



Ciencias Marinas

ISSN: 0185-3880

cmarinas@uabc.mx

Universidad Autónoma de Baja California
México

Alió, JJ; Marciano, LA; Altuve, DE
Incidental capture and mortality of sea turtles in the industrial shrimp trawling fishery of northeastern
Venezuela
Ciencias Marinas, vol. 36, núm. 2, 2010, pp. 161-178
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México

Available in: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48013189005>

- How to cite
- Complete issue
- More information about this article
- Journal's homepage in redalyc.org

redalyc.org

Scientific Information System
Network of Scientific Journals from Latin America, the Caribbean, Spain and Portugal
Non-profit academic project, developed under the open access initiative

Incidental capture and mortality of sea turtles in the industrial shrimp trawling fishery of northeastern Venezuela

Captura incidental y mortalidad de tortugas marinas en la pesquería industrial de camarones por arrastre en el noreste de Venezuela

JJ Alió*, LA Marcano, DE Altuve

Ministerio del Poder Popular para la Agricultura y Tierras, Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA), Centro de Investigaciones Agrícolas de Sucre y Nueva Esparta, Apartado 236, Cumaná, 6101, Estado Sucre, Venezuela. *E-mail: jalio@inia.gob.ve

ABSTRACT. The incidental capture of sea turtles by industrial shrimp trawlers off eastern Venezuela is documented, based on data gathered by on-board observers from February 1991 through November 2000. A total of 275 trips were made, with a total of 55,992 h of trawling using either one or two normal nets of 20-m headrope length, equivalent to 59,744 h std. net⁻¹ of 30.5 m upper rope length. In total, 63 turtles were captured: 20 *Eretmochelys imbricata*, 20 *Chelonia mydas*, 15 *Caretta caretta*, and 8 *Dermochelys coriacea*. All these species showed a wide distribution along the central Caribbean Sea and Atlantic coasts of Venezuela, but they were always caught in areas close to shore and not deeper than 82 m; the distribution of *D. coriacea* was more concentrated towards the Atlantic zone. The estimated CPUE for all four species, using non-standardized effort values, was 0.0011 ± 0.0003 turtles h⁻¹ std. net, equivalent to one turtle per 930 ± 11 h std. net. The variation in captures throughout the year was not significant ($\chi^2 = 1.29$; $P = 0.73$), except for *D. coriacea*, which was only caught between January and May. No significant difference was observed between the capture of turtles during the day or night. Direct mortality ratio reached $19 \pm 9.7\%$; the actual ratio of mortality caused by incidental capture is not known. Most individuals caught by Venezuelan trawlers were juveniles that most probably use the area as feeding grounds. Considering an average effort by the fleet of $310,000 \pm 16,500$ h std. net yr⁻¹, an estimate of turtle capture before the use of turtle excluder devices was made mandatory in 1994 would be about 330 ± 4 ind yr⁻¹, with an associated direct mortality of 63 ± 30 turtles. This capture rate would be the lowest among the countries where similar evaluations have been performed (Australia, Colombia, Costa Rica, and USA).

Key words: size structure, CPUE, distribution, Caribbean Sea.

RESUMEN. La captura incidental de tortugas marinas por parte de la flota industrial de arrastre camaronesa en el noreste de Venezuela se documenta, basada en datos recogidos por observadores a bordo desde febrero de 1991 hasta noviembre de 2000. Se realizaron 275 viajes, que totalizaron 55,992 h de arrastre, ya fuera con una o dos redes de 20 m de relinga superior, lo cual equivale a 59,744 h red estd.⁻¹ de 30.5 m de longitud de relinga superior. En total se capturaron 63 tortugas: 20 *Eretmochelys imbricata*, 20 *Chelonia mydas*, 15 *Caretta caretta* y 8 *Dermochelys coriacea*. Todas las especies mostraron una distribución amplia entre la costa central del Mar Caribe y la costa Atlántica de Venezuela, pero siempre fueron capturadas en áreas cercanas a la costa y no más profundas de 82 m; *D. coriacea* tuvo una distribución más concentrada hacia la región Atlántica del país. La CPUE estimada para las cuatro especies, utilizando valores no estandarizados de esfuerzo, fue 0.0011 ± 0.0003 tortugas h⁻¹ red estd., lo que sería equivalente a una tortuga por cada 930 ± 11 h de arrastre con red estándar. La variación en las capturas a lo largo del año no fue significativa ($\chi^2 = 1.29$; $P = 0.73$), excepto para *D. coriacea*, la cual solamente fue capturada entre enero y mayo. No se observó diferencia significativa en la captura de tortugas de día o de noche. La razón de mortalidad directa alcanzó $19 \pm 9.7\%$, desconociéndose la razón real de mortalidad causada por las capturas incidentales. La mayoría de los ejemplares capturados por arrastreros venezolanos fueron juveniles que probablemente usan el área como sitio de alimentación. Considerando un esfuerzo total promedio por la flota de $310,000 \pm 16,500$ h red estd. año⁻¹, un estimado de la captura general de tortugas, antes de que el uso del dispositivo excluidor de tortugas de las redes se hiciera obligatorio en 1994, sería 330 ± 4 individuos por año, con una mortalidad directa asociada de 63 ± 30 tortugas. Esta tasa de captura sería la más baja entre los países donde se han efectuado evaluaciones similares (Australia, Colombia, Costa Rica y EUA).

Palabras clave: estructura de tallas, CPUE, distribución, Mar Caribe.

INTRODUCTION

Five species of sea turtles are reported to inhabit Venezuelan waters: loggerhead, *Caretta caretta* (Linnaeus 1758); green, *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758); hawksbill, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766); olive ridley, *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz 1829); and leatherback, *Dermochelys coriacea* (Vandelli 1761) (Pritchard and

INTRODUCCIÓN

Se reporta que las aguas de Venezuela albergan a cinco especies de tortugas marinas: cabezona, *Caretta caretta* (Linnaeus 1758); verde, *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758); Carey, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766); caguama, *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz 1829); y cardón o baula, *Dermochelys coriacea* (Vandelli 1761) (Pritchard y Trebbau

Trebbau 1984, Guada and Vernet 1992, Quijada 2004). All five species are considered to be endangered according to the International Union for Conservation of Nature (IUCN) red list and Appendix I of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES), which prohibits international commerce of materials derived from these species. The Venezuelan Government has adopted specific regulations to prohibit the domestic commerce of sea turtles, their parts, and products (*Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, 1996a, b). It has also promoted the protection of nests and nesting beaches (Guada and Sole 2000, Quijada and Valladares 2004), and granted sea turtles special protection by, for example, subscribing to the Inter-american Convention for the Protection and Conservation of Marine Turtles (*Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, 1998).

Incidental capture in fishing gear has been considered among the main sources of injury and mortality of sea turtles (NRC 1990; FAO 2004a, b; Brazner and McMillan 2008; Shillinger *et al.* 2008; Tomás *et al.* 2008). Although no commercial fisheries directly take sea turtles in Venezuela, these animals are directly captured for self consumption by indigenous communities in the northwestern Gulf of Venezuela (Montiel-Villalobos *et al.* 2007), and are incidentally captured by artisanal fishermen using drift nets (Medina *et al.* 1987), the industrial shrimp trawling fleet (Marcano and Alió 2000), and tuna longliners (Alió *et al.* 2007). Efforts to protect marine turtles include within-country restrictions on the commercialization of the animals and their parts and products, protection of nests and nesting sites, incubation of eggs and controlled release of juvenile turtles (Guada and Sole 2000), and the use of shrimp trawl gear equipped with turtle excluder devices, also known as TEDs (*Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, 1993). A fundamental problem in assessing the status of sea turtle populations is the difficulty in estimating population size and structure (Gerrodette and Taylor 2000). Turtles are usually observed near the shore in coastal waters during their seasonal reproductive period, but these animals are mainly mature individuals. Hence, animals caught incidentally in fishing gear, particularly shrimp trawls or longlines, can provide useful information for estimating the abundance and population structure in non-reproductive areas.

The industrial trawling fleet in Venezuela targeting shrimp and other sea bottom resources operated from the early 1950s to March 2009. The fishing grounds were located on the western and eastern marine shelves, the latter extending to the Orinoco River Delta. This fleet comprised a maximum of 449 vessels in 1991, 15–33 m in length, all of which used Florida rigs for shrimp trawls: one net beamed out on either side (Marcano 1990, Altuve *et al.* 1999). During the study period, the number of vessels in the eastern fleet varied from 232 in 1991 to 187 in 1996–2000. Landings from this fleet reached about 11,200 t in 2000 and included

1984, Guada y Vernet 1992, Quijada 2004). Todas estas especies son consideradas amenazadas de acuerdo a la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN por sus siglas en inglés) y al Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), que prohíbe el comercio internacional de materiales provenientes de estas especies. El gobierno de Venezuela también ha adoptado regulaciones específicas para prohibir el comercio doméstico de tortugas marinas, sus partes o productos derivados (*Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, 1996a, b). También ha promovido la protección de nidos y playas de anidación (Guada y Sole 2000, Quijada y Valladares 2004), y proporcionó protección especial como, por ejemplo, suscribiéndose a la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (*Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, 1998).

Se ha considerado que la captura incidental en artes de pesca está entre las principales fuentes de daños y mortalidad de tortugas marinas (NRC 1990; FAO 2004a, b; Brazner and McMillan 2008; Shillinger *et al.* 2008; Tomás *et al.* 2008). Aunque en Venezuela no existen pesquerías comerciales directamente orientadas hacia las tortugas marinas, estos animales son capturados para consumo propio por comunidades indígenas localizadas en el noroeste del Golfo de Venezuela (Montiel-Villalobos *et al.* 2007); y son incidentalmente capturadas por pescadores artesanales que usan redes a la deriva (Medina *et al.* 1987), por la flota industrial camaronesa de arrastre (Marcano y Alió 2000) y por las embarcaciones atuneras de palangre (Alió *et al.* 2007). Los esfuerzos para proteger a las tortugas marinas incluyen limitaciones al comercio interno de estos animales o partes derivadas de ellos, la protección de los nidos y sitios de anidamiento, la incubación de huevos y liberación controlada de juveniles (Guada y Sole 2000), y el empleo de dispositivos excluidores de tortugas (TEDs) en redes de arrastre (*Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, 1993). Un problema fundamental en la evaluación del estado de las poblaciones de tortugas marinas es la dificultad para estimar el tamaño de las poblaciones y su estructura (Gerrodette y Taylor 2000). Las tortugas marinas se observan usualmente cerca de la costa durante los periodos reproductivos, pero los animales así detectados son principalmente individuos sexualmente maduros. Las tortugas atrapadas incidentalmente en las artes de pesca, particularmente en las redes de arrastre o en palangres, pueden proveer una información valiosa para estimar la estructura de la talla poblacional en áreas no reproductivas.

La flota industrial de arrastre en Venezuela, orientada al camarón y otros recursos del fondo marino, operó desde comienzos de los años 1950 hasta marzo 2009. Las áreas de operación se localizaron en las plataformas marinas del occidente y oriente, extendiéndose esta última hacia el delta del río Orinoco. Dicha flota estuvo compuesta por un máximo de 449 embarcaciones en 1991, con esloras de 15–33 m, todas las cuales utilizaron el sistema de pesca tipo Florida: con una

41 species, of which fishes represented 78% in weight, shrimp 11%, mollusks 10.8%, and crabs 0.2 % (INAPESCA-Venezuela 2001). It has been estimated that between 35% and 45% of the total catch was landed, depending on the region of operation. The rest was mainly composed of dead or maimed fish with little or no commercial value and was discarded at sea (Marcano *et al.* 1989, Marcano 1990).

In 1991, the United States of America began enforcing an embargo on all shrimp imports from countries that did not use shrimp trawl nets equipped with TEDs. At that time, the capture of sea turtles in Venezuela, from both the industrial and artisanal fleets, was only known through casual observations, such as the return of tags applied to females nesting in other countries, surveys of fishermen (Medina *et al.* 1987), and anecdotal information. Hence, a study was initiated to estimate the actual sea turtle catch rate by the shrimp trawl fleet in Venezuelan waters, and to determine geographical or seasonal variations of this parameter. This report presents the results from eastern Venezuela.

MATERIAL AND METHODS

The study included the three traditional fishing grounds for shrimp and seafloor resources in eastern Venezuela: the Píritu-Unare shelf, coastal waters from northern Margarita Island to northern Sucre State, and the southwestern Gulf of Paria to the Orinoco River Delta (fig. 1).

Between February 1991 and November 2000, single observers were placed on board 46 commercial trawling vessels, within a fleet of 200 vessels on average. All vessels had a Florida-type rig of shrimp trawls (as described by Epperly *et al.* 2002), which included one semi-balloon net with a 20-m headrope on each side of the vessel. Trawl times ranged from 3 to 5 h, averaging 3.5 h; trips ranged from 14 days near the Píritu-Unare shelf and Margarita island, to 20 days in the coastal waters near the Orinoco River Delta, averaging 17 days. Observers recorded, among other tasks, the capture of sea turtles during 155 trips from 1991 to 1993, equivalent to 35,118 h of trawling, or an estimated 2.6% of the total fleet effort in eastern Venezuela for those three years. Since the use of TEDs was made mandatory in January 1994 (*Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, 1993) there were 120 additional trips from 1994 to 2000, in which one of the two nets on the vessel was equipped with a Super Shooter TED (Mitchell *et al.* 1995). This type of TED was the most commonly used by the Venezuelan fleet, and is oval in shape, 167 × 114 cm, and built with 1.27-cm diameter aluminum rod. The other net had no bycatch exclusion device incorporated. During the second period, observer data covered a total of 20,874 h of trawling, an estimated 0.6% of the total fleet effort in eastern Venezuela during these seven years. Effort was standardized to a single 30.5-m headrope trawl net in order to compare catch rates with other studies (Henwood and Stuntz 1987, Goodman 1988, Poiner *et al.*

red en cada costado del barco (Marcano 1990, Altuve *et al.* 1999). Durante el periodo de estudio, el número de embarcaciones en la flota oriental varió de 232 en 1991 a 187 en 1996–2000. Los desembarques de esta flota alcanzaron 11,200 t en 2000 e incluyeron un conglomerado de 41 especies, entre las cuales los peces representaron 78% en peso, el camarón 11%, los moluscos 10.8% y los cangrejos 0.2% (INAPESCA-Venezuela 2001). Se estimó que solo se desembarcó entre 35% y 45% del total de la captura, dependiendo de la región de operación; el resto estuvo compuesto principalmente por peces moribundos o muertos con poco o ningún valor comercial y fue descartado en el mar (Marcano *et al.* 1989, Marcano 1990).

En 1991, los Estados Unidos de Norteamérica comenzó a aplicar un embargo sobre las importaciones de camarón provenientes de países tropicales que no utilizaran redes de arrastre camaroneras equipadas con TEDs. En ese momento, la captura de tortugas marinas en Venezuela, tanto por parte de la flota artesanal como de la industrial, era solamente conocida por observaciones casuales, tales como la devolución de marcas aplicadas a las tortugas que anidaban en otros países, a través de encuestas a pescadores (Medina *et al.* 1987) y de manera anecdótica. Por ello, se efectuó un estudio para estimar la tasa real de captura de tortugas por la flota de arrastre en aguas venezolanas y se determinaron las variaciones estacionales y geográficas de este parámetro. Este reporte presenta los resultados de la región oriental de Venezuela.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio incluyó las tres áreas tradicionales de pesca de camarón y recursos del fondo marino en el oriente de Venezuela: la plataforma Píritu-Unare, la costa desde el norte de la Isla de Margarita al norte del estado Sucre, y el suroeste del Golfo de Paria hasta el delta del río Orinoco (fig. 1).

Entre febrero 1991 y noviembre 2000 se colocaron observadores individuales a bordo de 46 embarcaciones comerciales de arrastre, entre una flota de 200 embarcaciones en promedio. Las embarcaciones tenían una disposición de las redes de pesca según el tipo Florida (tal como describen Epperly *et al.* 2002), la cual incluye una red semi-balón con una relinga superior de 20 m a cada lado de la embarcación. La duración de los arrastres fue de 3 a 5 h, con una duración promedio de 3.5 h; las campañas de pesca tuvieron una duración de 14 días cerca de la plataforma Unare-Píritu y la Isla de Margarita, a 20 días frente al delta del Río Orinoco, promediando unos 17 días. Los observadores registraron, entre otras tareas, la captura de tortugas marinas en 155 viajes de 1991 a 1993, equivalente a 35,118 h de arrastre, o a un estimado de 2.6% del esfuerzo de pesca total en el oriente de Venezuela en esos tres años. Desde que el uso del TED se hizo obligatorio en enero 1994 (*Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, 1993), se efectuaron 120 viajes

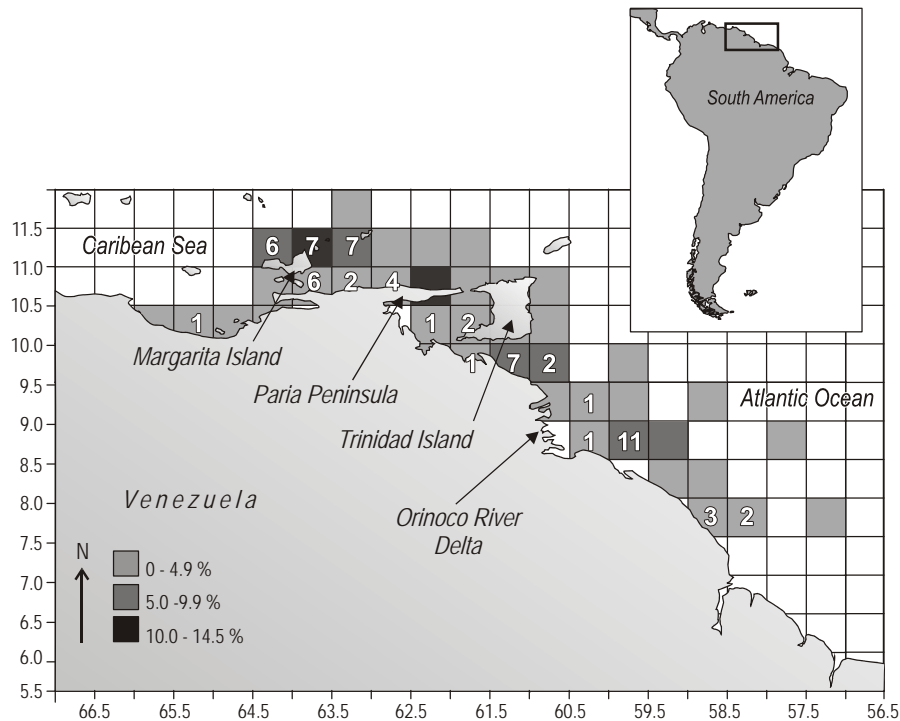


Figure 1. Location of the study area. Percent distribution of the effort exerted by the shrimp trawl fleet in the study area and number of sea turtles captured during 1991–2000, by fishing quadrant are shown.

Figura 1. Localización del área de estudio. Se muestran la distribución porcentual del esfuerzo ejercido por la flota camaronera industrial de arrastre en la zona de estudio y el número de tortugas marinas capturadas, por cuadrante de pesca durante 1991-2000.

1990, Robins 1995). The formula used to calculate fishing effort with the standard net (f) was:

$$f = nt(H/30.5 \text{ m})$$

where n is the number of nets without TED, t is the duration of the trawls (h), and H is the headrope length (m). Thus, the total sample time amounts to 55,992 h of trawling, which is equivalent to 59,744 h standard net (46,056 h of trawling with two nets of 20-m upper rope length during the first period + 13,688 h of trawling with one net during the second period).

The observer program was started in 1973 and conducted by the National Agricultural Research Institute (INIA acronym from spanish) stations in Cumaná and Punto Fijo; the latter is located in western Venezuela. It was based on specifically-trained fisheries technicians and aimed to cover at least 1% of the total yearly effort made by the trawling fleet in the country. Observers were assigned to vessels according to the opportunities offered by fishing companies to allow them on board. The observers did not intervene in the operation of the vessels. During each tow, the observers recorded the starting position of the vessel, time at the beginning of the tow, actual trawl duration (from the time the nets were deployed to the time the boards came out of the water),

adicionales de 1994 a 2000, en los cuales una de las dos redes en cada barco tenía instalado un TED rígido pasivo tipo Supershooter (Mitchell *et al.* 1995). Este tipo de TED fue el más usado en la flota de arrastre venezolana, y tiene forma ovalada, con dimensiones 167×114 cm, construido con barras de aluminio de diámetro 1.27 cm. La otra red carecía de algún dispositivo para excluir la captura incidental. Durante el segundo periodo, los datos de los observadores comprendieron un total de 20,874 h de arrastre, que equivale a un estimado de 0.6% del esfuerzo total de la flota en el oriente de Venezuela durante esos siete años. El esfuerzo fue estandarizado a esfuerzo realizado por una sola red con relinga superior de 30.5 m para comparar las tasas de captura con otros estudios (Henwood and Stuntz 1987, Goodman 1988, Poiner *et al.* 1990, Robins 1995). La fórmula utilizada para calcular el esfuerzo con la red estándar (f) fue:

$$f = nt (H/30.5 \text{ m})$$

donde n es el número de redes sin TED, t es la duración de las caladas (h) y H es la longitud de la relinga superior (m). De esta manera, la muestra total alcanzó a 55,992 h de arrastre, lo cual equivale a 59,744 h de red estandarizada (46,056 h de arrastre con dos redes de 20 m de relinga superior durante el primer periodo + 13,688 h de arrastre con una red durante el segundo periodo).

water depth at the beginning of the tow, and amount of total catch that was retained and discarded. The only reliable information on the geographical distribution of effort of the fleet was provided by observers on board. Data from the fishing log books filled by the captains of the vessels without observers are only reliable to the gross amount of effort per tow and landed catch. The geographical position of the tow was recorded in a series of fishing quadrants of 30×30 nautical miles (fig. 1). A set was considered a day-set if more than 50% of its duration took place during daylight hours. When marine turtles were found, the observer identified them to species following Fisher (1978), according to the characteristics of the carapace and number of paired plates. Observers had been previously trained to identify marine vertebrate and invertebrate fauna, and to recognize the sea turtle species found in Venezuelan waters. The weight of the turtle was grossly estimated on board and the curved carapace length (CCL), from the nuchal notch to the posterior-most extension of the supra-caudal (after Bolten 2000), was measured using a metric tape of 1-cm precision before returning the turtle to the sea. If a turtle arrived comatose, it was resuscitated according to the technique described by Pritchard *et al.* (1983). The approximate geographical positions where sea turtles were captured were estimated from the depth and fishing quadrant of the tows. The estimated latitudes and longitudes were then read from a nautical chart.

In order to test for seasonal differences in fishing effort or turtle capture rate, data were grouped into quarterly segments. The proportion of mature sea turtles in the sample was estimated from all turtles larger than a set cut-off CCL for each species, according to the minimum reported size of nesting sea turtles in the Caribbean Sea. In this respect, Moncada *et al.* (1999) reported a minimum size for *E. imbricata* of 59 cm straight carapace length (SCL, equivalent to 66 cm CCL) at spawning beaches in Cuba, while Márquez (1990) reported that size at first maturity for this species should be in the range of 68–80 cm SCL. Gremone and Gómez (1983) reported a minimum size of 90 cm CCL for *C. mydas* at spawning beaches on Aves Island, Venezuela, while Márquez (1990) reported that the minimum size registered in Guyana was 81.2 cm SCL (about 85 cm CCL). The latter author indicated that size at first maturity of *C. caretta* is reached at a range of 74–92 cm SCL (83–103 cm CCL) along the southeastern coast of the United States. Rondón-Medicci *et al.* (2010) reported a minimum size of 135 cm CCL for *D. coriacea* at spawning beaches on the Paria Peninsula, Venezuela, while Márquez (1990) reported a similar minimum size for spawning animals at beaches in French Guiana, Trinidad and Tobago, and Puerto Rico. Finally, Thome *et al.* (2007) reported a minimum CCL of 139 cm for nesting animals on the northern coast of the state of Espírito Santo, Brazil, around latitude 19°S.

El programa de observadores comenzó en 1973 y fue conducido por las estaciones del Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA) en Cumaná y Punto Fijo, esta última está ubicada al oeste de Venezuela. Se basó en técnicos pesqueros especialmente entrenados, con el propósito de cubrir al menos el 1% del esfuerzo hecho por la flota arrastrera del país. Los observadores fueron asignados a los barcos de acuerdo a las oportunidades que ofrecían las compañías pesqueras para aceptarlos a bordo. Los observadores no intervinieron en la operación de los barcos. Durante cada calada, los observadores registraban la posición del barco al comienzo, hora de inicio, tiempo de arrastre (desde el momento que la red era lanzada hasta el momento en que los portalones salían a la superficie del agua), profundidad al comienzo de la calada, y la cantidad de la captura total que era retenida a bordo o descartada. La única información confiable sobre la distribución geográfica del esfuerzo de la flota fue provista por los observadores a bordo. Los datos provenientes de los cuadernos de pesca proporcionados por los capitanes de los barcos en campañas sin observador, solamente son confiables en cuanto al esfuerzo efectuado por calada y la captura desembarcada. La posición geográfica de las caladas se registró en una serie de cuadrantes de pesca de 30×30 millas náuticas (fig. 1). Se consideró que una calada era diurna cuando más del 50% de la misma tenía lugar con luz del sol. Cuando se encontraron tortugas marinas, el observador las identificó hasta especie, según la clave de Fisher (1978), de acuerdo a las características del caparazón y al número de placas apareadas. Los observadores habían sido previamente entrenados en el reconocimiento de la fauna marina de vertebrados e invertebrados, y en el reconocimiento de las especies de tortugas marinas reportadas en aguas venezolanas. El peso de las tortugas fue estimado a bordo de manera burda y la longitud curva del caparazón (CCL), desde la endidura nuchal a la zona supracaudal en el margen posterior del caparazón (según Bolten 2000), fue medida usando una cinta métrica con 1 cm de precisión, antes de devolver la tortuga al mar. Si una tortuga llegó comatosa a bordo, fue reanimada de acuerdo a la técnica de Pritchard *et al.* (1983). La posición geográfica aproximada donde las tortugas marinas fueron capturadas se estimó con base en la profundidad y el cuadrante de pesca de las caladas. La latitud y longitud estimadas fueron luego leídas de una carta náutica.

Para verificar si existían diferencias estacionales en el esfuerzo de pesca o en la tasa de captura de tortugas marinas, los datos se agruparon en segmentos trimestrales. La proporción de tortugas marinas sexualmente maduras en la muestra se estimó con base en todas las tortugas mayores a una CCL determinada para cada especie, de acuerdo a la talla mínima reportada para tortugas que anidan en el Mar Caribe. En este sentido, Moncada *et al.* (1999) reportaron una talla mínima para *E. imbricata* de 59 cm longitud recta del caparazón (SCL; equivalente a 66 cm CCL) en playas de anidación en Cuba, mientras Márquez (1990) reportó que la talla de primera madurez para esta especie debía estar en el intervalo

The capture rate of all the sea turtle species combined, expressed as catch per unit of effort (CPUE, \hat{R}), was estimated according to Snedecor and Cochran (1967, p. 536) using the following procedure:

$$\hat{R} = \frac{\sum_{i=1}^n Ti}{\sum_{i=1}^n Ei}$$

and the 95% confidence interval (CI) = $\hat{R} + 1.96 s(R)$, where $s(R)$ is the standard error of the CPUE estimate and is calculated as follows:

$$s(R) = (1/\bar{E}) \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Ti - \hat{R}Ei)^2}{n(n-1)}}$$

where \hat{R} is the estimated average CPUE (sea turtles/h of 30.5-m net), \bar{E} is the average size of the effort unit in the sample (average duration of a tow = 3.5 h), Ti is the number of individual sea turtles captured in tow i , Ei is the effort (duration) of tow i , and n is the sample size (number of tows sampled).

The average capture rates (CPUE) by depth intervals were estimated as the total number of turtles captured in waters at a particular depth range divided by the total effort made by the fleet at that depth range. Standard errors were estimated based on the CPUE of each tow at each particular depth range. A similar procedure was used to estimate the average CPUE by year and the standard errors.

The ratio of direct mortality (M) and 95% CI were estimated as:

$$M = p \pm 1.96 \sqrt{pq/n}$$

where p is the estimated ratio of mortality (number of dead sea turtles/ n), $q = 1 - p$, and n is the total number of sea turtles captured.

A chi-square (χ^2) analysis was used to test for differences in the amount of effort and number of turtles captured during the day or night. This test was also used to verify the proportion of species of turtles that were brought on board alive or dead, and to test for differences in the quarterly distribution of the fishing effort or in the seasonality of captures of all species combined or by species for *E. imbricata*, *C. mydas*, and *C. caretta*. Student's t test was used to check for differences between the turtle CPUE before and after the use of TEDs was mandated for the shrimp trawl fleet. The Kruskal-Wallis test was used to check for significant differences in the size structure of the groups of turtles of *C. mydas*, *C. caretta*, or *E. imbricata* that were brought on board alive, dead or comatose, and to test for significant differences in CPUE by year or depth. These tests are described in Sokal and Rohlf (1995).

68–80 cm SCL. Gremone y Gómez (1983) reportaron una talla mínima de 90 cm CCL para *C. mydas* en playas de anidación de Isla de Aves, Venezuela, mientras que Márquez (1990) reportó que la talla mínima registrada en Guyana fue 81.2 cm SCL (cerca de 85 cm CCL). Este último autor indicó que la talla de primera madurez de *C. caretta* se alcanza a un intervalo de 74–92 cm SCL (83–103 cm CCL) en la costa sureste de los Estados Unidos de Norteamérica. Finalmente, Rondón-Medicci *et al.* (2010) reportaron una talla mínima de 135 cm CCL para *D. coriacea* en playas de anidación en la Península de Paria, Venezuela, mientras que Márquez (1990) reportó una talla mínima similar en animales que desovaban en playas de la Guayana Francesa, Trinidad-Tobago y Puerto Rico, y Thome *et al.* (2007) reportaron una talla mínima de 139 cm CCL para animales que anidaban en la costa norte del estado de Espirito Santo, cerca de la latitud 19°S.

La tasa de captura de todas las especies de tortugas marinas combinadas (\hat{R}), expresada como captura por unidad de esfuerzo CPUE, fue estimada de acuerdo a Snedecor y Cochran (1967, p. 536) usando el siguiente procedimiento:

$$\hat{R} = \frac{\sum_{i=1}^n Ti}{\sum_{i=1}^n Ei}$$

y el intervalo de confianza de 95% (CI) = $\hat{R} + 1.96 s(R)$, donde $s(R)$ es el error estándar de la CPUE estimada y es calculado como sigue:

$$s(R) = (1/\bar{E}) \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Ti - \hat{R}Ei)^2}{n(n-1)}}$$

donde \hat{R} es la CPUE promedio estimada (tortugas marinas/h de red de 30.5 m), \bar{E} es el tamaño promedio de la unidad de esfuerzo en la muestra (duración promedio de la calada = 3.5 h), Ti es el número de tortugas capturadas en la calada i , Ei es el esfuerzo (duración) de la calada i y n es el tamaño de la muestra (número de caladas evaluadas).

Las CPUE promedio por intervalos de profundidad fueron estimadas como el número total de tortugas capturadas en aguas con un intervalo de profundidad particular, dividido por el esfuerzo efectuado por la flota en dicho intervalo de profundidad. Los errores estándar fueron estimados con base en las CPUE de cada calada por intervalo de profundidad. Se utilizó un procedimiento similar para estimar las CPUE promedio por año y sus errores estándar.

La razón de mortalidad directa (M) y el intervalo de confianza al 95% (CI) fueron estimados como:

$$M = p \pm 1.96 \sqrt{pq/n}$$

donde p es la razón estimada de mortalidad (número de tortugas muertas/ n), $q = 1 - p$, y n es el número total de tortugas marinas capturadas.

RESULTS

The on-board observers recorded a total catch weight of 2695 t during the study period, of which fishes represented 32%, shrimp 4.6%, mollusks 8%, and discard of non-commercial bycatch 54.6%. A gross estimate of the sea turtle biomass suggested that it represented 0.18% of the total catch.

The trawling effort was distributed along most of the eastern Venezuelan coastline, but it was concentrated in four areas: northeastern Margarita Island; eastern Paria Peninsula; south of the Island of Trinidad (in the common fishing grounds for the trawling fleets from Trinidad and Tobago and Venezuela); and in the coastal waters near Boca Grande, which is the major mouth of the Orinoco River Delta (fig. 1). Most sea turtle captures occurred in these areas of concentrated fishing effort, except in the eastern Paria Peninsula, where no turtle captures were reported.

A total of 63 marine turtles were trapped, all in single captures per tow: 20 *E. imbricata*, 20 *C. mydas*, 15 *C. caretta*, and 8 *D. coriacea*. An additional *D. coriacea* was captured in advanced state of decomposition and it was discarded from the analyses. One *L. olivacea* was observed on a vessel arriving at Cumaná harbor from the Gulf of Paria during the first quarter of 1992, but it was not included in the analyses because it was not part of the sampling program. No turtles were captured in the TED-equipped net during the tows performed during 1994–2000.

Fishing effort was significantly higher during the night (30,472 h std. net) than during the day (29,272 h std. net; $\chi^2 = 24$, $P < 0.001$), but no significant differences were found in the number of turtles captured during the day (33 turtles) or night (27 turtles), for any sea turtle species or all species combined ($\chi^2 = 0.38$, $P > 0.05$; table 1).

Most turtles (82.5%) arrived on board alive and were released back into the sea (table 1). Eleven dead sea turtles were identified: 3 *E. imbricata*, 2 *C. caretta*, and 6 *C. mydas*. Direct mortality ratio (M) was estimated to be $17.5 \pm 9.5\%$. No significant difference was found in the proportion of species that arrived on board alive or dead ($\chi^2 = 3.0$, $P > 0.05$). Six of the released turtles (1 *E. imbricata*, 3 *C. caretta*, and 2 *C. mydas*) required resuscitation since they were brought on board in a comatose state. No significant difference was found in the size structure of the groups of *C. mydas*, *C. caretta* or *E. imbricata* that were taken alive, dead or comatose (Kruskal-Wallis, $H = 0.44$; 0.78; and 2.24 for these species, respectively, $P > 0.05$). If the comatose and dead individuals are grouped together, the direct mortality ratio would be $27.0 \pm 11.0\%$. Trawl duration in the tows where turtles were captured varied little, around 3 h, so no significant correlation was found between tow time and the occurrence of turtle mortality.

Turtles were captured in trawls at most depths where the vessels operated (12–82 m; table 2). Although a small

Se usó una prueba chi cuadrada (χ^2) para verificar la significancia de las diferencias en el esfuerzo y número de tortugas capturadas de día o de noche. De manera similar, esta prueba se usó para verificar si la especie de tortugas estaba relacionada con el hecho de haber llegado viva o muerta a bordo, y para analizar las diferencias en la distribución trimestral del esfuerzo de pesca o en la captura estacional de las tortugas, todas las especies combinadas o por especie para *E. imbricata*, *C. mydas* y *C. caretta*. La prueba t de Student se utilizó para verificar la significancia de las diferencias entre la CPUE antes y después de que el uso del TED se hiciera obligatorio en la flota arrastrera de camarones en Venezuela. La prueba de Kruskal-Wallis fue utilizada para verificar la significancia de las diferencias en la estructura de tallas de los grupos de tortugas de *C. mydas*, *C. caretta* o *E. imbricata* que llegaron a bordo vivas, muertas o comatosas, y para comprobar la significancia de las diferencias en CPUE por año o profundidad. Estas pruebas están descritas en Sokal y Rohlf (1995).

RESULTADOS

Los observadores a bordo registraron durante el estudio una captura total de 2695 t, de la cual los peces representaron 32%, camarones 4.6%, moluscos 8% y los descartes de fauna capturada incidentalmente sin interés comercial 54.6%. Una estimación burda de la biomasa de tortugas marinas sugiere que ésta representó 0.18% de la captura total.

El esfuerzo de la flota de arrastre se distribuyó por la mayor parte de las costas orientales de Venezuela, pero se concentró en cuatro áreas: el nordeste de la Isla de Margarita, al este de la península de Paria, el sur de la Isla de Trinidad (en el área común de pesca de las flotas arrastreras de Trinidad-Tobago y Venezuela), y frente a Boca Grande, la cual es la mayor de las bocas del delta del Río Orinoco (fig. 1). La mayoría de las capturas de tortugas marinas tuvieron lugar en estas áreas de concentración del esfuerzo de pesca, con la excepción del este de la península de Paria donde no se reportaron capturas de tortugas.

Se atrapó un total de 63 tortugas marinas, todas en capturas individuales por calada: 20 *E. imbricata*, 20 *C. mydas*, 15 *C. caretta* y 8 *D. coriacea*. Una *D. coriacea* adicional fue capturada ya en estado avanzado de descomposición y se descartó de los análisis. Una tortuga caguama, *L. olivacea*, fue observada a bordo de una embarcación que llegaba al muelle de Cumaná proveniente del Golfo de Paria durante el primer trimestre de 1992, pero no fue incluida en los análisis por no formar parte del programa de muestreo. No se registraron tortugas capturadas en la red con TED durante los muestreos efectuados en 1994–2000.

El esfuerzo de pesca fue significativamente más elevado durante la noche (30,472 h red estd.) en comparación con el día (29,272 h red estd.; prueba $\chi^2 = 24$, $P < 0.001$), pero no se encontraron diferencias significativas en el número de tortugas capturadas durante el día (33 tortugas) o la noche

percentage (1.6%) of the fishing effort of the shrimp trawl fleet was exerted at depths between 83 and 100 m, no turtles were captured in waters deeper than 82 m. The estimated turtle capture rate (CPUE) did not vary significantly with depth ($H = 3.1$, $P = 0.67$), suggesting that sea turtles were evenly distributed within the range of depths where the study was performed.

All species of turtles showed a wide geographic distribution in eastern Venezuela, from the southeastern Caribbean Sea to the Atlantic coast of Venezuela (fig. 2). The presence of *E. imbricata* (fig. 2a), *C. caretta* (fig. 2b), and *C. mydas* (fig. 2c) in the captures was widespread in eastern Venezuela and overlap, while *D. coriacea* showed a more restricted distribution towards the Atlantic zone (fig. 2d).

The evaluated fishing effort was higher during the first quarter of the year ($\chi^2 = 403.6$, $P < 0.001$; table 3), but no significant difference was found in the quarterly distribution of captures of all species combined or by species for *E. imbricata*, *C. mydas*, and *C. caretta* ($\chi^2 = 1.29$, $P > 0.05$; table 3); *D. coriacea* was only captured during the first five months of the year. This suggests that sea turtle density seems to be evenly distributed throughout the year in the study area.

The observed mean CCL (\pm SD, table 4) for each species was: *E. imbricata*, 59 ± 19 cm ($n = 20$, range 28–90 cm); *C. mydas*, 68 ± 22 cm (20, 28–127 cm); *C. caretta*, 68 ± 16 cm (15, 47–120 cm); and *D. coriacea*, 146 ± 26 cm (5, 100–164 cm). The percentage of individuals with size at or beyond sexual maturity in the sample was estimated to be 85% for *D. coriacea*, but was 6% to 15% for the other three species.

The capture rates of sea turtles (all species combined) were estimated for vessels whose nets were not equipped with TEDs, during the periods before and after the use of this device was made mandatory (1991–1993 and 1994–2000, respectively). No significant difference was observed between the CPUE in both periods: $\hat{R}_{91-93} = 0.0010$ and $\hat{R}_{94-00} = 0.0022$ turtles h^{-1} std. net 30.5 m, respectively

(27 tortugas), para alguna especie de tortuga o todas las especies combinadas ($\chi^2 = 0.38$, $P > 0.05$; tabla 1).

La mayoría de las tortugas (82.5%) llegaron vivas a bordo y fueron devueltas nuevamente al mar (tabla 1). Las 11 tortugas que murieron fueron identificadas como: 3 *E. imbricata*, 2 *C. caretta* y 6 *C. mydas*. La razón de mortalidad directa (M) se estimó en $17.5 \pm 9.5\%$. No se encontró diferencia significativa en la proporción de especies entre las tortugas que llegaron vivas o muertas a bordo ($\chi^2 = 3.0$, $P > 0.05$). Seis de las tortugas liberadas (1 *E. imbricata*, 3 *C. caretta* y 2 *C. mydas*) requirieron reanimación, porque llegaron en estado comatoso a bordo. No se registraron diferencias significativas en la estructura de tallas de los grupos de *C. mydas*, *C. caretta* o *E. imbricata* que llegaron vivas, muertas o comatosas a bordo (prueba de Kruskal-Wallis, $H = 0.44$, 0.78, y 2.24 para esas especies, respectivamente; $P > 0.05$). Si se incluyen los individuos que llegaron en estado comatoso a bordo, dentro del grupo de tortugas muertas, la razón de mortalidad directa sería $27.0 \pm 11.0\%$. La duración de los arrastres en las caladas donde se capturaron tortugas varió poco alrededor de 3 h, por tanto, no se encontró una correlación significativa entre la duración de los arrastres y la presencia de mortalidad en las tortugas.

Las tortugas fueron capturadas en la mayoría de las profundidades donde las embarcaciones operaron (12–82 m; tabla 2). Aunque un pequeño porcentaje del esfuerzo de pesca (1.6%) de la flota arrastrera de camarón se efectuó a profundidades de 83–100 m, no se capturaron tortugas en aguas con profundidad mayor a 82 m. La tasa de captura de tortugas estimada (CPUE) no varió significativamente con la profundidad ($H = 3.1$, $P = 0.67$), lo cual sugiere que las tortugas estaban uniformemente distribuidas en el intervalo de profundidades donde se efectuó el estudio.

Todas las especies de tortugas mostraron una amplia distribución geográfica en el oriente de Venezuela, desde la costa sudeste del Mar Caribe hasta la costa Atlántica de Venezuela (fig. 2). La presencia de *E. imbricata* (fig. 2a), *C. caretta* (fig. 2b) y *C. mydas* (fig. 2c) en las capturas fue

Table 1. Number of sea turtles captured by trawl vessels during the day or night off eastern Venezuela, between 1991 and 2000. The number of turtles brought on board alive is indicated in parentheses. ND is the number of turtles with no capture hour recorded

Tabla 1. Número de tortugas marinas capturadas por embarcaciones de arrastre durante el día o la noche en el oriente de Venezuela, entre 1991 y 2000. El número entre paréntesis indica las tortugas que llegaron vivas a bordo. ND es el número de tortugas sin registro de hora de captura.

	Day	Night	ND	Total
Effort (h std. net 30.5 m)	29,272	30,472		59,744
<i>Eretmochelys imbricata</i>	9 (7)	10 (9)	1 (1)	20 (17)
<i>Chelonia mydas</i>	11 (8)	8 (5)	1 (1)	20 (14)
<i>Caretta caretta</i>	9 (8)	6 (5)		15 (13)
<i>Dermochelys coriacea</i>	4 (4)*	3 (3)	1 (1)	8 (8)
Total	33 (27)	27 (22)	3 (3)	63 (52)

* One additional *D. coriacea* was decomposed when brought on board.

Table 2. Distribution of sea turtle captures, fishing effort, and rate of capture (CPUE) by depth, off eastern Venezuela. Period 1991–2000.
Tabla 2. Distribución de las capturas de tortugas marinas, esfuerzo de pesca y tasa de captura (CPUE) por profundidad, en el oriente de Venezuela. Periodo 1991–2000.

Depth (m)	<i>Eretmochelys imbricata</i> *	<i>Chelonia mydas</i>	<i>Caretta caretta</i>	<i>Dermochelys coriacea</i> *	All species	% of total turtle catch	Fishing effort (h std. net 30.5 m)	% of total effort	Average CPUE \pm SE (n/1000 h std. net 30.5 m)
9–19	1	1	2		4	6.5	3,785	6.3	1.06 \pm 0.5
20–28	2	4	1	4	12	19.4	11,932	20.0	1.01 \pm 0.3
29–37	5	7	6	2	20	32.3	22,933	38.4	0.87 \pm 0.2
38–46	5	2	3		10	16.1	11,381	19.0	0.88 \pm 0.3
47–65	2	4	1	1	8	12.9	5,952	9.9	1.34 \pm 0.4
66–82	4	2	2		8	12.8	2,820	4.8	2.84 \pm 0.6
83–100							940	1.6	
Total	19	20	15	7	61		59,744		

* The depth of the capture zone was not recorded for one turtle of each species.

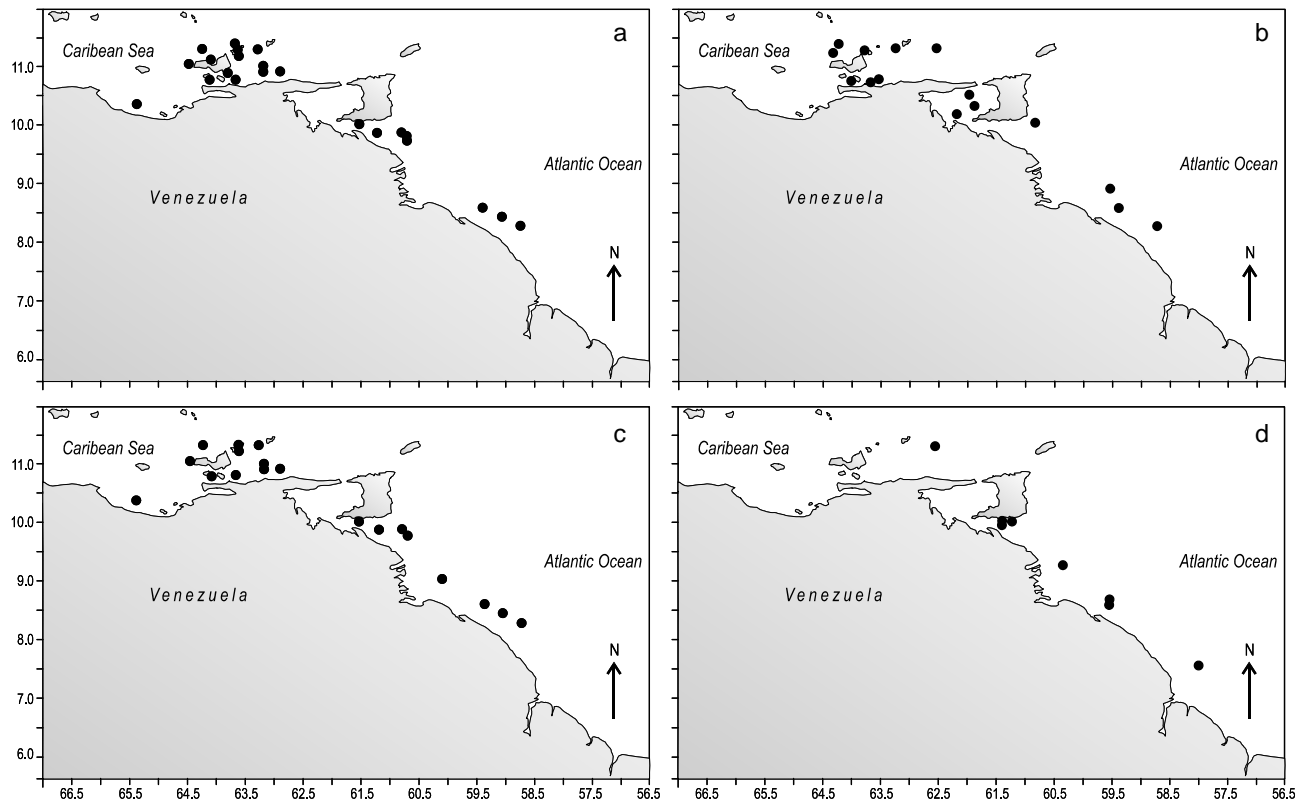


Figure 2. Geographical distribution of sea turtles captured by industrial trawling vessels off eastern Venezuela: (a) hawksbill, *Eretmochelys imbricata*; (b) loggerhead, *Caretta caretta*; (c) green, *Chelonia mydas*; and (d) leatherback, *Dermochelys coriacea*.

Figura 2. Distribución geográfica de las tortugas marinas capturadas por la flota camaronera industrial de arrastre en el oriente de Venezuela: (a) Carey, *Eretmochelys imbricata*; (b) cabezona, *Caretta caretta*; (c) verde, *Chelonia mydas* y (d) cardón o baula, *Dermochelys coriacea*.

(Student's t test = 1.05; $P > 0.05$; table 5). Hence, a common turtle CPUE for the entire study period and the 95% CI were then estimated as $\hat{R} = 0.00106 \pm 0.00026$ turtles h^{-1} std. net 30.5 m, which would be equivalent to a capture of one turtle every 950 h (760–1260 h) of trawling with a standard net of 30.5 m.

The average total effort exerted on a yearly basis by the trawl fleet in eastern Venezuela was estimated to be $311,000 \pm 52,000$ h of trawling with a standard net of 30.5 m (table 5). This is approximately equivalent to the effort estimated as the average number of operating vessels per year during the study period (123 vessels) times the average number of hours of operation within a year (2530 h). Thus, the estimated sea turtle catch in eastern Venezuela before the use of TEDs was mandated in 1994 would have been (rounding off) 330 (250–410) animals per year, with an associated direct mortality of at least 60 (30–90) animals.

DISCUSSION

Sea turtles are widely distributed in Venezuelan coastal waters. The five species reported for Venezuela (Pritchard y Trebbau 1984) are found off the Caribbean and Atlantic coasts of the country. Overlapping of *C. mydas*, *E. imbricata*, *C. caretta*, and *D. coriacea* distributions is wide, whereas *L. olivacea* seems to be mainly found on the Atlantic side. All five forage and migrate in the region, while *C. mydas*, *E. imbricata*, and *D. coriacea* also spawn in the Caribbean Sea and Atlantic Ocean; *C. caretta* only spawns in the former area (Pritchard y Trebbau 1984). The field data from this report show that the density of sea turtles, as measured by the CPUE, presented little variation during the year or within a depth range of 10–100 m in the coastal area where the industrial trawling fleet operated. The composition of species in Venezuelan coastal waters was found to be 31% *E. imbricata* and *C. mydas*, which are equally represented, 23% *C. caretta*, and 14% *D. coriacea*. This representation contrasts with the composition found offshore in the central Caribbean Sea and west central Atlantic Ocean, where the longline tuna fleet operates. In the latter area, the representation of *D. coriacea*

amplia en el oriente de Venezuela y se superpuso, pero la de la tortuga cardón, *D. coriacea*, mostró ser una distribución más restringida hacia la zona Atlántica (fig. 2d).

El esfuerzo de pesca evaluado fue mayor durante el primer trimestre del año ($\chi^2 = 403.6$, $P < 0.001$; tabla 3), pero no se encontraron diferencias significativas en la distribución trimestral de las capturas de todas las especies combinadas o por especie para *E. imbricata*, *C. mydas* y *C. caretta* ($\chi^2 = 1.29$, $P > 0.05$). *Dermochelys coriacea* fue capturada solamente durante los primeros cinco meses del año. Esto sugiere que la densidad de las tortugas marinas parece estar distribuida de manera uniforme a lo largo del año en el área de estudio.

La CCL promedio observada (\pm DE) para cada especie de tortuga fue: *E. Imbricata*, 59 ± 19 cm ($n = 20$, intervalo 28–90 cm); *C. mydas*, 68 ± 22 cm (20, 28–127 cm); *C. caretta*, 68 ± 16 cm (15, 47–120 cm) y *D. coriacea*, 146 ± 26 cm (5, 100–164 cm) (tabla 4). El porcentaje de individuos con tamaño igual o superior a la talla de madurez sexual en la muestra se estimó que alcanzó 85% para *D. coriacea*, pero fue de 6% a 15% para las otras tres especies.

Las tasas de captura de tortugas marinas (todas las especies combinadas), fueron estimadas para embarcaciones sin TED en las redes, durante los periodos antes y después que el uso de este dispositivo fuera obligatorio (1991–1993 y 1994–2000, respectivamente). No se encontraron diferencias significativas entre las CPUE en ambos periodos $\hat{R}_{91-93} = 0.0010$ y $\hat{R}_{94-00} = 0.0022$ tortugas h^{-1} red estd. 30.5 m, respectivamente; prueba t Student = 1.05; $P > 0.05$) (tabla 5). En consecuencia, se estimaron la CPUE de tortugas común para todo el periodo de estudio y el I.C. 95% como $\hat{R} = 0.00106 \pm 0.00026$ tortugas h^{-1} red estd. 30.5 m, la cual sería equivalente a la captura de una tortuga cada 950 (760–1260) de arrastre con una red estd. de 30.5 m.

El esfuerzo de pesca total promedio, ejecutado anualmente por la flota arrastrera oriental de Venezuela, se estimó en $311,000 \pm 520$ h de arrastre con una red estándar de 30.5 m (tabla 5). Esto es aproximadamente equivalente al esfuerzo calculado como el número promedio de embarcaciones por año durante el periodo de estudio (123 barcos)

Table 3. Quarterly distribution of the capture of sea turtles and fishing effort of the shrimp trawl fleet operating off eastern Venezuela. Period 1991–2000.

Tabla 3. Distribución trimestral de la captura de tortugas marinas y del esfuerzo pesquero de la flota camaronera de arrastre que operó en el oriente de Venezuela. Periodo 1991–2000.

Quarter	<i>Eretmochelys imbricata</i>	<i>Chelonia mydas</i>	<i>Caretta caretta</i>	<i>Dermochelys coriacea</i>	All species	Fishing effort (h std. net 30.5 m)
I	6	6	6	4	22	17,049
II	6	3	1	4	14	14,324
III	4	6	3		13	14,005
IV	4	5	5		14	14,368
Total	20	20	15	8	62	59,744

Table 4. Size structure (curved carapace length, CCL) of sea turtles captured by the shrimp trawl fleet off eastern Venezuela, during 1991–2000. The asterisk indicates the estimated minimum sexual maturity size of each species.**Tabla 4.** Estructura de tallas (longitud curva del caparazón, CCL) de tortugas marinas capturadas por la flota camaronera de arrastre en el oriente de Venezuela durante 1991–2000. La talla mínima estimada para la madurez sexual de cada especie se indica con asterisco.

CCL (cm)	<i>Eretmochelys imbricata</i>	<i>Chelonia mydas</i>	<i>Caretta caretta</i>	<i>Dermochelys coriacea</i>
21–30	2	1		
31–40	2	2		
41–50	3	1	1	
51–60	3	2	3	
61–70	5*	6	8	
71–80	2	4	2	
81–90	3	1*		
91–100		2	0*	1
101–110				
111–120			1	
121–130		1		
131–140				0*
141–150				2
151–160				
161–170				2
Mean CCL \pm SD (cm)	59 \pm 19	68 \pm 22	68 \pm 16	146 \pm 26
Total juveniles	10	16	14	1
Total adults	10	4	1	4
Total sampled	20	20	15	5
% adults	50	20	6.7	80

risers to 74%, while that of *C. caretta*, *C. mydas*, and *E. imbricata* decreases to 11%, 10%, and 5%, respectively (Alió *et al.* 2007).

All captures of sea turtles by the industrial trawling fleet in eastern Venezuela occurred during operations at depths less than 82 m (table 2). Robins (1995) indicated that most trawling vessels operating in Queensland waters, Australia, use areas less than 10 m deep, and that highest turtle captures occur in waters less than 30 m deep. Likewise, Poiner and Harris (1996) and Henwood *et al.* (1992) reported that the fleets of trawlers in the gulfs of Carpentaria and Mexico, respectively, operate at depths of less than 20 m. Epperly *et al.* (2002) reported that most of the trawling effort in the Gulf of Mexico was in the offshore stratum (18–82 m) during nine months of the year (and even between the coastal and offshore strata in the winter months), whereas in the southern North Atlantic most effort was in the nearshore stratum. Gopi *et al.* (2006) indicated that most *L. olivacea* captures in Orissa, western India, occurred within 5 km of the shoreline and at a depth of less than 10 fathoms (18.3 m), while Pandav *et al.* (2006) reported that the concentration of turtles in this depth range is particularly intense during the breeding season, when *arribadas* take place. These results show that

multiplicado por el número promedio de horas de operación en cada año (2530 h). Así, la captura estimada de tortugas en el oriente de Venezuela antes de que el uso del TED fuera obligatorio en 1994, habría sido (redondeando) 330 (250–410) animales por año, con una mortalidad directa asociada de al menos 60 (30–90) animales.

DISCUSIÓN

Las tortugas marinas tienen una amplia distribución en la región costera venezolana. Las cinco especies reportadas en aguas venezolanas (Pritchard y Trebbau 1984) se encuentran en las costas al sur del Mar Caribe y en el lado del Océano Atlántico. La superposición de las distribuciones de *C. mydas*, *E. imbricata*, *C. caretta* y *D. coriacea* es amplia, mientras que la de *L. olivacea* parece estar restringida principalmente hacia el Océano Atlántico. Todas ellas forrajea y migran en la región; mientras que *C. mydas*, *E. imbricata* y *D. coriacea* también desovan en las costas del Mar Caribe y en el frente Atlántico, *C. caretta* sólo desova en la primera de estas áreas (Pritchard y Trebbau 1984). Los datos de campo de este estudio muestran que la densidad de tortugas marinas, medida con base en la CPUE, tiene escasa variación durante

Table 5. Total yearly estimated effort of the shrimp fleet operating off eastern Venezuela, observed effort with on-board observers, capture of sea turtles (*n*), and estimated yearly capture rate, during 1991–2000.**Tabla 5.** Esfuerzo anual estimado de la flota camaronera en el oriente de Venezuela, esfuerzo controlado con observadores a bordo, capturas de tortugas marinas (*n*) y tasas anuales estimadas de captura de tortugas, durante el periodo 1991–2000.

Year	Fleet effort (h std. net 30.5 m)	Observed effort (h std. net 30.5 m)	<i>n</i> sea turtles	CPUE \pm SE (<i>n</i> /1000 h std. net 30.5 m)
1991	387,401	12,013	17	1.42 \pm 0.30
1992	373,372	8,519	10	1.18 \pm 0.25
1993	341,103	25,606	11	0.43 \pm 0.20
1994	242,801	3,070	2	0.65 \pm 0.58
1995	238,790	1,340	10	7.47 \pm 0.88
1996	301,782	1,494	1	0.67 \pm 0.81
1997	300,237	1,492	3	2.01 \pm 0.84
1998	339,409	2,016	5	2.49 \pm 0.72
1999	322,913	1,909	2	1.05 \pm 0.74
2000	258,749	2,284	2	0.88 \pm 0.68
Total	3,106,557	59,744	63	1.10 \pm 0.13

nearshore areas are important for sea turtles, and there is evidence that shrimp trawlers catch more sea turtles in these regions (Gerosa and Casale 1999, Jamir 1999 in Epperly *et al.* 2002). Hence, nearshore restrictions to the operation of industrial fishing, and effective surveillance, are important measures to protect the populations of sea turtles.

The capture rate of sea turtles by trawlers in eastern Venezuela (0.00106 ± 0.00026 turtles h^{-1} std. net) would be the lowest rate among the evaluations performed in different countries (table 6), notwithstanding a lower density of turtles in Venezuelan waters when compared with other neighboring regions. In this respect, Kotas *et al.* (2004) reported a much higher density of sea turtles in southern Brazil, from a capture of 165 individuals in 34 day-sets during three trips of a longline tuna vessel. The sea turtle capture rate in western Venezuela has not been studied as intensively as on the eastern side of the country. A preliminary estimate of the CPUE in the Gulf of Venezuela made by Franco and Alvarez (1993) was 0.00027 turtles h^{-1} std. net, equivalent to one turtle per 3700 h trawling; this estimate was based on a single turtle captured after 2800 h of trawling with two 20-m head-rope nets. Furthermore, Lozada (2010), in a study conducted in the same fishing area between 1994 and 1995, registered no sea turtle captures after about 6830 h std. net, performed during 25 fishing trips in which two 20-m headrope nets were used covering 5210 h of trawling. In consequence, a generalization about the CPUE of marine turtles by shrimp trawlers for the entire country should not be made based on the results of the present report.

The estimated direct mortality ratio of sea turtles (based on those taken dead, since indirect or after-release mortality was not assessed) off the northeastern coast of Australia was very low (1%, table 6). On the other hand, the direct

el año o dentro de un intervalo de profundidades de 10 a 100 m en la zona costera, donde operó la flota industrial de arrastre. Además, se encontró que la composición de especies en las aguas costeras de Venezuela fue 31% *E. imbricata* y *C. mydas*, las cuales están similarmente representadas, 23% *C. caretta* y 14% *D. coriacea*. Esta representación contrasta con la composición encontrada mar adentro en el Mar Caribe central y Océano Atlántico occidental central, donde opera la flota industrial de barcos atuneros con palangre. La representación de *D. coriacea* en esta última zona se eleva a 74%, mientras que la de *C. caretta*, *C. mydas* y *E. imbricata* disminuye a 11%, 10% y 5%, respectivamente (Alió *et al.* 2007).

Todas las capturas de tortugas marinas por la flota arrastrera en el oriente de Venezuela tuvieron lugar mientras se operaba en zonas con profundidades menores a 82 m (tabla 2). Robins (1995) indicó que la mayoría de las embarcaciones de arrastre que operaron en aguas de Queensland, Australia, usan áreas con profundidad menor a 10 m, y que las mayores tasas de captura de tortugas marinas tiene lugar en aguas con profundidad menor de 30 m. Igualmente, Poiner y Harris (1996) y Henwood *et al.* (1992) reportaron que las flotas de arrastre en los golfos de Carpentaria y México, respectivamente, operan a profundidades menores de 20 m. Por su parte, Epperly *et al.* (2002) reportaron que la mayor parte del esfuerzo de arrastre en el Golfo de México se efectuó en el estrato mar adentro (18–82 m) durante nueve meses del año (y con similar proporción entre los estratos de la costa y mar adentro en los meses de invierno), mientras que al sur del Atlántico Norte la mayor parte del esfuerzo se hizo en el estrato cercano a la costa. Por otra parte, Gopi *et al.* (2006) indicaron que la mayoría de las capturas de tortugas caguamas, *L. olivacea*, en Orissa, India occidental, se registraron en los primeros 5 km de la costa y a profundidades

mortality ratios estimated for the Gulf of Carpentaria, Gulf of Mexico, southeastern USA, and Pacific coasts of Colombia and Costa Rica (14%, 29%, 21%, 64%, and 62%, respectively; table 6) are closer or higher than the ratio reported for northeastern Venezuela (19%). This is probably associated with the duration of the trawls, which are less than 2 h off the northeastern coast of Australia, and close to, or longer than, 3 h in the other regions evaluated. These mortality estimates may be underestimates of actual mortality since even with effective TED use, trawling captures may lead to cumulative sublethal effects if sea turtles are captured multiple times (Lutz and Bentley 1985, Lutcavage and Lutz 1991, Lewison *et al.* 2003). Stabenau and Vietti (2003), however, showed that repetitive submergence of sea turtles in nets with TEDs would not significantly affect their survival potential provided that the animals have an adequate rest interval at the surface between successive submergences. Gerosa and Casale (1999) explained that sea turtle mortality is affected not only by trawl duration, but also by the size of the affected animal and the temperature of the water where the trawling occurs. It has been observed that larger animals endure longer apneas, and the maximum time for apnea decreases as the water temperature rises; however there is evidence that winter temperatures induce higher mortality of sea turtles trapped in trawls. In this respect, Sasso and Epperly (2006) re-evaluated the data from Henwood and Stuntz (1987) and concluded that winter mortalities occurred in shorter apneas than during the summertime.

Among the measures adopted in Venezuela and other countries to conserve sea turtles are the protection of nests and nesting sites (Guada and Sole 2000, Quijada and Valladares 2004), and the mandatory use of TEDs for industrial vessels using shrimp trawling gear. Tests have also been conducted on the use of circle hooks in longline fisheries to reduce both the capture rate of sea turtles and other endangered species (e.g., billfish), as well as the mortality of those animals that get hooked (Largacha *et al.* 2005, Watson *et al.* 2005, Sasso and Epperly 2007, Domingo *et al.* 2009). The use of TEDs could have released some 300 sea turtles per year in eastern Venezuela, assuming a capture rate of one turtle per every 930 h of trawling and that the fleet of 123 vessels on average performs about 311,000 h of trawling per year and that the TED is actually and correctly used.

It should be mentioned, however, that the impact of TED utilization on the economic performance of trawl fleets can be severe (Taylor *et al.* 1985, Watson and Taylor 1991, Rulifson *et al.* 1992, Griffin and Tolman 1992, Kirubakaran *et al.* 2002). In Venezuela, Marcano *et al.* (2000) estimated a reduction in capture weight of commercial-size fish of up to 66% (average loss $45\% \pm 8$ SD) in the trawl nets with a TED when compared with control nets not equipped with the device. Watson and Taylor (1991) had already estimated about a 50% reduction in large finfish catch by the TED-equipped nets compared with those without the device in

menores a 10 brazas (18.3 m), mientras que Pandav *et al.* (2006) reportaron que la concentración de tortugas en este intervalo de profundidad es particularmente intensa durante la época de reproducción, cuando ocurren las arribadas. Estos resultados muestran que las aguas costeras son importantes para las tortugas marinas y que hay evidencia de que las embarcaciones de arrastre de camarón capturan más tortugas en estas regiones (Gerosa y Casale 1999, Jamir 1999 en Epperly *et al.* 2002). De ello deriva la importancia de las restricciones a las operaciones de pesca industrial cerca de la costa, y una vigilancia efectiva, como medidas para proteger a las poblaciones de tortugas marinas.

La tasa de captura de tortugas marinas por la flota de arrastre en el oriente de Venezuela (0.00106 ± 0.00026 tortugas h^{-1} red estd.) sería la más baja entre las evaluaciones efectuadas en diferentes países (tabla 6), sin descartar la menor densidad de tortugas en aguas venezolanas cuando se compara con otras regiones vecinas. Kotas *et al.* (2004) reportaron una densidad de tortugas marinas mucho mayor al sur de Brasil, con base en una captura de 165 ejemplares en 34 lances de un día durante tres viajes de una embarcación de palangre atunero al sur de Brasil. La tasa de captura de tortugas marinas en el occidente de Venezuela no ha sido estudiada de manera tan intensiva como en el oriente del país. Una estimación preliminar de la CPUE en el Golfo de Venezuela efectuada por Franco y Álvarez 1993 fue de 0.00027 tort. h^{-1} red estd., equivalente a una tortuga por cada 3700 h de arrastre; este estimado se basó en la captura de una única tortuga luego de 2800 h de arrastre con dos redes de 20 m de relinga superior. Además, Lozada (2010), en un estudio efectuado en la misma área de pesca entre 1994 y 1995, no registró captura de tortugas marinas en 6830 h red estd. Dicho estudio abarcó 25 viajes de pesca utilizando dos redes de 20 m de relinga superior durante 5210 h de arrastre. En consecuencia, no se debe hacer una generalización sobre la CPUE de tortugas marinas por la flota arrastrera de camarones para el país entero basada en los resultados del presente estudio.

La razón estimada de mortalidad directa de tortugas marinas (basada en aquellas que llegaron muertas a bordo, ya que la razón indirecta o post liberación no fue estimada), en la costa nororiental de Australia es muy baja (1%, tabla 6). Por otra parte, las razones estimadas en el Golfo de Carpentaria, Golfo de México, el sudeste de los EUA, la costa del Pacífico en Colombia y Costa Rica (14%, 29%, 21%, 64% y 62%, respectivamente; tabla 6) son más cercanas o superiores a las razones reportadas en el nororiente de Venezuela (19%). Esto está asociado probablemente a la duración de los arrastres, los cuales son menores de 2 h en la costa nororiental de Australia, y cercanos o mayores de 3 h en las otras regiones evaluadas. Estas mortalidades pueden ser subestimaciones de la mortalidad real ya que aun con el uso efectivo del TED, las capturas por arrastre pueden conducir a efectos acumulados subletales cuando las tortugas marinas son capturadas múltiples veces (Lutz y Bentley 1985, Lutcavage y Lutz 1991,

fleets operating in the northern Gulf of Mexico. Considering that close to 50% of the total net revenue of the trawl fleet operating on the Pacific coast of Colombia (Goodman 1988), and 75% in the case of Venezuela (Henríquez 1997), is derived from fish landings, the loss of fish induces skippers to avoid using TEDs in the nets during offshore operations, where enforcement by the armed forces is less intense. Despite these losses, the use of TEDs can benefit the fishery in general, as large masses of fish and invertebrates are released alive from the nets, reducing their fishing mortality rate and improving the potential catches of other fisheries targeting benthic resources. Furthermore, the use of TEDs can also benefit the crew under certain circumstances, since not only turtles are released but also other large or heavy objects like rocks, logs, and other debris, or large fish that can deteriorate the high-value shrimp catch, or jellyfish that induce severe damage to the crew during catch sorting on the deck, events that have been described to the authors by crew members (see Oravetz and Seidel 1984).

A simple method to reduce losses of commercial fish catch in shrimp trawls would be to increase the separation of the bars of the TED. A net with a Super Shooter TED with 14 cm of bar separation was tested by Hernández (2002) off northern Margarita Island, Venezuela, and a 23% increase in commercial fish catch was obtained when compared with that of a net with a TED having a bar separation of 10 cm. No sea turtles were reported captured in that study. The proper separation of bars could be established according to the size structure of the turtle population in the trawling fishing grounds, as is recommended by FAO (1998). Arauz *et al.* (2008) have indicated that, since 2000, Costa Rican fishermen have been allowed to use a TED bar separation of 15.2 cm; this is the only country that has been granted such authorization by the US Department of State. We have estimated that an increase from 10 to 15 cm in the separation of the bars of the Super Shooter TED, in Venezuela, would allow the escape of all turtles larger than 40 cm CCL. Such

Lewison *et al.* 2003). Sin embargo, Stabenau y Vietti (2003) mostraron que las inmersiones en las redes con TED no afectarían de manera significativa la sobrevivencia potencial de tortugas marinas, siempre y cuando los animales tengan un adecuado intervalo de descanso en la superficie entre sucesivas inmersiones. Gerosa y Casale (1999) explicaron que la mortalidad de tortugas marinas está afectada no sólo por la duración de los arrastres, sino también por el tamaño del animal afectado y la temperatura del agua donde se efectúan los arrastres. Se ha observado que los animales más grandes soportan apneas más prolongadas, y el tiempo máximo de apnea disminuye a medida que la temperatura del agua se eleva. Sin embargo, hay evidencias de que las temperaturas invernales inducen mayores mortalidades de las tortugas marinas atrapadas en las redes de arrastre. Con respecto a lo anterior, Sasso y Epperly (2006) evaluaron nuevamente los datos de Henwood y Stuntz (1987) y concluyeron que las mortalidades durante el invierno fueron consecuencia de apneas más cortas que en el verano.

Entre las medidas adoptadas en Venezuela y otros países para conservar las tortugas marinas, están la protección de los nidos y sitios de anidamiento (Guada y Sole 2000, Quijada y Valladares 2004), y el uso obligatorio del dispositivo para excluir tortugas marinas (TED) en los barcos industriales que emplean redes de arrastre para camarones. También han habido estudios sobre el empleo de anzuelos circulares en las pesquerías con palangre para reducir tanto la tasa de captura de tortugas marinas y otras especies amenazadas (e.g., picudos), como la mortalidad de aquellos ejemplares que sean atrapados en los anzuelos (Largacha *et al.* 2005, Watson *et al.* 2005, Sasso and Epperly 2007, Domingo *et al.* 2009). El uso del TED pudo haber liberado unas 300 tortugas marinas anualmente en la región oriental de Venezuela, suponiendo una tasa de captura de una tortuga cada 930 h de arrastre y que la flota de 123 embarcaciones en promedio efectuaría un esfuerzo anual estimado en 311,000 h de arrastre, y que el TED fuera colocado y bien utilizado.

Table 6. Estimated capture rates (CPUE) and direct mortality ratio of sea turtles by shrimp trawling fleets from Australia, Colombia, United States of America, and Venezuela.

Tabla 6. Tasas estimadas de captura (CPUE) y razón de mortalidad directa de tortugas marinas por flotas camaroneras de arrastre de Australia, Colombia, Estados Unidos de Norteamérica y Venezuela.

Region	CPUE (No. of sea turtles/h std. net 30.5 m)	Direct initial mortality ratio (%)	Average duration of trawls (min)	Source
NE Venezuela	0.0011	19	180	This study
Northern Gulf of Mexico	0.0031	29	195	Henwood and Stuntz (1987)
NE Queensland, Australia	0.0057	1	90–155	Robins (1995)
Pacific coast of Colombia	0.0106	64	247	Goodman (1988)
Gulf of Carpentaria, Australia	0.0113	14	180	Poiner and Harris (1996)
Southeastern coast of USA	0.0487	21	150	Henwood and Stuntz (1987)
Pacific coast of Costa Rica	0.1019	62	270	Arauz <i>et al.</i> (1997)

estimation was based on the equations of Epperly and Teas (2002) and Teas (1993) for assessing body depth as a function of SCL for *C. mydas* and *C. caretta*. The estimations of body depth for *E. imbricata* were based on the average of the parameters of the equations for *C. mydas* and *C. caretta*, while for *D. coriacea* an equation estimated from field data but not yet published (S. Epperly, pers. comm.) was used. It was concluded that about 80% of the turtles recorded in this study (table 4) would be released from a net equipped with a TED with a bar separation of 15 cm. It was further concluded that all *C. caretta* and *D. coriacea* would escape from the net with such an opening between bars, while only 85% of *C. mydas* and 80% of *E. imbricata* would be released.

Improving the operations of the fish trawling fleet would also promote the regular use of TEDs by the crews. Among the different fishing fleets that may impact sea turtles in Venezuela, bottom trawlers seem to be the most important (Alió *et al.* 2007). Thus, promoting the use of TEDs in industrial trawl nets in tropical areas is of paramount importance for sea turtle conservation. Awareness of the conservation of these resources should be promoted among fishermen and government officials in charge of enforcing the protection measures adopted by countries.

ACKNOWLEDGEMENTS

This project was financed by Programa de Desarrollo Tecnológico (PRODETEC) subscribed between the Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA) and the Inter-American Development Bank, and by the associations of trawling fishermen from eastern Venezuela. We wish to thank J Fermín and E Ganuza for their assistance with the statistical analyses, S Epperly for sharing some of her unpublished field data on sea turtle sizes, and the suggestions from the anonymous reviewers that helped to improve the manuscript. The cooperation of the associations of trawling fishermen in Cumaná, Guiría, and Puerto La Cruz (PROPESA, AVAGUI, and ASOPECA, respectively) is highly appreciated. We acknowledge the help of the on-board observers R Antón, RL Antón, E Duarte, J García, R Febres, JJ Fermín, LJ Ortiz, RL Rodríguez, N Romero, and C Torrens, whose enthusiasm and patience contributed to the success of this project. Likewise, we appreciate the help received in the field and laboratory from the technicians A Urbaneja, M Marquéz, R Marcano, G Vizcaino, and R Chacón (†), who processed the information. This paper is dedicated to the memory of Ramón Sabino Chacón who passed away in 2004 after a lifetime dedicated to performing high-quality work as a fisheries technician.

REFERENCES

- Alió JJ, Marcano LA, Arocha F, Altuve D, Marcano JS. 2007. Interacciones entre las flotas pesqueras industriales de Venezuela y las tortugas marinas. Simposio sobre Interacciones Tortugas Marinas-Pesquerías. Actas 7º Congreso Venezolano de Ecología, Ciudad Guayana, November 2007. [Http://](http://)

Debe mencionarse, sin embargo, que el impacto de la utilización del TED sobre el desempeño económico de las flotas de arrastre puede ser severo (Taylor *et al.* 1985, Watson and Taylor 1991, Rulifson *et al.* 1992, Griffin and Tolman 1992, Kirubakaran *et al.* 2002). En Venezuela, Marcano *et al.* (2000) estimaron una reducción en el peso de la captura de peces de talla comercial hasta en 66% (pérdida promedio de $45\% \pm 8$ DE) en las redes con TED, cuando se las compara con las redes control sin el dispositivo. Watson y Taylor (1991) ya habían estimado en cerca de 50% la reducción de los peces de mayor tamaño en la captura de las redes con el TED, comparada con aquellas sin el dispositivo en flotas operando al norte del Golfo de México. Considerando que cerca del 50% del beneficio neto total de la flota arrastrera en la costa del Pacífico colombiano (Goodman 1988), y 75% en Venezuela (Henríquez 1997), proviene del desembarque de peces, la pérdida de la captura comercial de estos induce a los capitanes a evitar el empleo del TED durante las operaciones costa afuera, donde la vigilancia por parte de las fuerzas armadas es menos intensa. A pesar de estas pérdidas, el empleo del TED puede ser beneficioso para la pesquería en general, ya que grandes masas de peces e invertebrados son liberados vivos de las redes, reduciéndose su razón de mortalidad por pesca y mejorando las capturas potenciales de otras pesquerías orientadas hacia los recursos bentónicos. Además, el uso del TED puede también ser beneficioso para las tripulaciones bajo ciertas circunstancias, ya que no solamente las tortugas son liberadas sino que también lo son otros objetos grandes o pesados, como piedras, troncos, otros residuos, o grandes peces que pueden deteriorar la valiosa captura de camarones, o agumalas que pueden inducir severas quemaduras a las tripulaciones durante el proceso de selección de la captura comercial en la cubierta, como ha sido referido a los autores por miembros de tripulaciones (ver también Oravetz y Seidel 1984).

Un método sencillo para reducir las pérdidas de captura comercial de peces en las embarcaciones camaroneras de arrastre sería aumentar la separación de las barras en el TED. Una red con un TED del tipo Supershooter con 14 cm de separación en las barras fue evaluada por Hernández (2002) al norte de la Isla de Margarita, Venezuela, obteniendo un incremento de 23% en la captura comercial de peces cuando se compara con una red dotada de un TED con separación de barras a 10 cm. En su estudio no se reportaron capturas de tortugas. La separación de las barras en el TED pudiera establecerse de acuerdo a la estructura de tallas de las poblaciones de tortugas marinas en las diferentes áreas de pesca, tal como recomienda la FAO (1998). En este enfoque, Arauz *et al.* (2008) indican que desde 2000 los pescadores costarricenses de camarón al arrastre han sido autorizados para usar un TED con separación de las barras a 15.2 cm, siendo este país el único que hasta ahora ha conseguido tal autorización por parte del Departamento de Estado de los EUA. Los autores hemos estimado que un incremento en la separación de las barras en el TED Supershooter en Venezuela de 10 a

- www.cveecologia.org/_sl/admin/phppresumen_presentar.php?base=viieecologia&cipar=viieecologia.par&Formato=boletin&Mfn=181 (06June2009).
- Altuve DE, Marciano LA, Alió JJ, Álvarez R. 1999. Venezuela shrimp fisheries in the Atlantic margin of Guyana (revised version with data to 1997). Second CFRAMP/FAO/DANIDA Stock Assessment Workshop on the Shrimp and Groundfish Fisheries of the Brazil-Guianas Shelf. Georgetown, Guyana, 18–29 May 1998. FAO Report on Activities 46 (Suppl. 1): 67–75.
- Arauz RM, Vargas R, Naranjo I, Gamboa C. 1997. Analysis of the incidental capture and mortality of sea turtles in the shrimp fleet of Pacific Costa Rica. Proc. 17th Annual Sea Turtle Symp., March 1997, Orlando, Florida.
- Arauz RM, Ballesterio J, Bolaños A. 2008. Improving TED acceptance among Costa Rican shrimp trawl captains and crews. Proc. 25th Ann. Symp. on Sea Turtle Biology and Conservation, Savannah, Georgia (USA), 18–22 January 2005. NOAA Tech. Mem. NMFS SEFSC 582: 13.
- Bolten AB. 2000. Técnicas para la medición de tortugas marinas. In: Eckert KL, Bjørndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (eds.), Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas. Grupo Especialista en Tortugas Marinas, UICN/CSE, Publ. No. 4, pp. 126–131.
- Brazner JC, McMillan J. 2008. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) bycatch in Canadian pelagic longline fisheries: Relative importance in the western North Atlantic and opportunities for mitigation. Fish. Res. 91: 310–324.
- Domingo A, Barceló C, Swimmer Y, Pons M, Miller P. 2009. Anzuelos circulares vs anzuelos *j* en la flota palangrera uruguaya. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT 64: 2427–2442.
- Epperly SP, Teas WG. 2002. Turtle excluder devices: Are the escape openings large enough? Fish. Bull. 100: 466–474.
- Epperly S, Avens L, Garrison L, Henwood T, Hoggard W, Mitchell J, Nance J, Poffenberger J, Sasso C, Scott-Denton E, Yeung C. 2002. Analysis of sea turtle bycatch in the commercial shrimp fisheries of southeast US waters and the Gulf of Mexico. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-490, 88 pp.
- FAO 1998. Report of the Expert Consultation on Sustainable Fishing Technologies and Practices. St. John's, Newfoundland, Canada, 1–6 March 1998. FAO Fish. Rep. No. 588, 17 pp.
- FAO 2004a. Report of the Expert Consultation on Interactions between Sea Turtles and Fisheries within an Ecosystem Context. Rome, Italy, 9–12 March 2004. FAO Fish. Rep. No. 738, 238 pp.
- FAO 2004b. Report of the Technical Consultation on Sea Turtles Conservation and Fisheries. Bangkok, Thailand, 29 November–2 December 2004. FAO Fish. Rep. No. 765, 31 pp.
- Fisher W (ed.) 1978. FAO Species Identification Sheets for Fishery Purposes: Western Central Atlantic (Fishing Area 31). Vol. VI, FAO, Rome.
- Franco L, Alvarez R. 1993. La pesca de arrastre y la captura incidental de tortugas marinas. FONAIAP DIVULGA 42: 21–22. http://sian.inia.gob.ve/repositorio/revistas_tec/FonaiapDivulga/fd42/texto/pesca.htm (06 June 2009).
- Gaceta Oficial de la República de Venezuela 1993. Resolution making mandatory the use of the grid for excluding sea turtles in the nets of shrimp trawl vessels. Resolución MAC – MARNR 67. N° 35.159, Caracas. pp 10–11. <http://www.pgr.gob.ve/Recursos/goa2.htm>.
- Gaceta Oficial de la República de Venezuela 1996a. Decree No. 1.485. List of animal included in Decree No. 1.486, for which hunting is forbidden. No. 36.059, Caracas, pp 1–3. <http://www.pgr.gob.ve/Recursos/goa2.htm>.
- 15 cm permitiría un escape de todas las tortugas mayores a 40 cm CCL. Tal estimación se basó en las ecuaciones de Epperly y Teas (2002) y Teas (2003) para calcular la altura del cuerpo en función de la longitud recta del caparazón para *C. mydas* y *C. caretta*. Las estimaciones de la altura del cuerpo de *E. imbricata*, se basaron en el promedio de los parámetros de las ecuaciones para *C. mydas* y *C. caretta*, mientras que para *D. coriacea* se utilizó una ecuación estimada de datos de campo aun no publicados (S. Epperly, pers. comm.). Se concluyó que cerca de 80% de las tortugas registradas en el presente estudio (tabla 4) escaparían de una red dotada de un TED con separación de 15 cm entre barras. Así mismo, se concluyó que todos los ejemplares de *C. caretta* y *D. coriacea* escaparían de la red con tal separación en las barras del TED, mientras que solamente el 85% de *C. mydas* y 80% de *E. imbricata* lo harían.
- Una mejora en las operaciones de la flota arrastrera hacia la captura de peces también promovería el uso regular del TED en las redes por parte de las tripulaciones. Entre las diversas flotas pesqueras que pueden tener impacto sobre las tortugas marinas en Venezuela, por ejemplo, la que efectúa arrastres de fondo parece ser la más importante (Alió *et al.* 2007). Así, la promoción del uso del TED en las redes de las flotas industriales de arrastre en aguas tropicales es fundamental para la conservación de las tortugas marinas. Debe promoverse el reconocimiento por la conservación de estos recursos entre los pescadores en general y agentes gubernamentales a cargo de vigilar el cumplimiento de las medidas de protección adoptadas por los países.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por el Programa de Desarrollo Tecnológico (PRODETEC) suscrito entre el Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA) y el Banco Interamericano de Desarrollo, y por las Asociaciones de Productores de la Pesca de Arrastre del oriente de Venezuela. Deseamos agradecer la ayuda recibida de J Fermín y E Ganuza en los análisis estadísticos, de S Epperly por compartir algunos de sus datos de campo aun no publicados sobre tallas de tortugas marinas, y las sugerencias de los árbitros anónimos, las cuales mejoraron el texto. Agradecemos también la cooperación de las asociaciones de productores pesqueros de arrastre en Cumaná, Guiría y Puerto La Cruz (PROPEA, ASOPEA y AVAGUI, respectivamente), y la de los observadores R Antón, RL Antón, E Duarte, J García, R Febres, JJ Fermín, LJ Ortiz, RL Rodríguez, N Romero y C Torrens, cuyo entusiasmo y paciencia contribuyeron al éxito del proyecto. Igualmente, apreciamos la ayuda recibida en el campo y laboratorio de parte de los técnicos A Urbaneja, M Marqués, R Marciano, G Vizcaino y R Chacón(+), quienes procesaron la información. Esta publicación está dedicada a la memoria de Ramón Sabino Chacón, quien falleció en 2004, y dedicó la mayor parte de su vida a efectuar un trabajo de la más alta calidad como técnico pesquero.

- Gaceta Oficial de la República de Venezuela 1996b. Decree No. 1.486. List of endangered species. No. 36.062, Caracas, pp 2–3. [Http://www.pgr.gob.ve/Recursos/goa2.htm](http://www.pgr.gob.ve/Recursos/goa2.htm).
- Gaceta Oficial de la República de Venezuela 1998. Law that approves the Interamerican Convention for the Protection and Conservation of Marine Turtles. No. 5.24 Extraordinary. Caracas, pp 4–14. [Http://www.pgr.gob.ve/Recursos/goa2.htm](http://www.pgr.gob.ve/Recursos/goa2.htm).
- Gerosa G, Casale P. 1999. Interaction of Marine Turtles with Fisheries in the Mediterranean. Mediterranean Action Plan. UNEP, Regional Activity Center for Specially Protected Areas, Tunisia, 59 pp.
- Gerrodette T, Taylor BL. 2000. Estimación del tamaño de la población. In: Eckert KL, Bjørndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (eds.), Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas. Grupo Especialista en Tortugas Marinas, UICN/CSE, Publ. No. 4, pp. 78–82.
- Goodman FD. 1988. The marine turtles catch by the Colombian Pacific shrimp trawl fleet. *Trianea* (Bogotá) 2: 351–372.
- Gopi GV, Pandav B, Choudhury BC. 2006. Incidental capture and mortality of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) in commercial trawl fisheries in coastal waters of Orissa, India. *Chelonian Conserv. Biol.* 5: 276–280.
- Gremone C, Gómez JL. 1983. Isla de Aves como área de desove de la tortuga verde, *Chelonia mydas*. FUDENA (Caracas) 59 pp.
- Griffin WL, Tolman D. 1992. Economic impacts of TEDs on the shrimp production sector. *Soc. Nat. Resour.* 6: 291–308.
- Guada HJ, Vernet P. 1992. Las tortugas marinas en el Parque Nacional Archipiélago Los Roques. In: Amend T (ed.), Parque Nacional Archipiélago Los Roques (Parques Nacionales y Conservación Ambiental), No. 3. Fundación Polar, INPARQUES, Caracas, pp. 89–107.
- Guada HJ, Sole G. 2000. Sea turtle recovery action plan for Venezuela. In: Suarez A (ed.), WIDECAST. PAC Technical Report No. 39. UNEP Caribbean Environmental Programme, Kingston, Jamaica, 112 pp.
- Henríquez L. 1997. Evaluation of the trawl industrial sector and its impact on the socioeconomic development of Sucre State, Venezuela, during 1996. MBA thesis, Universidad Bicentaria de Aragua, Maracay, Venezuela, 80 pp.
- Henwood TA, Stuntz WE. 1987. Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawlings. *Fish. Bull.* 85: 813–817.
- Henwood TA, Stuntz WE, Thompson N. 1992. Evaluation of US protective measures under existing TED regulations, including estimates of shrimp trawler related mortality in the wider Caribbean. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-303, 14 pp.
- Hernández JA. 2002. Operative comparison between the grid to exclude sea turtles with 14 cm and that of common use of 10 cm, in industrial trawl vessels. Associate degree thesis IUTEMAR, Fundación La Salle de Ciencias Naturales, Punta de Piedras, Margarita Island, Venezuela, 45 pp.
- INAPESCA-Venezuela. 2001. Estadísticas Pesqueras de Venezuela 2000. Ministerio de Agricultura y Cría, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Caracas, Venezuela.
- Kirubakaran P, Neelakandan M, Venkateswaralu N, Verghese CP. 2002. Preliminary observations on the operation of TED in bottom trawl. *Fish. Chimes* 21: 31–33.
- Kotas JE, Gallo BMG, dos Santos S, Barata CR, de Azevedo VG. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by pelagic long line fishery off southern Brazil. *Fish. Bull.* 102: 393–399.
- Largacha E, Parrales M, Rendón L, Velásquez V, Orozco M, Hall M. 2005. Working with the Ecuadorian shrimp community to reduce the mortality of sea turtles in long lines: The first year March 2004–March 2005. Tech. Rep. Western Pacific Regional Fishery Management Council, 57 pp.
- Lewison R, Crowder LB, Shaver DJ. 2003. The impact of turtle excluder devices and fisheries closures on loggerhead and Kemp's ridley strandings in the western Gulf of Mexico. *Conserv. Biol.* 17: 1089–1097.
- Lozada RM. 2010. Efectos del dispositivo excluidor de tortugas sobre el volumen, talla y variedad de la captura por pesca camaronesa tipo Florida. B.Sc. thesis, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 39 pp.
- Lutcavage ME, Lutz PL. 1991. Voluntary diving metabolism and ventilation in the loggerhead sea turtle. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 147: 289–296.
- Lutz PL, Bentley TB. 1985. Respiratory physiology of diving in the sea turtle. *Copeia* 1985: 671–679.
- Marcano LA. 1990. Análisis de la situación de la industria de la pesca de arrastre durante el periodo 1985–1989. In: Resultados de Talleres sobre la Pesca en Venezuela. Ministerio de Agricultura y Cría, Dirección General Sectorial de Peca y Acuicultura, Caracas, pp. 25–52.
- Marcano LA, Alió JJ. 2000. Incidental capture of marine turtles in the industrial shrimp fishery of eastern Venezuela. In: Abreu-Grobois FA, Briseno-Duenas R, Marquez R, Sarti L (Comp.), Proc. 18th International Sea Turtle Symposium. US Dept. of Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-436, 107 pp.
- Marcano LA, Chacón R, Urbaneja A, Astudillos A. 1989. Yield and composition of the shrimp by-catch in areas near Margarita Island and Sucre State, Venezuela. Mem. III Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, UDO, Instituto de Oceanografía, Cumaná, Venezuela.
- Marcano LA, Alió JJ, Lozada RM. 2000. Impact on captures by the use of the turtle excluder device in the industrial shrimp fishery in Venezuela. In: Abreu-Grobois FA, Briseno-Duenas R, Marquez MR, Sarti L. (Comp.), Proc. 18th International Sea Turtle Symposium. US Dept. of Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-436, 107 pp.
- Márquez MR. 1990. FAO Species Catalogue. Sea Turtles of the World. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. FAO Fisheries Synopsis No. 125, Vol. 11, Rome, 81 pp.
- Medina G, Alvarez B, Buitrago J, Molero H. 1987. Tortugas marinas en la costa caribeña venezolana. Informe para el II Simposio de las Tortugas del Atlántico Occidental (STAO/WATS). FUDENA (Venezuela), 53 pp.
- Mitchell JF, Watson JF, Foster DG, Caylor RE. 1995. The turtle excluder device (TED): A guide to better performance. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-366, 38 pp.
- Moncada F, Carrillo E, Sáenz A, Nodarse G. 1999. Reproduction and nesting of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Cuban Archipelago. *Chelonian Conserv. Biol.* 3(2): 257–263.
- Montiel-Villalobos MG, Barrios-Garrido H, Rodríguez JP, Rodríguez-Clark KM. 2007. Interacciones de la pesquería artesanal con las tortugas marinas en el Golfo de Venezuela: Extracción anual y estadíos más afectados. Simposio sobre Interacciones Tortugas Marinas-Pesquerías. Actas 7º Congreso Venezolano de Ecología, Ciudad Guayana, November 2007. [Http://www.cvecologia.org/_sl/admin/php/resumen_presentar.php?base=viieciologia&cipar=viieciologia.par&Formato=boletin&Mfn=15](http://www.cvecologia.org/_sl/admin/php/resumen_presentar.php?base=viieciologia&cipar=viieciologia.par&Formato=boletin&Mfn=15) (10Nov2008).
- NRC, National Research Council. 1990. Decline of the Sea Turtles: Causes and Prevention. National Academy Press, Washington DC, 259 pp.
- Oravetz C, Seidel W. 1984. Shrimpers can reduce by catch levels with trawling device. *Natl. Fisherman* 64(1): 46–67.

- Pandav B, Gopi GV, Choudhury BC. 2006. Sea, shrimp, and sea turtles: Case study of a solution approach using TEDs in trawl nets in Orissa. Proc. 23rd Ann. Symp. on Sea Turtle Biology and Conservation, Kuala Lumpur, Malaysia, 17–21 March 2003. NOAA Tech. Memo. NMFS SEFSC No. 536, p. 220.
- Poiner IR, Harris ANM. 1996. Incidental capture, direct mortality and delayed mortality of sea turtles in Australia's northern prawn fishery. Mar. Biol. 125: 813–825.
- Poiner IR, Buckworth RC, Harris ANM. 1990. Incidental capture and mortality of sea turtles in Australia's northern prawn fishery. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 41: 97–110.
- Pritchard PCH, Trebbau P. 1984. The Turtles of Venezuela. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 403 pp.
- Pritchard P, Bacon P, Berry F, Carr A, Fletmeyer J, Gallagher R, Hopkins S, Lankford R, Márquez MR, Ogren L, Reichart H, Witham R. 1983. A Manual of Sea Turtle Research and Conservation Techniques. 2nd ed. Bjorndal KA, Balazas GH (eds.). Center for Environmental Education, Washington DC, 134 pp.
- Quijada A. 2004. Generalidades de las tortugas marinas. In: Babarro R, Sanz Agreda A, Mora Celis B (eds.), Tortugas Marinas de Venezuela. Acciones para su Conservación. Oficina Nacional de Diversidad Biológica, Dirección de Fauna, Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Caracas, 116 pp.
- Quijada A, Valladares C. 2004. Conservación de las tortugas marinas en el Golfo de Paria. In: Babarro R, Sanz Agreda A, Mora Celis B (eds.), Tortugas Marinas de Venezuela. Acciones para su Conservación. Oficina Nacional de Diversidad Biológica, Dirección de Fauna, Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Caracas, 116 pp.
- Robins JB. 1995. Estimated catch and mortality of sea turtles from the east coast otter trawl fishery of Queensland, Australia. Biol. Conserv. 74: 157–167.
- Rondón-Medicci M, Buitrago J, Guada HJ. 2010. Biología reproductiva de la tortuga cardón (*Dermochelys coriacea*) en playas de la Península de Paria, Venezuela, durante las temporadas de anidación 2000–2006. Interciencia 35(4): 263–270.
- Rulifson RA, Murray JD, Bahen JJ. 1992. Finfish catch reduction in South Atlantic shrimp trawls using three designs of by-catch reduction devices. Fisheries 17: 9–20.
- Sasso CR, Epperly SP. 2006. Seasonal sea turtle mortality risk from forced submergence in bottom trawls. Fish. Res. 81: 86–88.
- Sasso CR, Epperly SP. 2007. Pelagic survival of juvenile loggerhead turtles. J. Wildl. Manage. 71: 1830–1835.
- Shillinger GL, Palacios DM, Bailey H, Bograd SJ, Swithenbank AM, Gaspar P, Wallace BP, Spotila JR, Paladino FV, Piedra R, Eckert SA, Block BA. 2008. Persistent leatherback turtle migrations present opportunities for conservation. PLOS Biol. 6: 1–9.
- Snedecor GW, Cochran WG. 1967. Statistical Methods. 6th Ed. Iowa State Univ. Press, Ames, 593 pp.
- Sokal RR., Rohlf FJ. 1995. Biometry. 3rd ed. W.H. Freeman and Co., NY, 887 pp.
- Stabenau EK, Vietti KRN. 2003. The physiological effects of multiple forced submergences in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). Fish. Bull. 101: 889–899.
- Taylor CW, Serra AF, Mitchell JF, Sawyer RC. 1985. Construction and installation instructions for the trawling efficiency device. NOAA Tech. Memo. NMFS-CEFC-71, 22 pp.
- Teas WG. 1993. Species composition and size class distribution of marine turtles stranding on the Gulf of Mexico and southeast United States coast 1985–91. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-315, 43 pp.
- Thome JC, Baptistotte C, Morelia LMDP, Scalfoni JT, Ameida AP, Reth DB, Barata PC. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the state of Espirito Santo, Brazil, 1988–1989 to 2003–2004. Chelonian Conserv. Biol. 6: 15–27.
- Tomás J, Gozalbes P, Raga JA, Godley BJ. 2008. Bycatch of loggerhead sea turtles: Insights from 14 years of stranding data. Endang. Spec. Res. 5: 161–169. <http://www.int-res.com/abstracts/esr/v5/n2-3/p161-169/>.
- Watson JW, Taylor CW. 1991. Research on selective shrimp trawl designs for penaeid shrimp in the United States: A review of selective shrimp trawl research in the United States since 1973. Proc. Fisheries Conservation Engineering Workshop, Publ. Rhode Island Sea Grant Coll. Program, pp. 50–59.
- Watson JW, Epperly SP, Shah AK, Foster DG. 2005. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 965–981.

Received November, 2009;
accepted April, 2010.