (2005) Efecto de la profundidad y la distancia entre nidadas trasladadas de *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766), sobre la temperatura de incubación y supervivencia de neonatos, en La Playona, Chocó (Colombia). *Actual. Biol.* 27: 179-188.
- Reynolds DP (2000) *Emergence Success and Nest Environment of Natural and Hatchery Nests of the Leatherback Turtle (Dermochelys coriacea) at Playa Grande, Costa Rica, 1998-1999.* Tesis. Drexel University. Filadelfia, PA, EEUU. 50 pp.
- Rondón MA (2006) *Evaluación del Impacto de la Luz Artificial sobre la Anidación de la Tortuga Cardón (Dermochelys coriacea) en Playa Cipara y Percepción y Conocimiento de los Pobladores Costeros sobre las Tortugas Marinas, en la Península de Paría, Estado Sucre, Venezuela.* Tesis. ICOMVIS-UNA. Heredia, Costa Rica. 104 pp.

- Rondón MA, Buitrago J, McCoy M (2009) Impacto de la luz artificial sobre la anidación de la tortuga marina *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae), en playa Cipara, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 57: 515-528.
- Runemark A (2006) *Spatial Distribution and Temperature Effects on Hatching Success of the Leatherback Turtle Dermochelys coriacea: Implications for Conservation*. Degree Project. Committee of Tropical Ecology. Uppsala University. Suecia. 31 pp.
- Sarti AL (2000) *Dermochelys coriacea*. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org.
- Sarti AL, García N (1999) *Estimación del tamaño de la población anidadora de tortuga laúd Dermochelys coriacea y su distribución en el Pacífico mexicano*. Manual para la toma de datos y organización de la información en los campamentos tortugueros del proyecto. Instituto Nacional de Pesca. México. 24 pp.
- Sarti AL, Barragán AR, Muñoz DG, García N, Huerta P, Vargas F (2007) Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chel. Cons. Biol.* 6: 70-78.
- Schroeder B, Murphy S (1999) Population surveys on nesting beaches. En Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (Eds.) *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. Publicación N° 4. Marine Turtle Specialist Group. IUCN/SSC. pp. 45-55.
- Spotila JR, Dunham AE, Leslie AJ, Steyermark AC, Plotkin PT, Paladino FV (1996) World-wide population decline of *Dermochelys coriacea*: are leatherback turtles going extinct? *Chel. Cons. Biol.* 2: 209-222
- Spotila JR, Reina RD, Steyermark AC, Plotkin PT, Paladino FV (2000) Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature* 405: 529-530.
- TEWG (2007) *An Assessment of the Leatherback Turtle Population in the Atlantic Ocean*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SE-FSC-555. Turtle Expert Working Group. 116 pp.
- Thomé JC, Baptistotte C, Moreira LM, Scalfoni JT, Almeida AP (2007) Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004. *Chel. Cons. Biol.* 6: 15-27.
- Troëng S, Cook G, Ruthig G, López M, Neafsey D, Suárez AM, Vélez X, Rankin E, Silman R (2000) *Reporte de Tortuga Baula 1999 Tortuguero, Costa Rica*. Caribbean Conservation Corporation y al Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica. 28 pp.
- Troëng S, Chacón D, Dick B (2004) Possible decline in leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting along the coast of Caribbean Central America. *Oryx* 38: 395-403.
- Tucker AD, Frazer NB (1991) Reproductive variation in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, at Culebra National Wildlife Refuge, Puerto Rico. *Herpetologica* 47: 115-124.
- Wetherall JA, Balazs GH, Yong MYY (1998) Statistical methods for green turtle nesting surveys in the Hawaiian Islands. En Epperly SP, Braun J (Comp.) *Proc. 17th Annual Sea Turtle Symposium*, 4-8 March 1997, Orlando, Florida. pp. 295-297.
- Whitmore CP, Dutton PH (1985) Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback *Dermochelys coriacea* and green sea turtles *Chelonia mydas* in Surinam. *Biol. Cons.* 34: 251-272.

REPRODUCTIVE BIOLOGY OF THE "CARDON" TURTLE (*Dermochelys coriacea*) IN BEACHES OF THE PENINSULA OF PARIÁ, VENEZUELA, DURING NESTING SEASONS 2000-2006

María Rondón Médicci, Joaquín Buitrago and Hedelvy J. Guada

SUMMARY

The leatherback turtle *Dermochelys coriacea* is considered a critically endangered species. In the southeastern Caribbean, the peninsula of Paria, Venezuela, is considered the most important nesting area. Since 2000 in the Cipara beach and 2002 in the Querepare beach, saturation sampling of nesting females between 132 and 109 days per season was carried out at Cipara and Querepare, respectively. This sampling effort included 96% and 94% of all estimated nesting activities in the two beaches. Egg clutches considered in danger were moved to hatcheries and reproductive success according to nest management, beach and season was evaluated. A total of 2245 reproductive events were

recorded. Tagging was performed in 502 females were tagged and 80 remigrants from previous seasons were documented, in the same or another beach. Nesting female numbers increased at Cipara from 42 in 2000 to 76 in 2006, while at Querepare they increased from 25 in 2002 to an estimated 77 in 2006. In 2006 an estimate of over 500 leatherback clutches were laid at the Paria peninsula, and more than 50% of them occurred in the two beaches studied. Hatchling, emergence and recruitment percentages were significantly higher for in situ nests (80.2% \pm 16.9) than in the hatchery (60.0% \pm 27.9). During the study period, 46845 hatchlings were released to the sea.

BIOLOGÍA REPRODUTIVA DA TARTARUGA-DE-COURO (*Dermochelys coriacea*) NAS PRAIAS DA PENÍNSULA DE PARIÁ, VENEZUELA, DURANTE AS TEMPORADAS DE DESOVA 2000-2006

María Rondón Médicci, Joaquín Buitrago y Hedelvy J. Guada

RESUMO

A tartaruga-de-couro *Dermochelys coriacea* é considerada uma espécie em perigo crítico. No sudeste do Caribe, a península de Paria, na Venezuela, é a área de desova mais importante. Desde 2000 na praia de Cipara e em 2002 na de Querepare se realizaram amostragens de saturação, marcando as fêmeas e sua atividade durante 132 e 109 dias em média por temporada, em Cipara e Querepare respectivamente. Estima-se que o esforço de amostragem cobriu 96% dos eventos em Cipara e 94% em Querepare. As ninhadas consideradas em perigo se trasladaram a viveiros, e foi avaliado o sucesso reprodutivo da espécie segundo as condições de manipulação, a

praia e a temporada em 981 ninhadas. No total foram detectados 2245 eventos nas duas praias. Marcaram-se 502 fêmeas e foram registrados 80 remigrantes, tanto das mesmas como de outras praias. As fêmeas estimadas desovando têm aumentado de 42 em 2000 a 76 em 2006 em Cipara, e de 25 em 2002 a 77 em 2006 em Querepare. Em 2006 foram depositadas perto de 500 ninhadas tartaruga-de-couro na península de Paria, das quais mais de 50% foram nas duas praias estudadas. As porcentagens de eclosão indicam um melhor resultado para os ninhos in situ (80,2% \pm 16,9) que em viveiro (60,0% \pm 27,9). Liberaram-se 46845 crías durante o período de estudo.