

*Research Article*

## Efectividad del monitoreo de la anidación de tortugas marinas para determinar el éxito reproductivo en playas del sur de Cuba

Julia Azanza-Ricardo<sup>1</sup>, José Luis Gerhartz-Muro<sup>2</sup>  
Yanet Forneiro Martín-Viaña<sup>3</sup> & Félix Moncada-Gavilán<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, MES. WIDECAST  
Coordinador en Cuba, 16 N°114, CP 11300, Playa, Ciudad Habana, Cuba

<sup>2</sup>Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), 16 N°114, CP 11300, Playa, Ciudad Habana, Cuba

<sup>3</sup>Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna, Ministerio de Agricultura (MINAG)  
Edificio Minag, Carlos M. Céspedes, Nuevo Vedado, Plaza de la Revolución, La Habana, Cuba

<sup>4</sup>Centro de Investigaciones Pesqueras. MINAL, WIDECAST Coordinador en Cuba  
Calle 246 N°503 Barlovento, Santa Fé, Playa, La Habana, Cuba, CP 19.100

Corresponding author: Julia Azanza-Ricardo (jaricardo@instec.cu)

**RESUMEN.** El monitoreo de las anidaciones es muy útil como herramienta para la conservación pero el esfuerzo de trabajo en diferentes áreas puede variar grandemente. En Cuba, se aplican cuatro enfoques diferentes: monitoreo sistemático nocturno y diurno (MSN), y monitoreo esporádico con o sin comprobación de nidos (MECC). La cantidad y exactitud de los datos tomados y la calidad de la información derivada de ellos difieren. Por esta razón, en el presente trabajo se evalúa la efectividad de cada enfoque para determinar el éxito reproductivo de tortugas marinas en Cuba. El MSN sólo se realiza en las playas de anidación de la Península de Guanahacabibes, mientras que el MECC es el más extendido en el país. La porción de la temporada de anidación de cada una de las tres especies que anidan en Cuba (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta* y *Eretmochelys imbricata*) que se cubre con personal de monitoreo es baja para la mayoría de las playas, y sobre todo en el caso de *E. imbricata*. Se detectaron diferencias entre el monitoreo sistemático y esporádico, por tanto, la capacidad de detectar rastros falsos y verdaderos depende esencialmente de la frecuencia de monitoreo. Esto afecta la capacidad para evaluar el éxito de la anidación por playas. A pesar del incremento en los esfuerzos realizados en Cuba para el seguimiento de las principales colonias de anidación, se deben identificar nuevas estrategias para garantizar la correcta toma de información, y una mayor eficiencia del programa de monitoreo para obtener la mayor información posible de cada una de las especies con un adecuado balance de costo-beneficio.

**Palabras clave:** tortugas marinas, anidación, esfuerzo de monitoreo, conservación, Cuba.

## Effectiveness of monitoring techniques employed to determine reproductive success of marine turtles in Cuba

**ABSTRACT.** Monitoring of nesting has been used globally to estimate the population size of marine turtles. Nevertheless, monitoring effort varies widely, for instance in Cuba, four different approaches are applied: nighttime systematic monitoring, daytime systematic monitoring, sporadic monitoring with nest verification, and sporadic monitoring with no verification. These variations imply that the amount and accuracy of data gathered and the quality of derived information, differ amongst the approaches. This paper assesses the effectiveness of the different methodologies used for determining the reproduction success of marine turtles in Cuba. Nighttime systematic monitoring is only carried out in one area, while sporadic monitoring with nest verification is the most used approach along the country. The proportion of the nesting season covered with monitoring personnel is low in most of the beaches and for all the three species (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata*), although the species in the most critical situation is hawksbill. Significant differences were found between systematic and sporadic monitoring, which has important implications for the understanding of the nesting behavior, as the capacity to detect false and true crawls essentially depends on

the monitoring frequency, according to our findings. Low detection capacity in sporadic monitoring hampered the development of efficiency assessments in all the nesting beaches. In summary, despite the effort carried out nationwide to monitor nesting populations that has even increased in the last three years, important gaps exist and new monitoring strategies are needed to guarantee the right information for the species is gathered, while adequate cost-benefit balance is achieved.

**Keywords:** marine turtles, nesting, monitoring effort, conservation, Cuba.

## INTRODUCCIÓN

Históricamente, el monitoreo de las anidaciones ha sido la herramienta de mayor uso a nivel mundial entre los especialistas en tortugas marinas como estimador de los tamaños poblacionales. Los resultados obtenidos en estos estudios permiten la evaluación y seguimiento de la condición de las poblaciones de tortugas marinas. Estas valoraciones son necesarias para conocer los efectos de las acciones de conservación y manejo implementadas en todas las fases de la historia de vida de estas especies (Schroeder & Murphy, 2000). Para la caracterización integral de una población anidadora se requieren estudios de diferentes aspectos de la biología tales como la dinámica poblacional, especialmente las migraciones (Balazs, 1999; Block *et al.*, 2003) y composición etaria (Frazer & Ehrhart, 1985; Cheng, 2002; Broderick *et al.*, 2003), éxito reproductivo (Antworth *et al.*, 2006), y efecto de los factores abióticos (Hawkes *et al.*, 2007). No obstante, el esfuerzo de trabajo puede variar enormemente y se puede encontrar evaluaciones puntuales o monitoreos sistemáticos durante toda la temporada de anidación. También la capacidad de las personas que realizan los estudios es muy variable lo que repercute en la calidad de la información obtenida. Estos factores inciden a la larga en la capacidad para realizar estimaciones válidas sobre la condición de las poblaciones anidadoras (Schroeder & Murphy, 2000). Además del factor humano, las características de la especie estudiada, densidad de la anidación, tipo de playa, condiciones en que se realiza el censo, especialmente en cuanto a la hora en que se realiza, las condiciones meteorológicas y de iluminación, y la actividad humana en la playa afectan la capacidad para realizar estimaciones válidas sobre la condición de las poblaciones anidadoras. En Cuba, de las tres especies que anidan: la tortuga verde (*Chelonia mydas*), la caguama (*Caretta caretta*) y el Carey (*Eretmochelys imbricata*), las dos últimas tienen nidos difíciles de reconocer y se pierden con facilidad.

La frecuencia de monitoreo en las playas de anidación también es variable. Está sujeta a diversos factores como las características geográficas del área de estudio (principalmente el aislamiento), personal y equipamiento disponibles y densidad de los nidos.

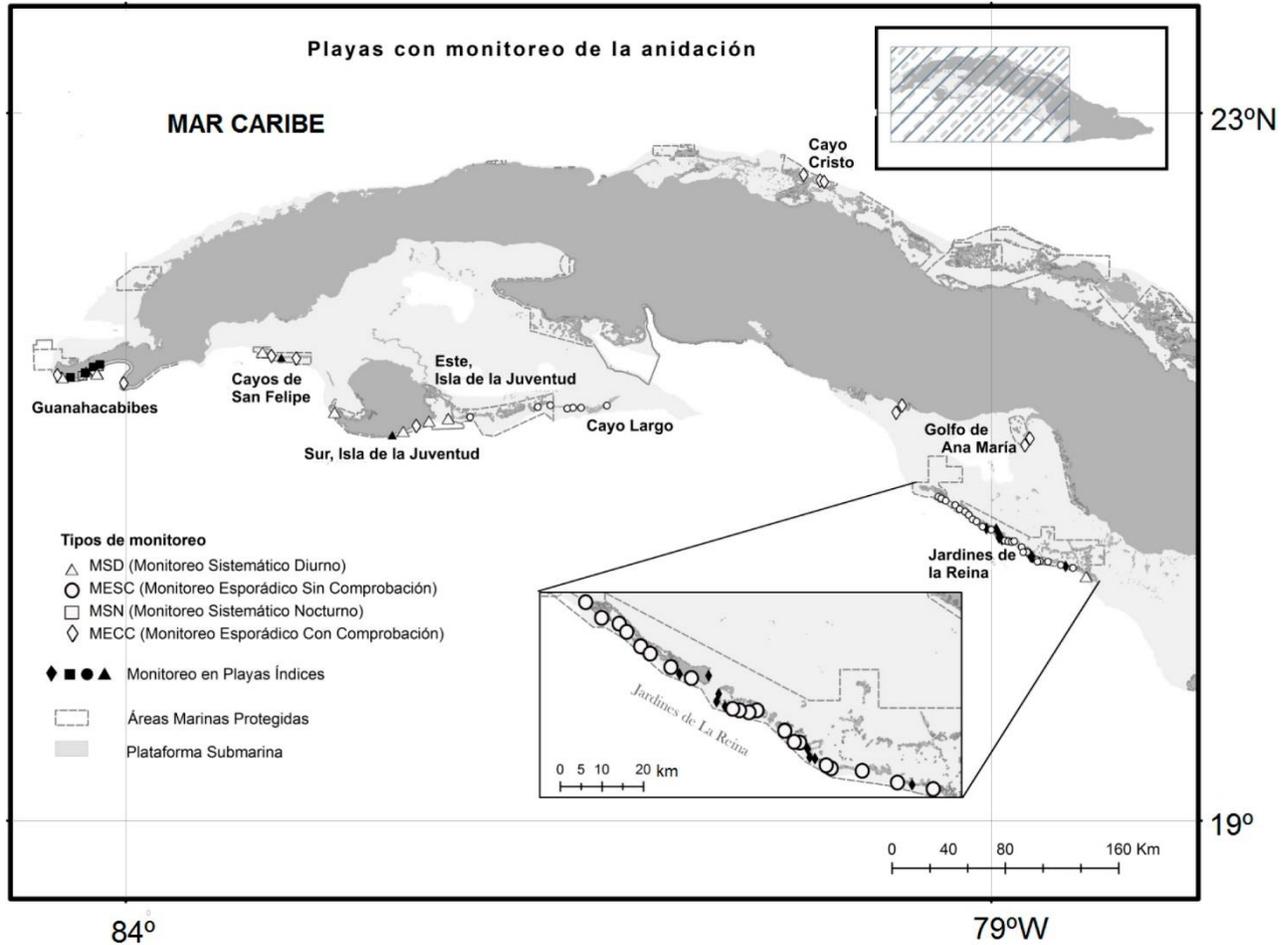
En Cuba el monitoreo de la anidación está orientado a la realización de censos totales de nidos, sin considerar un diseño de muestreo estadístico. Para su realización se aplican cuatro enfoques: monitoreo sistemático nocturno (MSN), monitoreo sistemático diurno (MSD), monitoreo esporádico con comprobación de nidos (MECC) y monitoreo esporádico sin comprobación de nidos (MESC). Cada enfoque implica un esfuerzo en el monitoreo diferente y por tanto, la información aportada y su precisión varían de un método a otro. En el presente trabajo se pretende evaluar la efectividad del monitoreo que se realiza para determinar el éxito reproductivo de tortugas marinas en Cuba.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En aguas cubanas, el monitoreo de las tortugas marinas abarca las principales áreas de anidación de la plataforma sur del archipiélago cubano con excepción de la región suroriental y algunas playas de los archipiélagos del norte (Fig. 1). Dentro de cada área se seleccionaron playas consideradas como índices o prioritarias para el monitoreo. Su selección fue determinada fundamentalmente por su importancia para la anidación de una o varias de las especies que anidan en Cuba, aunque en segundo término influyó su accesibilidad para garantizar la continuidad del monitoreo. El resto de las playas se consideraron secundarias y por tanto, con menor prioridad para el monitoreo.

El análisis se realizó solamente en el periodo 2010-2013 para utilizar los datos obtenidos en el monitoreo según el protocolo establecido en el marco del Programa Nacional de Tortugas Marinas a partir de 2010, aunque dicho protocolo fue publicado con posterioridad (Moncada-Gavilán *et al.*, 2013). Para la caracterización, se analizó la cantidad de playas monitoreadas (Fig. 1) por año y el porcentaje de cada tipo de monitoreo empleado.

El monitoreo sistemático nocturno (MSN), implica el trabajo durante toda la noche para el seguimiento de todo el proceso de anidación de las hembras que anidan, todos los días, al menos durante el máximo reproductivo. En el monitoreo sistemático diurno (MSD) se realizan



**Figura 1.** Playas con monitoreo de la anidación de tortugas marinas en el archipiélago cubano.

recorridos al menos cada tres días para contabilizar las anidaciones ocurridas y se verifica la presencia de huevos en los nidos encontrados. Se denominó monitoreo esporádico con comprobación de nidos (MECC) al realizado esporádicamente en horario diurno durante la temporada, con una frecuencia quincenal o menor, pero verificando los nidos encontrados. Finalmente, el monitoreo esporádico donde no se verifica la presencia de huevos en los nidos que se contabilizan, denominado monitoreo esporádico sin comprobación de nidos (MESC).

La efectividad de cada tipo de monitoreo en la determinación del éxito reproductivo se evaluó a partir de tres aspectos: la capacidad de aproximarse a un censo total de nidos de cada especie, la capacidad de detección de los fallos en la anidación con relación al total de nidos y la capacidad para determinar correctamente el número de huevos por nido.

Se determinó para las tres especies que anidan de manera sistemática en el archipiélago cubano (*C. mydas*, *C. caretta* y *E. imbricata*) y por grupos de

playas, el porcentaje de la temporada reproductiva cubierto por el monitoreo, como medida indirecta de cuán cercano está el monitoreo a un censo total. La temporada reproductiva de *C. caretta* es de mayo a agosto, *C. mydas* de junio a septiembre y *E. imbricata* de octubre a febrero. Para ello se consideró el número de días que dura la temporada reproductiva de cada especie, se dividió por tres según el criterio de que un monitoreo cada tres días es adecuado a partir de los estándares establecidos por SWOT (2011) y este valor total fue utilizado como valor óptimo por el cual se dividió el número de días en los que realmente se realizó monitoreo. Este valor multiplicado por 100 constituye el porcentaje de la temporada reproductiva cubierto con monitoreo. Para complementar este análisis, se clasificaron los grupos de playas aplicando los estándares SWOT (2011) en dos categorías: Nivel 1 (L1), que incluye las playas que cumplen con los estándares mínimos necesarios para ser considerados en la base de datos SWOT porque se realizan conteos de la abundancia total o estimados con error de

muestreo menor o igual al 20% y Nivel 2 (L2), las que no cumplen con los estándares SWOT porque los estimados de abundancia tienen un error de muestreo superior al 20%.

Posteriormente, se determinó la relación nidos/rastros detectados en cada tipo de monitoreo y se analizó si existían diferencias significativas entre ellos, bajo el supuesto que la relación disminuye a medida que se detecta mejor los rastros falsos, lo que supone una mejor detección de los fallos en la anidación. Para el análisis estadístico, mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov (Sokal & Rohlf, 1995), se comprobó si la relación nidos/rastros cumplía con la condición de normalidad. Además, se verificó su homogeneidad de varianza por la prueba de Levene (Sokal & Rohlf, 1995). Al no presentar homogeneidad de varianza y normalidad, se realizó un análisis de varianza no paramétrico de comparaciones múltiples mediante la prueba de Kruskal-Wallis para determinar las diferencias entre las medianas. Los análisis se realizaron con una probabilidad  $P < 0,05$  en el programa Statistica 7.0 para Windows.

Finalmente, se evaluó el error que se comete al determinar el número de huevos en los nidos durante el monitoreo diurno (conteo después de la eclosión). Este análisis solamente se puede hacer cuando se cuenta el número de huevos durante la ovoposición y se hace un nuevo conteo en este mismo nido después de la eclosión de las crías, por lo que pudo realizarse solamente en las playas de Guanahacabibes donde se realiza monitoreo nocturno durante toda la temporada reproductiva. El número de huevos en la ovoposición se obtuvo por conteo directo, mientras que el total de huevos después de la eclosión se obtuvo a partir de la suma del total de cascarones y huevos sin eclosionar. Solamente se tuvieron en cuenta 428 nidos en los cuales se contaba con datos de los conteos en las dos etapas para un 20% del total de la anidación.

## RESULTADOS

### Nivel de cobertura de las áreas de anidación con monitoreo y tipo de monitoreo realizado por área

El establecimiento del Programa Nacional de Conservación de Tortugas Marinas en el año 2010 garantiza la existencia de monitoreo en el 100% de las regiones de importancia para la anidación de tortugas marinas en el archipiélago cubano (Tabla 1). En total se da seguimiento a la anidación en más de 40 playas y este nivel de seguimiento se ha mantenido desde 2010 hasta 2014. En la Tabla 1 se presenta el tipo de monitoreo realizado en las playas en cada una de las áreas de anidación analizadas.

El monitoreo nocturno sólo se realizó en cuatro de las playas de anidación del Parque Nacional Guanahacabibes, mientras que el monitoreo diurno esporádico con comprobación de nidos es el más extendido en el país (Fig. 2).

### Cobertura de la temporada de anidación

En la Tabla 1 se presenta el porcentaje de las temporadas reproductivas de cada una de las especies que se logra cubrir durante el periodo 2010-2013, como una medida del esfuerzo realizado. También se presenta un segundo criterio del esfuerzo de monitoreo y es el estándar SWOT alcanzado por cada playa. La Tabla 1, la cobertura del monitoreo fue <50% en las tres especies y para la mayoría de las playas de anidación, aunque en estado más crítico se encuentra *E. imbricata* para la cual se cubrió <30% de la temporada en la mayoría de las áreas. El Sijú es la única playa donde se logró un 100% de cobertura o un porcentaje relativamente cercano a éste para las tres especies, debido a que el personal se encuentra todo el año en una estación en dicha playa que no es demasiado larga. En segundo lugar se encuentra el Parque Nacional Guanahacabibes donde se cubrió ~60% de la temporada reproductiva de *C. mydas* y *C. caretta* y en las playas índices y secundarias próximas gracias a un programa de voluntariado realizado en colaboración entre la Universidad de La Habana y el parque. Además, se realizó un importante esfuerzo en el área protegida de recursos manejados al sur de la Isla de la Juventud, aunque con variaciones entre algunas de las playas.

### Detección de fallos en la anidación

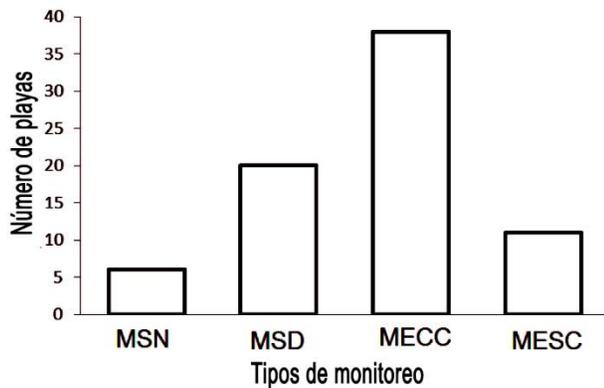
En ambos tipos de monitoreo esporádico (MECC y MESC), prácticamente todos los rastros identificados correspondieron a nidos, y se diferenciaron significativamente del monitoreo sistemático que mostró mejor desempeño en la detección de rastros falsos (Fig. 3). En el monitoreo sistemático no se detectaron diferencias significativas entre los tipos diurno y nocturno, a pesar que en éste último el porcentaje fue <80% y el diurno ~85%.

### Errores en la determinación del tamaño de la nidada

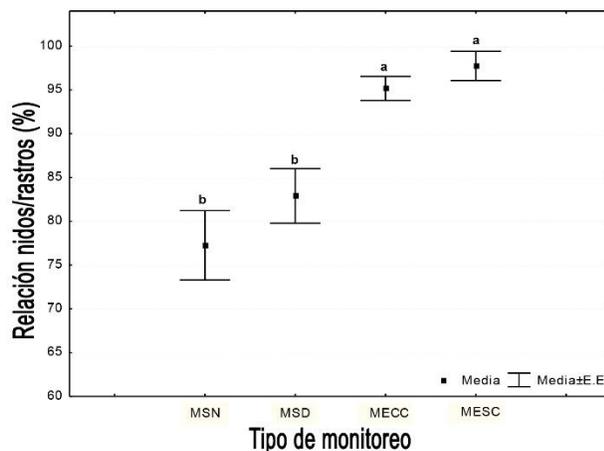
Un sesgo que se introduce en el monitoreo es la diferencia en el número de huevos que pone la tortuga con relación al número obtenido durante el análisis de los nidos luego de la eclosión. Solamente en el 41% de los casos se determinó correspondencia entre el número registrado durante la ovoposición y el del análisis de nidos post-eclosión (Fig. 4). El mayor porcentaje (49%) del resto de los nidos (que sí presentó diferencias en el número de huevos contabilizado en ambas etapas), co-

**Tabla 1.** Porcentaje de cobertura de la temporada reproductiva de las tres especies con anidación regular en el archipiélago cubano: caguama (*Caretta caretta*: Cc), tortuga verde (*Chelonia mydas*: Cm) y Carey (*Eretmochelys imbricata*: Ei). Entre paréntesis la duración de la temporada de cada especie. MSN: monitoreo sistemático nocturno, MSD: diurno, MECC: monitoreo esporádico con comprobación de nidos y MESC: sin comprobación de nidos y en cuanto al estándar SWOT que alcanzan (L1: nivel 1, los estimados de abundancia tienen un error de muestreo menor del 20%; L2: nivel 2, los estimados de abundancia tienen un error de muestreo <20%). Sec: secundaria. \*Solamente se informan los días de monitoreo porque es lo que diferencia a las playas ya que el número de personas por recorrido es similar (3 a 4).

Región	Playas	% de temporada reproductiva cubierta				Estándar SWOT			Tipo de monitoreo	Promedio anual de días de monitoreo*
		Cc (may-ago)	Cm (jun-sept)	Ei (oct-feb)		Cc	Cm	Ei		
Parque Nacional Guanahacabibes	Índices	57,5	57,5	5	L2	L1	L2	MSN	70	
	Secundarias próximas	57,5	57,5	5	L2	L1	L2	MSD	30	
	Secundarias remotas	30	30	5	L2	L1	L2	MECC	12	
Parque Nacional Cayos de San Felipe	El Sijú (índice)	100	100	80	L1	L1	L1	MSD	110	
	J. García (sec)	40	30	0	L1	L1	L1	MSD	10	
	Real E (sec)	30	30	7,5	L2	L2	L2	MECC	15	
Área Protegida de Recursos Manejados Sur de la Isla de la Juventud	Real W (sec)	22,5	22,5	2,5	L2	L2	L2	MECC	15	
	El Coco (sec)	2,5	2,5	0	-	-	-	MESC	1	
	Punta Francés (sec)	30	40	0	L1	L1	L2	MSD	10	
Cayos al este de la Isla de la Juventud (Refugio de Fauna Campo-Rosario) Cayo Largo	Guanal (índice)	50	50	0	L2	L1	L2	MSD	50	
	Playa Larga (sec)	15	20	0	L2	L2	L2	MSD	5	
	Punta del Este (sec)	50	50	0	-	-	-	MSD	15	
Refugio de Fauna Tunas de Zaza	Todas las playas (sec)	2,5	2,5	0	L2	L2	L2	MESC	1	
	Todas las playas (sec)	2,5	2,5	0	L2	L2	L2	MESC	1	
	Cayo Blanco (sec)	10	10	0	L2	L1	L2	MECC	5	
Refugio de Fauna Cayos de Ana María	Majahuevo (secu)	10	10	0	L2	L1	L2	MECC	5	
	Tío Joaquín (sec)	10	10	30	L2	L2	L2	MECC	10	
	Las Canas (sec)	10	10	30	L2	L2	L2	MECC	10	
Parque Nacional Jardines de la Reina	Playas índice	0	2,5	2,5	L2	L2	L2	MECC	2	
	Cayo Caguama (sec)	30	30	40	L2	L2	L2	MECC	12	
	Otras playas (sec)	0	2,5	2,5	L2	L2	L2	MESC	2	
Refugio de Fauna Las Picitas-Cayo Cristo	Mulata (sec)	10	7,5	0	L2	L2	L2	MECC	8	
	Obispo (sec)	10	7,5	0	L2	L2	L2	MECC	8	
	Roteño (sec)	10	7,5	0	L2	L2	L2	MECC	8	
Cayo Cruz	La Quebrada y Pta. Cocina (sec)	40	30	0	L1	L1	L2	MSD	12	



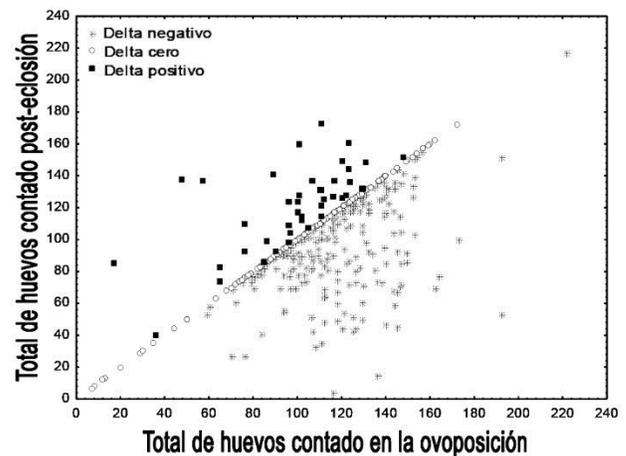
**Figura 2.** Representatividad por playas de los cuatro tipos de monitoreo realizados en áreas de anidación de tortugas marinas del archipiélago cubano. MSN: monitoreo sistemático nocturno, MSD: monitoreo sistemático diurno, MECC: monitoreo esporádico con comprobación de nidos, MESC: monitoreo esporádico sin comprobación de nidos.



**Figura 3.** Porcentaje de rastros con nidos encontrados con relación a los rastros falsos en dependencia de la técnica de monitoreo empleada. MSN: monitoreo sistemático nocturno, MSD: monitoreo sistemático diurno, MECC: monitoreo esporádico con comprobación de nidos, MESC: monitoreo esporádico sin comprobación de nidos. Las letras indican los grupos estadísticamente homogéneos. Kruskal Wallis:  $H_{(3; 158)} = 50,22$ ;  $P < 0,05$ .

respondió a una subestimación en la cantidad de huevos estimada en el análisis de nidos ya nacidos, es decir, que el valor obtenido en el análisis post-eclosión fue inferior al total de huevos registrado durante la puesta.

A pesar que existen diferencias entre el número de huevos obtenidos por las dos vías comparadas, éstas fueron en su mayoría  $< 10$  huevos (63% del total de nidos). No obstante, se debe señalar que, aunque en baja frecuencia (2%), se encontraron nidos con una diferencia



**Figura 4.** Relación entre el número de huevos contado durante la anidación y el registrado después del nacimiento de las crías (post-eclosión). Círculos blanco: nidos donde coincide el valor (delta cero), ■: nidos donde el número de huevos después del nacimiento de las crías fue mayor que el registrado en el momento de la anidación (delta positivo), \*: nidos donde el valor registrado después del nacimiento de las crías fue menor al contabilizado en la anidación (delta negativo).

$> 90$  entre el número de huevos registrados en la puesta y los estimados post-eclosión.

## DISCUSIÓN

El tipo y esfuerzo de monitoreo en las playas de anidación de Cuba es variable y depende de factores como accesibilidad al área, presencia o no de personal permanente e infraestructura de apoyo para el monitoreo en el sitio, además de la disponibilidad de recursos adicionales tales como embarcaciones, combustible y alimentos para el trabajo de campo. En los monitoreos sistemáticos se realiza un mayor esfuerzo en cuanto al número de días efectivos en terreno, pues se cuenta con personal suficiente (contratado o voluntario) para que permanezca en las playas. No obstante, la cobertura no es equivalente para las tres especies de tortugas marinas ya que en la mayoría de las áreas, el período de anidación de *C. mydas* es el que recibe mayor atención. Las playas remotas, de difícil acceso y sin suficiente infraestructura y personal entrenado, como las del Parque Nacional Jardines de la Reina, las del refugio de fauna Campos-Rosario y las de Cayo Largo, entre otras, tienen consecuentemente bajo esfuerzo de monitoreo debido a las complicaciones logísticas y costos de su realización. En las playas con escasa anidación el esfuerzo de monitoreo es bajo, aunque suficiente en la mayoría de los casos, puesto que no requiere un patrullaje intensivo para determinar la magnitud de la

anidación. Cayo Largo es el área con la mayor densidad de anidación en Cuba con cerca de 1.500 nidos por año (Medina *et al.*, 2009). Sin embargo, el monitoreo se realiza sin comprobación de nidos, por lo que se requiere desarrollar un diseño de muestreo para determinar factores de corrección que permitan estimaciones más precisas de las características de la anidación en este importante sitio.

La diferenciación en el esfuerzo es uno de los factores que influye en los resultados obtenidos en el monitoreo, y que debe ser considerado en su interpretación. Fish *et al.* (2005) plantean que fue imposible distinguir entre los rastros falsos y los verdaderos nidos debido a que el monitoreo se hizo de día. Según Schroeder & Murphy (2000), los errores pueden ser mayores en playas de anidación con densidades moderadas a altas, como ocurre en Cayo Largo, ya que la gran cantidad de huellas dificulta la interpretación de las señales dejadas por las tortugas. Estos autores sugieren, en el caso de censos del número total de rastros, que debe desarrollarse un factor de corrección para estimar rastros con nido y sin nido o “rastros falsos”. Esto sería importante sobre todo en áreas donde se realiza monitoreo esporádico sin comprobación de nidos, aunque los problemas logísticos hacen muy difícil un estudio de esta índole. Otros elementos que inciden negativamente en la detección de los nidos es que la probabilidad de ser depredados aumenta con el paso de los días (Leighton *et al.*, 2010) o pueden resultar inundados y desaparecer (Fish *et al.*, 2005).

La única manera de confirmar la presencia de huevos es verlos durante el desove, después de excavar o explorar el nido, o como resultado de las actividades de los depredadores. Con el tiempo, las señales distintivas del nido se vuelven más difíciles de observar por lo que los monitoreos esporádicos tienen mayor probabilidad de subestimar la anidación, más aún si no se verifican los nidos. Según Schroeder & Murphy (2000), bajo ciertas condiciones de la playa y para algunas especies, los observadores con suficiente entrenamiento o experiencia pueden identificar las señas de campo o “huellas” de la tortuga que emergió y depositó los huevos. Por otro lado Azanza *et al.* (2013), plantean que aunque el monitoreo sin comprobación de nidos no asegura que haya 100% de certeza en el número de nidos, en Cuba solo se realiza por personal altamente calificado y vasta experiencia de campo, lo que reduce el margen de error en el monitoreo. Independientemente de la metodología utilizada para el monitoreo diario, debe generarse una estimación del error del muestreo, y aplicarse como factor de corrección en el análisis final del nivel de anidación.

La contabilidad total de las salidas de las tortugas con evento de anidación o no-anidación, demanda un

monitoreo cotidiano a lo largo de toda la temporada. Sin embargo, el monitoreo diario no siempre es necesario o logísticamente posible y pueden usarse datos de prospecciones o recorridos intermitentes al área de anidación, como un índice de las anidaciones totales (Schroeder & Murphy, 2000). Esto es lo que sucede en la mayor parte de las áreas de monitoreo del programa nacional, especialmente en el Parque Nacional Jardines de la Reina, donde se requiere un rediseño del sistema de trabajo para, en lugar de intentar censos, se realice un muestreo estadísticamente robusto que permita posteriormente su procesamiento con modelos para estimar la abundancia total, como el de Girondot, que recomienda SWOT (2011). Según Azanza *et al.* (2013) esta área es la más inaccesible y difícil de trabajar, lo que ha resultado en una menor frecuencia de monitoreo.

En general la cobertura de la temporada de anidación es <60% en todas las áreas, excepto en la playa El Sijú, donde se logra cubrir el 100% de la temporada reproductiva de dos de las tres especies analizadas. *E. imbricata* es la especie que se encuentra en mayor desventaja en todas las áreas bajo monitoreo debido a que anida de forma dispersa y durante todo el año, lo cual determina que muy pocas áreas de monitoreo cumplan los estándares internacionales de SWOT y se encuentren clasificadas como L2.

La relativa eficiencia en el monitoreo efectuado se hace evidente en las pocas diferencias encontradas entre el número de huevos registrados durante el análisis post-eclosión y los que se registraron durante la ovoposición (<10 huevos en el 63% de los nidos). El hecho que en la mayoría de los casos en los que se encontraron diferencias, la cantidad de huevos detectada en el análisis post-eclosión, estuvo bajo el número contabilizado durante la ovoposición, se debe fundamentalmente a que no se excavó la totalidad del nido o a que la consistencia de la arena causó derrumbes sucesivos lo que impidió que se hallara la totalidad de los cascarones y huevos. El número de huevos también puede ser menor si ocurre un proceso erosivo, el nido es depredado o parte de los huevos son removidos durante la anidación de otras tortugas.

Debe hacerse notar que, aunque en menor medida, también se observaron casos de sobreestimación. Esto se debe posiblemente a que se contabilizaron de manera incorrecta los cascarones, al no considerar solamente aquellos con más del 60% de la cáscara completa, lo que depende de la pericia del observador que realiza el conteo y su habilidad para excavar el nido y evitar romper aún más los cascarones. En cualquiera de los casos se debe ser cuidadoso para minimizar los errores que puedan sesgar los análisis biológicos que se realicen y las caracterizaciones de las poblaciones.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo indican que es necesario desarrollar nuevas estrategias que garanticen la correcta toma de información, al menos, en las áreas de anidación más importantes del país. También es necesario hacer más eficiente el programa de monitoreo para obtener la mayor información posible de cada una de las especies con un adecuado balance de costo-beneficio. Para asegurar una muestra objetiva, siempre que las condiciones lo permitan, es necesario realizar censos de la anidación varias veces a lo largo de la temporada. Cuando no sea posible realizar censos frecuentes se sugiere realizar estimaciones de la anidación total mediante la aplicación de modelos. Por otro lado, sin información sobre el número de puestas por hembra y su periodicidad es imposible determinar el tamaño de la población anidadora simplemente por el conteo de nidos (Frey *et al.*, 2013). Por ello se debe intentar el establecimiento de un período de censo nocturno al menos durante el máximo de la anidación, para contar con la información relacionada con las hembras anidadoras.

### AGRADECIMIENTOS

Al Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), Ocean Foundation y al proyecto GEF-PNUD "Archipiélagos del Sur de Cuba" por su apoyo financiero, logístico y equipamiento para el desarrollo del monitoreo en las áreas protegidas del país. A las administraciones de las áreas protegidas donde se realizó el monitoreo. A los gobiernos locales, al Cuerpo de Guardabosques, la ODIG y entidades del Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente y de la Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna por su apoyo logístico y las autorizaciones requeridas. Finalmente, a los trabajadores de la conservación y voluntarios que, en arduas y prolongadas jornadas de monitoreo, recopilaron en el campo la mayor parte de los datos analizados. A todos ellos nuestro más sincero agradecimiento.

### REFERENCIAS

- Azanza, J., F. Moncada, J. Gerhartz, Y. Forneiro, Y. Medina, G. Nodarse & A. Gerhartz. 2013. Monitoreo y conservación de las tortugas marinas en Cuba: mayo 2010-febrero 2012. Informe del Programa Cubano de Tortugas Marinas, del Programa de Conservación Marina de WWF en Cuba y del proyecto GEF-PNUD Archipiélagos del Sur. La Habana, 55 pp.
- Antworth, R.L., D.A. Pikea & J.C. Stinera. 2006. Nesting ecology, current status, and conservation of sea turtles on an uninhabited beach in Florida, USA. *Biol. Conserv.*, 130: 10-15.
- Balazs, G.H. 1999. Factors to consider in the tagging of sea turtles. In: K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnelly (eds.). *Research and management techniques for the conservation of sea turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication, 4: 101-114.
- Block, B.A., D.P. Costa, G.W. Boehlert & R.E. Kochevar. 2003. Revealing pelagic habitat use: the tagging of Pacific pelagics program. *Oceanol. Acta*, 25: 255-266.
- Broderick, A.C., F. Glen, B.J. Godley & G.C. Hays. 2003. Variation in reproductive output of marine turtles. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 288: 95-109.
- Cheng, I. 2002. Ten-years research and conservation on the green sea turtle refuge site at Wan-An Island, Peng-Hu Archipelago, Taiwan, R.O.C. Paper presented at the IUCN/WCPA-EA-4 Taipei Conference, Taipei, pp. 335-342.
- Fish, M., I.M. Coté, J.A. Gill, A.P. Jones, S. Renshoff & A.R. Watkinson. 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean sea turtle nesting habitat. *Conserv. Biol.*, 19(2): 482-491.
- Frazer, N.B. & L.M. Ehrhart. 1985. Preliminary growth models for green, *Chelonia mydas*, and Loggerhead, *Caretta caretta*, turtles in the wild. *Copeia*, 1985(1): 73-79.
- Frey, A., P.H. Dutton & G.H. Balazs. 2013. Insights on the demography of cryptic nesting by green turtles (*Chelonia mydas*) in the main Hawaiian Islands from genetic relatedness analysis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 442: 80-87.
- Hawkes, L.A., A.C. Broderick, M.H. Godfrey & B.J. Godley. 2007. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Glob. Change Biol.*, 13: 1-10.
- Leighton, P.A., J.A. Horrocks & D.L. Kramer. 2010. Predicting nest survival in sea turtles: when and where are eggs most vulnerable to predation? *Anim. Conserv.*, 14: 186-195.
- Medina, Y., F. Moncada, G. Nodarse & R. Blanco. 2009. Anidación de la tortuga verde (*Chelonia mydas*) y caracterización de las playas en Cayo Largo, Cuba. *Rev. Invest. Pesq.*, 26(1): 66-72.
- Moncada-Gavilán, F., J. Azanza-Ricardo, G. Nodarse-Andreu, Y. Cruz, Y. Forneiro Martín-Viaña & J.L. Gerhartz-Muro. 2013. Protocolo para el monitoreo de la anidación de tortugas marinas en Cuba. Grupo Nacional para la Conservación de las Tortugas marinas en Cuba. Proyecto GEF/PNUD "Aplicación de un enfoque regional al manejo de las áreas marino-costeras protegidas en la Región Archipiélagos del Sur de Cuba". La Habana, Cuba. ISBN-978-959-287-045-1, 84 pp.

- Schroeder, B. & S. Murphy. 2000. Prospecciones poblacionales (terrestres y aéreas) en playas de anidación. In: K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnelly (eds.). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas Publicación, 4: 51-63.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman, New York, 937 pp.
- SWOT. The State of the World's Sea Turtles. 2011. Scientific Advisory Board. Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring, version 1.0. Handbook, 3: 28 pp.

*Received: 9 April 2014; Accepted: 24 March 2015*