

CAPTURA INCIDENTAL DE TORTUGAS MARINAS EN BAJOS DEL SOLÍS, URUGUAY



PROFUNDIZACIÓN EN ECOLOGÍA

Florencia Rivas Zinno

Orientadora: Dra. Diana Szteren, Depto. de Ecología y Evolución.
Facultad de Ciencias.

Co-Orientadora: Magíster Cecilia Lezama

Montevideo- Uruguay 2012

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a todos aquellos que me acompañaron en este largo proceso pero sobre todo a Marcelo el pescador de Araminda y su familia: Nubia, Ana, Gertrudis, Robertito y su hermosa barca Queca que abrieron sus puertas y ayudaron a hacer posible este trabajo.

Agradecerle a Sebastián Horta por todas las horas que gastó de buena onda en explicarme como mapear en el gvSIG!!!!

Gracias también a Leonardo Ortega al que varias veces molesté con preguntas difíciles de responder!

A Lu Rodríguez por salir al mar por mi en pleno invierno cuando a mi se me complicaba!

Un GRACIAS especialmente grande a mis tutoras Diana Szteren y Cecilia Lezama que con muchísima paciencia supieron comenzar sostener y ahora estar terminando este proceso conmigo.

Gracias a todo el equipo de Karumbé y a mis lindas compañeras de pasantía Naty y Maite.

A todos mis amigos del alma (cerca o lejos) que me super bancaron la cabeza con este largo proceso del que entendían poco pero preguntaban igual!:

A santi por todo

A la danza que es el sostén de mi vida y mi felicidad

Y por último un gran agradecimiento desde el alma a mi familia que de una manera u otra me ayudaron a poder estar viviendo hoy el final de la carrera

A todos infinitas Gracias!

ÍNDICE

RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN	4
<i>Tortugas marinas en Uruguay</i>	5
<i>Pesca artesanal en Uruguay</i>	7
<i>Pesca artesanal y captura incidental de tortugas marinas: antecedentes regionales y local</i>	9
HIPÓTESIS	12
OBJETIVOS	12
MATERIALES Y MÉTODOS	13
<i>Área de estudio: Bajos del Solís</i>	13
<i>Colecta de datos</i>	14
<i>Análisis de datos</i>	15
RESULTADOS	18
<i>Variación estacional de capturas incidentales de tortugas</i>	18
<i>Variación espacial en capturas incidentales</i>	20
<i>Estimación total y estacional de las capturas Incidentales</i>	24
<i>Capturas incidentales antes y después de la veda</i>	25
DISCUSIÓN	28
<i>Estacionalidad de las capturas incidentales</i>	28
<i>Variación espacial de las capturas incidentales</i>	30
<i>Total de tortugas capturadas</i>	31
<i>Efectividad de la veda</i>	32
<i>Recomendaciones de manejo</i>	35
BIBLIOGRAFÍA	36

RESUMEN

Según varios organismos internacionales las tortugas marinas se encuentran en peligro de extinción. A nivel mundial la captura incidental por distintas pesquerías es una de las mayores amenazas para estas especies, siendo la red de enmalle de fondo uno de los artes de pesca con mayor índice de captura y mortalidad. En Uruguay los Bajos del Solís, franja costera ubicada entre San Luis (Dpto. de Canelones) y Piriápolis (Dpto. de Maldonado), representa un área de alimentación y desarrollo de *Chelonia mydas* (tortuga verde) y de esporádicas incursiones de *Dermochelys coriácea* (siete quillas). En el litoral uruguayo esta zona se caracteriza por ser una de las más explotadas por la flota artesanal. El objetivo del presente estudio fue evaluar la captura incidental de tortugas marinas en redes de enmalle de fondo en los Bajos del Solís y analizar su variación espacial y temporal. También se evaluó si una veda espacio – temporal a la pesca artesanal impuesta por la DINARA en 2008, coincidente con el período y el área de mayor concentración de tortugas en el área, resultó en una disminución de capturas incidentales. Fueron monitoreados 139 eventos de pesca artesanal, entre noviembre del 2009 y noviembre del 2010, desde 4 localidades pesqueras: Araminda, Playa Hermosa, Playa Verde y Piriápolis. Se capturaron 68 juveniles de tortuga verde y una siete quillas. La CPUE anual registrada fue 0,18 tortugas/1000m²/hora y mostró marcada estacionalidad con el máximo durante el verano. La mayoría de las capturas incidentales ocurrieron alrededor de puntas rocosas e islas costeras entre los 500 y 2000 metros de la costa, donde se realizó el máximo esfuerzo pesquero. La franja con mayor índice de captura por evento de pesca fue la de los primeros 500 metros a la costa. Se estimó que fueron capturadas 1861 tortugas (índice de confianza al 95% = 952 – 2953) en toda la extensión de los Bajos del Solís durante los 13 meses de muestreo. La estimación para el verano y el invierno alcanzaron valores similares. La veda parece haber evitado parte de la interacción entre tortugas marinas y pesca artesanal en los meses de mayor ocurrencia de tortugas verdes en los Bajos del Solís. Se concluye que en los Bajos del Solís la pesca entre la primavera y el otoño dentro de la franja de 2 km a la costa representa una amenaza a las poblaciones de tortugas verdes que frecuentan el área. Se recomienda implementar una extensión espacial y temporal de la veda abarcando como mínimo hasta los 500 metros de la costa e incluyendo dentro del período de vigencia al otoño, en el que se registró un alto número de interacciones. La inclusión de los Bajos del Solís dentro del SNAP (Sistema Nacional de Áreas Protegidas) sería de gran utilidad para fiscalizar el cumplimiento de la prohibición y para integrar la opinión y los aportes de pescadores como de otros actores involucrados en el área en futuros planes de manejo dentro de esta área de gran valor ecológico.

INTRODUCCIÓN

Las tortugas marinas son reptiles del orden Testudines del suborden Cryptodira. Los primeros registros geológicos del grupo datan del período Cretácico temprano (Hirayama, 1998), alrededor de 110 millones de años atrás. En la actualidad existen cinco géneros con siete especies pertenecientes a dos familias: Cheloniidae y Dermochelyidae. La primer familia está integrada por 6 especies: *Chelonia mydas* (tortuga verde), *Caretta caretta* (tortuga cabezona), *Eretmochelys imbricata* (tortuga carey), *Lepidochelys kempii* (tortuga lora), *Lepidochelys olivacea* (tortuga olivácea) y *Natator depressus* (tortuga aplanada). Dermochelyidae incluye una única especie: *Dermochelys coriacea* (tortuga siete quillas ó laúd).

Las tortugas marinas se caracterizan por presentar largos tiempos generacionales con edades de maduración tardía. Dependiendo de la especie pueden vivir entre 50 y 150 años, existiendo excepciones de mayor longevidad. Sus ciclos de vida transcurren entre áreas de reproducción, playas de anidación, y áreas de alimentación y/o desarrollo (Meylan & Meylan, 1999). Al salir del huevo las crías llegan al mar y allí comienza la fase denominada “años perdidos” cuya duración depende de la especie y/o la población. En esta etapa son transportadas por corrientes oceánicas a paraderos desconocidos (Musick & Limpus, 1997). Luego utilizan hábitats neríticos costeros para su alimentación y desarrollo hasta la madurez sexual, cuando comienzan las migraciones reproductivas. Pasado un año o a veces más, mediante un comportamiento filopátrico, recorriendo cientos o miles de kilómetros atravesando diversos hábitats oceánicos, vuelven a las playas donde nacieron para reproducirse y posteriormente retornan a las áreas de alimentación. También realizan migraciones entre áreas de alimentación. En invierno, al disminuir la temperatura del agua los individuos que están en áreas de alimentación templadas migran hacia zonas de alimentación a menores latitudes (Musick & Limpus, 1997). Las tortugas siete quillas y algunas poblaciones de oliváceas resultan excepciones al mencionado ciclo de vida dado que su ciclo transcurre básicamente en la fase oceánica existiendo esporádicas oportunidades en que se acercan a la costa para alimentarse (Anónimo, 2008 y Lopez - Mendilaharsu *et al.*, 2009).

En la actualidad todas las especies de tortugas marinas se encuentran en peligro de extinción (IUCN, 2011). Las principales causas incluyen la captura incidental por distintas pesquerías, el consumo de carne y comercio de huevos en playas de anidación y la destrucción y contaminación de sus hábitat de desarrollo y anidación (Oravetz, 1999). Se destaca la captura incidental como una de las más graves amenazas, definiéndose ésta como la captura no deseada de especies ocurrida en las pesquerías comerciales (Alverson, 1994; Oravetz, 1999 y Lewison & Crowder, 2006). Mamíferos marinos, aves marinas y elasmobranchios, entre otros también se ven amenazados por esta actividad (Hall *et al.*, 2000 y Heppell *et al.*, 2005). En los últimos años se han desarrollado diversos acuerdos para la conservación de las tortugas marinas a nivel internacional. La Convención sobre el Tráfico Internacional de Especies en Peligro de Fauna y Flora (CITES) prohíbe el intercambio comercial de especímenes vivos, muertos o sus derivados (CITES, 2008). Además, tanto la Convención de Especies Migratorias

(CMS) como la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de Tortugas Marinas (CIT), de las cuales Uruguay es parte y signatario, toman medidas para su protección. No obstante, ninguno de estos convenios logra evitar ni disminuir de manera efectiva las elevadas tasas de captura incidental de tortugas marinas (Lezama, 2009).

Tortugas marinas en Uruguay

Uruguay pertenece a la región Atlántico Sud Occidental (ASO) de la cual también forman parte Brasil y Argentina. Esta región representa un hábitat de anidación, alimentación y desarrollo y/o corredores migratorios de 5 de las 7 especies de tortugas marinas: tortuga verde, cabezazona, siete quillas, olivácea y carey (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2006). En aguas uruguayas hay registros de todas las especies antes mencionadas, siendo la verde, la siete quillas y la cabezazona las especies más frecuentes (López-Mendilaharsu *et al.*, 2006; Estrades *et al.*, 2007 y Lezama, 2009). Nuestra costa representa un hábitat de alimentación, desarrollo y corredor migratorio para estas especies que interactúan, por coincidencia espacial, con la pesca artesanal costera con redes de enmalle (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2003, 2006 y Lezama *et al.*, 2004). En la zona estuarina interna del Río de la Plata, al oeste de Montevideo (Defeo *et al.*, 2009) se capturan las 3 especies más frecuentes, mientras en la zona estuarina externa (Canelones y Maldonado) solamente 2: *C. mydas* y *D. Coriacea*, siendo la primera la más abundante (Lezama *et al.*, 2004; Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2006 y Viera, 2012).

A continuación se describirán las dos especies presentes en la zona estuarina externa del Río de la Plata en la costa Uruguaya:

Tortuga verde (*Chelonia mydas*)

La tortuga verde tiene distribución circumglobal dentro de zonas tropicales y subtropicales (Fig. 1) y es la especie de tortuga marina más frecuente en zonas costeras de Uruguay (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2004 y Lezama, 2009). Los individuos de esta especie presentan un caparazón con cuatro pares de placas costales de color castaño rojizo a gris oscuro (Fig. 1). En nuestras costas presentan entre 28 y 79.5 cm de largo curvo de caparazón (LCC) (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2006), correspondientes a individuos del estadio juvenil (Moreira *et al.*, 1995). Uruguay no presenta playas de anidación de esta especie, las tortugas que llegan a nuestra costa son juveniles que vienen a alimentarse y crecer (Lopez Mendilaharsu *et al.*, 2003, 2006). De las siete especies existentes de tortugas marinas, *C. mydas* es la que presenta hábitos más costeros (Márquez, 1990). En Uruguay es común encontrarlas en puntas rocosas y áreas costeras con importante desarrollo de macroalgas, tales como Cerro Verde (Rocha) y los Bajos del Solís (franja costera comprendida entre los puertos de San Luis (Canelones) y Piriápolis (Maldonado) (López-Mendilaharsu *et al.*, 2003; Lezama *et al.*, 2004 y Lezama, 2009). Se las observa mayormente en verano, cuando la temperatura del agua es mayor y ocurren mayores floraciones algales, principal alimento de esta especie en nuestro país (Lopez Mendilaharsu *et al.*, 2003). Caraccio (2008) constató que las tortugas verdes que llegan a

Uruguay pertenecen a distintas playas de anidación, correspondiendo la mayoría (71.4%) a la población de la Isla Ascención (ubicada a 5000 km de Uruguay). Entre los distintos artes de pesca que interactúan con tortugas verdes durante su ciclo de vida se reconoce el de redes de enmalle de fondo costero como uno de los más impactantes dado que los pescadores artesanales suelen calarlas en zonas rocosas o insulares, donde estas tortugas suelen alimentarse (Oravetz, 1999 y Domingo *et al.*, 2006).

Tortuga siete quillas (Dermochelys coriacea)

La tortuga siete quillas está críticamente amenazada de extinción (IUCN, 2011). Es la tortuga de mayor tamaño del mundo, alcanzando un adulto un tamaño de 2 m de largo y 700 kg. El caparazón presenta siete quillas dorsales y la piel es de color negro con manchas blancas y sin escamas (Fig.1). Al igual que la tortuga verde tiene distribución circumglobal. Presenta el mayor rango de distribución entre las tortugas marinas alcanzando incluso aguas polares (González Carman *et al.*, 2011). La población de siete quillas más grande del mundo anida en el oeste de África y atraviesa el Océano Atlántico para alimentarse en la costa de América del Sur: Brasil, Argentina y Uruguay (Billes *et al.*, 2006 y Witt *et al.*, 2011).

Es una especie mayormente de hábitos pelágicos y se alimenta básicamente de medusas y fisalias (López-Mendilaharsu *et al.*, 2009; Svendsen *et al.*, 2011). La peor amenaza para esta especie es la captura incidental en pesca industrial de palangre pelágico de superficie (Domingo *et al.*, 2006).

La plataforma continental uruguaya forma parte de un corredor migratorio para esta especie en la región del Atlántico Sud Occidental. El estuario del Río de la Plata fue identificado como zona de esporádicas incursiones alimenticias de esta especie, aumentado entre primavera y otoño y con máximos en épocas con incremento en la cantidad de medusas (Anónimo, 2008; López-Mendilaharsu *et al.*, 2009; González Carman *et al.*, 2011). En Uruguay existen varios reportes de capturas incidentales de esta especie cercanas a la costa (Fallabrino *et al.*, 2003) como también de varamientos en la playa (Anónimo, 2008).



Figura 1. a. Imágenes de tortuga siete quillas (izquierda) y verde (derecha) **b.** rangos de distribución correspondientes a cada tortuga. Extraídos de Caraccio (2008).

Pesca artesanal en Uruguay

A nivel mundial la pesquería de pequeña escala surge de alimento y empleo a millones de habitantes de la costa (FAO, 2005). En Uruguay esta actividad es de gran importancia socioeconómica: mientras el 97% del volumen de los recursos marinos capturados en el país corresponden a la captura industrial, el 46% de los pescadores pertenecen al sector artesanal por lo que el empleo generado por tonelada de captura es 30 veces mayor en el sector artesanal que en el industrial, considerando que la mayoría de los pescadores artesanales subsisten de esta actividad (GeoUruguay, 2008 y Defeo *et al.*, 2009).

La pesca artesanal se define como la actividad de captura de especies acuáticas realizada por pescadores con embarcaciones de menos de 10 toneladas de registro bruto, en el mar, ríos, arroyos ó lagunas a un máximo de 7 millas náuticas de la costa (Ferranda, 1985; GeoUruguay, 2008; y DINARA, 2009). Se emplean técnicas simples con un alto componente de trabajo manual y se caracteriza por la irregularidad de las capturas debido a limitantes de tipo ambiental, económico y de disponibilidad del recurso (Altez *et al.*, 1988; Norbis *et al.*, 2001; Norbis y Verocai, 2001).

En la zona costera se utilizan artes de pesca pasiva como redes de enmalle y palangres (Crossa *et al.* 1991). El uso de una u otra arte depende de la especie objetivo, por tanto variará con la época del año (Altez *et al.*, 1988 y Puig, 2006). En general, la pesca con redes en la costa está dirigida a la captura de *Micropogonias furnieri* (corvina) (sobre explotada), *Cynoscion guatucupa* (pescadilla de calada) (en plena explotación) y *Mustelus schmitti* (gatuso) y es

utilizado como arte de pesca principal en primavera hasta el verano. Las redes de enmalle, por lo general en la costa uruguaya, se calan en el fondo de la columna de agua, miden entre 50 y 100 m de largo y de 2 a 4 m de alto. Poseen lastres en los extremos, flotadores en la parte superior y plomos en la inferior, de forma que la red se mantenga extendida (Fig. 2). El tamaño de la luz de malla dependerá de la especie objetivo: los más utilizados son entre 10 y 12 cm. Generalmente las redes se calan al atardecer y se levantan al amanecer del día siguiente ó se calan y se levantan en una misma salida al amanecer dejando un tiempo de reposo de duración variable (observación personal). Este arte implica altos niveles de captura incidental de megafauna (Defeo *et al.*, 2009). El palangre es utilizado en algunos puertos, fundamentalmente en otoño e invierno cuando la pesca es dirigida a la captura de *Urophycis brasiliensis* (brótola) (Puig, 2006 y Defeo *et al.*, 2009).

En noviembre del 2008, la DI.NA.R.A (Dirección Nacional de Recursos Acuáticos de Uruguay) implementó una veda espacio temporal a la pesca artesanal (resolución N° 93/2008) que prohíbe la pesca con redes de enmalle y palangres en el Río de la Plata y Océano Atlántico en el período entre el 1º de noviembre al 12 de abril, dentro de la franja de 300 metros a la costa. Esta prohibición rige en la actualidad y con ella se busca proteger ambientes importantes de desove y cría de varias especies de peces de importancia comercial y así lograr un uso sustentable de los recursos acuáticos. Ésta prohibición, estaría protegiendo de la captura incidental a juveniles de tortuga verde, las cuales ocurren en su mayoría durante el verano en la franja de 500 metros a la costa en zonas costeras rocosas donde se encuentran acumuladas las algas, componente principal de su alimentación (Lezama, 2009).

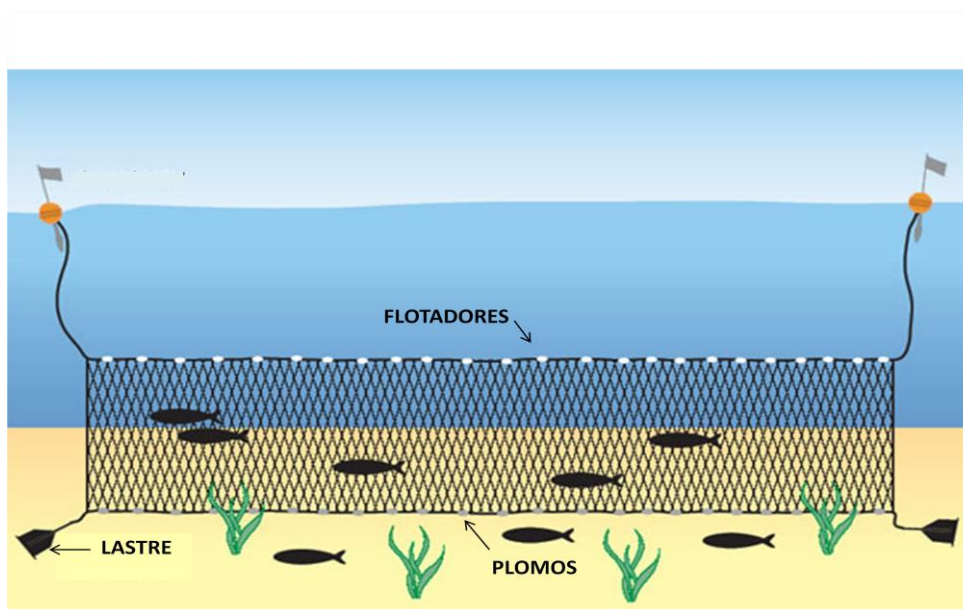


Figura 2. Esquema de red de enmalle de fondo. En la parte inferior se señalan plomos y en la superior flotadores que las mantienen extendidas. Tomado de Sea Grant Michigan, www.miseagrant.umich.edu/nets/largegill.html

Pesca artesanal y captura incidental de tortugas marinas: antecedentes regionales y locales

En Uruguay y la región la pesca artesanal y la pesca industrial interactúan con tortugas marinas, reconociéndose el palangre pelágico industrial y la pesca costera de arrastre y de enmalle como las artes de pesca más críticas por sus altos índices de captura incidental y mortalidad (Domingo *et al.*, 2006 y Rabuffetti *et al.*, 2008).

Diversos estudios en la región han examinado y evaluado la pesca incidental de tortugas marinas en palangre pelágico de superficie (Achaval *et al.*, 1998; Domingo *et al.*, 2006; Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2007 y Monteiro, 2008) siendo *D. coriacea* y *C. caretta* las más afectadas por esta pesquería. Por el contrario, son pocos los estudios que han evaluado las pesquerías costeras de enmalle presentes en el Atlántico Sur. Actualmente varios autores afirman que esta podría ser aún más amenazante para la megafauna que la pesca industrial por el mayor tamaño de esta flota, su amplia distribución y la alta tasa de mortalidad descrita en redes de enmalle de fondo y de deriva (Peckam *et al.*, 2008; Moore *et al.*, 2010; Wallace *et al.*, 2010; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Gilman *et al.*, 2010; Lucchetti & Sala; 2010 y Casale, 2011). Aun que en casi ningún país latinoamericano (incluido Uruguay) existen programas estatales de observadores a bordo en pesquerías de pequeña escala, existen algunos estudios que muestran índices y valores de captura.

En el Pacífico este, en las costas de Perú, donde la pesquería artesanal es practicada por numerosas barcas (>9500) a lo largo de casi toda la costa Alfaro-Shigueto *et al.* (2010 y 2011) entre el 2000 y 2007, registrando salidas de 3 puertos artesanales, reportaron 807 tortugas capturadas mediante palangres, redes de enmalle de fondo y de deriva y estimaron en 5900 el número total de tortugas capturadas anualmente desde esos 3 puertos (3200 *C. caretta*, 2400 *C. mydas*, 240 *L. olivacea* y 70 *D. coriacea*). Para toda la costa de Perú la captura total anual estimada alcanzaría las decenas de miles dado que los puertos muestreados representan menos de 1% del total de los puertos de Perú. *C. mydas* fue la más capturada por las redes de enmalle de fondo con el máximo índice de mortalidad (41%) y *D. coriacea* fue mayormente capturada por redes de deriva, con ninguna captura en redes de enmalle de fondo. No obstante Alfaro-Shigueto *et al.* (2007) reportaron 101 capturas de siete quillas en redes de enmalle en Perú entre 2001 y 2003. Frazier y Brito (1990) en San Antonio (centro de Chile) estimaron en 250 las capturas anuales de esta especie en redes agalleras de pez espada.

En Brasil, estudios realizados a lo largo de toda la costa constatan la presencia de 5 especies de tortugas marinas en sus aguas confirmando que la especie mayormente capturada en pesquerías costeras es *C. mydas*, casi en su totalidad juveniles (Nagaoka *et al.*, 2005; Pupo *et al.*, 2006 y Steigleder *et al.*, 2011). Según Marcovaldi *et al.* (1998) el arte de pesca artesanal que más tortugas captura a lo largo del litoral brasileño es la red de enmalle de fondo, presentando además los máximos índices de mortalidad (Rosso Londoño *et al.*, 2009 y Pazeto *et al.*, 2011). Dichos autores detectaron que los eventos de pesca cercanos a zonas rocosas y de mayor tiempo de espera tienen más alta probabilidad de captura que los más lejanos y

cortos. Al sur de Brasil las artes con mayor impacto son las redes de enmalle orientadas a la captura de corvina y pequeños tiburones (Monteiro *et al.*, 2005 y Marti, 2006). El verano representa la estación con mayor cantidad de capturas incidentales aunque existen registros durante todo el año (Monteiro *et al.*, 2005; Nagaoka *et al.*, 2005; Marti, 2006 y Steigleder *et al.*, 2011). Al norte del Brasil, Lima *et al.* (2002) y Sales *et al.* (2007) registraron la mayoría de las capturas costeras de *C. mydas* durante el invierno.

En aguas argentinas se capturan accidentalmente tortugas verde, siete quillas y cabezona, siendo la primera la más frecuente. Con información recopilada desde el año 1995 a 2008 a lo largo de 2800 km de costa se registraron 369 individuos mediante entrevistas a pescadores artesanales, relevamientos de playa y reportes. El 42% del registro pertenece a capturas incidentales ocurriendo la mayoría de estas en la Bahía de Samborombón (Provincia de Buenos Aires). Casi la totalidad de los individuos se encontraron muertos. Según pescadores consultados la mayoría de las capturas tienen lugar en eventos con redes de enmalle de fondo en verano (González Carman *et al.*, 2011). En el sur de la Bahía Samborombón, se registró la captura incidental de 49 tortugas verdes juveniles por la pesquería artesanal durante el período diciembre de 2004 a abril de 2005 en redes de enmalle de fondo, estimándose una captura anual de 117 individuos.

En Uruguay, hasta el año 1999 la información sobre tortugas marinas era escasa (Laporta *et al.*, 2006). Tras varios años de reportes de capturas incidentales de tortugas por pescadores artesanales con el surgimiento de Karumbé (O.N.G de investigación y conservación de tortugas marinas de Uruguay) se realizaron estudios de interacción de tortugas marinas con pesca artesanal en la zona estuarina externa e interna del Río de la Plata (Lezama *et al.*, 2004; Lezama, 2009 y Viera, 2012). Entre el 2001 y el 2003 Lezama *et al.* (2004), mediante encuestas a pescadores y monitoreos a bordo desde los puertos de Valizas, Piriápolis y San Luis, estudiaron la interacción de tortugas marinas con pesquerías artesanales. Registraron 93 tortugas juveniles en su mayoría *C. mydas* (96%), 49,3% del total se encontraban ahogadas en las redes. Cerro Verde (Rocha) y Bajos del Solís (Canelones y Maldonado) fueron identificadas como zonas de alta densidad de tortugas marinas y de recurrentes capturas incidentales sobre todo en los meses de verano cuando se cala cercano a la costa. Se constató que la red de enmalle de fondo es el arte de pesca que incidentalmente retiene más tortugas. Lezama (2009) en un estudio anual realizado entre 2004 y 2005 en los Bajos del Solís registró 21 capturas incidentales de tortugas verdes, 38% de las cuales se encontraron ahogadas. Estimó en 497 la captura anual de tortugas verdes por redes de enmalle de fondo en los Bajos del Solís (95% IC= 260 – 781). Comprobó que la probabilidad de captura aumenta al incrementarse el tiempo de reposo de las redes y disminuir la distancia a la costa. Recalca que la pesca con redes de enmalle de fondo realizada en los meses de verano en la franja costera a menos de 2 kilómetros de la costa representa una amenaza para los juveniles de tortuga verde. Viera (2012) en un estudio llevado a cabo en la zona estuarina interna del Río de la Plata registró 2 tortugas verdes, 2 cabezonas y 1 siete quillas capturadas en 6 meses de estudio. Estimó un promedio de capturas por evento de pesca de 0,15, igual al registrado para la zona estuarina externa por Lezama (2009). Alonso *et al.* (2009), en Cerro Verde (zona Océanica del Río de la

Plata) obtuvieron que los varamientos registrados (94) fueron significativamente mayores en 2009 que en 2008 y relacionaron el 54% de las muertes con la captura incidental.

En base a los antecedentes mencionados en el presente trabajo se buscó darle continuidad a los estudios en la región cuantificando espacial y temporalmente la captura incidental en la pesquería artesanal de *C. mydas* y *D. coriácea*, evaluando asimismo la efectividad de la veda antes mencionada.

HIPOTESIS

a - La captura incidental de tortugas marinas variará estacionalmente, siendo mayor en verano debido a la mayor disponibilidad de algas.

b - Los eventos de pesca cercanos a la costa (< 500m) y/ó en islas y puntas rocosas presentarán mayor número de capturas que los más alejados debido a la mayor disponibilidad de alimento.

d - La captura en el período de veda será menor a la encontrada anteriormente, previo a la imposición de la veda, ya que parte del área de mayor concentración de tortugas durante los meses de mayor ocurrencia en los Bajos del Solís estarán restringidos a la pesca.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la captura incidental de *C. mydas* y *D. coriacea* causada por la pesquería artesanal con redes de enmalle de fondo en los Bajos del Solís.

Objetivos específicos

a - Analizar la variación estacional de las capturas incidentales de tortuga verde y siete quillas.

b - Analizar la variación espacial de las capturas incidentales e identificar zonas de riesgo elevado de captura incidental en el área de estudio.

c - Estimar la captura total y estacional de tortugas verde y siete quillas en los Bajos del Solís durante el período de estudio.

d- Analizar cambios en las capturas incidentales de tortugas verde luego de impuesta la veda espacio-temporal por la DINARA en noviembre del 2008 (Resolución N° 93/2008).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Bajos del Solís

El sistema costero uruguayo es un sistema fluvio-marino complejo en el que se destacan la importante descarga del Río de la Plata con un caudal que varía con la época del año y la intensidad de los vientos y que se encuentra con otro sistema complejo: el frente de las corrientes Brasil- Malvinas. Este sistema de encuentro de distintas masas de agua genera una gran variabilidad estacional, con aguas subantárticas frías y ricas en nutrientes en invierno y aguas subtropicales cálidas y pobres en nutrientes en verano (Piola *et al.*, 2000; Ortega y Martínez, 2007). La confluencia de estas dos corrientes hace de esta zona una de las regiones más productivas del mundo (Guerrero *et al.*, 1997; Ortega y Martínez, 2007).

Este estudio se llevó a cabo en la franja costera comprendida entre 2 importantes localidades de pesca artesanal: San Luis (Canelones) (34°46'47''S-55°34'51''O) y Piriápolis (Maldonado) (34°54'09''S-55°14'13''O), región conocida como los Bajos del Solís (Fig. 3). Los Bajos del Solís están ubicados en la zona estuarina externa, allí la pesca está principalmente compuesta por *Micropogonias furnieri* (corvina) y *Cynoscion guatucupa* (pescadilla calada). En los últimos años los Bajos del Solís han sido propuestos por Brazeiro *et al.* (2003) y Defeo *et al.* (2009) como área prioritaria para desarrollar un área marina protegida por su especial valor ecológico. Este sitio representa el área de cría de numerosas especies de peces de importancia comercial y alberga también especies carismáticas y paraguas como lo son las tortugas marinas. Dentro de esta área se encuentran los importantes puertos pesqueros artesanales de San Luis, con el mayor número de barcas activas en el área y el 38% de las capturas artesanales del país (Defeo *et al.*, 2009) y de Piriápolis. También incluye varias localidades pesqueras con salida desde la playa: Araminda, Playa Verde, Playa Hermosa y Cuchilla Alta, entre otras. El área fue seleccionada por representar un importante hábitat de alimentación y desarrollo para juveniles de tortuga verde en la costa uruguayo y por ser una zona de alta actividad pesquera artesanal, existiendo pesca incidental de tortugas (Lezama *et al.*, 2004, Lopez Mendilaharsu *et al.*, 2006 y Lezama, 2009).

Para el presente estudio dentro de los Bajos del Solís se muestrearon tres localidades pesqueras en el departamento de Maldonado (Piriápolis, Playa Hermosa y Playa Verde) y una localidad en el departamento de Canelones (Araminda) (Fig. 3).

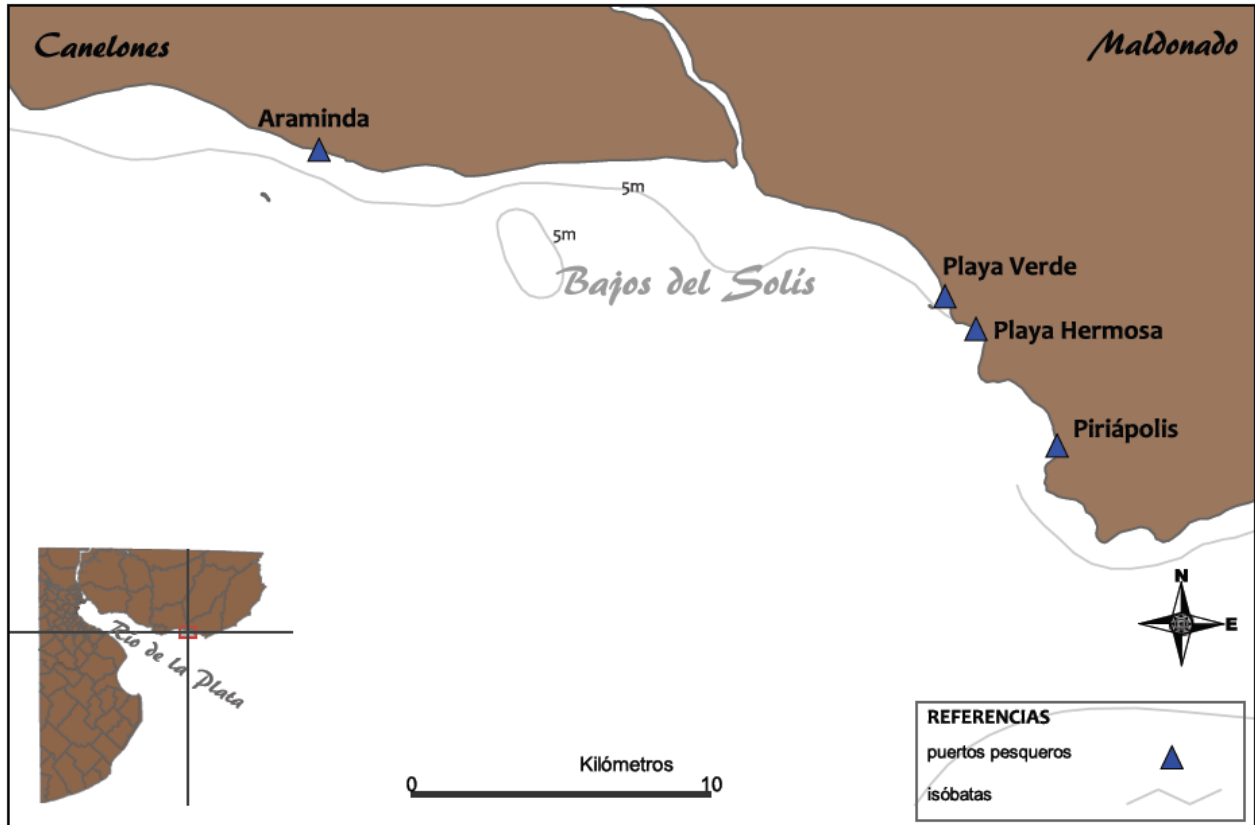


Figura 3. Ubicación geográfica del área de estudio. Se muestran las localidades estudiadas: Araminda (Dpto. de Canelones), Playa Hermosa, Playa Verde y Piriápolis (Dpto. de Maldonado).

Colecta de datos

Se monitorearon eventos de pesca a bordo de barcas artesanales entre noviembre de 2009 y noviembre de 2010. Algunos de los observadores a bordo fueron los propios pescadores, quienes recibieron información durante talleres organizados por Karumbé para realizar la colecta de datos de una manera sistemática. Cada embarque pudo incluir uno o más eventos de pesca, definiéndose estos como la actividad pesquera con un arte de pesca determinado en una zona particular. Durante una salida de pesca los pescadores suelen explorar más de una zona, realizando en cada una de estas un esfuerzo de pesca diferente (distinta superficie y tiempo de calado de redes). Como consecuencia, datos obtenidos en un mismo embarque pero en zonas separadas como mínimo por 5 minutos de navegación se analizaron por separado como eventos de pesca independientes.

En cada evento de pesca, se registró:

- Fecha
- Localidad
- Número y especie de tortugas capturadas incidentalmente
- Estado de la tortuga capturada: viva o muerta, el largo curvo del caparazón (LCC), ancho del caparazón.

- Características de las redes de enmalle utilizadas (cantidad, largo y ancho)
- Posición geográfica del sitio de calado de las redes (con GPS)
- Tiempo de calado de las redes (horas)

Análisis de datos

Para los análisis de distribución espacial, temporal y de efectividad de la veda se calculó la captura por unidad de esfuerzo de tortugas para cada evento de pesca muestreado (CPUE) como la suma del total de las tortugas capturadas en el evento (N), sobre el número de horas de reposo (t) y la superficie de redes caladas (s) (Lezama, 2009):

$$\text{CPUE} = \frac{\text{N}}{\text{t (horas)} \times \text{s (1000m}^2\text{)}}$$

Distribución estacional de las capturas incidentales de tortugas

Para comparar las capturas estacionalmente se definieron las estaciones de la siguiente manera: verano (enero a marzo), otoño (abril a junio), invierno (julio a setiembre) y primavera (octubre a diciembre).

Se probó la normalidad de la CPUE de tortugas realizando la prueba de Kolmogorv-Smirnoff y la heterogeneidad de varianzas con la prueba de Levene (Sokal y Rohlf, 1979). Al rechazarse la hipótesis nula de normalidad, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Sokal y Rohlf, 1979).

Análisis espacial de las capturas incidentales de tortugas

Con la ubicación geográfica de los eventos de pesca registrada a bordo se mapearon y analizaron estas localizaciones por medio del programa gvSIG 1.11. Con el fin de visualizar diferencias estacionales en la distribución de los eventos de pesca primero se graficaron todos los eventos de pesca por estación.

Para determinar la distribución de los eventos de pesca con captura incidental se trazaron 2 franjas de 500 y 2000 metros desde la costa. Las distancias elegidas para trazar los límites de cada franja fueron las mismas a las analizadas por Lezama (2009) en la misma área.

Por otro lado, se comparó la CPUE de tortugas entre localidades pesqueras con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Sokal y Rohlf, 1979). Los puertos de Playa Hermosa y Playa Verde se consideraron una misma zona de pesca denominada “PHPV” debido a su proximidad espacial (2 Km).

Estimación del número de tortugas capturadas incidentalmente en los Bajos del Solís

Debido a que los eventos de pesca registrados en este estudio cubrieron menos del 5 % del total de la actividad de la flota pesquera que operó en el área durante el período de estudio, se estimó el número total de tortugas capturadas incidentalmente durante el período de estudio en los Bajos del Solís. Para ello se utilizó el número de salidas de la flota con redes para cada estación del año (esfuerzo pesquero estacional, $E_{\text{estacional}}$), utilizando los despachos de las salidas de pesca declaradas por los pescadores a las sub-prefecturas de La Floresta y Piriápolis. Debido a que los registros de salidas de pesca no especifican si la salida fue con red o con palangre, se utilizaron criterios recogidos en la bibliografía (Lezama, 2009) y opiniones de pescadores artesanales para separar las salidas de pesca entre salidas de red o palangre y alcanzar el número total de salidas con red.

En primer lugar, considerando la distribución contagiosa que exhiben los pescadores del área, los días de pesca en que los observadores a bordo realizaron salidas de pesca (SP) con redes se asumió que el resto de la flota operó con el mismo arte (Lezama, 2009). Este criterio no se aplicó para las salidas de pesca del pescador de Playa Verde ya que dicho pescador sólo utiliza redes de enmalle. Para el resto de los días, en base a los horarios de pesca y a la época del año se definió

- SP con Palangres: cuando las embarcaciones realizaban caladas nocturnas y luego o bien regresaban al puerto para volver a salir de madrugada a levantar los palangres, o permanecían toda la noche en el mar durante el tiempo de reposo. Es decir que cada embarcación registraba dos salidas diarias en las Sub-Prefecturas, o tenían una única salida desde la noche al mediodía del siguiente día.
- SP con Redes de enmalle: cuando las embarcaciones salían de mañana a calar el arte y regresaban luego del mediodía. Cada embarcación registraba una sola salida de pesca por día en las Sub-Prefecturas, Por regla general las redes no se calan de noche.

Complementariamente para corregir la clasificación anterior, se consideró que en determinadas épocas del año la mayoría de las salidas son a la red o al palangre según el recurso pesquero en el que se enfocan los pescadores: desde enero a abril la mayoría salen a la red (excepto los casos explicados en SP palangres). En mayo y junio la mayoría son palangres; en los meses entre julio y setiembre la mayoría salen a la red de mañana y vuelven al medio día. En octubre noviembre y diciembre la mayoría salen con ambas artes, pero a los fines de este estudio se consideró como red (Observación personal).

Posteriormente se calculó la tasa de captura incidental de tortugas por evento de pesca para cada una de las estaciones (T_v , T_i , T_o , T_p) como:

$$T_E = \text{Nº de tortugas capturadas en estación} / \text{Nº total de eventos muestreados en estación}$$

Se calculó el total de tortugas capturadas por estación (C_E) multiplicando la tasa de captura estacional (T_E) por el esfuerzo pesquero estacional (E_E) como:

$$C_E = T_E \times E_E$$

A continuación se sumaron las capturas estacionales obteniéndose el total estimado de capturas incidentales para todo el período de estudio, como:

$$C_{TOTAL} = \sum C_E$$

Adicionalmente, se calcularon intervalos de confianza de 95% (IC) utilizando la técnica no-paramétrica de remuestreo con reposición "Bootstrap" (Canty, 2002). Se realizó un "Bootstrap" de la variable *captura* produciendo una distribución de 1000 tasas de captura incidental contra las cuales pudo ser evaluada la tasa de captura original estacional (T). Los percentiles 2,5 y 97,5 de esta distribución, corresponden a los límites inferior y superior de los IC de 95% para la tasa de captura. Los mismos fueron multiplicados por el esfuerzo pesquero estacional estimado (E) obteniendo de esta manera los IC para el número estacional de tortugas incidentalmente capturadas (C). Luego se sumaron los mínimos de los intervalos de confianza estacionales y luego los máximos para determinar el mínimo y el máximo anual. El análisis "Bootstrap" se realizó con el Programa R versión 2.7.0 (R. Development Core Team, 2007) utilizándose el paquete estadístico boot (Canty y Ripley, 2008).

Se estimó el número de tortugas que murieron en las redes para todo este período en toda la extensión de los Bajos del Solís, mediante la tasa de mortalidad que se calculó como el número de tortugas capturadas muertas sobre las totales, multiplicándolo por el número de tortugas estimadas capturadas.

La veda espacio temporal y su efecto en la captura incidental de tortugas

Para evaluar si la veda espacio temporal a la pesca artesanal entre noviembre y marzo desde el 2008 tuvo algún efecto en la la tasa de capturas incidentales de tortugas marinas en la zona de Bajos del Solís se compararon los resultados del presente estudio (2009-2010) (sincrónico con la veda espacio temporal impuesta por el MGAP en el 2008) con un estudio realizado en la misma zona 3 años antes de impuesta la restricción (2004-2005) (Lezama, 2009). Para ello se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann Whitney (Sokal y Rohlf, 1979) comparando la CPUE. Se compararon las estimaciones de capturas anuales totales y las proporciones de eventos con captura/eventos totales de ambos estudios mediante gráficos de barras.

Con el fin de asociar las diferencias interanuales en el número de tortugas capturadas a variaciones ambientales se contrastaron mapas satelitales regionales mensuales de anomalías en la temperatura superficial del mar mes a mes entre los períodos comparados. Los mapas fueron obtenidos de la NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration,

EE.UU):

http://iridl.ldeo.columbia.edu/expert/SOURCES/.NOAA/.NCEP/.EMC/.CMB/.GLOBAL/.Reyn_SmithOlv2/.monthly/.ssta

Se utilizó el programa Statistica 7.0 para realizar todos los análisis estadísticos.

RESULTADOS

A lo largo del período de estudio se muestrearon 139 eventos de pesca: 31 desde el puerto de Araminda, 93 desde PHPV (Playa Hermosa y Playa Verde) y 15 desde Piriápolis (Tabla 1). Se capturaron incidentalmente 66 tortugas (65 verdes y 1 siete quillas), con un promedio de 0,48 tortugas por evento de pesca y una CPUE anual de 0,18 tortugas/1000m²/hora. El 25,2% de los eventos tuvieron al menos 1 tortuga en la red. A excepción de la siete quillas, a la que no se le pudieron tomar las medidas por la dificultad que implica su manipulación en el agua, todas las tortugas verdes capturadas eran juveniles con largo curvo de caparazón promedio (LCC) de 38,5 cm y ancho curvo del caparazón promedio (ACC) 35,2 cm (según el criterio de Moreira et al., 1995). El 57,8% de las tortugas capturadas se encontraron muertas en las redes, entre ellas el ejemplar de siete quillas.

Variación estacional de capturas incidentales de tortugas

Se registraron entre 18 y 52 eventos de pesca por estación (Tabla 1). Esta gran variación se debió a las inclemencias del tiempo que dificultaba en algunas estaciones, sobre todo en el invierno, monitorear eventos de pesca. También la migración de los pescadores en épocas de zafra de corvina hacia otras localidades (mayormente en primavera y verano) resultó una complicación para seguir de continuo los estudios en el área. El escaso uso de redes de enmalle, sobretodo en Piriápolis que salían solo con palangre, dificultó el monitoreo en esta zona.

El número de tortugas capturadas fue significativamente distinto entre estaciones ($H=21,98$; $g.l.= 3$; $p= 0,0001$) (Fig. 4). El otoño fue la estación con mayor promedio de capturas por evento de pesca, con 36 capturas en 28 eventos (1,68 tortugas/evento de pesca), seguido del verano (0,44 tortugas/evento de pesca), la primavera y por último el invierno (Tabla 1 y Fig. 4a). La CPUE también varió de forma significativa entre estaciones ($H=17,78$; $g.l.: 3$; $p =0,0005$) siendo el verano la estación con mayor CPUE promedio (0,442 tortugas/1000m²/hora), seguido por el otoño (0,046 tortugas/1000m² /hora), la primavera y finalmente el invierno (Fig. 4b y Tabla 1). La tortuga siete quillas fue capturada durante la primavera.

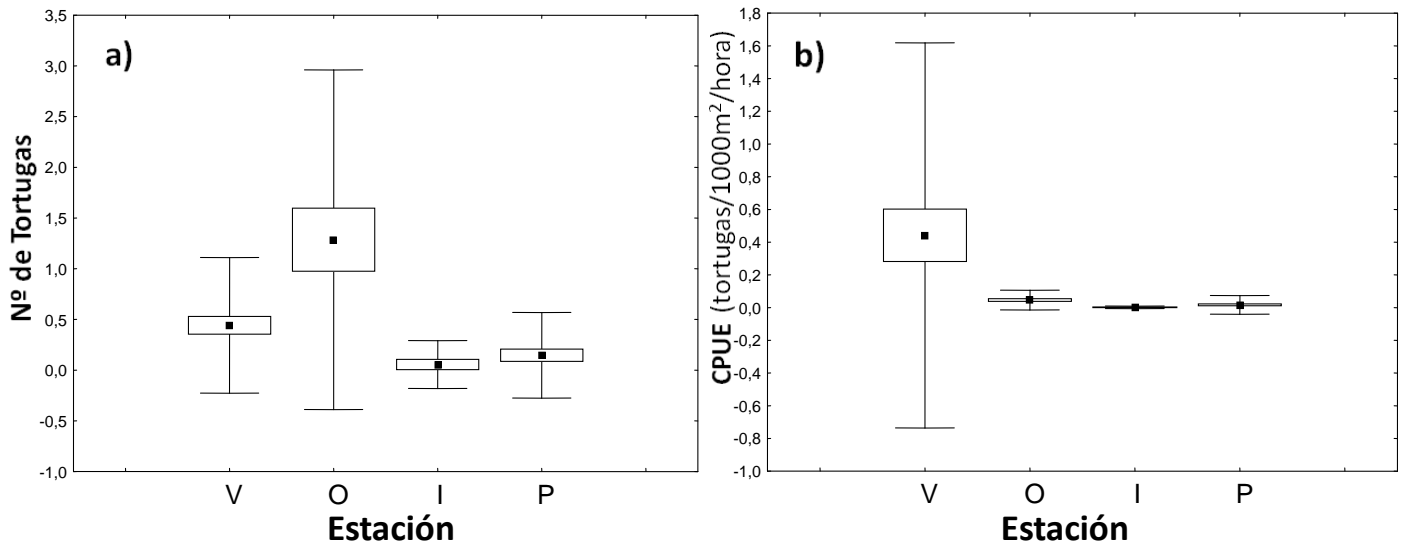


Figura 4. a) Número de tortugas capturadas por estación y b) CPUE por estación. Se muestra la media (■), desvío estándar (⊥) y error estándar (□).

Tabla 1. CPUE promedio de tortugas marinas por estación y localidad muestreada. P= Primavera, V= Verano, I= Invierno, O= Otoño, N= Número de eventos de pesca, T= Número de tortugas.

	P			V			I			O			TOTAL		
	N	CPUE	T	N	CPUE	T	N	CPUE	T	N	CPUE	T	N	CPUE	T
PHPV	31	0,019	3	45	0,509	21	5	0,000	0	12	0,030	6	93	0,257	30
PIRIÁPOLIS	3	0,000	0	3	0,021	2	4	0,000	0	5	0,019	1	15	0,010	3
ARAMINDA	7	0,017	3	4	0,000	0	9	0,004	1	11	0,076	29	31	0,032	33
TOTAL	41	0,017	6	52	0,442	23	18	0,002	1	28	0,046	36	139	0,180	66

Como se observa en la figura 4, tanto el número de tortugas capturadas en otoño como la CPUE del verano presentaron gran variabilidad.

Tanto en Araminda como en PHPV se encontraron diferencias estacionales significativas en capturas y CPUE, no así en Piriápolis (Fig. 5). A diferencia de la tendencia estacional observada para toda el área, en Araminda la mayor CPUE se registró en otoño, estación en la que se capturaron 29 tortugas, casi la totalidad de capturas anual en PHPV (30) (Fig. 5 y Tabla 1). La CPUE de PHPV en verano como la de Araminda en otoño, presentaron gran variabilidad (Fig. 5).

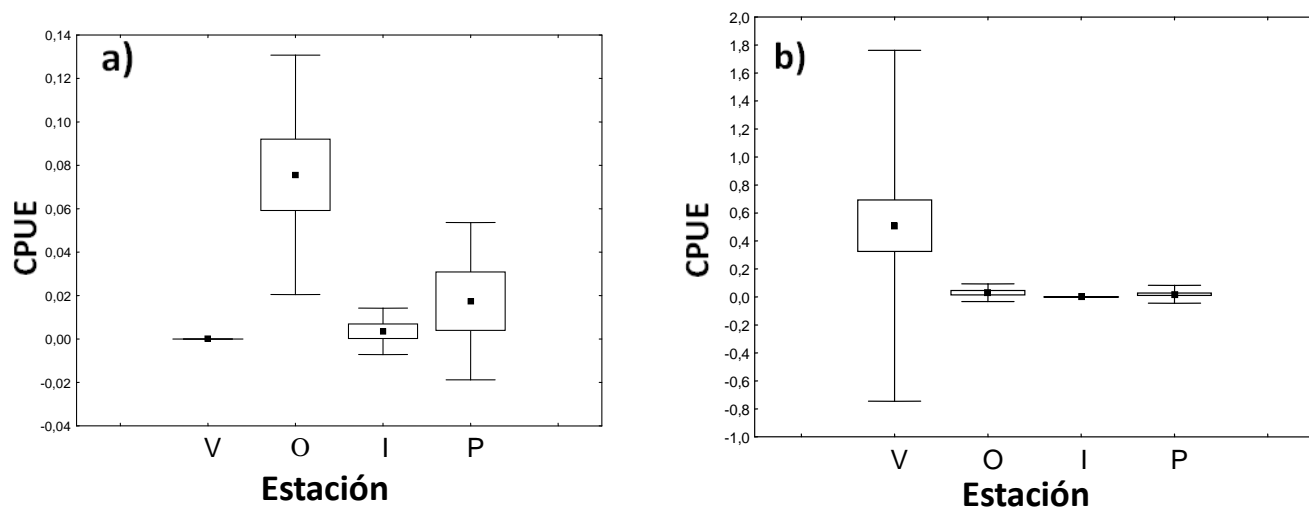


Figura 5. CPUE por estación a) Araminda y b) PHPV. Se muestra la media (■), desvío estándar (I) y error estándar (□).

Variación espacial en capturas incidentales

Se observó que la distribución de los eventos de pesca presentó un patrón estacional, sucediendo todos los eventos de primavera, verano y otoño a menos de 2000 metros de la costa y la mayoría de las salidas en invierno a más de 10 km de la costa (Fig. 3). Piriápolis se diferenció del patrón antes descrito, dado que durante el período de estudio las salidas de verano fueron más alejadas que las salidas de invierno, lo que se observa en la Figura 6 dado que los eventos de pesca alrededor del puerto de Piriápolis son todos eventos de pesca de embarcaciones pertenecientes al mismo puerto.

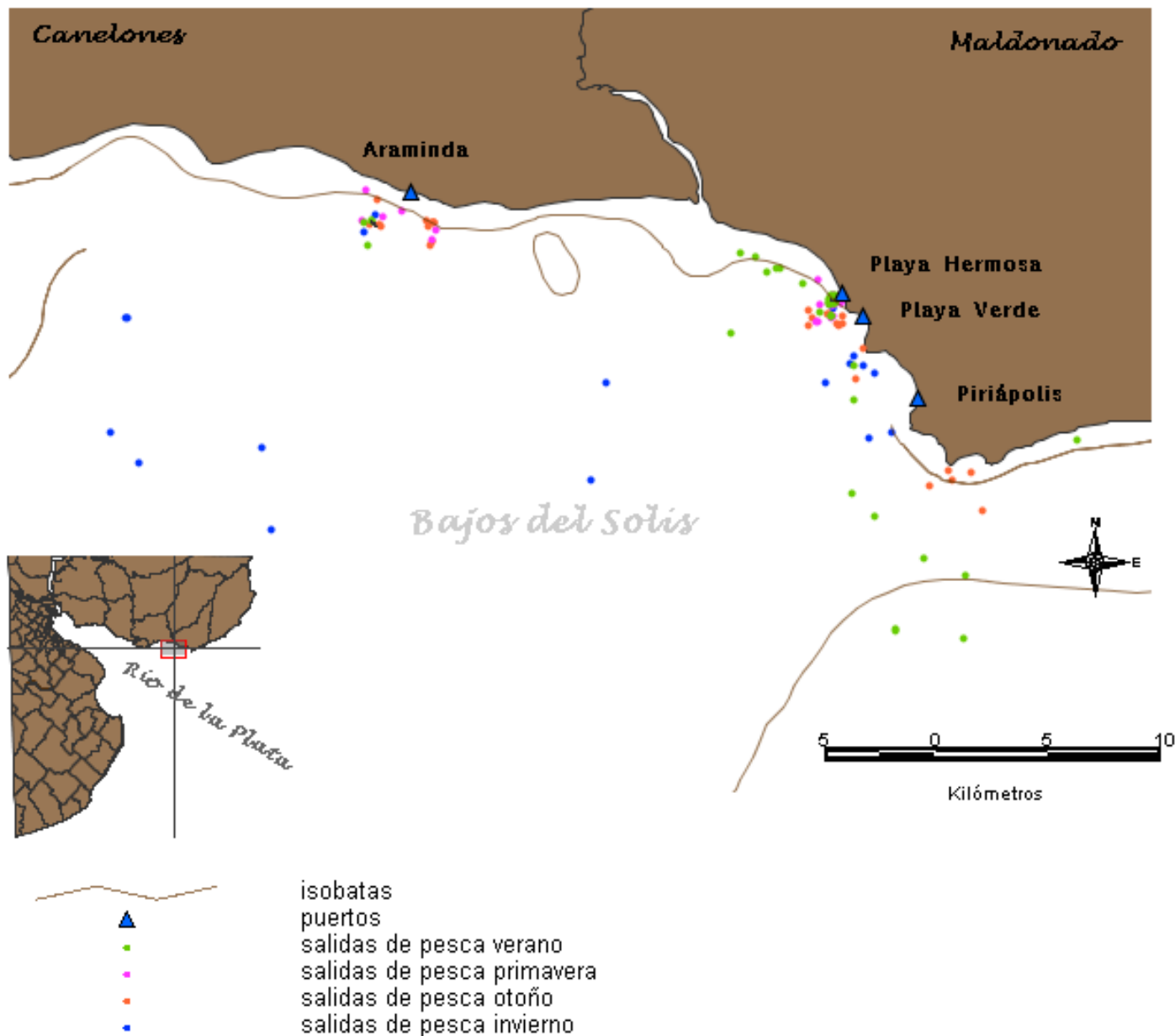


Figura 6. Ubicación geográfica del área de estudio con la posición media de los eventos de pesca diferenciados por color según la estación de año.

El número de tortugas capturadas fue significativamente distinto entre las localidades estudiadas ($H=8,52$; g.l.= 2; $p= 0,014$). Araminda tuvo el máximo promedio de tortugas por evento de pesca (1,6 tortugas, una de ellas 7 quillas), seguida por PHPV y último Piriápolis (Tabla 1) aunque la única estación para la cual esta diferencia fue significativa, fue el otoño ($H=15,91$; g.l.2; $p= 0,0004$) (Fig. 7). La mayor CPUE se registró en PHPV seguido por Araminda y último Piriápolis, sin embargo esta diferencia no resultó significativa ($H= 3,72$; g.l.=2 ; $p=0,156$) (Tabla 1).

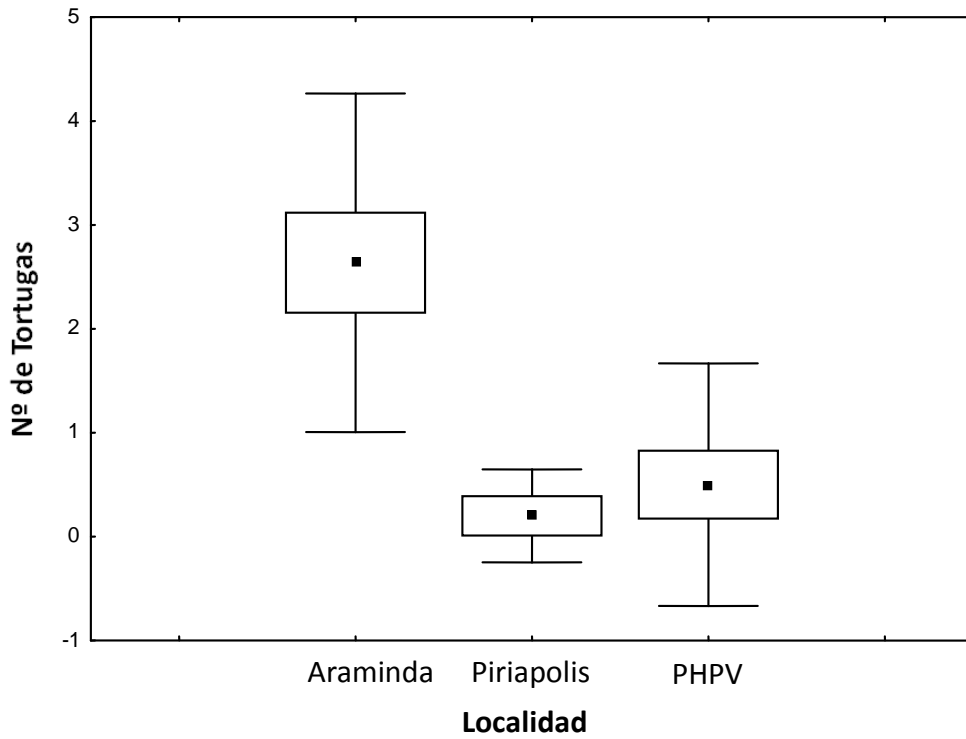


Figura 7. Número de tortugas capturadas por localidad durante el otoño. Se muestra la media (■), desvío estándar (|) y error estándar (□).

Se identificaron zonas de alto riesgo de captura incidental por alta frecuencia de eventos con interacción. Estas zonas son conocidas como las “Islas del pato” (frente a Playa Verde), la “Isla de la Tuna” (frente a localidad Araminda) y “Los lobitos” (conjunto de rocas al este de Araminda). Están todas dentro de la franja de 2 km de la costa, donde suelen pescar la mayoría de las barcas durante los meses de verano y otoño, como se observó en el análisis espacial previo (Fig. 8).

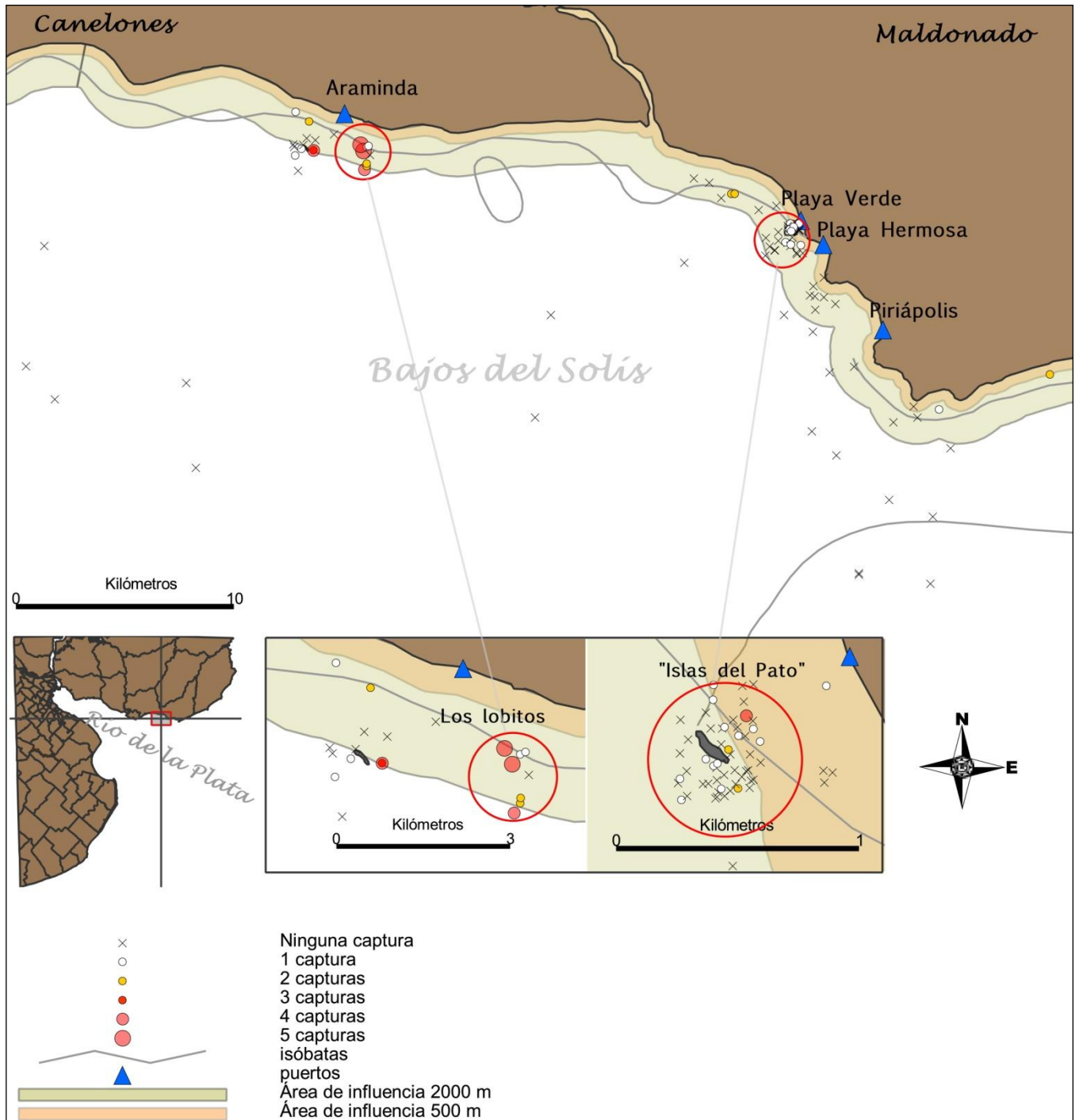


Fig. 8. Eventos de pesca según el número de tortugas marinas capturadas incidentalmente diferenciados por tamaño y color.

El 90,9 % de las capturas sucedieron a menos de 2000 metros de la costa. La máxima relación eventos con captura/eventos totales se encontró en la franja de los primeros 500 metros y la mayoría de las capturas fueron en la franja de 500-2000 metros de la costa donde tuvo lugar el máximo porcentaje de eventos de pesca (Fig. 9).

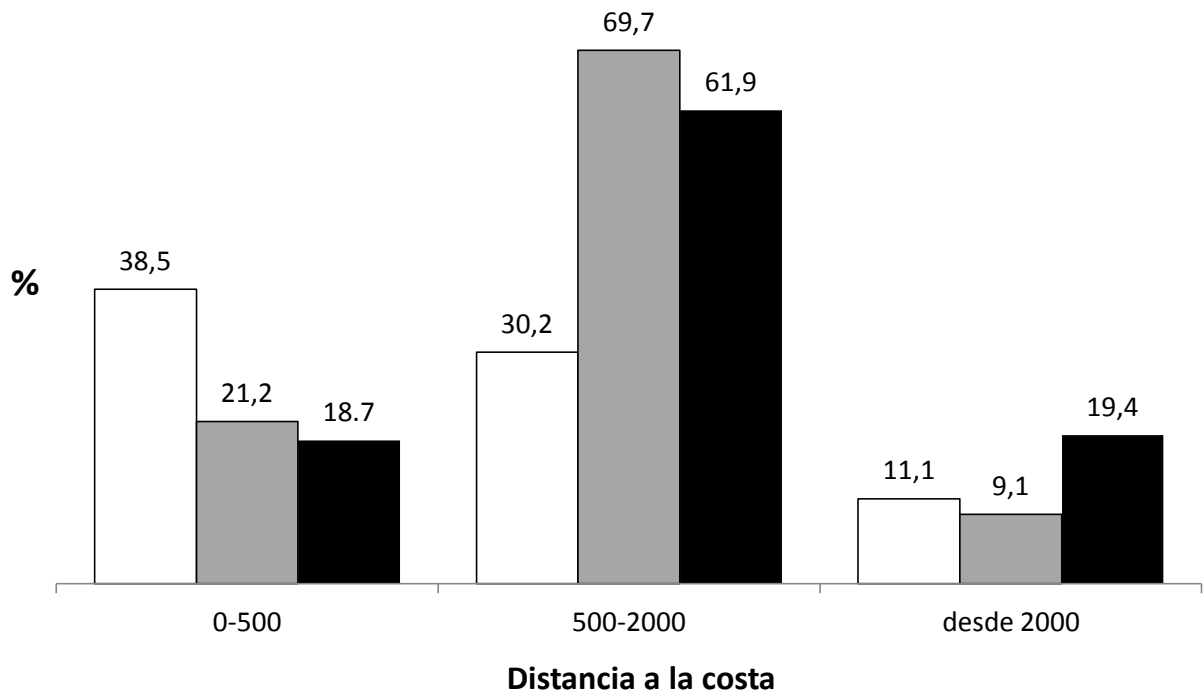


Figura 9. Porcentaje de eventos de pesca en cada área de influencia que tuvieron al menos una captura (□), porcentaje del total de tortugas capturadas en cada franja de influencia (■) y porcentaje de eventos de pesca en cada franja (■).

En verano 66,7% de los eventos de pesca que ocurrieron en la franja de 500 metros de la costa presentaron al menos una captura incidental, mientras que en otoño 55% de los eventos tuvieron al menos una captura incidental entre 500 y 2000 metros.

En Araminda, el 100% de los eventos ocurridos en otoño tuvieron captura y en PHPV 66,7% de los eventos dentro de los 500 metros tuvieron captura. Durante el verano en PHPV el 63% de los eventos a menos de 2000m tuvieron captura.

Estimación total y estacional de las capturas incidentales

El total de salidas con red registradas en los despachos de prefectura para el período de estudio en los Bajos del Solís fue de 5460 (736 en primavera, 1927 en verano, 610 en otoño y 1887 en invierno). La tasa de captura incidental fue máxima en otoño (1,29 tortugas/evento de pesca), seguido por el verano (0,44 tortugas/evento de pesca). La tasa de captura anual fue 0,34 tortugas/evento de pesca y el número total de tortugas capturadas incidentalmente para el período de estudio se estimó en 1861 tortugas con un IC al 95% = 952 – 2953. De esas 1861 capturas, 18 serían siete quillas que habrían sido capturadas en primavera, el resto tortugas verdes. La estimación de capturas por estación se muestra en la Figura 10. Durante el período de estudio se estima que habrían muerto ahogadas en redes 1076 tortugas.

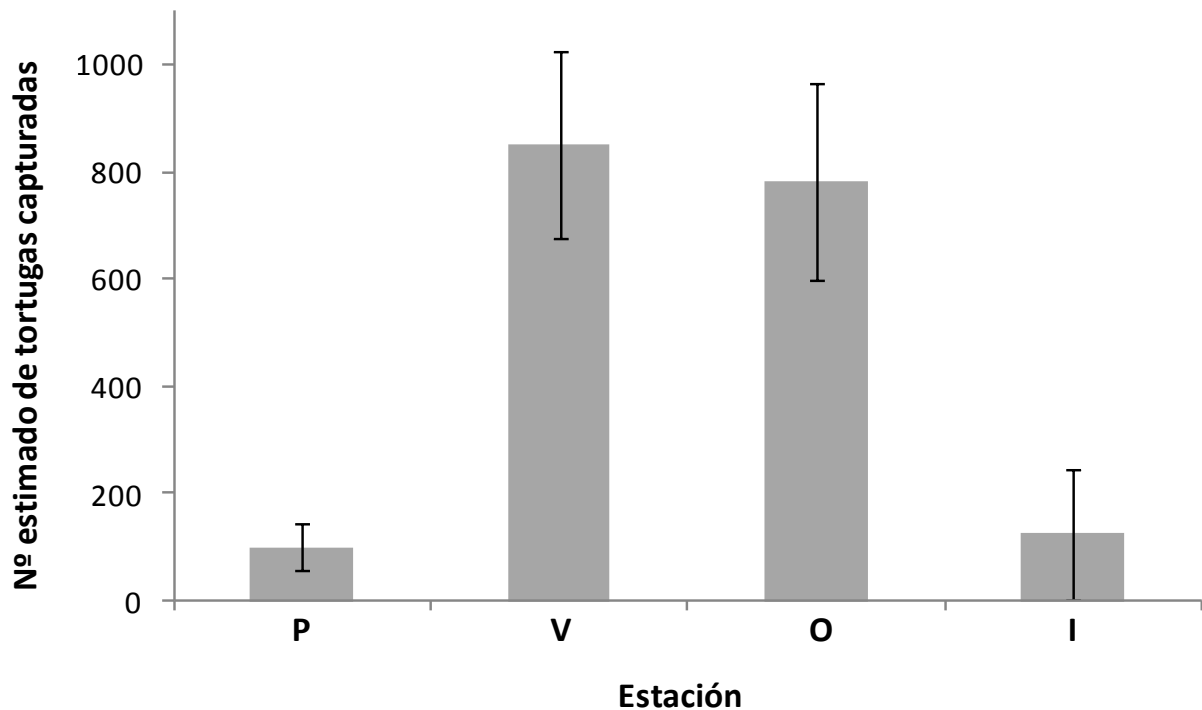


Figura 10. Número estimado de tortugas capturadas por estación en los Bajos del Solís. Se muestra la media \pm el error estándar (\bar{I}).

Capturas incidentales antes y después de la veda

Durante este estudio el promedio de CPUE fue 0,18 tortugas/1000m²/h, más de un orden de magnitud que la encontrada durante los años 2004 y 2005 en los Bajos del Solís (0,013 tortugas/1000m²/h) (Lezama, 2009). La CPUE del período noviembre a marzo del 2009-10 (con veda) resultó significativamente superior y de mayor variabilidad que el obtenido para el mismo período en 2004-05 (U=286; Z= -2,522; p=0,012) (Figura 11). En el presente estudio se capturaron 45 tortugas más y se muestrearon 54 eventos de pesca menos que en el período 2004-2005, además la estimación de capturas fue de 1364 tortugas más. En la Figura 12 se comparan los resultados de Lezama (2009) con los del presente estudio en cuanto a la proporción de eventos de pesca con y sin captura en cada año.

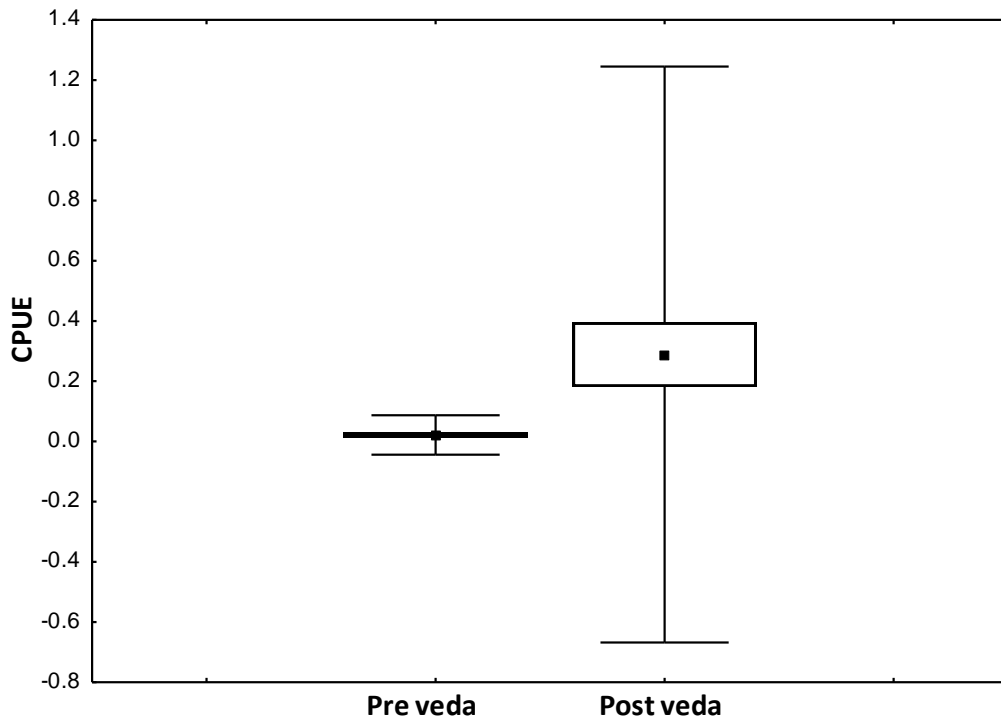


Figura 11. Se compara la CPUE entre noviembre y abril de los años 2004-2005 (previo a la imposición de la veda) y 2009-2010 posterior a la veda. Se muestran media (■), desvío estándar (I) y error estándar (□).

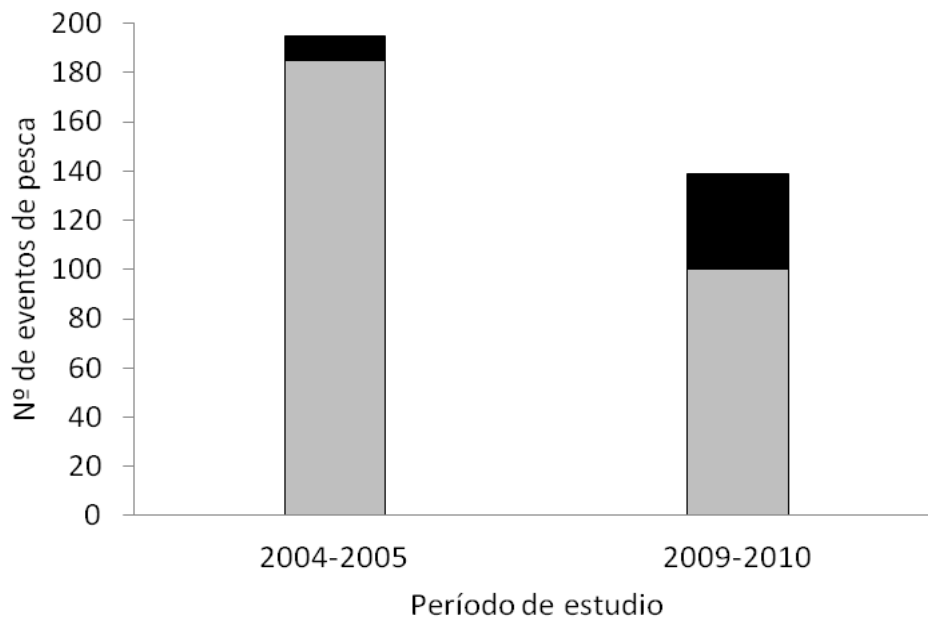


Figura 12. Contraste entre el número de eventos de pesca con mínima una captura (■) y sin capturas (■) entre períodos 2004-2005 y 2009-2010 en los Bajos del Solís.

En la figura 13 se muestran mapas de la región para distintos meses del año en los cuales se detallan las anomalías de la temperatura superficial del mar con respecto a una media histórica. En la zona del Río de la Plata se distingue que los meses del 2010 tienen anomalías de temperatura mayores (positivas) que las del 2005.

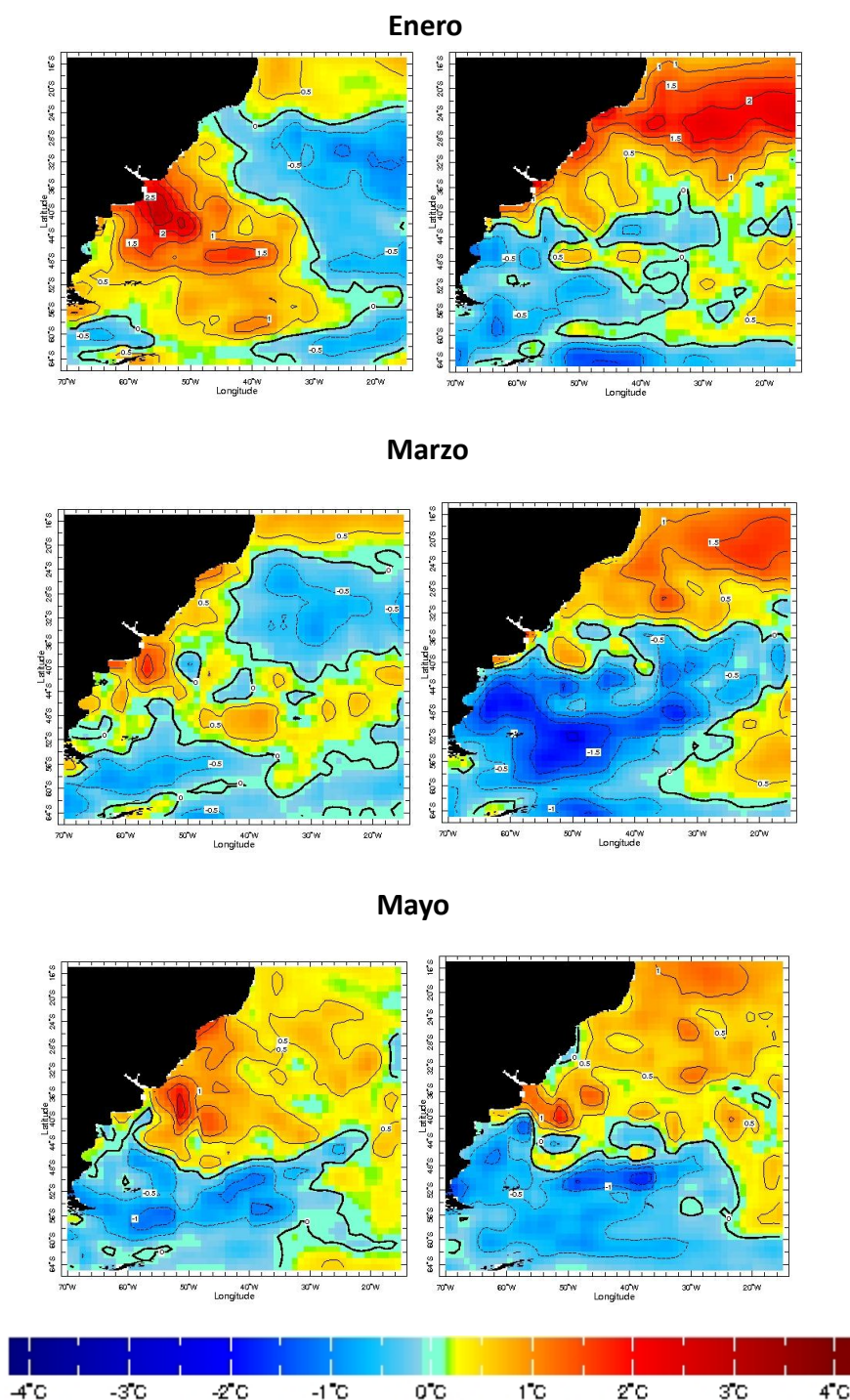


Figura 13. Anomalías de la temperatura superficial del mar mensual de la costa Uruguay y alrededores comparando 2005 (a la izquierda) y 2009 (a la derecha). Tomado de página web de NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) <http://iridl.ldeo.columbia.edu/expert/SOURCES/.NOAA/.NCEP/.EMC/.CMB/.GLOBAL/.ReynSmithOlv2/.monthly/.ssta>

DISCUSIÓN

Los resultados del presente estudio constatan que los Bajos del Solís son una zona de alta frecuencia de interacciones de tortugas marinas, mayormente *Chelonia mydas*, con redes de enmalle de fondo artesanales (Lezama *et al.*, 2004 y Lezama, 2009). Investigaciones realizadas en la región coinciden con lo anterior (Frazier, 1984; Martí, 2006 y Da Silva *et al.*, 2011) y afirman que las redes de enmalle de fondo presentan los mayores índices de mortalidad entre los artes de pesca artesanal (Marcovaldi *et al.*, 1998 y Lewison & Crowder, 2006) encontrándose en este trabajo un 57,8% de las tortugas capturadas muertas en las redes. Este porcentaje resultó mayor al encontrado por Lezama (2009) y Lezama *et al.* (2004) en la misma área, cuyos porcentajes de mortalidad alcanzaron los 38% y 49,3% respectivamente. Comparado con los porcentajes obtenidos en el sur de Brasil superó al encontrado por Martí (2006) en la Lagoa dos Patos (RS) de 42% y resultó menor al obtenido por Lopez Barrera *et al.* (2012) en la Bahía de Paranaguá (Santa Catarina) de 63%. Las redes de enmalle de fondo tienen un alto índice de mortalidad debido a los largos tiempos de reposo que los pescadores le dan a las redes en el fondo de la columna de agua. En particular durante el presente estudio muchos de los eventos de pesca superaron las 24 horas de reposo, y explica el alto porcentaje de mortalidad encontrado. En Bahía de Samborombón (Argentina) Gonzalez-Carman *et al.* (2011) registraron el máximo porcentaje de mortalidad de la bibliografía consultada (72%).

La CPUE anual registrada en este estudio (0,18 tortugas/1000m²/hora) resultó alta comparada con antecedentes para el área y la región, superando a la registrada por Viera (2012) durante la primavera del mismo año en la zona estuarina interna del Río de la Plata (0,167 tortugas/h/1000m²). Adicionalmente, superó por más de un orden de magnitud a la CPUE anual obtenida por Lezama (2009) en la misma área de estudio (0,013 tortugas/1000m²/h). Comparando con estudios realizados en la región, superó la CPUE registrada por Martí (2006) en la Laguna de los Patos, Río Grande do Sul (Brasil) con redes de arrastre de camarón rosa (0,036 tortugas/hora), siendo este tipo de redes las que presentan mayor interacción con tortugas marinas. Probablemente el 2010 haya sido un año con mayor ocurrencia de tortugas en el área. Los pescadores consultados afirmaron lo anterior.

Como ya ha sido observado anteriormente para la pesca artesanal costera tanto en el área como en la región por Bugoni *et al.* (2001), Monteiro (2004) y Lezama (2009) todos los ejemplares de tortuga verde encontrados en el área eran juveniles. Esto resalta la importancia de proteger los Bajos del Solís como área de alimentación y desarrollo ya que la conservación de los juveniles es primordial en los esfuerzos para conservar las poblaciones y perpetuar las especies (Crouse *et al.*, 1987).

Estacionalidad de las capturas incidentales

La CPUE y el número de capturas incidentales registradas durante este estudio variaron estacionalmente, obteniéndose el mayor promedio de CPUE durante el verano. Esto coincide con antecedentes para el área de estudio y zonas adyacentes en la región (Monteiro *et al.*,

2005; Albareda *et al.*, 2007 y Lezama, 2009). Adicionalmente, concuerda con lo establecido por varios autores acerca de que la presencia de tortugas marinas en zonas templadas es estacional dada la migración que realizan hacia menores latitudes durante los meses de agua más fría (Musick & Limpus, 1997; Aves & Lohmann, 2004 y Lezama, 2009). Sin embargo, difiriendo con la bibliografía consultada y con lo pronosticado en la primera hipótesis de este trabajo, la mayoría de las capturas se registraron en otoño y no en verano. Los antecedentes tanto para el área como la región mostraban la coincidencia entre la estación de mayor número de capturas y la de mayor CPUE promedio en el verano (Monteiro, 2004; Martí da Silva, 2006; Lezama, 2009 y Gonzalez-Carman *et al.*, 2011). Probablemente el máximo de capturas en otoño y el desfase estacional entre el máximo de CPUE y el máximo de capturas observado en este estudio se deba a que en otoño se realizó mayor esfuerzo pesquero (eventos de pesca de mayor duración y superficie de redes) que el verano, alcanzándose por esta razón un mayor promedio de capturas durante el otoño. Además, como estableció Lezama (2009) para los Bajos del Solís, la probabilidad de captura de tortugas verdes aumenta cuanto más cercano a la costa ocurra el evento de pesca y en este estudio la distancia promedio a la costa de los eventos de verano fue mayor a la registrada en los eventos de otoño debido a la veda espacio-temporal impuesta por el MGAP que prohibía la pesca a menos de 300 metros de la costa durante el verano. Por tanto, más allá de que en verano la CPUE haya resultado mayor, la mayoría de las capturas se registraron durante el otoño, falseándose de esta manera la primera hipótesis y dejando constancia de que mientras rija y se cumpla la veda de los 300 metros, el otoño sería la estación de máxima captura. Se destaca que las estaciones con mayor CPUE promedio y mayor promedio de capturas fueron las que presentaron mayor variabilidad, lo que deja en evidencia que no todos los eventos de pesca tienen la misma probabilidad de captura, lo que seguramente se deba a las distintas zonas escogidas para la pesca. Además en el caso del otoño son tres meses en los que la temperatura del agua va disminuyendo y con esta disminución comienzan a emigrar las tortugas, existiendo una variación temporal en la probabilidad de capturas incidentales propia de la estación. La gran variabilidad de CPUE encontrada en PHPV en verano probablemente también responda a los distintos sitios de pesca elegidos por cada pescador en esa localidad, ocurriendo algunos eventos de pesca sobre rocas de las islas del Pato, otros dentro del área prohibida por la veda y otros alejados de la costa.

Durante el mismo año del presente estudio, Viera (2012) encontró la máxima CPUE y promedio de capturas en primavera registrando además ejemplares de *C. caretta*. Existe entonces una composición y estacionalidad de tortugas distinta entre el oeste y el este del estuario del Río de la Plata, aunque la tortuga siete quillas fue capturada durante la primavera en ambas zonas. Esto coincide con la estacionalidad de siete quillas encontrada por Lopez-Mendilaharsu *et al.* (2009) donde la primavera fue de las estaciones con mayor cantidad de incursiones de esta especie en el Río de la Plata. Sería interesante continuar con los estudios comparativos de ambas áreas y así comprender mejor la estacionalidad de las especies compartidas por ambas áreas y sobre todo de siete quillas para así lograr proteger mejor a esta que es la especie que actualmente se encuentra mayormente amenazada.

Variación espacial de las capturas incidentales

En el presente estudio no se encontraron diferencias significativas de CPUE entre las localidades pesqueras, pero si varió el número de capturas entre localidades durante el otoño. Esta diferencia seguramente no se deba a una variación en la abundancia de tortugas entre las localidades, sino a la interrupción ocurrida en la actividad de uno de los pescadores de PHPV durante el otoño, resultando en una disminución en el número de capturas de PHPV durante el otoño. Adicionalmente en Araminda durante dicha estación, el pescador salió con mayor frecuencia y en áreas más costeras que en las estaciones anteriores, lo que aumentó aún más la diferencia entre ambas localidades. En estos casos el análisis de CPUE que estandariza las capturas con respecto al esfuerzo es de gran utilidad ya que mostrando que no existió variación en la CPUE deja en evidencia que la diferencia en el número de capturas seguramente se deba al sitio donde se realizó el esfuerzo.

La mayoría de las capturas incidentales sucedieron en zonas costeras, insulares o puntas rocosas a menos de 2000 metros de la costa (90,9%) coincidiendo con lo encontrado en la región por Pupo et al. (2006), Lezama (2009), Pazeto et al. (2011) y Damaszczeno y Lima (2011). Esto posiblemente se deba a que las tortugas verdes permanecen en las zonas rocosas donde encuentran mayor concentración de algas marinas, su principal alimento. Lezama (2009) destacó en los Bajos del Solís las “Islas del pato” y la “Isla de La Tuna” como sitios de alto riesgo de captura, lo que también se encontró en el presente estudio. Adicionalmente, se identificó por primera vez la punta rocosa “Los lobitos” en Araminda como zona crítica de capturas de tortuga verde. Considerando que la probabilidad de captura aumenta a menor distancia de la costa y que durante dicho estudio de Lezama (2009), el 75% de las capturas ocurrieron en la franja de 500 metros a la costa, en el presente estudio se esperaba encontrar la mayor cantidad de capturas en dicha franja. Contrariamente a lo esperado, la mayoría de las capturas ocurrieron en la franja de 500-2000m (entre estas el ejemplar de siete quillas). No obstante, este resultado coincide con lo esperado ya que la mayoría de los eventos de pesca monitoreados tuvieron lugar en la franja de 500-2000m (61,8% de los eventos de pesca) y no en la de los primeros 500m (18,7%). Esto último podría explicarse ya sea por prohibición de los 300 metros o porque los pescadores eligen este sitio por presentar la mayoría de las zonas insulares donde suelen calar sus redes: “Isla de la Tuna”, “Los lobitos”, “restinga de piedras de afilar” e “Islas del Pato”. Al analizar el porcentaje de eventos de pesca con captura sobre los eventos de pesca totales en cada franja, se encontró que la franja de los primeros 500m presentó la mayor cantidad de eventos con captura. Esto verifica la segunda hipótesis de este trabajo ya que el significado de lo anterior es que la probabilidad de captura aumenta a menor distancia de la costa.

Los eventos de pesca más cercanos a la costa se observaron durante el verano, excepto en Piriápolis. La distancia a la costa que los pescadores eligen para pescar está asociada a la distribución estacional de sus especies objetivo (Altez *et al.*, 1988 y Puig, 2006), coincidente con los sitios de forrajeo de las tortugas. Esto aumenta la probabilidad de captura de tortugas y resulta desafiante para establecer políticas de manejo para la conservación de estas especies sin generar conflictos con los pescadores. La veda a la pesca

artesanal que rige hoy en día abarca solamente la franja de 300 metros a la costa. Aunque esta veda fuera cumplida por los pescadores, esto no estaría evitando el problema de la pesca de tortugas ya que muchas de las islas donde pescan los pescadores quedan por fuera de dicha franja. Por este motivo, incluir dentro del área de veda las islas fuera de los 300 metros sería una medida que probablemente mitigaría los efectos de la captura incidental, aunque esta medida debería ser discutida y negociada junto a pescadores para lograr acuerdos y así evitar el conflicto.

Total de tortugas capturadas

Durante los meses de estudio la temperatura superficial del mar en los Bajos del Solís enmarcado en la región mostró anomalías positivas superiores a las correspondientes al período de estudio 2004-2005. Estos cambios interanuales en la temperatura superficial del mar responden a variaciones que presenta la posición latitudinal del frente de corrientes Brasil (cálida) – Malvinas (fría), con épocas ó años de mayor influencia de la corriente de Brasil sobre la plataforma uruguaya. Con la llegada de aguas más cálidas, aumenta la probabilidad de que lleguen tortugas verdes a nuestras áreas de alimentación como otras especies de tortugas de distribución subtropical (Ortega y Martínez, 2007). Dado que la tasa de captura y la estimación de tortugas capturadas incidentalmente en los Bajos del Solís para este período (1861 individuos, IC de 95% de 952 – 2953) resultó cuatro veces mayor a la obtenida por Lezama (2009) en la misma área durante el período 2004-05 (497 individuos, IC al 95% de 260 - 781) se sospecha que durante el período de estudio la plataforma Uruguaya tuvo mayor influencia de la corriente cálida de Brasil. También resultó significativamente mayor a la estimación realizada por Viera (2012) para la zona estuarina interna del Río de la Plata en el mismo período (55 tortugas, IC de 95% de 16 - 95). Esto seguramente se deba a que la zona estuarina interna presenta menor salinidad que la externa por lo que incursionan menor cantidad de tortugas hacia esa zona. Dos estudios de varamientos, uno realizado en Cerro Verde, Uruguay (Alonso *et al.*, 2009) y otro realizado en Rio Grande do Sul, Brasil (da Silva *et al.*, 2011) confirman lo anterior con más registros de capturas incidentales, varamientos y especies poco comunes durante los años 2009 y 2010. Asimismo, la tasa de captura obtenida por Viera (2012) en la zona estuarina interna del Río de la Plata en el mismo período de este estudio coincide con la obtenida por Lezama (2009) en la zona estuarina externa del Río de la Plata durante los años 2004 y 2005, siendo la presencia de tortugas en la zona estuarina interna habitualmente menor que la de la zona estuarina externa por tratarse de aguas menos salobres. Estos antecedentes evidencian la mayor concentración de tortugas marinas en el estuario en el período 2009-10.

Las capturas estimadas en este estudio resultaron notablemente superiores a las obtenidas por Albareda *et al.* (2007) en bahía de Samborombón (Argentina), sitio de mayor concentración de capturas incidentales de tortugas en la costa Argentina, siendo la estimación para esa bahía de 117 individuos de *C. mydas* capturados anualmente mediante redes de

enmalle de fondo. También superaron a la estimación de 321 tortugas verdes capturadas desde 3 importantes puertos en Perú por Alfaro y Shingueto et al. (2011).

La mayor tasa de captura incidental registrada en este estudio perteneciente al otoño (1,78 tortugas/evento de pesca) resultó mayor a la observada en la pesquería de enmalle de deriva pelágica de la flota del litoral norte de Rio Grande do Sul (Brasil) dirigida a la pesca de tiburones (1,37 tortugas/lance) (Monteiro *et al.*, 2005). También resultó mayor a la obtenida mediante las mismas redes en Ubatuba (San Pablo, Brasil) (0,99 tortugas/ lance) (Sales *et al.*, 2003). Las redes de deriva pelágicas son uno de los artes de pesca de menor selectividad y presentan los mayores índices de captura incidental de tortugas (Domingo et al., 2006), siendo utilizado entre los países de la región del Atlántico sud Occidental sólo por Brasil.

La estimación de 1076 tortugas capturadas muertas superó a la mayoría de los trabajos relevados de la región (Albareda *et al.*, 2007; Martí, 2006 y Lezama, 2009). Las tortugas que mueren ahogadas en las redes son un alto porcentaje del total de tortugas capturadas. Una posible solución sería acortar el tiempo de calado a las redes o chequear las redes con más frecuencia.

Las estimaciones de capturas incidentales son útiles para identificar áreas y artes de pesca de alto impacto en poblaciones afectadas y así detectar acciones prioritarias para proteger a estas especies. Las estimaciones realizadas en este estudio permiten observar la gran importancia que tiene el área de estudio en la región con respecto al problema de la captura incidental de tortugas con redes de enmalle. Igualmente es importante considerar que las estimaciones son una aproximación a la realidad basada en muchas suposiciones y que en este caso se realizaron basándose en un monitoreo de menos de un 5% de la flota en el que además no se registraron como por ejemplo la proporción de sexos o de individuos enfermos importante para conocer el grado de amenaza de la actividad pesquera en el área para estas especies (Lewison *et al.*, 2004; Wallace *et al.*, 2008 y Moore *et al.*, 2009). No obstante, la estimación realizada es de gran valor por abarcar las 4 estaciones del año pudiéndose analizar de esta forma, variaciones intra-anales e interanuales y contrastar resultados con los obtenidos por Lezama (2009). Al mismo tiempo, se trata de una estimación anual innovadora basada en estimaciones estacionales, considerando la variación de la tasa de captura incidental y el número de eventos de pesca según la estación, alcanzando una estimación con menor error.

Efectividad de la veda

Las vedas espacio-temporales a la pesca son resoluciones que generalmente se originan con el fin de proteger especies de interés comercial amenazadas por la sobreexplotación pesquera. Existen también vedas espacio- temporales implementadas para disminuir la captura incidental de especies amenazadas de extinción como las tortugas marinas, que resultan efectivas, incluso con mejores resultados que los obtenidos en vedas exclusivamente temporales o espaciales por ser estas más específicas (Grantham *et al.*, 2008 y Moore *et al.*,

2009). La veda espacio temporales son utilizadas con frecuencia como medidas mitigatorias a la sobrepesca o amenaza de ciertas especies en el marco de planes de manejo ecosistémico de un área, ya que tienen en cuenta el dinamismo del sistema a intervenir, de la fauna del mismo así como de la actividad de la flota de pescadores, quienes son importantes modificadores del ecosistema (Puig, 2006).

Lezama (2009) determinó que la probabilidad de capturas accidentales de tortugas verdes en los Bajos del Solís aumentaba conforme los eventos de pesca ocurrían más cercanos a la costa, registrando 75% de las capturas incidentales en la franja de los 500 metros de la costa. Por tal razón, en este estudio se esperaba encontrar una disminución en la CPUE de tortugas comparado con años anteriores dada la veda impuesta a la pesca en la franja de los 300 metros en los meses de primavera, verano y principio de otoño, cuando ocurren en estas aguas la mayor cantidad de tortugas verdes. Contrariamente a lo esperado, la CPUE promedio y el número estimado de capturas obtenidos en este estudio fueron altamente superiores a los obtenidos en estudios anteriores (Lezama *et al.*, 2004 y Lezama, 2009). Este resultado no está indicando que la veda sea una medida inefectiva como protección de tortugas en el área, sino que probablemente, como ya fue discutido anteriormente, en el período 2009-2010 hubo una alta concentración de tortugas. Pescadores artesanales de la zona afirmaron lo anterior apoyado por las anomalías positivas observadas en la temperatura superficial del mar. Una evidencia de que la veda impuesta por el MGAP resulta efectiva disminuyendo capturas incidentales es que la estación con más capturas registradas fue el otoño y no el verano como muestra la bibliografía consultada (Monteiro, 2004; Martí, 2006 y Lezama, 2009). De no haber existido la veda, probablemente el número de capturas en verano hubiera sido mayor, superando a las de otoño y alcanzándose un total de capturas para todo el período mayor. Complementariamente, la efectividad de la veda se evidenció en la localidad de Araminda, donde seguido a la fecha en que caducó la prohibición a comienzos del otoño se registró el mayor número de tortugas por evento de pesca alcanzando 5 tortugas por evento en 2 eventos sucesivos, dada la cercanía a la costa de esos eventos.

En las gráficas comparativas de CPUE pre y post veda (Figura 11) se observa que el período de veda presentó mayor variabilidad de CPUE. Esto seguramente responda a la mayor concentración de tortugas en este último período además de la mayor desagrupación observable en los eventos de pesca.

Se concluye que la veda espacio temporal que existe actualmente resulta útil para mitigar los efectos de la captura incidental en los Bajos del Solís pero no es suficiente ya que la extensión espacial y temporal que abarca es menor a la utilizada por las tortugas en el área. Para proteger más efectivamente a estas especies sería de gran utilidad aumentar la franja de restricción a 500 metros, incluyendo las islas y puntas rocosas detectadas como zonas de peligro crítico de captura, y extenderla a los meses de otoño en los que se registraron las mayores capturas.

De todos modos, para que estas medidas sean efectivas es primordial que la legislación esté acompañada de una adecuada fiscalización (Lezama, 2009). De otro modo es probable que muchos pescadores no cumplan con la restricción como ocurre en la actualidad.

En los últimos años los Bajos del Solís, por su especial valor ecológico y luego de análisis de biodiversidad, sociales y económicos, han sido propuestos por Brazeiro et al. (2003) y Defeo et al. (2009) como área prioritaria para desarrollar un área marina protegida. Este sitio además de ser el hábitat de forrajeo de especies paraguas como las tortugas marinas representa el área de cría de numerosas especies de peces de importancia comercial. Castilla y Defeo (2005) sostienen que la manera en la que mejor funcionan las áreas protegidas es repartiendo la responsabilidad de manejo de los recursos del área entre los distintos actores involucrados: pescadores, conservacionistas y administradores de los recursos. Esta modalidad alternativa denominada co-manejo, sustituiría en el largo plazo la necesidad de fiscalización estricta y constante por parte del estado (Puig *et al.*, 2010) y parecería un modo de autorregulación a largo plazo para proteger tanto a especies objetivo de la pesca como a otras especies que se ven afectadas de manera colateral como son las tortugas marinas. De todos modos el co-manejo es un sistema que aún no se ha implementado en el Uruguay y se desconoce la capacidad de adaptar este sistema a las comunidades de pescadores locales. A pesar de esto es interesante intentar su implementación para lograr una justa repartición de los recursos y una responsabilidad compartida en cuanto a la subsistencia de las especies.

Recomendaciones de manejo

Ampliar la veda espacio temporal que rige en la actualidad en la zona de los Bajos del Solís como mínimo hasta los 500 metros de la costa, abarcando puntas rocosas y zonas insulares, zonas de mayor uso por parte de la tortuga verde.

Incluir el otoño dentro del período de veda ya que en este se observó el máximo porcentaje de capturas incidentales durante este trabajo.

En caso de no ampliarse la veda, sería útil minimizar el tiempo de calado de las redes para que disminuya la alta tasa de mortalidad por capturas incidentales de tortugas marinas.

Fomentar y promover la discusión sobre las medidas necesarias a implementar para evitar la captura incidental de tortugas marinas entre los involucrados en la gestión de los recursos naturales en los Bajos del Solís como pescadores artesanales, científicos, tomadores de decisiones, conservacionistas, etc. De esta manera cada parte puede volcar sus inquietudes, críticas, sugerencias ó proyecciones asociadas y así construir en conjunto un plan de manejo participativo más factible de ser respetado.

Desde el 2003, el trabajo en conjunto con la red ASO (Atlántico Sud Occidental) de investigación sobre tortugas marinas de la cual son partícipes Argentina, Brasil y Uruguay permitió agilizar y mejorar la calidad de los trabajos de investigación sobre la ocurrencia de estas especies en el país, comprendiendo en el contexto regional la situación de las tortugas marinas en Uruguay. Es de gran importancia continuar con los esfuerzos de investigación de tortugas marinas en aguas uruguayas en conjunto con la red ASO, para solidificar esta red regional y así crear planes de manejo globales que busquen proteger de las distintas amenazas a las tortugas marinas.

BIBLIOGRAFÍA

Achaval F, Marin YH, Barea LC (1998) Incidental capture of turtles with pelagic longline. Pp 83-84. *En:* Sarti Barragan Suárez Ramírez y Abreu (comps) Proceedings of the Eighteenth International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. US Department of Commerce NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC- 436, 293.

Albareda DA, Bordino P, Prosdocimi L, Rodríguez-Heredia S, Zapata MF, Fernanda M, González Carman V (2007) Captura Incidental de Tortuga Verde (*Chelonia mydas*) en la Pesquería artesanal del Sur de la Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina. *En* Resúmenes de las III Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental. Piriápolis, Uruguay, p. 37.

Alfaro-Shigueto J, Mangel JC, Bernedo F, Dutton PH, Seminoff JA, Godley B.J (2011) Small-scale fisheries of Peru: a major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology*.

Alfaro-Shigueto J, Dutton PH, Van Bressemer MF, Mangel J (2007) Interactions between leatherback turtles and Peruvian artisanal fisheries. *Chelonian Conservation and Biology*, 6: 129–134.

Alfaro-Shingueto J, Mangel JC, Pajuelo M, Dutton P, Seminoff J, Godley B.J (2010) Where small scale can have a large impact: structure and characterization of small-scale fisheries in Peru. *Fisheries Research*, 106: 8– 17.

Alonso L, Martínez-Souza G, Berrondo L, y Triquez I (2009) Monitoreo de la tortuga verde juvenil, *Chelonia mydas*, en el área de Cerro Verde, Uruguay. IV Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental (ASO). Mar del Plata, Argentina, p. 40.

Altez MC, Campos S, Crossa M, De la Fuente C, Guirin L, Magallanes W, Mantinote A, Salgueiro E (1988) Encuesta Nacional de Pescadores Artesanales. Uruguay. Ministerio de Trabajo y Seguridad Social. Dirección Nacional de Fomento Cooperativo. (1): p. 43.

Alverson DL (1994) A global assessment of fisheries bycatch and discards, 233 p. FAO (Food and Agriculture Organization) of the United Nations, Rome, Italy. [ISBN 92-5-103555-5.]

Anónimo (2008). Turtle deaths in Uruguay. IAC Bulletin 6, <http://www.iacseaturtle.org/English/boletincit.asp>.

Avens L, Lohmann KJ (2004) Navigational and seasonal migratory orientation in juvenile sea turtles. *J Exp Biol*, 207: 1771-1778.

Billes A, Fretey J, Verhage B, Huijbregts B, Giffoni B, Prosdocimi L, Albareda DA, Georges JY, Tiwari M (2006) First evidence of leatherback movement from Africa to South America. *Marine Turtle Newsletter*, 111(1): 13–14.

Brazeiro A, Acha EM, Mianzan HW, Gómez M, Fernández V (2003) Áreas acuáticas prioritarias para la conservación de la integridad ecológica del Río de la Plata y Frente Marítimo. Informe Completo. PNUD Proyecto/GEF RLA/99/G31. 81pp. Disponible en: www.freplata.org/documentos/.

Bugoni L, Krause L, Petry MV (2001) Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 42:1338-1342.

Canty AJ, Ripley B (2008) boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions. [R package version 1.2-34].

Canty AJ (2002) Resampling Methods in R: The boot Package. *The Newsletter of the R Project*. 2(3): 2-7.

Caraccio MN (2008) Análisis de la composición genética de *Chelonia mydas* (tortuga verde) en el área de alimentación y desarrollo de Uruguay. Tesis de Maestría del Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas (PEDECIBA), Área Biología- Subárea Genética. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. 101 p.

Casale P (2011) Sea turtle by-catch in the Mediterranean. *Fish and Fisheries*, 12: 299–316.

Castilla JC, Defeo O (2005) Paradigm shifts needed for world fisheries. *Science*, New York. 309 (5739): 1324-5.

CITES (2008) Apéndices I, II y III. www.cites.org/eng/app/appendices.shtml.

Crossa M, Pereiro R, Pinieiro J, Sorachu G, Mateo F, Trujillo D (1991) Análisis de las pesquerías artesanales del Uruguay. I Documento de Trabajo al Foro. Centro Cooperativista Uruguayo. Sistema de Programas de Pesca Artesanal, Montevideo, Uruguay, p. 236.

Crouse DT, Crowder LB, Caswell H (1987) A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology*, 68 (5): 1412-1423

Da Silva AP, Monteiro DS, Estima SC (2011) Encalhes de tartarugas marinhas no litoral sul do Rio Grande do Sul, Brasil. *En: Resúmenes de las V Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO)*. Florianópolis, Brasil, p. 40.

Damasceno Melo MT, Lima EHS (2011) Capturas incidentais de tartarugas marinhas em currais de pesca monitorados em Almofala/Ceará, 2010. *En: Resúmenes de las V jornadas de*

Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO). Florianópolis, Brasil, p. 175.

Defeo O, Horta S, Carranza A, Lercari D, de Álava A, Gómez J, Martínez G, Lozoya JP, Celentano E (2009) Hacia un Manejo Ecosistémico de Pesquerías. Áreas Marinas Protegidas en Uruguay. Facultad de Ciencias-DINARA, Montevideo, p. 122.

DINARA (Dirección Nacional de Recursos Acuáticos) (2009) Boletín Estadístico Pesquero 2008. MGAP-DINARA, Montevideo, p. 48.

Domingo A, Bugoni L, Prosdocimi L, Miller P, Laporta M, Monteiro DS, Estrades A, Albareda D (2006) El impacto generado por las pesquerías en las tortugas marinas en el Océano Atlántico Suroccidental. WWF. Programa marino para Latinoamérica y el Caribe. San José, Costa Rica, p. 72.

Estrades A, Caraccio MN, Scarabino F y Caymaris H (2007) Presencia de la tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) en aguas uruguayas. *En*: Libro de resúmenes de las III Jornadas de conservación e investigación de tortugas marinas en el Atlántico Suroccidental. Mar del Plata, Argentina, p. 51.

Fallabrino A, Lezama C, Miller P (2003) Incidental Capture of a Leatherback Turtle (*Dermochelys Coriacea*) by Artisanal Fishermen Off Valizas, Uruguay. Proceedings of the 23^o Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. US Department of Commerce NOAA Technical Memorandum. Kuala Lumpur, Malasia, p.212.

FAO (2005) Report of the Technical Consultation on Sea Turtles Conservation and Fisheries. Bangkok, Thailand, 29 de Noviembre – 2 de Diciembre, 2004. Reporte Pesquero de FAO No. 765. Rome, FAO, p. 31.

Ferranda M (1985) Evaluación y perspectivas del complejo pesquero uruguayo. 6: Pesca Artesanal. CIEDUR, Montevideo, Uruguay, p. 16.

Frazier J (1984) Las tortugas marinas en el Atlántico Sur Occidental. Asociación Herpetológica Argentina, Serie Div, 2: 2-21.

Frazier JG, Brito JL (1990) Incidental Capture of Marine Turtles by the Swordfish Fishery at San Antonio, Chile. Marine Turtle Newsletter, 49: 8-13.

GeoUruguay (2008) Informe del Estado del Ambiente. DINAMA. CLAES. PNUMA. Uruguay, 350 p.

Gilman E, Gearhart J, Price B, Eckert S, Milliken H, Wang J, Swimmer Y, Shiode D, Abe O, Peckham SH, Chaloupka M, Hall M, Mangel J, Alfaro-Shigueto J, Dalzell P, Ishizaki A (2010) Mitigating sea turtle by-catch in coastal passive net fisheries. *Fish and Fisheries*, 11(1): 57–88.

González-Carman V, Alvarez KC, Prosdocimi I, Inchaurrega MC, Dellacasa RF, Faiella A, Echenique C, González R, Andrejuk J, Mianzan HW, Campagna C, Albareda AA (2011) Argentinian coastal waters: A temperate habitat for three species of threatened sea turtles. *Marine Biology Research*, 2011: 7: 500 -508.

Grantham HS, Petersen SL, Possingham HP (2008) Reducing bycatch in the South African pelagic longline fishery: the utility of different approaches to fisheries closures. *Endangered Species Research*, 5: 291–299.

Guerrero R, Acha E, Framinan M y Lasta C (1997) Physical Oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17(7): 727-742.

Hall MA, Alverson DL, Metuzals KI (2000) By-Catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 204-219.

Heppell SS, Heppell SA, Read AJ y Crowder LB (2005) Effects of Fishing on Long-Lived Marine Organisms. *En: E.A. Norse y L.B. Crowder (Eds.) Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*, pp. 211-231. Island Press, Wahington, USA.

Hirayama R (1998) Oldest known sea turtle. *Nature*, **392**: 705-708.

IUCN (2011) IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 21 March 2012.

Laporta M, Miller P, Ríos M, Lezama C, Bauzá A, Aisenberg A, Pastorino MV, Fallabrino A (2006) Conservación y manejo de tortugas marinas en la zona costera uruguaya. *En: R. Menafra, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino y D. Conde (Eds.) Bases para la conservación y el Manejo de la costa Uruguaya*, pp. 259-269. Vida Silvestre, Uruguay.

Lewison RL, Crowder LB, Read A.J, Freeman SA (2004) Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution*, 19 (11): 598-604.

Lewison RL, Crowder LB (2006) Putting Longline Bycatch of Sea Turtles into Perspective. *Conservation Biology*, 21(1): 79-86.

Lezama C, Miller P, Fallabrino A (2004) Incidental Capture of Sea Turtles by the Artisanal Fishery Fleet of Uruguay. *En: Abstracts of the Fourth World Fisheries Congress*. Vancouver, B.C., Canada, p. 61.

Lezama C (2009) Impacto de la pesquería artesanal sobre tortuga verde (*Chelonia mydas*) en las costas del Río de la Plata exterior. Tesis de Maestría del Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas (PEDECIBA), Área Biología- Subárea Zoología. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, 82 p.

Lima EISM, Brosig G, Ximenes MCA (2002) Tartarugas marinhas capturadas accidentalmente em Almofala, Ceará. *En* Resúmenes del XXIV Congreso Brasileiro de Zoología. Itajaí, Univali, Brasil, p. 426.

López-Barrera EA, Longo GO, Monteiro-Filho ELA (2012) Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 60 (2012): 11 – 18.

López-Mendilaharsu M, Fallabrino A, Bauza A, Laporta L, Caraccio N, Lezama C, Calvo V, Hernández V, Quirici V, Aisenberg A, Estrades A (2003) Review and conservation of sea turtles in Uruguay: foraging habitats, distribution, causes of mortality, education and regional integration. Preliminary Report 2001-2002 to BP Conservation, p. 18.

López-Mendilaharsu (2004) Proyecto Karumbé - estudo e conservação de tartarugas marinhas em Uruguay. 1er congreso brasileiro de herpetología. 11 a 16 de julho – 2004 – Curitiba – Paraná.

López-Mendilaharsu M, Estrades A, Caraccio MN, Calvo V, Hernandez M, Quirici V (2006) Biología, Ecología y Etología de las tortugas marinas en la zona costera uruguaya. *En*: Menafra R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F y Conde D (Eds.) Bases para la Conservación y el Manejo de la costa Uruguaya, pp. 247-257. Vida Silvestre, Uruguay.

López-Mendilaharsu M, Sales G, Giffoni B, Miller P, Niemeyer Fiedler F, Domingo A (2007) Distribución y composición de tallas de las tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) que interactúan con el palangre pelágico en el Atlántico Sur. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 60(6): 2094-2109.

López-Mendilaharsu M, Rocha CFD, Miller P, Domingo A, Prosdocimi L (2009) Insights on leatherback turtle movements and high use areas in the Southwest Atlantic Ocean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 378: 31-39.

Lucchetti A, Sala A (2010) An overview of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) bycatch and technical mitigation measures in the Mediterranean Sea. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20(2): 141–161.

Marcovaldi MA, Baptistotte C, Castilhos JC, Gallo BMG, Lima EISM, Sanches TM, Vieitas CF (1998) Activities by Project TAMAR in Brazilian sea turtle feeding grounds. *Marine Turtle Newsletter* 80: 5-7.

Márquez R (1990) FAO Species Catalogue. Vol. 11: Sea turtles of the world, an annotated and illustrated catalogue of sea turtles known to date. FAO, Rome, 67p.

Martí da Silva L (2006) Captura incidental de tartarugas marinhas no Estuário da Lagoa Dos Patos e região costeira adjacente – RS – Brasil. Tesis de Grado, Universidade Católica de Pelotas – UCPel, Brasil, 23 p.

Meylan AB, Meylan PA (1999) Introduction to the evolution, life history, and biology of sea turtles. En Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu- Grobois FA, Donnelly M (Eds.) Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, pp. 3–5. Marine Turtle Specialist Group IUCN/SSC. Publication N° 4.

Monteiro DS, 2004. Encalhes e interação de tartarugas marinhas com a pesca no litoral do Río Grande do Sul. Tesis de Grado, Fundação Universidade Federal do Río Grande, Río Grande do Sul, Brasil. 63 pp.

Monteiro DS, 2008. Fatores determinantes da captura incidental de aves e tartarugas marinhas e da interação com orcas/falsas-orcas, na Pescaria com espinhel pelágico no Sudestesul do Brasil. Tesis de Maestría, Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica da Universidade Federal do Rio Grande/FURG, Brasil. 127 pp.

Monteiro DS, Bugoni L, Estima SC, Gandra TRB (2005) A Pescaria de Emalhe de Superfície Direccionada à captura de tubarões-martelo e a interação com tartarugas marinhas no litoral norte do Rio Grande do Sul. *En: Resúmenes de las II Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental.* Praia do Cassino, Brasil, 60 p.

Moore JE, Wallace BP, Lewison RL, Zydels R, Cox TM, Crowder LB (2009) A review of marine mammal, sea turtle and sea bird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. *Marine Policy*, 33 (2009): 435–451.

Moore JE, Cox TM, Lewison RL, Read AJ, Bjorkland R, McDonald SL, Crowder LB, Aruna E, Ayissi I, Espeut P, Joynson-Hicks C, Pilcher N, Poonian CNS, Solarin B, Kiszka J (2010) An interview based approach to assess marine mammal and sea turtle captures in artisanal fisheries. *Biological Conservation*, (143): 795–805.

Moreira L, Baptistotte C, Scalfone J, Thomé JC y de Almeida APLS (1995) Ocurrência of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. *Marine Turtle Newsletter*, 70: 2.

Musick JA y Limpus CJ (1997) Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *En: P.L. Lutz y J.A. Musick (Eds.) The Biology of Sea Turtles*, pp. 137-163. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Murray KT (2011) Sea turtle bycatch in the U.S. sea scallop (*Placopecten magellanicus*) dredge fishery, 2001–2008. *Fisheries Research*, 107 (2011): 137–146.

Nagaoka SM, Vigliar AC, Leite de Araujo E (2005) Captura incidental de tartarugas marinhas em cercos-fixos, arte de pesca artesanal, no complexo estuarino-lagunar de Iguape/ Cananéia, litoral sul de São Paulo. *En: Resúmenes de las II Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental. Praia do Cassino, Brasil*, p. 60.

Norbis W, Verocai J (2001) Características de la actividad de pesca y evolución de las capturas realizadas por la flota artesanal. *En: Vizziano D, Puig P, Mesones C, Nagy GJ. (Eds.) El Río de la Plata. Investigación para la Gestión del Ambiente, los Recursos Pesqueros y la Pesquería en el Frente Salino*, pp. 199 – 215. Programa EcoPlata, Montevideo, Uruguay, p. 68.

Norbis W, Verocai J y Pshennikov-Severova V (2001) Actividad de la flota de pesca artesanal con relación a las condiciones meteorológicas (estado sinóptico) durante la temporada de pesca octubre de 1998 a marzo de 1999. *En: Vizziano D, Puig P, Mesones C y Nagy GJ (Eds.) El Río de la Plata. Investigación para la Gestión del Ambiente, los Recursos Pesqueros y la Pesquería en el Frente Salino*, pp. 199 – 215. Programa EcoPlata, Montevideo, Uruguay.

Oravetz CA (1999) Reducing incidental catch in fisheries. *En: Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M (Eds.) Técnicas de investigación y Manejo para la Conservación de las tortugas Marinas*, pp. 189-193. Grupo Especialistas en Tortugas Marinas IUCN/SSC. Publication N° 4.

Ortega L y Martinez A (2007) Multiannual and seasonal variability of water masses and fronts over the Uruguayan shelf. *Journal of Coastal Research*, 23: 625–629.

Pazeto DM, Fiedler FN, Lacerda LLV (2011) Interação de tartarugas marinhas com as pescarias de rede de emalhe no município de Barra Velha, SC, Brasil. *En: Resúmenes de las V Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO). Florianópolis, Brasil*, p. 167.

Peckham SH, Maldonado-Diaz D, Koch V, Mancini A, Gaos A, Tinker MT, Wallace JN (2008) High mortality of loggerhead turtles due to bycatch, human consumption and strandings at Baja California Sur, Mexico, 2003 to 2007. *Endangered Species Research*.

Piola A, Campos E, Moller O, Charo M, Martinez C (2000) Subtropical Shelf Front off eastern South America. *Journal of Geophysical Research*, 105(3): 6565-6578.

Puig P (2006) La pesca artesanal en el Río de la Plata: su presente y una visión de futuro. *En: Menafra R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F, Conde D (Eds.) Bases para la Conservación y el Manejo de la costa Uruguaya*, pp. 477-485. Vida Silvestre, Uruguay.

Puig P, Grunwaldt P, Gonzalez S (2010) Pesquería artesanal de corvina en Uruguay. Frente Marítimo, 21: 23 - 35.

Pupo MM, Soto JM, Hanazaki N (2006) Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca artesanal da Ilha de Santa Catarina, SC. Biotemas, 19(4): 63-72.

R Development Core Team (2007) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [<http://CRAN.R-project.org/>].

Rabuffetti F, Favero M, Tamini L (2008) Captura incidental de Aves, Mamíferos y Tortugas Marinas en las Pesquerías del Mar Patagónico y áreas de influencia. *En: Estado de Conservación del Mar Patagónico y Áreas de Influencia*. Puerto Madryn, publicación del Foro, 50 p. Disponible en: <http://www.marpatagonico.org>.

Rosso-Londoño MC, Angeli JLF, Robert MC, Libardoni BG, Rosa L, Sasaki G, Domit C (2009) Captura incidental de tartarugas marinhas no litoral do Estado do Paraná, Sul do Brasil. *En: Resúmenes de las IV Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO)*. Mar del Plata, Argentina, p. 72.

Sokal RR, Rohlf FJ (1979) Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. H. Blume Ediciones, Madrid, España, p. 832.

Steigleder KM, Lupchinski-Jr Ê, Silvano RAM (2011) Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca costeira de média escala do litoral sul do Brasil. *En: Resúmenes de las V Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO)*. Florianópolis, Brasil, p. 183.

Sales G, Giffoni BB, Maurutto G Brunzin M (2003) Captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de enmalhe de deriva sediada em Ubatuba, São Paulo – Brasil. *En Resúmenes de la I Reunión sobre la Investigación y Conservación de las Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental*. Montevideo, Uruguay, p. 65.

Sales G, Lopez GG, Santos AS, Vianna P, Serafini TZ (2007) Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca artesanal registrada pelo projeto tamar-ibama no litoral norte da Bahia, Brasil. XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar -XII COLACMAR, Florianópolis,

Svendsen G, González-Carman V, Bruno I, Alvarez K, Rodriguez-Heredia S, Prosdocimi L, Williams G, Albareda D, Dans S, Crespo E, Gagliardini D, Torres M (2011) Agregación de tortugas laúd (*Dermochelys coriacea*) al sur del paralelo 40°s. *En: Resúmenes de las V Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO)*. Florianópolis, Brasil, p. 156.

Szteren D, Lezama C (2006) Interacciones entre lobos marinos y pesca artesanal en la costa de Uruguay. *En: VIDA SILVESTRE- Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza.* Menafra R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F, Conde D (eds), Montevideo. Pp. 321-328.

Vélez-Rubio G, Estrades A, Fallabrino A, Tomás J (2011) Once años de varamientos de tortugas marinas en Uruguay: Resultados preliminares. *En: Resúmenes de las V Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO).* Florianópolis, Brasil, p. 30.

Viera N (2012). Captura incidental de tortugas marinas por la pesquería artesanal que opera en la región estuarina interna del río de la plata. Tesina de Licenciatura en Biología, opción Ecología. Facultad de Ciencias, UdelaR, 39 p.

Wallace BP, Heppell SS, Lewison RL, Kelez S, Crowder LB (2008) Impacts of fisheries bycatch on loggerhead turtles worldwide inferred from reproductive value analyses. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1076–1085.

Wallace BP, Lewison RL, McDonald SL, McDonald RK, Kot CY, Kelez S, Bjorkland R, Finkbeiner EM, Helmbrecht S, Crowder LB (2010) Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters*, 10: 131–142.

Witt MJ, Bonguno EA, Broderick AC, Coyne MS, Formia A, Gibudi A, MOUNGUENGUI GAM, MOUSSOUNDA C, NSAFOU M, NGOUESSONO S, PARNELL RJ, SOUNGUET G-P, VERHAGE S, GODLEY BJ (2011) Tracking leatherback turtles from the world's largest rookery: assessing threats across the south Atlantic. *Proceedings of the Royal Society London B*, 278 (1716): 2338–2347.