

DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES DE E&P NA BACIA DE CAMPOS

Estéfane Cardinot Reis, Daphne Wrobel Goldberg e Gustave Gilles Lopez

INTRODUÇÃO

A Bacia de Campos é, em termos econômicos, uma das regiões mais importantes do país. As condições geológicas de sua formação proporcionaram o acúmulo de grandes quantidades de petróleo em sua plataforma continental (Caetano-Filho, 2003). Por isso, esta bacia é classificada como uma das principais áreas de prospecção e produção petrolíferas do país, respondendo em 2013 por cerca de 70% da produção nacional de petróleo e por 35% da produção de gás natural (Jablonski, 2008; ANP, 2014).

As cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil, *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Eretmochelys*

imbricata (tartaruga-de-pente), *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro), frequentam o litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro (Martins e Molina, 2008; Santos *et al.*, 2011). Esta região abriga o segundo maior sítio de desova da espécie *Caretta caretta* no país, em termos de densidade média anual de ninhos (Marcovaldi e Chaloupka, 2007; Lima *et al.*, 2012). As fêmeas de *C. caretta* utilizam as praias do litoral norte fluminense para desovar entre os meses de setembro e março, com pico de posturas em novembro e dezembro (Lima *et al.*, 2012). Nas últimas temporadas reprodutivas, houve considerável incremento no número de desovas da espécie na região, partindo de cerca de 1.000 registros

em 2008/2009 para mais de 1.600 em 2010/2011 (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados).

Adicionalmente, a região é uma reconhecida área de alimentação para *C. mydas*, particularmente no estágio juvenil (Almeida *et al.*, 2011a; Awabdi *et al.*, 2013a) e uma potencial área de alimentação para as demais espécies (Reis *et al.*, 2010a, 2010b; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Através da telemetria por satélite, também já foi demonstrado que fêmeas de *D. coriacea*, que desovam no litoral do Espírito Santo, utilizam a região como um corredor migratório até suas áreas de alimentação mais ao sul, em águas brasileiras, uruguaias e argentinas (Almeida *et al.*, 2011b). O mesmo foi sugerido para *C. caretta*, a partir de marcação e recaptura de fêmeas, originalmente marcadas em seus sítios de desova no litoral da Bahia e do Espírito Santo, e posteriormente encontradas encalhadas ou capturadas por artes de pesca em território uruguaio (Almeida *et al.*, 2000; Laporta e Lopez, 2003). O uso da região como corredor migratório ou área de alimentação pode ser igualmente sugerido para *L. olivacea*, uma vez que quatro fêmeas marcadas em Sergipe e uma na Bahia foram encontradas encalhadas no litoral norte fluminense entre 2009 e 2013 (Reis *et al.*, 2010b; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Adicionalmente, 21 indivíduos subadultos e adultos desta mesma espécie foram capturados incidentalmente na pesca de arrasto de fundo industrial no litoral do Estado do Rio de Janeiro (Guimarães, 2012).

Além disso, supõe-se que a Bacia de Campos possa contribuir com o equilíbrio na razão sexual das populações de *C. caretta* no Brasil, apresentando importância biológica adicional por isso (Lima *et al.*, 2012). Isso ocorre porque, enquanto sítios de desova localizados no Nordeste produzem uma proporção maior de fêmeas entre os filhotes eclodidos (Marcovaldi *et al.*, 1997), praias localizadas na Região Sudeste, mais especificamente no Espírito Santo, produzem maior quantidade de machos, pois estão submetidas a temperaturas médias de incubação mais baixas (Baptistotte *et al.*, 1999).

Apesar de ainda não terem sido realizados estudos que comprovem a mesma tendência para o Rio de Janeiro, é provável que os ninhos depositados na região gerem uma maior quantidade de indivíduos do sexo masculino, já que a mesma corresponde à área mais meridional do litoral brasileiro onde ocorrem desovas desta espécie (Lima *et al.*, 2012).

A depleção das populações de tartarugas marinhas tem sido relacionada com diversos fatores de origem antrópica, incluindo o desenvolvimento costeiro desordenado, com a implantação de estruturas urbanas, industriais e portuárias, a alteração ou degradação dos habitats, a destruição das áreas de desova, a predação para consumo de carne, ovos e derivados, a pesca e a poluição (National Research Council, 1990; Bugoni *et al.*, 2001; Corcoran *et al.*, 2009; Milton e Lutz, 2010).

A falta de planejamento na ocupação da zona costeira acaba por originar inúmeros conflitos sociais e ambientais que vulnerabilizam o ecossistema e provocam perdas de qualidade ambiental, que podem ser traduzidas em extinção de espécies, fragmentação de habitats, poluição, uso não sustentável de recursos naturais, entre outros (Lotze *et al.*, 2006; Airoidi e Beck, 2007; Laurance, 2010). O aumento da iluminação artificial nas praias, resultante da expansão urbana, também traz sérios impactos às populações de tartarugas marinhas. A fotopoluição tem o potencial de interferir em etapas fundamentais do ciclo reprodutivo destes animais, desorientando fêmeas durante a desova e filhotes após o nascimento (Witherington e Martin, 2000; Longcore e Rich, 2004; Kamrowski *et al.*, 2012). Outras ameaças incluem ainda: o turismo não sustentável (Davenport e Davenport, 2006; Taylor e Cozens, 2010; Hernández-Delgado *et al.*, 2012), a ingestão de resíduos sólidos de origem antropogênica, incluindo microplásticos (Mascarenhas *et al.*, 2004; Ivar-do-Sul e Costa, 2007; Reis *et al.*, 2010a; Santos *et al.*, 2009; Tourinho *et al.*, 2010; Andrady, 2011; Ivar-do-Sul *et al.*, 2011; Stahelin *et al.*, 2012; Awabdi *et al.*, 2013b; Schuyler *et al.*, 2013), o aparecimento de enfermidades como a fibropapilomatose (Aguirre *et al.*, 1994; Aguirre e Lutz, 2004; Foley *et al.*, 2005; Baptistotte, 2007;

Manire *et al.*, 2008) e os efeitos das mudanças climáticas, como a perda de sítios de desova pela elevação do nível do mar, alteração drástica da razão sexual de algumas populações, alteração da disponibilidade de alimentos e de padrões migratórios em termos espaciais e temporais (Weishampel *et al.*, 2004; Fish *et al.*, 2005; McMahon e Hays, 2006; Hawkes *et al.*, 2007, 2009; Chaloupka *et al.*, 2008a; Fuentes *et al.*, 2009; Witt *et al.*, 2010). No entanto, atualmente a captura incidental de tartarugas marinhas por diferentes artes de pesca, em escala artesanal e industrial, é considerada a principal causa de morte desses animais em todo o mundo (Hays *et al.*, 2003; Lewison *et al.*, 2004; Lewison e Crowder, 2007; Wallace *et al.*, 2010, 2013; Finkbeiner *et al.*, 2011), inclusive no litoral brasileiro (Kotas *et al.*, 2004; Marcovaldi *et al.*, 2006; Bugoni *et al.*, 2008; Sales *et al.*, 2008; Lima *et al.*, 2010; López-Barrera *et al.*, 2012). Como a área de estudo apresenta uma grande concentração pesqueira (Masil *et al.*, 2005; Loureiro e Pitanga, 2006; Nogueira, 2011), torna-se necessária uma melhor caracterização dos impactos desta atividade sobre as populações de tartarugas marinhas na região.

Na Bacia de Campos, as atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural (E&P), que incluem sísmica, perfuração exploratória, produção, transporte e refinamento, também representam potenciais riscos ambientais, como vazamentos e derramamentos de substâncias tóxicas derivadas de hidrocarbonetos do petróleo, extremamente danosas à saúde do ecossistema marinho (Holdway, 2002; Milton e Lutz, 2010; Barron, 2012). Neste contexto, destaca-se também a prospecção sísmica como potencial causadora de efeitos negativos sobre a fauna, uma vez que emite sons de alta intensidade e baixa frequência no ambiente marinho (Samuel *et al.*, 2005). As tartarugas marinhas são especialmente sensíveis a este tipo de som por apresentarem audição de alta sensibilidade, captando frequências entre 100 e 800 Hz (Bartol *et al.*, 1999). Esses animais têm capacidade de ouvir tanto no ambiente terrestre quanto no marinho, sendo os sons percebidos de duas maneiras: por meio de vibrações recebidas nos receptores sensoriais

somáticos, presentes na pele e nos órgãos (sons de baixa frequência) e pela condução das ondas sonoras através dos ossículos do ouvido médio (sons de frequência mais alta) (Ridgway *et al.*, 1969; Bartol *et al.*, 1999).

Estudos evidenciam que quando submetidas a estímulos acústicos em torno de 450 Hz e 1,5 dB re 1 μ Pa (decibel relativo a 1 micropascal) (sons de baixa frequência, típicos de exploração sísmica), as tartarugas respondem imediatamente com movimentos corporais abruptos, incluindo retração da cabeça, desorientação, movimentos acelerados das nadadeiras, alteração da natação e aumento brusco no piscar dos olhos (O'hara e Wilcox, 1990; Lenhardt *et al.*, 1996). Estes reflexos fazem parte de um quadro de estresse agudo, que desencadeia alterações importantes na fisiologia desses animais (O'hara e Wilcox, 1990). Além do estresse imediato, as atividades sísmicas podem provocar danos temporários ou permanentes à audição das tartarugas, barotraumas (lesões por alteração de pressão) e ainda mascarar sons que sejam biologicamente importantes para a sobrevivência das espécies (McCarthy, 2004).

O tráfego de embarcações de médio e grande porte também tem se intensificado nas últimas décadas em função das atividades petrolíferas na região, passando a representar maior ameaça à fauna marinha local (Silva *et al.*, 2008). Além disso, os adensamentos populacionais nos municípios costeiros da Bacia de Campos promovem uma degradação crônica do ambiente e distúrbios na dinâmica marinha costeira (Silva *et al.*, 2008).

Outra importante ameaça à fauna marinha, particularmente às tartarugas, é a dragagem de sedimento para a instalação e manutenção de estruturas portuárias, um tipo de operação mundialmente reconhecido por gerar grande impacto. A movimentação do equipamento no fundo nem sempre é perceptível às tartarugas, que acabam sendo sugadas com o sedimento, principalmente em áreas de agregação (Dickerson *et al.*, 1991, 2004; Van Dolah e Maier, 1993; Banks e Alexander, 1994; Fitzpatrick *et al.*, 2006). Nos Estados Unidos, as capturas incidentais têm sido reportadas apenas

para as dragas do tipo "Hopper". Segundo Dickerson *et al.* (2004), tais dragas operam com maior velocidade, em maiores profundidades e com menores custos, sendo, portanto, as mais utilizadas nas atividades de dragagem costeira e *offshore*. Elas são compostas por um sistema de tubulação e cabeça de dragagem que realiza a sucção do sedimento marinho, por meio de bombas, para dentro de uma grande cisterna a bordo. Este tipo de draga vem sendo utilizado na maior parte dos empreendimentos no Brasil, inclusive na Baía de Campos, onde 112 tartarugas vieram a óbito, entre 2008 e 2012, ao interagirem com a cabeça de dragagem (Goldberg *et al.*, 2015). Os impactos provocados pelo trauma e sucção das tartarugas incluem dilacerações, hemorragias, extensas fraturas e consequente morte (Dickerson *et al.*, 2004; Dickerson, 2009). Além disso, a suspensão de sedimentos durante a operação pode implicar o soterramento de comunidades bentônicas, alterando as características do fundo marinho e, por conseguinte, toda a cadeia trófica, culminando na redução da disponibilidade de alimentos às tartarugas marinhas (Coleman e Williams, 2002).

O monitoramento contínuo dos encalhes de tartarugas marinhas permite a consolidação de séries históricas de dados sobre a mortalidade desses animais, além de agregar informações sobre ameaças, áreas de uso, faixa etária, deslocamentos, hábitos alimentares, entre outros (Chaloupka *et al.*, 2008b). Os ambientes costeiro e marinho vêm sofrendo um crescente processo de degradação ambiental, gerado pela enorme pressão sobre seus recursos naturais e pela capacidade limitada destes ecossistemas absorverem os impactos antropogênicos, que se reflete no incremento de encalhes de tartarugas marinhas na costa brasileira (Goldberg *et al.*, 2013).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivos registrar a diversidade, distribuição e sazonalidade de tartarugas marinhas ao longo do litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, a partir de registros reprodutivos e não reprodutivos, e investigar as principais ameaças a esses organismos na região. Para tanto, foram compilados dados

de monitoramento de encalhes e de desovas entre 2008 e 2010, oriundos dos esforços do GEMM-Lagos (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos na Região dos Lagos)/FIOCRUZ e do Projeto TAMAR (Programa Nacional de Conservação das Tartarugas Marinhas), na região compreendida entre Saquarema e São Francisco de Itabapoana.

MATERIAL E MÉTODOS

Monitoramento de Encalhes

Os monitoramentos de praia para registro de encalhes de tartarugas marinhas no litoral centro-norte fluminense foram realizados entre 2008 e 2010, com diferentes esforços, pelas equipes do GEMM-Lagos/FIOCRUZ e do Projeto TAMAR. A região direta ou indiretamente monitorada pelo GEMM-Lagos/FIOCRUZ abrangeu os municípios de Saquarema, Araruama, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Armação dos Búzios, Casimiro de Abreu, Rio das Ostras, Macaé e Quissamã, ao passo que o TAMAR monitorou continuamente os municípios de Campos dos Goytacazes, São João da Barra e São Francisco de Itabapoana. Ambas as equipes, além de percorrerem as praias em monitoramento direto/ativo, também divulgaram contatos telefônicos por meio de cartazes espalhados em suas respectivas áreas de atuação (monitoramento indireto/passivo ou por acionamento). Dessa forma, o monitoramento dos encalhes e o resgate de animais debilitados ocorreu de forma direta/ativa, ou seja, durante os percursos realizados regularmente pela equipe na praia, em busca ativa pelos animais encalhados mortos ou debilitados, ou de forma indireta/passiva, por meio de ligações telefônicas de colaboradores, como Corpo de Bombeiros, Secretarias Municipais de Meio Ambiente, Colônias de Pescadores, membros de comunidades locais e turistas.

GEMM-Lagos/FIOCRUZ

Entre janeiro de 2009 e setembro de 2010, foram realizados monitoramentos de praia regulares pela equipe do GEMM-Lagos/FIOCRUZ no âmbito do Projeto Habitats – Heterogeneidade Ambiental

da Baía de Campos, coordenado pela Petrobras/Cenpes, com o intuito de recolher informações sobre a ocorrência de mamíferos, aves e quelônios marinhos ao longo da área de estudo. A região compreendida entre Praia de Itaúna (Saquarema) e Praia Grande (Arraial do Cabo) foi monitorada quinzenalmente durante o ano de 2009, assim como a Praia Rasa (Armação dos Búzios) e sua extensão norte até a foz do Rio São João (Área A). Adicionalmente, a região entre a Praia de João Francisco e Barra do Furado (Quissamã), denominada Área B, foi monitorada mensalmente durante o ano de 2009, totalizando cerca de 1.250 km de área percorrida neste ano (Figura 1). Entre janeiro e abril de 2010, ambas as regiões passaram a ser monitoradas semanalmente e, entre maio e setembro, diariamente, com exceção da área entre Saquarema e Arraial do Cabo, que teve seu monitoramento interrompido neste ano. A região compreendida entre essas duas áreas (A e B) foi monitorada de forma indireta durante todo o período. A intensificação dos monitoramentos em 2010, que totalizou cerca de 12.000 km percorridos, teve o intuito de atender ao Licenciamento da Atividade de Perfuração Marítima nos Blocos BM-C-26 e BM-C-27 da Baía de Campos. Adicionalmente, foram utilizadas informações referentes aos encalhes de quelônios marinhos na região, entre janeiro e dezembro de 2008, provenientes do banco de dados do GEMM-Lagos/FIOCRUZ. Durante tal período, a coleta de informações se deu de forma irregular.

TAMAR

O monitoramento de registros não reprodutivos pelo Projeto TAMAR teve início na Baía de Campos em 1996, quando se percebeu a importância da região como área de alimentação, descanso e passagem para tartarugas marinhas juvenis e adultas (Lima *et al.*, 2012). A sede do TAMAR na Baía de Campos é responsável por monitorar cerca de 100 km de litoral ao longo dos municípios de Campos dos Goytacazes, São João da Barra e São Francisco de Itabapoana (Figura 1). Por ser uma área muito extensa, o TAMAR conta atualmente com uma base permanente na Praia de Farol de

São Thomé, no Município de Campos dos Goytacazes, e outras duas sub-bases que auxiliam as atividades na região: a sub-base Atafona, no Município de São João da Barra, e a sub-base de São Francisco de Itabapoana (Lima *et al.*, 2012). Entre 2008 e 2010, o monitoramento diurno das praias foi realizado diariamente pela equipe técnica do Projeto TAMAR para o registro de ocorrências reprodutivas (desovas) e não reprodutivas (encalhes). Contudo, isso ocorreu de forma direta/ativa somente entre os meses de setembro e março, período correspondente às atividades reprodutivas das tartarugas marinhas na região. Nos demais meses, as ocorrências se deram por acionamento, sendo informadas por banhistas, pescadores e membros da comunidade.

Os espécimes encontrados foram identificados quanto à espécie com base em padrões morfológicos (Pritchard e Mortimer, 1999). As medidas morfométricas, tomadas conforme Wyneken (2001), foram o comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e a largura curvilínea da carapaça (LCC), ambos registrados com fita métrica flexível, acompanhando o contorno curvilíneo da carapaça do animal. O comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) foi medido diretamente sobre a porção mediana da carapaça do animal (sobre as placas vertebrais), considerando a distância entre suas bordas anterior (placa nugal) e posterior (extensão das placas supracaudais). A largura curvilínea da carapaça (LCC), por sua vez, foi medida na região mais larga da carapaça, perpendicular à linha central (Marcovaldi e Laurent, 1996). Tais medidas foram utilizadas para indicar, quando possível, o estágio de vida das tartarugas (juvenis/subadultos ou adultos), por meio da comparação entre as medidas obtidas e as previamente registradas para fêmeas em áreas de reprodução ao longo da costa brasileira. Com base nos dados reprodutivos do Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, foram adotadas as seguintes medidas de CCC por espécie em áreas de desova: 82 cm para *C. caretta*, 96 cm para *C. mydas*, 62 cm para *L. olivacea*, 82 cm para *E. imbricata* e 139 cm para *D. coriacea*. Portanto, indivíduos com CCC até estes valores foram considerados como juvenis/

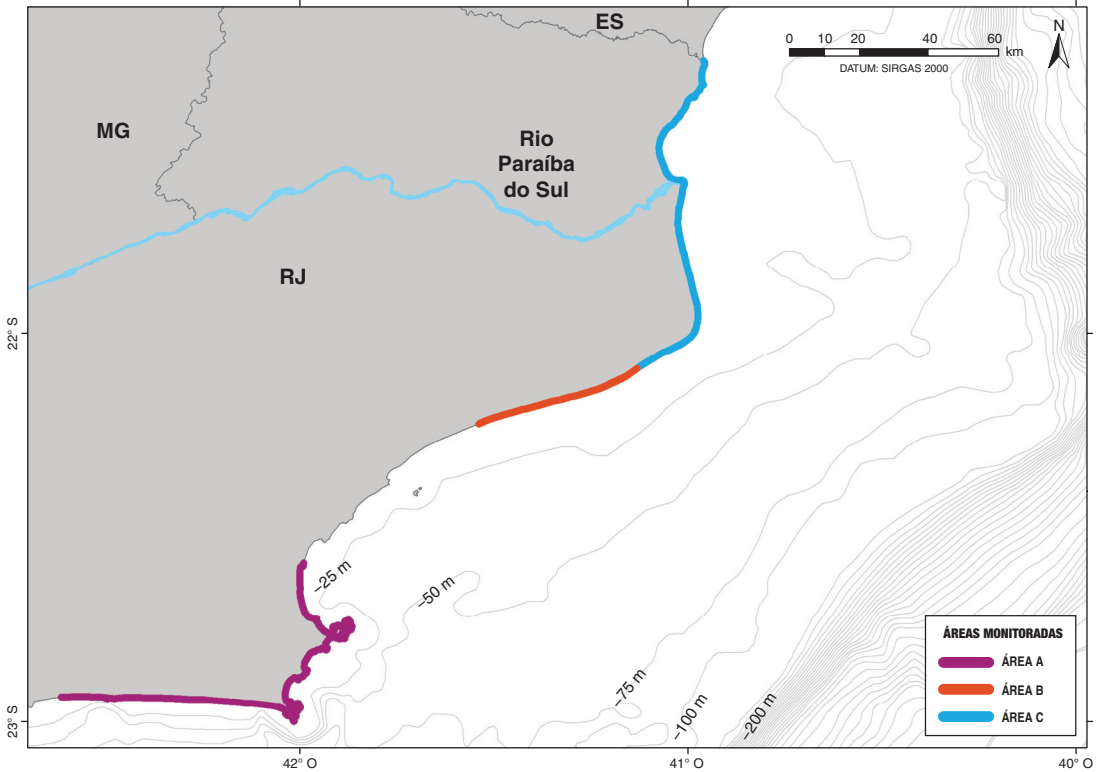


FIGURA 1. Áreas diretamente monitoradas pelas equipes do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Áreas A e B) e do Projeto TAMAR (Área C) no litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre 2008 e 2010.

subadultos, enquanto aqueles com valores iguais ou superiores a estes foram classificados como adultos (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Somente os adultos tiveram o sexo identificado por meio de visualização dos caracteres sexuais secundários – machos com cauda comprida, ultrapassando o limite da carapaça e unhas bem desenvolvidas, e fêmeas com cauda curta, sem ultrapassar o limite da carapaça e unhas pouco desenvolvidas (Pritchard e Mortimer, 1999). Tartarugas juvenis encontradas mortas tiveram o sexo identificado por meio de avaliação das gônadas durante a necropsia.

Indivíduos vivos ou em estado inicial de decomposição (Tabela 1) foram examinados quanto à presença de indícios de interação antrópica e de

tumores externos sugestivos de fibropapilomatose. As interações antrópicas foram agrupadas nas seguintes categorias: interação com pesca, colisão com embarcações, interação com lixo e interação com navio draga. Os critérios utilizados para a definição de cada categoria de impacto antrópico foram determinados com base nos dados de mais de 20 anos de monitoramento de encalhes do Projeto TAMAR (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Os casos de interação com a pesca foram identificados por meio de marcas de uma prévia interação com redes, linhas de pesca ou anzóis, assim como a presença de petrechos ou seus fragmentos em indivíduos com boa condição corpórea (reserva de tecido adiposo subcutâneo e visceral) e sem outra causa aparente de

TABELA 1. Classificação utilizada para a determinação do estado de conservação das carcaças de tartarugas marinhas encontradas na área de estudo.

Estado de Conservação das Carcaças	Características
Fresca	Animal “fresco”, cuja morte foi recente. Aparência normal, ausência de odor forte, não inchado, olhos íntegros.
Decomposição moderada	Órgãos internos intactos, presença de odor forte, inchaço leve, partes do corpo (tecidos moles) retiradas por urubus ou outros decompositores.
Decomposição avançada	Pele se desfazendo, escudos de queratina se descolando da carapaça, odor forte, inchaço significativo, órgãos internos exteriorizados, partes do corpo retiradas por urubus ou outros decompositores.
Carcaça seca	Ausência de órgãos internos e secreções. A carcaça fica com aspecto “mumificado”.
Esqueleto/ossos	Encontrada apenas parte do esqueleto, como: casco, plastrão e crânio.

encalhe/morte. Os casos de colisão com embarcação incluíram fraturas características e ferimentos claramente provocados por hélices ou pelo casco de embarcações. A interação com lixo incluiu a presença de grande quantidade de resíduos sólidos antropogênicos no conteúdo do trato gastrointestinal, de forma a causar obstrução ou interrupção da alimentação, levando o indivíduo a um quadro de caquexia (magreza extrema com esgotamento da reserva adiposa e atrofia muscular). Nesta categoria também foi incluída a presença de elementos plásticos presos externamente ao corpo das tartarugas, limitando suas atividades vitais. Por último, estão os casos de interação com navio draga, identificados pela presença de fraturas extensas e dilacerações profundas, semelhantes àquelas encontradas em outros casos de dragagem (Dickerson *et al.*, 2004; Goldberg *et al.*, 2015).

Todos os espécimes encontrados foram verificados em relação à presença de anilhas metálicas nas nadadeiras anteriores (para membros da Família Cheloniidae) ou posteriores (para a Família Dermochelyidae), tradicionalmente utilizadas pelo Projeto TAMAR e por outros programas de conservação de tartarugas marinhas, ou de qualquer outro tipo de marcação científica. Os animais frescos foram necropsiados na tentativa de determinar sua *causa mortis* e tiveram seus conteúdos

gastrointestinais triados para avaliar a presença de resíduos sólidos antropogênicos.

Monitoramento de Desovas

TAMAR

Desde que a base do Projeto TAMAR foi estabelecida no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro em 1992, o monitoramento foi conduzido de forma bastante heterogênea. Entre 1992 e 2001, as atividades do TAMAR na região concentraram-se apenas no período reprodutivo das tartarugas marinhas. Entre os anos de 2001 e 2005, o Município de Quissamã, que abrange parte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, foi incluído na área de monitoramento. No entanto, devido à pequena concentração de ninhos na região, priorizou-se o monitoramento de áreas com maior número de desovas (Lima *et al.*, 2012). A partir da temporada de 2004-2005, a metodologia foi padronizada e os 100 km de praias monitoradas foram divididos em: Área de Estudo Integral (AEI), com 31 km de extensão no Município de Campos dos Goytacazes, e Área de Proteção (AP), com 69 km de extensão ao longo dos municípios de São João da Barra e São Francisco de Itabapoana. A AEI foi percorrida diariamente pela equipe, ao longo das temporadas reprodutivas, de forma que os ninhos fossem

monitorados até a eclosão e todos os dados biológicos coletados integralmente. A AP, por sua vez, foi monitorada diariamente por "tartarugueiros", membros das comunidades locais contratados para monitorar as praias, encontrar os ninhos e garantir a sua proteção. Em ambas as áreas, as estratégias de conservação incluíram a transferência dos ninhos para cercados de incubação, a transferência para outros locais na praia ou a manutenção *in situ*. Tal classificação facilitou a padronização da metodologia de monitoramento e tem sido utilizada pelo TAMAR para as diferentes áreas de desova de tartarugas marinhas ao longo da costa brasileira (Lima *et al.*, 2012).

Durante as temporadas reprodutivas (entre os meses de setembro e março) de 2008-2009 e 2009-2010, as praias foram monitoradas diariamente, garantindo a proteção dos ninhos e a coleta de dados biológicos. Os ninhos foram localizados através do rastro das fêmeas na areia, sendo marcados com estacas numeradas e identificadas pelo TAMAR. O monitoramento noturno foi realizado diariamente apenas durante o pico de desovas (novembro e dezembro) na temporada de 2008-2009. As patrulhas foram realizadas ao longo da Área de Estudo Integral (AEI), com o objetivo de flagrar fêmeas durante o processo de oviposição, sendo realizados os procedimentos de marcação com anilhas de aço inoxidável modelo INCONEL (#681 *National Band Company, Kentucky, USA*) e a biometria dos animais, conforme metodologia descrita previamente.

Compilação e Análise dos Dados

As informações biológicas vinculadas a cada evento reprodutivo e não reprodutivo foram registradas em fichas de campo padronizadas, que continham os seguintes campos: data da coleta; local de origem: município, praia, coordenadas, base/sub-base do TAMAR (quando aplicável); espécie; sexo; biometria: CCC e LCC; estágio de vida: juvenil/subadulto, adulto ou não identificado; tipo de registro: reprodutivo ou não reprodutivo; evidências externas de interação com pesca: sim ou não; presença de tumores: sim ou não; estado de

conservação das carcaças (Tabela 1); entre outras. A utilização de GPS vem proporcionando meios de obtenção de dados precisos (coordenadas geográficas) sobre a posição dos ninhos e dos eventos de encalhe. Em seguida, foram compiladas em planilhas Excel, conferidas e ajustadas por cada equipe, para integrarem um banco de dados em SIG – Sistema de Informações Geográficas.

No caso do TAMAR, com o crescente fluxo de informações e uma quantidade de dados já bastante expressiva, proveniente de diferentes áreas, surgiu a necessidade de criar um sistema de armazenamento de informações integrado e georreferenciado. Este sistema, denominado SITAMAR (Sistema de Informação Integrado para Suporte à Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas), foi desenvolvido durante o Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil no âmbito do Projeto Mamíferos e Quelônios Marinhos (2004-2007), igualmente conduzido em parceria com a Petrobras/Cenpes. Tal sistema tinha por objetivo aprimorar o processo de coleta, armazenamento, disponibilização e consultas de dados e informações sobre as tartarugas marinhas no país. Os dados coletados pelo TAMAR na região norte fluminense foram integralmente armazenados neste sistema.

Em relação aos dados não reprodutivos de 2008 a 2010, foi determinada a frequência relativa de cada espécie por ano e por município, assim como a frequência das categorias de ameaça por espécie e por município. Também foram avaliadas as medidas morfométricas por espécie e os casos de fibropilomatose. Para avaliação da sazonalidade dos registros não reprodutivos, foi considerado o período de 24 meses, entre outubro de 2008 e setembro de 2010, e comparadas as frequências por estação do ano: verão (dezembro a fevereiro), outono (março a maio), inverno (junho a agosto) e primavera (setembro a novembro); por período chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro); e com ressurgência intensa (outubro a abril) e com ressurgência fraca (maio a setembro). Os períodos de ressurgência intensa e fraca foram definidos *a priori* com base em dados oceanográficos. A significância estatística

dessas variações foi determinada através do teste de qui-quadrado. Em relação aos dados reprodutivos, após sua compilação, foi determinada a frequência absoluta de desovas por mês e por município monitorado, ao longo das temporadas reprodutivas de 2008-2009 e 2009-2010. Adicionalmente, com o auxílio do programa ArcGIS, foram gerados mapas temáticos para ilustrar os resultados apresentados e discutidos adiante.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Monitoramento de Encalhes

Um total de 3.050 encalhes de tartarugas marinhas foi documentado entre 2008 e 2010 ao longo dos municípios de Saquarema a São Francisco de Itabapoana, sendo: 2.728 *C. mydas* (89,44%), 112 *C. caretta* (3,67%), 89 *L. olivacea* (2,92%), 28

E. imbricata (0,92%) e 26 *D. coriacea* (0,85%) (Figura 2). Outras 67 tartarugas amostradas (2,2%) não foram identificadas morfologicamente (Figura 2), em função de seu avançado estado de decomposição (Tabela 1). As medidas de CCC e LCC por espécie podem ser observadas na Tabela 2. Houve predomínio de juvenis/subadultos entre as tartarugas verde (N = 2.620; 96,04%) e de-pente (N = 25; 89,29%), e de adultos entre as tartarugas cabeçuda (N = 71; 63,39%), oliva (N = 55; 61,80%) e de-couro (N = 14; 53,85%) (Figura 3). Não foi possível determinar o estágio de vida de 211 indivíduos (6,92%), em função da ausência de dados biométricos para carcaças destruídas e/ou restos ósseos. Do total, 2.988 (97,97%) registros foram de animais mortos e 62 (2,03%) de animais vivos. Contudo, 14 indivíduos encontrados vivos vieram posteriormente a óbito, totalizando 3.002 mortos.

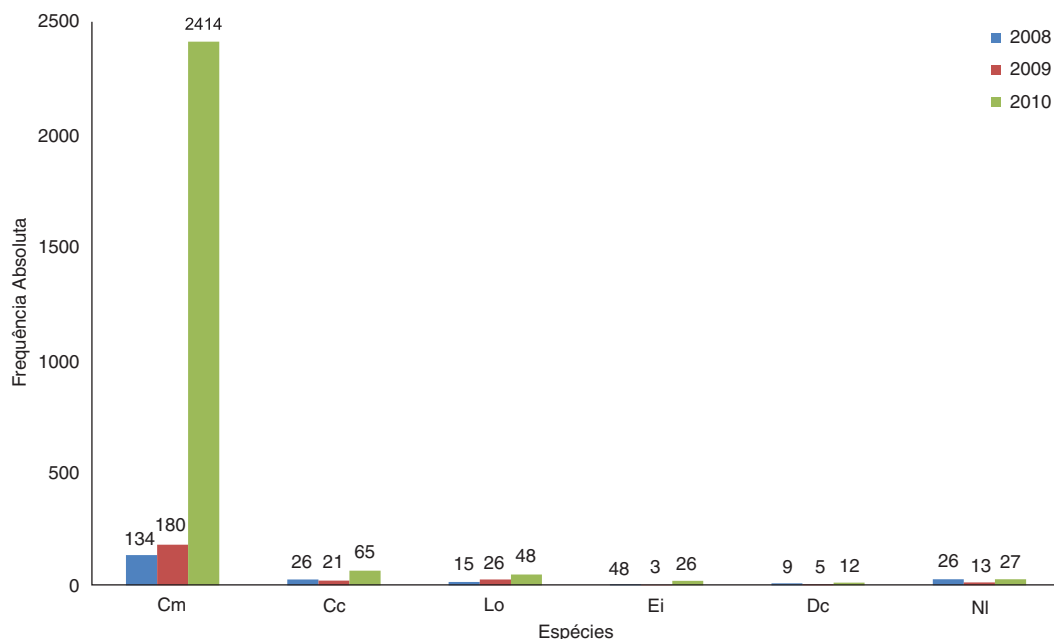


FIGURA 2. Frequência absoluta dos registros de encalhe de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense por espécie e por ano no período entre 2008 e 2010. Onde: Cm – *Chelonia mydas*, Cc – *Caretta caretta*, Lo – *Lepidochelys olivacea*, Ei – *Eretmochelys imbricata*, Dc – *Dermochelys coriacea* e NI – espécie não identificada.

TABELA 2. Medidas de CCC (comprimento curvilíneo de carapaça) e LCC (largura curvilínea de carapaça) de tartarugas marinhas encalhadas na região centro-norte fluminense entre 2008 e 2010, incluindo valores mínimo, máximo, média, moda, desvio padrão, número de indivíduos medidos e número total de indivíduos registrados por espécie. Onde: Cm – *Chelonia mydas*, Cc – *Caretta caretta*, Lo – *Lepidochelys olivacea*, Ei – *Eretmochelys imbricata*, Dc – *Dermochelys coriacea* e NI – espécie não identificada.

CCC	Cm	Cc	Lo	Ei	Dc	NI	Geral
Mínimo	20	41	33	28,5	100	26	20
Máximo	128	150	98,5	81	197	110	197
Média	36,98	91,41	63,78	44,41	142,81	52,86	40,39
Moda	32	92	63	32,5	140	61	32
Desvio Padrão	8,82	17,53	8,43	15,15	18,45	25,64	16,74
Nº indivíduos medidos	2.624	94	72	25	21	19	2.855
Nº total	2.728	112	89	28	26	67	3.050
LCC	Cm	Cc	Lo	Ei	Dc	NI	Geral
Mínimo	16	39	31	24,5	80	23	16
Máximo	111	102	92,5	76	119,5	104	119,5
Média	33,74	82,74	64,24	39,68	103,99	49,87	36,70
Moda	30	90	66	28	104	28	30
Desvio Padrão	8,11	14,05	8,31	14,33	10,32	24,76	14,15
Nº indivíduos medidos	2.616	91	74	24	18	18	2.841
Nº total	2.728	112	89	28	26	67	3.050

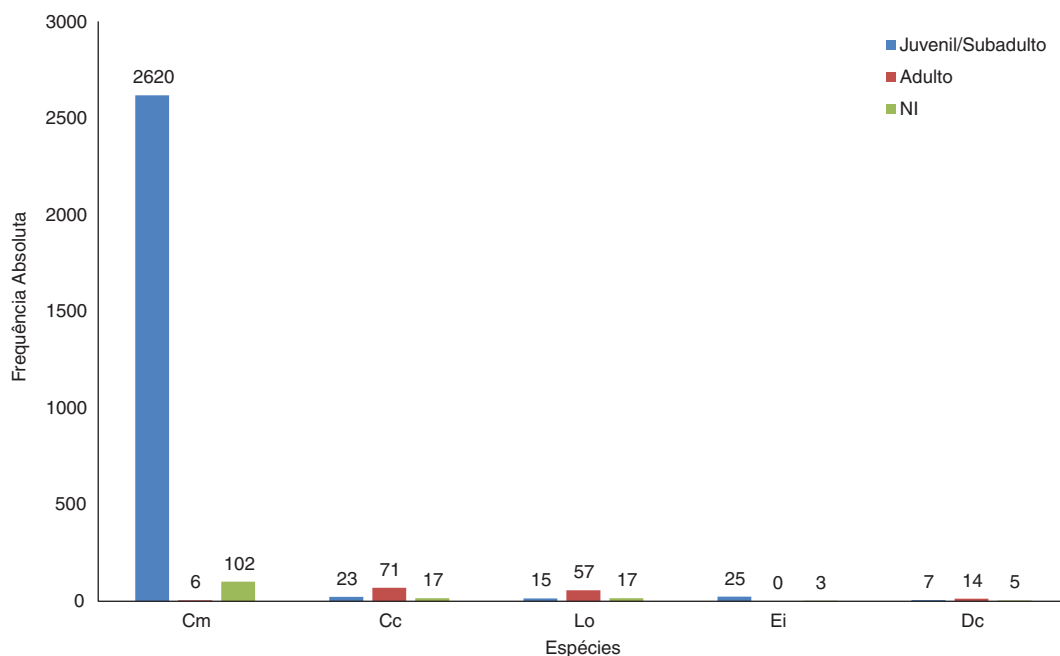


FIGURA 3. Frequência absoluta dos registros de encalhe de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense por estágio de vida e espécie no período entre 2008 e 2010. Onde: Cm – *Chelonia mydas*, Cc – *Caretta caretta*, Lo – *Lepidochelys olivacea*, Ei – *Eretmochelys imbricata*, Dc – *Dermochelys coriacea* e NI – estágio de vida não identificado.

Chelonia mydas, a espécie de maior abundância na região, apresentou CCC entre 20 e 128 cm, com média de $36,98 \pm 8,82$ cm, e LCC entre 16 e 111 cm, com média de $33,74 \pm 8,11$ cm (Tabela 2). Assim, 2.620 (99,77%, quando desconsiderados os NI) indivíduos foram classificados como juvenis/subadultos, por apresentarem CCC < 96 cm, e 6 (0,23%, quando desconsiderados os NI) como adultos, por apresentarem CCC ≥ 96 cm (Figura 3). O predomínio de tartarugas-verdes juvenis entre o total de encalhes de tartarugas marinhas na região é esperado, uma vez que indivíduos desta espécie iniciam o período de desenvolvimento costeiro com tamanhos entre 30 e 40 cm (Balazs, 1995). Ao atingirem essa fase, portanto, podem ser abundantemente encontradas se alimentando ao longo de quase toda a costa brasileira (Santos *et al.*, 2011). Especificamente na área de estudo, Awabdi *et al.* (2013a) indicaram o predomínio de macroalgas

(83,7%) entre os itens alimentares triados a partir do conteúdo gástrico de 37 juvenis de *C. mydas* (CCC entre 27,3 e 49 cm) encalhados entre Arraial do Cabo e Búzios, no período de junho de 2009 a maio de 2010. Apesar de peixes teleosteos e moluscos também terem sido encontrados, estes tiveram baixa representatividade, confirmando as preferências herbívoras da espécie (Awabdi *et al.*, 2013a). De fato, *C. mydas* é a espécie de hábitos mais costeiras, frequentando áreas neríticas associadas a bancos de fanerógamas e macroalgas das quais se alimentam (Mortimer, 1982). Sua dieta é onívora, com tendência a carnivoría enquanto filhote, tornando-se predominantemente herbívora a partir do estágio juvenil (Bjørndal, 1997).

De maneira geral, a área de estudo é uma potencial zona de alimentação para todas as espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil (Reis *et al.*, 2010a). Fatores como o fenômeno

de ressurgência em Cabo Frio (Costa e Fernandes, 1993; Valentin, 2001), que aumenta a produtividade primária e, conseqüentemente, a disponibilidade de alimento (Polovina *et al.*, 2004; James *et al.*, 2005; Amoroso e Reina, 2007) e o aporte de matéria orgânica proveniente do Rio Paraíba do Sul (Souza e Knoppers, 2003) podem contribuir para a determinação de uma importante área de alimentação para as tartarugas marinhas na região.

Caretta caretta, a segunda espécie mais abundante na região, apresentou CCC entre 41 e 150 cm, com média de $91,41 \pm 17,53$ cm, e LCC entre 39 e 102 cm, com média de $82,74 \pm 14,05$ cm (Tabela 2), sendo 23 (24,21%, quando desconsiderados os NI) indivíduos classificados como juvenis/subadultos (CCC < 82 cm), e 71 (74,74%, quando desconsiderados os NI) como adultos (CCC \geq 82 cm) (Figura 3). Adicionalmente, houve o registro de um único filhote (N = 1; 1,05%, quando desconsiderados os NI), com valores de CCC = 4,7 cm e LCC = 7,4 cm (não incluídos na Tabela 2). A região norte do Estado do Rio de Janeiro é um reconhecido sítio de desova de *C. caretta* (Marcovaldi e Marcovaldi, 1999; Marcovaldi e Chaloupka, 2007; Lima *et al.*, 2012), o que poderia explicar a maior porcentagem de encalhes de indivíduos adultos desta espécie, assim como o registro de um filhote. A região também é utilizada como área de alimentação (Reis *et al.*, 2010a) ou como rota migratória entre sítios de alimentação e desova (Almeida *et al.*, 2000; Laporta e Lopez, 2003). Informações sobre áreas de alimentação de *C. caretta* no Brasil ainda são relativamente escassas. No entanto, dados de telemetria apontam o litoral do Ceará como uma área de alimentação para fêmeas adultas que desovam na Bahia (Marcovaldi *et al.*, 2010), e o grande número anual de encalhes no Rio Grande do Sul, nos meses de primavera e verão, sugere que esta região seja uma área de alimentação para juvenis/subadultos desta espécie (Monteiro, 2004; Marcovaldi e Chaloupka, 2007). *C. caretta* apresenta uma dieta carnívora durante toda a sua vida (Bjorndal, 1997). Nos estágios iniciais até a fase juvenil são epipelágicas e habitam zonas oceânicas, se alimentando na maior parte do tempo nos cinco primeiros

metros da coluna d'água; já nos estágios de juvenil avançado e adulto, se tornam neríticas e se alimentam principalmente no fundo (Bolten, 2003). Nestes estágios, utilizam áreas de alimentação localizadas essencialmente sobre a plataforma continental (Hopkins-Murphy *et al.*, 2003), permanecendo em profundidades inferiores a 200 m e sendo comumente observadas a menos de 60 m de profundidade (Shoop e Kenney, 1992).

Lepidochelys olivacea, por sua vez, apresentou CCC entre 33 e 98,5 cm, com média de $63,78 \pm 8,43$ cm, e LCC entre 31 e 92,5 cm, com média de $64,24 \pm 8,31$ cm (Tabela 2), sendo 15 (20,83%, quando desconsiderados os NI) indivíduos classificados como juvenis/subadultos (CCC < 62 cm), e 57 (79,17%, quando desconsiderados os NI) como adultos (CCC \geq 62 cm) (Figura 3). Os encalhes de cinco fêmeas adultas de *L. olivacea* no litoral norte fluminense entre 2009 e 2013, marcadas originalmente em Sergipe e na Bahia, sugerem que indivíduos desta espécie utilizam a região como área de alimentação ou como parte de sua rota migratória para sítios de alimentação situados mais ao sul da área de estudo (Reis *et al.*, 2010b; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Outra forte evidência do uso da área por *L. olivacea* foi a captura incidental de 21 indivíduos adultos e subadultos pela pesca de arrasto de fundo industrial no litoral central do Estado do Rio de Janeiro (Guimarães, 2012). Este táxon é prioritariamente carnívoro ao longo de todo o seu ciclo de vida, alimentando-se em uma ampla variedade de habitats, desde zonas costeiras relativamente rasas até oceânicas (Bjorndal, 1997; Plotkin, 2010; Silva *et al.*, 2011). Igualmente, informações sobre suas áreas de alimentação ao longo da costa brasileira ainda são escassas. Contudo, dados de telemetria já indicaram que algumas fêmeas, após seu período de desova em Pirambu – Sergipe, deslocaram-se sobre a plataforma continental até áreas de alimentação neríticas nas regiões Norte e Nordeste do país, particularmente no litoral dos estados do Pará, Rio Grande do Norte, Pernambuco e Alagoas (Silva *et al.*, 2011).

Eretmochelys imbricata e *D. coriacea* foram as espécies registradas em menor frequência na área em estudo. *E. imbricata* apresentou CCC entre 28,5 e 81 cm, com média de $44,41 \pm 15,15$ cm, e LCC entre 24,5 e 76 cm, com média de $39,68 \pm 14,33$ cm (Tabela 2), sendo 100% (N = 25) dos indivíduos classificados como juvenis/subadultos (CCC < 82 cm), quando desconsiderados os NI (Figura 3). Finalmente, *D. coriacea* apresentou CCC entre 100 e 197 cm, com média de $142,81 \pm 18,45$ cm, e LCC entre 80 e 119,5 cm, com média de $103,99 \pm 10,32$ cm (Tabela 2), sendo 7 (33,33%, quando desconsiderados os NI) indivíduos classificados como juvenis/subadultos (CCC < 139 cm), e 14 (66,67%, quando desconsiderados os NI) como adultos (CCC \geq 139 cm) (Figura 3). O baixo número de registros de encalhe de *E. imbricata* e *D. coriacea* poderia ser explicado pela menor abundância destas espécies na região, em função de sua preferência por habitats recifais e oceânicos, respectivamente (Marcovaldi *et al.*, 2007; Thomé *et al.*, 2007).

A maioria dos encalhes de tartarugas marinhas concentrou-se ao norte da área de estudo, nos municípios de São Francisco de Itabapoana (N = 2.051; 67,25%), São João da Barra (N = 352; 11,54%), Campos dos Goytacazes (N = 127; 4,16%) e Quissamã (N = 120; 3,93%) (Figura 4). As redes de emalhe utilizadas ao longo do litoral destes municípios, principalmente em São Francisco de Itabapoana, são responsáveis pelo elevado índice de capturas e mortes de indivíduos juvenis da espécie *C. mydas*. Segundo entrevistas feitas com os pescadores da região, a rede com maior número de capturas e mortes de tartarugas é a Feiticeira ou Trespalhaço (rede de emalhe composta por três panos, dois externos com malhas maiores e um interno com malha menor), principalmente quando colocada no fundo, próximo a costões (Nogueira, 2011; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Este tipo de rede tem como espécie alvo a tainha (*Mugil* sp.), o bagre (*Arius* sp.) e algumas espécies de cação. Além desta, outras artes de pesca presentes na região incluem a Minjoada (uma rede de espera de superfície), as redes de espera de fundo (rede de Laça), as redes de pescadinha

(*Isopisthus parvipinnis*), o arrastão de praia, o arrastão de camarão, a tarrafa e o puçá (petrecho único e específico para a pesca de peroá, *Balistes caprisicus*) (Nogueira, 2011). Entre estas, Nogueira (2011) identificou a rede Feiticeira como a arte de pesca com maiores valores de captura de tartarugas por unidade de esforço (CPUE). De fato, as redes de emalhe, incluindo as redes de espera de superfície e de fundo, são as que mais interagem com as tartarugas-verdes em vários estados brasileiros (Bugoni *et al.*, 2001; Soto *et al.*, 2003; Marcovaldi *et al.*, 2006), inclusive no litoral norte do Rio de Janeiro (Masil *et al.*, 2005; Loureiro e Pitanga, 2006; Nogueira, 2011). Considerando o restante da área de estudo, também houve uma importante concentração de encalhes na região compreendida entre as penínsulas de Arraial do Cabo (N = 63; 2,07%) e Armação dos Búzios (N = 189; 6,20%), incluindo o Município de Cabo Frio (N = 110; 3,61%) (Figura 4). Neste caso, a incidência dos ventos é determinante para a ocorrência de encalhes, uma vez que as carcaças à deriva ao sul desta área podem ter a península de Arraial do Cabo como um anteparo ao norte, assim como carcaças oriundas do norte desta área podem ter a península de Armação dos Búzios como um anteparo ao sul. Também vale considerar que o aporte de matéria orgânica proveniente do Rio Paraíba do Sul (Souza e Knoppers, 2003) e o fenômeno de ressurgência em Cabo Frio (Costa e Fernandes, 1993; Valentin, 2001) são fatores que podem contribuir para a existência de uma zona de alimentação para as tartarugas marinhas na região e assim explicar a maior concentração de organismos nesses locais.

As frequências relativas dos registros de encalhe das diferentes espécies de tartarugas marinhas no período entre 2008 e 2010 são apresentadas por município monitorado na Figura 5. Em todos os municípios, a espécie *C. mydas* foi a mais abundante, apresentando frequências relativas que variaram entre 50% (N = 2) em Rio das Ostras, município com o menor número total de encalhes registrado, e 95,51% (N = 1.959) em São Francisco de Itabapoana, município com o maior número de registros (Figura 5). Comparativamente aos demais

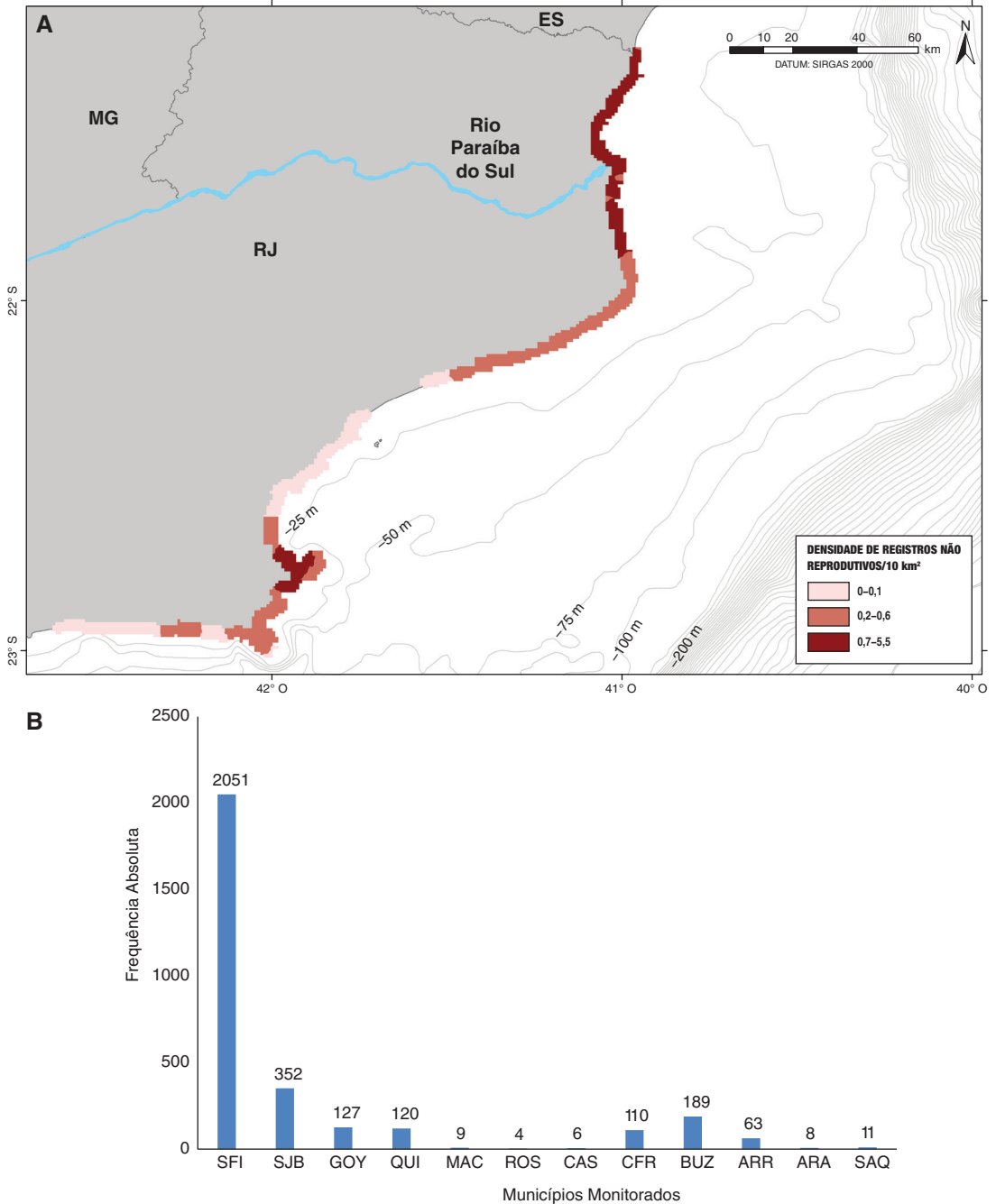


FIGURA 4. (A) Densidade relativa dos registros de encalhe das diferentes espécies de tartarugas marinhas a cada 10 km² de praia monitorada na região centro-norte fluminense entre 2008 e 2010; (B) Frequência absoluta dos registros de encalhe de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense por município monitorado entre 2008 e 2010. Onde: SFI – São Francisco de Itabapoana, SJB – São João da Barra, GOY – Campos dos Goytacazes, QUI – Quissamã, MAC – Macaé, ROS – Rio das Ostras, CAS – Casimiro de Abreu, CFR – Cabo Frio, BUZ – Armação dos Búzios, ARR – Arraial do Cabo, ARA – Araruama e SAQ – Saquarema.

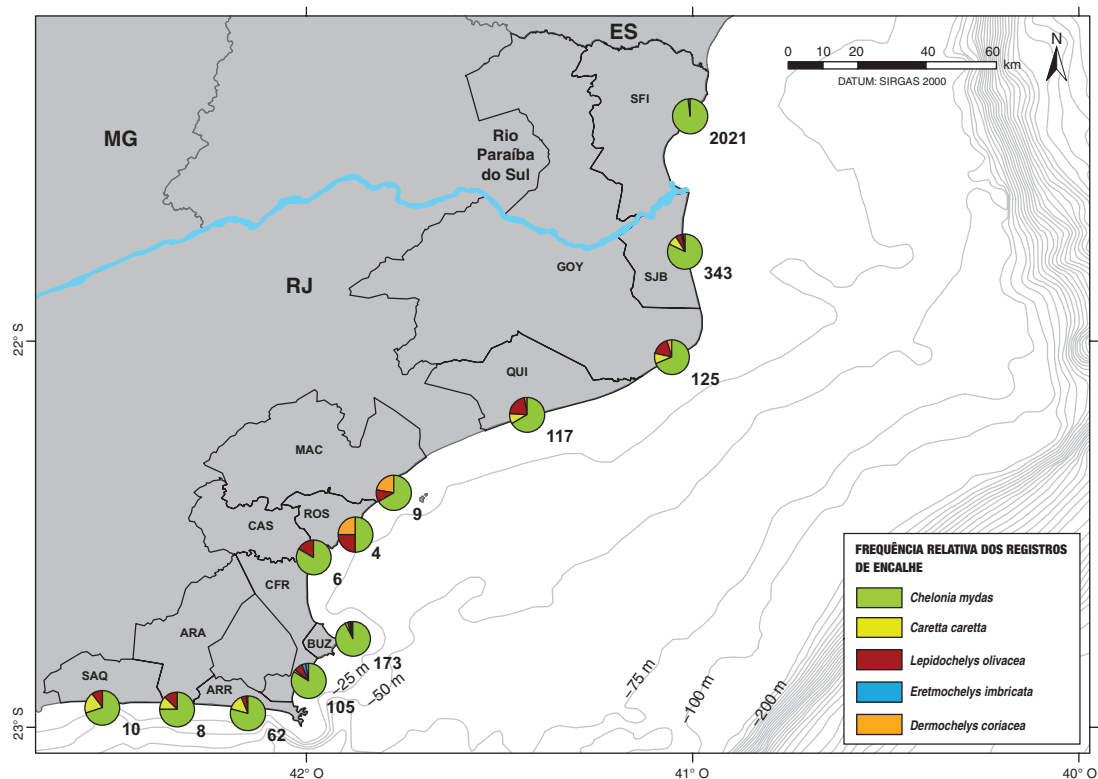


FIGURA 5. Frequência relativa dos registros de encalhe das diferentes espécies de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense por município monitorado entre 2008 e 2010. Onde: SFI – São Francisco de Itabapoana, SJB – São João da Barra, GOY – Campos dos Goytacazes, QUI – Quissamã, MAC – Macaé, ROS – Rio das Ostras, CAS – Casimiro de Abreu, CFR – Cabo Frio, BUZ – Armação dos Búzios, ARR – Arraial do Cabo, ARA – Araruama e SAQ – Saquarema.

municípios, a abundância elevada da espécie *C. caretta* em São Francisco de Itabapoana ($N = 40$; 1,95%) e São João da Barra ($N = 31$; 8,81%) (Figura 5) está possivelmente associada à desova desta espécie na região. Tal observação é reforçada pelo predomínio de adultos entre os exemplares encalhados de *C. caretta*.

Avaliando a sazonalidade dos registros de encalhe, no período entre outubro de 2008 e setembro de 2010, a maioria ocorreu entre os meses de junho e setembro (Figura 6), ou seja, durante o inverno (predominantemente), período seco e com ressurgência fraca (Tabela 3; Figura 6). Quando

consideradas as três espécies mais abundantes (*C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*), é possível notar basicamente a mesma tendência em relação à sazonalidade, com o predomínio dos registros de encalhe nos meses de agosto e setembro, principalmente (Figura 7). O teste de qui-quadrado mostrou que as diferenças registradas entre as estações do ano ($\chi^2 = 454,04$; $GL = 3$; $P < 0,05$), períodos seco e chuvoso ($\chi^2 = 720,75$; $GL = 1$; $P < 0,05$) e com ressurgência fraca e intensa ($\chi^2 = 363,87$; $GL = 1$; $P < 0,05$) são estatisticamente significativas (Tabela 3). Durante o verão, o vento nordeste ganha força, tornando-se o agente responsável

TABELA 3. Número total (N) e porcentagem (%) de encalhes de quelônios marinhos na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, entre outubro de 2008 e setembro de 2010, e significância das diferenças entre estações do ano, período seco e chuvoso e com ressurgência fraca e intensa. Onde: GL – graus de liberdade. (*) A diferença entre as proporções é estatisticamente significativa.

Influência das Estações	N	%
Verão (Dezembro – Fevereiro)	226	9,76
Outono (Março – Maio)	520	22,45
Inverno (Junho – Agosto)	943	40,72
Primavera (Setembro – Novembro)	627	27,07
Significância – GL = 3		<i>P</i> < 0,05*
Influência do Período	N	%
Período chuvoso (Outubro – Março)	512	22,11
Período seco (Abril – Setembro)	1.804	77,89
Significância – GL = 1		<i>P</i> < 0,05*
Influência do Período	N	%
Ressurgência intensa (Outubro – Abril)	699	30,18
Ressurgência fraca (Maio – Setembro)	1.617	69,82
Significância – GL = 1		<i>P</i> < 0,05*

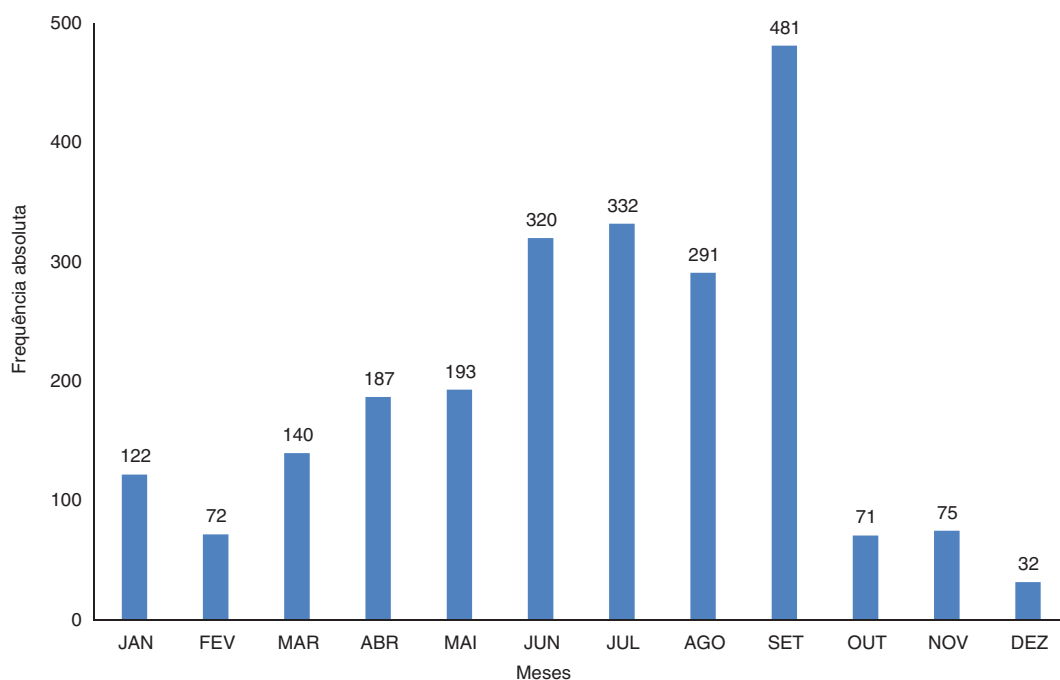


FIGURA 6. Distribuição temporal (por mês) dos registros de encalhe de tartarugas marinhas, entre outubro de 2008 e setembro de 2010, na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro.

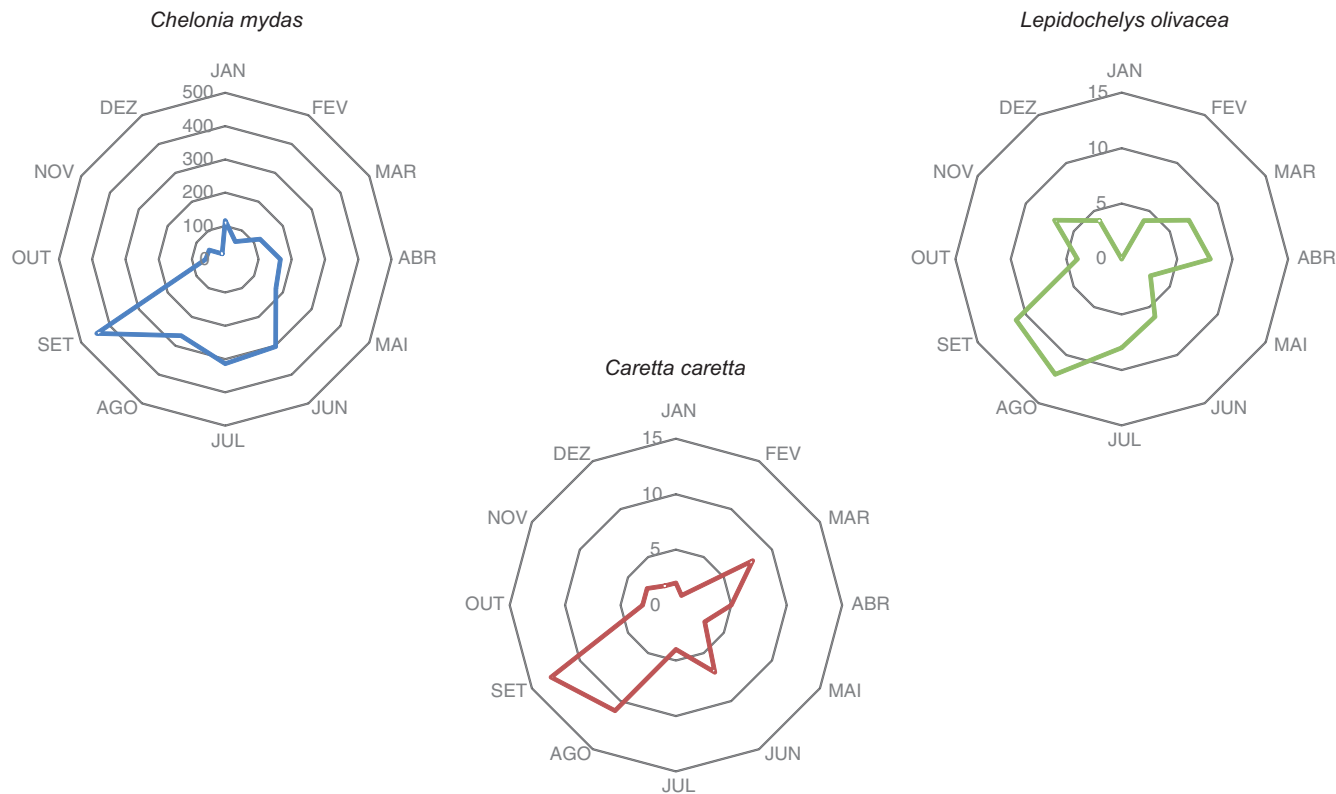


FIGURA 7. Distribuição temporal (por mês) dos registros de encalhe das espécies mais abundantes de tartarugas marinhas na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre outubro de 2008 e setembro de 2010: *Chelonia mydas* (em azul), *Caretta caretta* (em vermelho) e *Lepidochelys olivacea* (em verde).

pela intensificação do processo de ressurgência. À medida que ele afasta a massa d'água superficial próxima à costa, possibilita o afloramento de Água Central do Atlântico Sul (ACAS), que por sua vez impulsiona toda a produtividade biológica local (Costa e Fernandes, 1993; Valentin, 2001). Porém, quando ocorre esse deslocamento de massa d'água, a probabilidade de as carcaças de quelônios à deriva chegarem à praia diminui consideravelmente, uma vez que as mesmas serão afastadas da costa. Durante o inverno, o oposto acontece quando o vento sudoeste passa a ser predominante na região (Gonzalez-Rodriguez *et al.*, 1992). A ação do vento sudoeste empurra a água superficial em direção ao continente, causando o "empilhamento" da água na costa e, conseqüentemente, aumentando a probabilidade de as carcaças à deriva encalharem, o que explica a tendência observada nos resultados das análises.

Determinar a causa exata da morte e/ou do encalhe de uma tartaruga marinha pode ser um desafio, principalmente em função da possível existência de dois ou mais fatores agindo simultaneamente ou devido ao grau de decomposição da carcaça. Muitas vezes é necessário trabalhar com diagnóstico por exclusão, onde a causa do encalhe é indicada através da eliminação de outras circunstâncias. Um exemplo bastante comum são os casos de captura em redes de pesca, pois dificilmente as tartarugas apresentarão indícios que comprovem esta interação, devido ao fato de sua pele ser espessa e pouco vascularizada. Nestes casos, devemos fazer uma análise integrada do encalhe e procurar sinais que não estejam necessariamente relacionados com a lesão propriamente dita. O fato de o animal encalhado apresentar bom escore corporal ou de estar em atividade reprodutiva é indicativo de que a morte ou lesão ocorreu de forma aguda, uma vez que afecções crônicas levariam este indivíduo a um estado de inapetência, magreza ou caquexia, e o mesmo não estaria apto à reprodução. Portanto, é importante que o encalhe seja avaliado de forma ecossistêmica, considerando parâmetros ambientais e atividades antrópicas da região monitorada (Goldberg *et al.*, 2013).

Cerca de 27% (N = 824) do total de indivíduos (vivos ou mortos) apresentaram algum indício de interação antrópica. No entanto, esse valor está possivelmente subestimado, uma vez que não foi possível avaliar tal aspecto nos espécimes encontrados em avançado estado de decomposição. Além disso, algumas atividades, como a pesca, podem não deixar evidências claras de que houve a interação, como explicado no parágrafo anterior. Do total de indivíduos com indícios de interação antrópica, 730 (88,59%) foram representativos de pesca, 57 (6,92%) de colisão com hélices ou cascos de embarcações, 19 (2,31%) de lixo e 18 (2,18%) de dragagem (Figura 8). Não houve registro de animais oleados na área de estudo durante o período de monitoramento. Dos 730 casos de interação com a pesca, 650 (89,04%) ocorreram no Município de São Francisco de Itabapoana, 29 (3,97%) em São João da Barra, 19 (2,60%) em Campos dos Goytacazes e 16 (2,19%) em Armação dos Búzios (Figuras 8 e 9A). Dentre os 57 casos de colisão, 26 (45,61%) ocorreram em São Francisco de Itabapoana, 11 (19,30%) em Quissamã, 7 (12,28%) em Cabo Frio e 6 (10,53%) em São João da Barra (Figuras 8 e 9B). Os casos de interação com lixo prevaleceram nos municípios de Armação dos Búzios (N = 6; 31,58%), Cabo Frio (N = 4; 21,05%) e Arraial do Cabo (N = 4; 21,05%) (Figuras 8 e 9C), e os casos de dragagem, nos municípios de São João da Barra (N = 14; 77,78%), São Francisco de Itabapoana (N = 2; 11,11%) e Campos dos Goytacazes (N = 2; 11,11%) (Figuras 8 e 9D).

Quanto à espécie, 771 (93,6%) casos de interação antrópica foram reportados em *C. mydas*, 20 (2,43%) em *C. caretta*, 19 (2,31%) em *L. olivacea*, 7 (0,85%) em *D. coriacea* e 4 (0,49%) em *E. imbricata*, proporções que refletem, em sua maioria, a abundância das espécies na região. Dos casos registrados em *C. mydas*, 702 (91,05%) foram representativos de interação com a pesca, 46 (5,97%) de colisão, 17 (2,20%) de ingestão de lixo e 6 (0,78%) de dragagem. Em *C. caretta*, 10 (50%) casos foram representativos de interação com a pesca, 7 (35%) com dragagem e 3 (15%) de colisão. Em *L. olivacea*, foram nove (47,37%) casos de interação com a

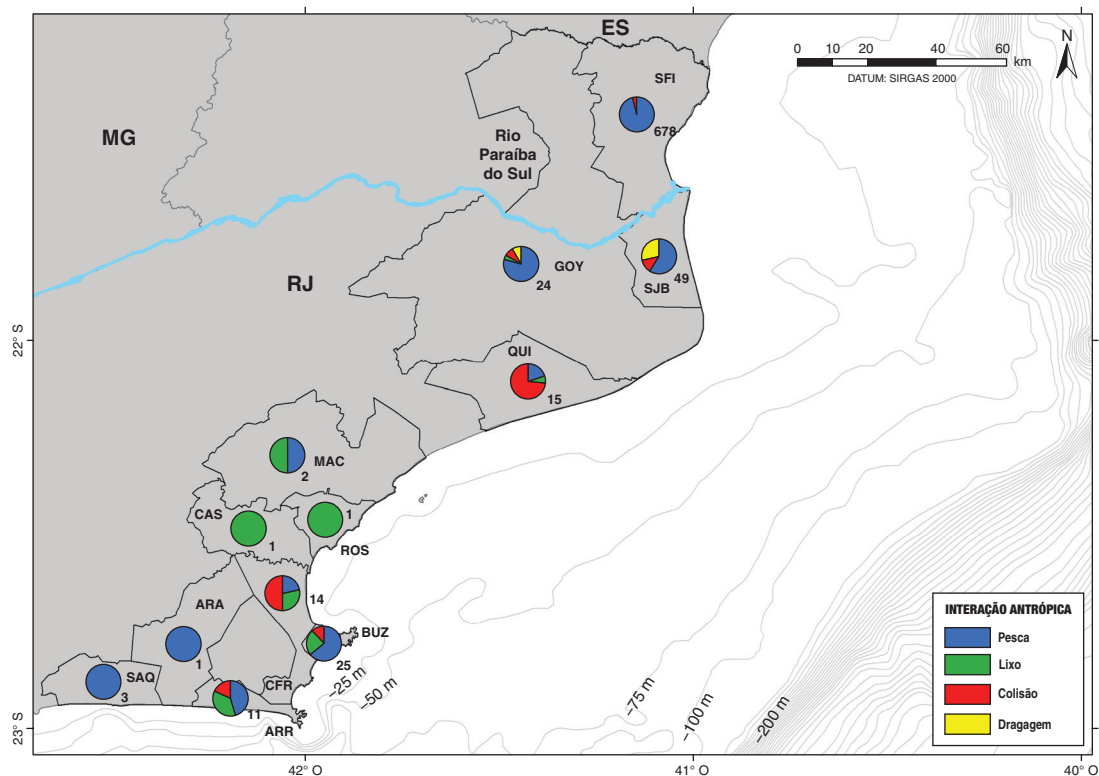


FIGURA 8. Frequência relativa dos casos de interação antrópica na região centro-norte fluminense por município monitorado entre 2008 e 2010. Onde: SFI – São Francisco de Itabapoana, SJB – São João da Barra, GOY – Campos dos Goytacazes, QUI – Quissamã, MAC – Macaé, ROS – Rio das Ostras, CAS – Casimiro de Abreu, CFR – Cabo Frio, BUZ – Armação dos Búzios, ARR – Arraial do Cabo, ARA – Araruama e SAQ – Saquarema.

pesca, 6 (31,58%) de colisão, 3 (15,79%) de dragagem e 1 (5,26%) de interação externa com lixo. Em *D. coriacea*, foram 4 (57,14%) casos de interação com a pesca, 2 (28,57%) de dragagem e 1 (14,29%) de ingestão de lixo. E, finalmente, em *E. imbricata*, foram apenas 3 (75%) casos de interação com a pesca e 1 (25%) de colisão.

Dessa forma, é possível concluir que a interação com a pesca é a principal ameaça a todas as espécies de tartarugas marinhas que frequentam a região centro-norte fluminense (Figuras 10A e 10B). Este fato pode ser explicado pela sobreposição das áreas de uso desses quelônios com as áreas de atuação de diversos tipos de pescarias, tanto costeiras quanto oceânicas (Gallo *et al.*, 2006; Sales *et al.*, 2008; Fiedler *et al.*, 2012).

Marcovaldi *et al.* (2006) identificaram 18 tipos diferentes de pescarias que interagem com tartarugas marinhas no Brasil, sendo 16 costeiras e 2 oceânicas. Neste estudo, foram avaliados o número de embarcações atuantes por estado, a quantidade de animais capturados incidentalmente e as principais espécies acometidas, tomando por base o período de 1990 a 2006. No Estado do Rio de Janeiro, o arrasto e as redes de emalhe foram identificados como as principais artes de pesca que interagem com tartarugas marinhas. Na pesca de arrasto, são capturados principalmente indivíduos subadultos e adultos das espécies *C. caretta* e *L. olivacea*, enquanto no emalhe, juvenis de *C. mydas* (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados).

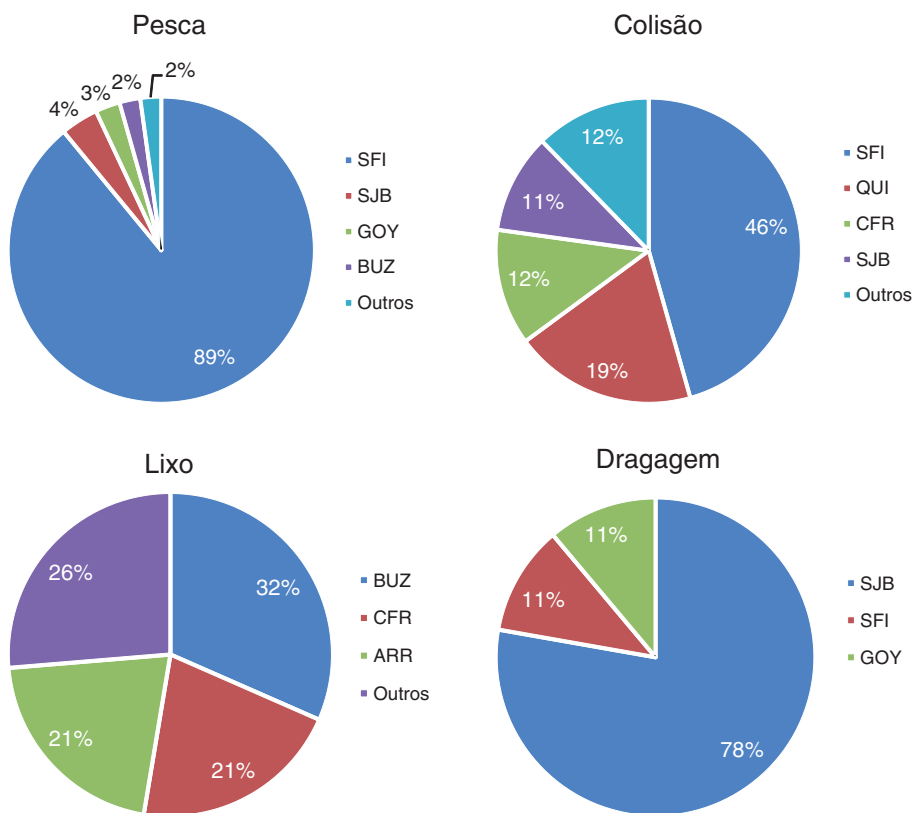


FIGURA 9. Frequência relativa das quatro categorias de interação antrópica diagnosticadas a partir dos casos de encalhe de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense entre 2008 e 2010: interação com a pesca, colisão com embarcação, interação com lixo e dragagem. Onde: SFI – São Francisco de Itabapoana, SJB – São João da Barra, GOY – Campos dos Goytacazes, QUI – Quissamã, CFR – Cabo Frio, BUZ – Armação dos Búzios e ARR – Arraial do Cabo.

Pesquisas recentes realizadas no Atlântico Sul Ocidental igualmente evidenciaram a interação de tartarugas marinhas com a pesca de arrasto (Domingo *et al.*, 2006; Guimarães, 2012; Laporta *et al.*, 2013). Entre 2011 e 2012, Guimarães (2012) monitorou 1996 lances da frota de arrasto, direcionada para a captura de camarões e peixes, nas cidades do Rio de Janeiro e Niterói. Ao todo, foram capturadas 44 tartarugas (maioria adulta ou subadulta), sendo 22 *C. caretta*, 21 *L. olivacea* e 1 *C. mydas*. A CPUE (captura por unidade de esforço) dessa pescaria foi igual a 0,02 tartarugas por lance, o que

equivale a 1 tartaruga capturada a cada 50 lances. Apesar de este monitoramento ter sido realizado na região centro-sul fluminense, essa frota atua desde o litoral norte do Estado de São Paulo até o norte do Estado do Rio de Janeiro, já na divisa com o Espírito Santo (Perez e Pezzuto, 2001; Perez *et al.*, 2001; Guimarães, 2012).

De acordo com dados de telemetria por satélite (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados), esta área também é utilizada por indivíduos adultos de *C. caretta* que desovam na Bahia e de *L. olivacea* que desovam em Sergipe. É provável,

portanto, que o crescente aumento no número de encalhes de tartarugas marinhas adultas dessas espécies, em boa condição corpórea e, muitas vezes, em atividade reprodutiva, no norte do Estado do Rio de Janeiro esteja relacionado com a pesca de arrasto na região (Goldberg *et al.*, 2013). A interação com redes de espera (de superfície e de fundo), por sua vez, atinge principalmente os juvenis de *C. mydas*, uma vez que estes indivíduos são essencialmente herbívoros e utilizam áreas próximas à costa para se alimentar (Santos *et al.*, 2011), e particularmente no Município de São Francisco de Itabapana, onde a atividade pesqueira é intensa (Masil *et al.*, 2005; Loureiro e Pitanga, 2006; Nogueira, 2011). Esta área apresenta uma extensa barreira rochosa que adentra a região marinha e que funciona como substrato para o crescimento de algas e gramíneas, principal alimento para tartarugas-verdes. As redes de pesca são normalmente dispostas após esta formação e impedem o retorno desses animais às áreas de maior profundidade. Além da grande quantidade de espécimes capturados, o fato de a maioria dos pescadores deixar suas redes na água por um período de 24 horas diminui as chances de sobrevivência das tartarugas capturadas nesse tipo de pesca (Nogueira, 2011).

Uma vez presos a redes de pesca, e consequentemente impedidos de subir à superfície para respirar, esses animais vêm a óbito por afogamento. Por isso, atualmente, a principal ameaça às populações de *C. mydas* é a pesca costeira, sendo as redes de emalhe em fundos irregulares os principais petrechos envolvidos na captura incidental destes animais (Bugoni *et al.*, 2001; Gallo *et al.*, 2006; Marcovaldi *et al.*, 2006; López-Barrera *et al.*, 2012). De forma geral, áreas de alimentação de tartarugas marinhas registram alto índice de captura incidental por pescarias costeiras, fato que impulsionou a criação do Programa de Interação Tartarugas Marinhas e Pesca pelo Projeto TAMAR em 2001, assim como o estabelecimento do Plano de Ação Nacional para Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas na Pesca (Marcovaldi *et al.*, 2002). Adicionalmente, através da campanha "Nem tudo que cai na rede é peixe", também conduzida

pelo Projeto TAMAR, pescadores e membros das comunidades locais vêm sendo orientados a resgatar e reanimar as tartarugas presas em redes de pesca, minimizando a ocorrência de óbitos entre os animais (Marcovaldi *et al.*, 2001). Apesar do surgimento de algumas iniciativas de mitigação, continuam sendo registradas elevadas taxas de capturas incidentais de tartarugas marinhas, tanto nacional quanto mundialmente, o que torna a interação com a pesca a maior ameaça para juvenis e adultos destes animais no Brasil e no mundo (Hays *et al.*, 2003; Kotas *et al.*, 2004; Lewison *et al.*, 2004; Lewison e Crowder, 2007; Bugoni *et al.*, 2008; Sales *et al.*, 2008; Wallace *et al.*, 2010, 2013; Finkbeiner *et al.*, 2011).

O recente declínio dos recursos pesqueiros tem provocado um aumento significativo no esforço de pesca para manter a atividade economicamente viável. No entanto, este ritmo vem acelerando o esgotamento dos estoques naturais, atingindo tanto as espécies-alvo da pescaria como a fauna acompanhante, capturada de maneira incidental (Lewison *et al.*, 2004).

Diversos estudos sobre a interação de tartarugas marinhas com espinhéis pelágicos vêm sendo conduzidos no mundo, principalmente no Atlântico Norte (Witzell, 1984, 1999; Ferreira *et al.*, 2001, 2003), no Pacífico (Balazs e Pooley, 1994; Lewison *et al.*, 2004), no Mediterrâneo (Aguilar *et al.*, 1995; Gerosa e Casale, 1999) e, mais recentemente, no Atlântico Sul (Achaval *et al.*, 2000; Kotas *et al.*, 2004; Pinedo e Polacheck, 2004; Carranza *et al.*, 2006; Sales *et al.*, 2008). Dentre as principais frotas de espinhel que atuam na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro estão aquelas baseadas nos portos de Itaipava – ES e Guarapari – ES, ambas direcionadas principalmente à captura de dourado (*Coryphaena hippurus*), atum (*Thunnus* spp.) e espadarte (*Xiphias gladius*) (Martins *et al.*, 2005; Sales *et al.*, 2008). Segundo Martins *et al.* (2005), tais frotas capturavam inicialmente peixes demersais de plataforma externa e talude (cherne, batata, namorado, pargo-rosa e outros). Contudo, tendo no atum um recurso mais rentável e abundante, toda a frota redirecionou seu esforço pesqueiro,

elegendo a Bacia de Campos como principal área de pesca. Além da maior disponibilidade de atum, esta mudança foi atribuída à sobrepesca de algumas espécies-alvo e a fatores antrópicos, como o efeito concentrador de cardumes no entorno de plataformas de petróleo na Bacia de Campos (Martins *et al.*, 2005).

Nas pesquisas realizadas com a frota de espinhel pelágico no Brasil, as tartarugas marinhas mais capturadas são as da espécie *Caretta caretta* seguida pela *Dermochelys coriacea* (Kotas *et al.*, 2004; Monteiro, 2008; Sales *et al.*, 2008). Este padrão de captura é comumente observado em outras partes do mundo, onde *C. caretta* é a espécie que mais interage com espinhéis (Lewison *et al.*, 2004). Indivíduos desta espécie são capturados por consumir as iscas presas aos anzóis, enquanto indivíduos de *D. coriacea* são geralmente capturados pelas nadadeiras ou enrolados nas linhas (Witzell, 1999). Esta diferença na maneira como as espécies são capturadas está provavelmente relacionada com os hábitos alimentares de cada uma (Monteiro, 2008). De acordo com Spotila *et al.* (1996), a pesca oceânica é responsável pela redução das populações mundiais de *D. coriacea*, que passaram de 115 mil fêmeas em 1982 para 34,5 mil em 1996.

Outra importante ameaça a esses organismos na área de estudo envolve o abaloamento com embarcações e/ou a interação direta com seus sistemas de propulsão e hélices (Figuras 10C e 10D), o que provoca lesões com padrões característicos e muitas vezes fatais (Hazel e Gyuris, 2006; Hazel *et al.*, 2007; Work *et al.*, 2010). Embarcações pesqueiras, comerciais, de apoio às atividades de E&P, turísticas e recreativas são muito comuns no litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, sendo potencialmente capazes de provocar tais interações negativas com a fauna marinha local. Apesar de poucos estudos até hoje terem focado nesse tipo de interação, é crescente o número de animais encalhados com indícios de colisão. Dados do presente estudo mostraram que a espécie *C. mydas* foi igualmente a mais afetada por colisões, o que provavelmente ocorre em virtude de sua maior abundância e proximidade da linha de costa (Santos *et*

al., 2011). Hazel *et al.* (2007) indicaram que o risco de colisão cresce significativamente com o aumento da velocidade das embarcações, e que as tartarugas-verdes não são capazes de fugir eficazmente quando abordadas por embarcações com velocidades superiores a 4 km/h. Alterações na forma de operação e na configuração das embarcações podem ser recomendadas para minimizar os riscos de colisão com tartarugas marinhas (Hazel *et al.*, 2007; Work *et al.*, 2010), mas para tanto é preciso melhor compreender e quantificar o impacto desta ameaça na região.

Os casos de interação com lixo ocorreram tanto através do emaranhamento de material antropogênico externamente ao corpo dos animais (um caso em *L. olivacea*; Figura 10E), quanto através de sua ingestão (17 casos em *C. mydas* e um em *D. coriacea*). É válido ressaltar que foram listados apenas os casos em que a morte dos indivíduos foi provocada pela presença do lixo, principalmente no trato gastrointestinal, causando quadros de obstrução, anorexia, perfuração da mucosa com consequente septicemia e outros que sejam incompatíveis com a vida. Há casos em que a presença do lixo é apenas um achado necroscópico, não interferindo no óbito do animal. Os resíduos triados a partir dos conteúdos gastrointestinais consistiram basicamente de material plástico de diferentes tamanhos, cores e consistências, sendo representado principalmente por sacolas plásticas, microplástico (plásticos < 5 mm), pedaços de embalagens e canudos, além de cordas e linhas de náilon (Figura 10F). A ingestão de resíduos sólidos de origem antropogênica constitui uma importante ameaça às tartarugas marinhas e tem sido relativamente bem documentada em todo o Atlântico Sul Ocidental (Bugoni *et al.*, 2001; Mascarenhas *et al.*, 2004; Ivar-do-Sul e Costa, 2007; Tourinho *et al.*, 2010; Stahelin *et al.*, 2012). Awabdi *et al.* (2013b), a partir da avaliação do conteúdo estomacal de 49 tartarugas-verdes encalhadas na costa leste fluminense entre 2009 e 2010, evidenciaram a presença de resíduos sólidos em 29 exemplares (59,2%), sendo que em 22 deles houve a presença de mais de um tipo de resíduo. Os plásticos flexíveis (como

sacolas e embalagens plásticas) obtiveram maior frequência de ocorrência (96,5%), sendo também comuns os resíduos relacionados com a pesca (fios de náilon, cordas, isopor, anzóis etc.) (Awabdi *et al.*, 2013b). Cabe destacar também que, segundo Andraday (2011), cerca de 18% do lixo plástico encontrado nos oceanos está relacionado com a indústria da pesca.

Milhares de toneladas de lixo, em grande parte constituído de material plástico, chegam aos oceanos anualmente. Esses resíduos são danosos por sua leveza, resistência e durabilidade, sendo transportados por grandes distâncias no ambiente marinho, onde se acumulam e causam diversos impactos ambientais e econômicos (Derraik, 2002; Ryan *et al.*, 2009). O problema agrava-se proporcionalmente ao aumento da poluição do mar, de modo que seu registro pode ser utilizado para avaliar a saúde do ambiente. A presença de resíduos observada nos conteúdos de *C. mydas* está provavelmente relacionada com o hábito alimentar predominantemente herbívoro desta espécie e ao modo de apreensão sem seleção do alimento, que favorece a ingestão passiva de resíduos presos a macroalgas e fanerógamas, componentes de sua alimentação (Márquez, 1990; Bugoni *et al.*, 2003; Awabdi *et al.*, 2013b). Alguns pontos de alimentação de *C. mydas* na região encontram-se consideravelmente poluídos (Oigman-Pszczol e Creed, 2007) e o lixo, principalmente plástico, acaba sendo ingerido de forma passiva ou ativa pelos animais. A ingestão passiva ocorre quando os resíduos se encontram aderidos a algas ou gramíneas, e são ingeridos acidentalmente com estes alimentos (Tomás *et al.*, 2002). A ingestão ativa ocorre quando os resíduos são confundidos com itens da dieta (Plotkin *et al.*, 1993), como no caso da ingestão de sacolas plásticas por indivíduos da espécie *D. coriacea*. A dieta das tartarugas-de-couro é composta primariamente por organismos gelatinosos, como águas-vivas e medusas (cnidários), e sacolas plásticas flutuantes no mar são facilmente confundidas com esses recursos alimentares (Mrosovsky *et al.*, 2009). A ingestão de lixo pode ser determinante da morte (efeito letal) de tartarugas marinhas,

uma vez que pode causar a obstrução completa e/ou paralisia de seu sistema digestório. Entretanto, efeitos subletais como a obstrução parcial do trato gastrointestinal, a redução do estímulo à alimentação e a exposição crônica a compostos tóxicos são mais comuns, causando, em longo prazo, impactos significativos às populações (Bjorndal *et al.*, 1994; Tourinho *et al.*, 2010).

O monitoramento dos impactos às tartarugas marinhas por operações de dragagem começou assim que os primeiros relatos de incidentes deste tipo foram reportados, no início da década de 1980, em Porto Canaveral, Flórida, Estados Unidos (Dickerson *et al.*, 2004). Desde então, as operações de dragagem utilizadas na abertura, manutenção e aprofundamento de canais de navegação em áreas portuárias são reconhecidas por gerarem grande impacto a esses organismos (Dickerson *et al.*, 1991; Fitzpatrick *et al.*, 2006). Nos Estados Unidos, um total de 508 capturas incidentais de tartarugas marinhas por dragas do tipo Hopper foram registradas, entre os anos de 1980 e 2003, envolvendo três espécies distintas: *C. caretta*, *C. mydas* e *L. kempii* (Dickerson *et al.*, 2004). Na Austrália, durante a dragagem no Porto de Brisbane, foram registrados cinco animais mortos em 2001 e sete em 2002 (Greenland *et al.*, 2002). Dados de literatura indicam a draga Hopper como a principal envolvida nos casos de dragagem incidental de tartarugas marinhas. Segundo Dickerson *et al.* (2004), as dragas deste tipo operam com maior velocidade e em maiores profundidades, além de terem menores custos e, por isso, são as mais utilizadas nas atividades de dragagem costeira e *offshore*. Elas são dotadas de tubulação e cabeça de dragagem, que realizam a sucção do sedimento marinho para dentro de uma cisterna a bordo, por meio de bombas de sucção. O movimento do equipamento, que faz contato com o fundo, e a velocidade de sucção do material dragado colocam em risco as tartarugas e outros animais, que podem ser sugados juntamente com o sedimento (Dickerson *et al.*, 1991, 2004; Fitzpatrick *et al.*, 2006). Na Baía de Campos, as atividades de dragagem do canal de navegação tiveram início em 2008, como parte da implantação

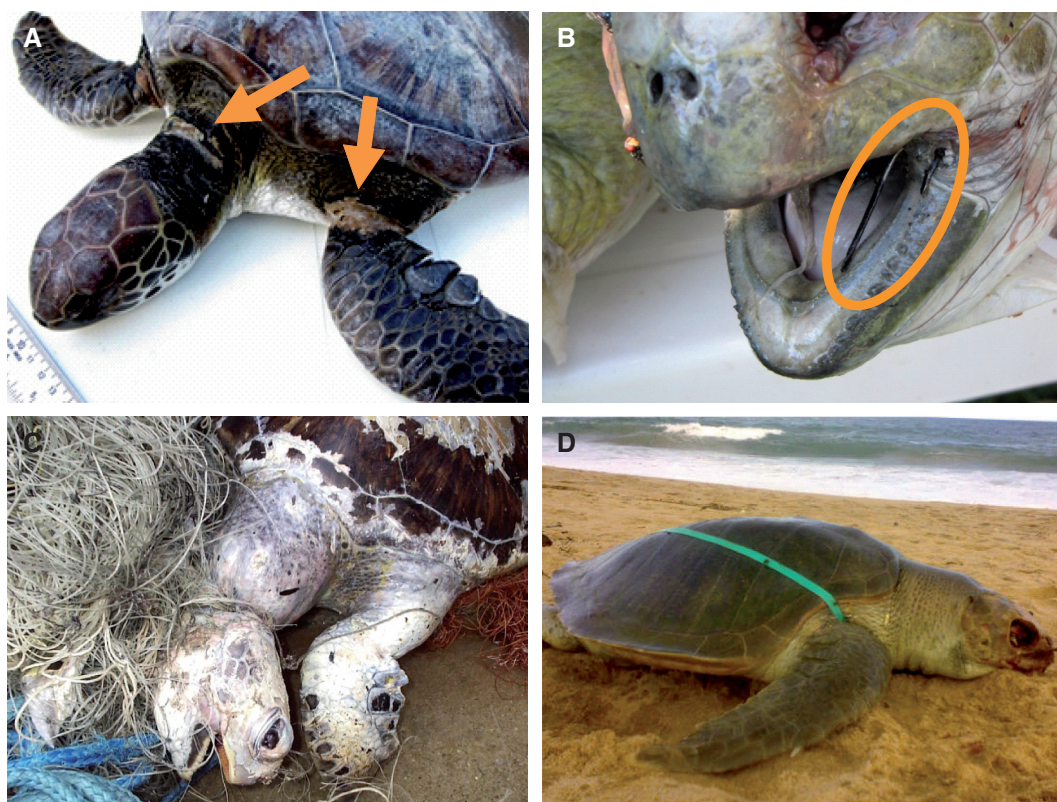


FIGURA 10. Exemplos de interação antrópica documentados entre 2008 e 2010 na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro. (A) *Chelonia mydas* jovem com lacerações, na região dorsal das nadadeiras e pescoço, indicativas de interação com rede de pesca; (B) *Chelonia mydas* jovem com anzol preso à região da articulação da mandíbula; (C) *Chelonia mydas* jovem presa em rede de pesca; (D) Espécime de *Lepidochelys olivacea* adulto com fita plástica emaranhada diagonalmente ao corpo; (E-F) *Eretmochelys imbricata* adulto com ferimentos profundos na cabeça e carapaça indicativos de interação com embarcação; (G) Estômago de *Chelonia mydas* jovem repleto de resíduos plásticos; e (H) Resíduos sólidos encontrados a partir da triagem do conteúdo do trato gastrointestinal de um indivíduo jovem de *Chelonia mydas*.

de um complexo portuário em São João da Barra. A draga do tipo Hopper operou em períodos intermitentes e, durante o seu funcionamento, foi possível detectar um grande número de encalhes atípicos ($N = 18$) na região de influência do empreendimento. Estes encalhes caracterizaram-se pela presença de extensas fraturas e dilacerações dos animais, além de carcaças pela metade, lesões nunca relatadas em 20 anos de monitoramento (Goldberg *et al.*, 2015) (Figura 11).

Foram reportados ainda 18 casos de tumorações cutâneas em tartarugas marinhas encalhadas na região de estudo entre 2008 e 2010, sendo 17 em *C. mydas* (com frequência relativa de 0,62% para a espécie) e um em *L. olivacea* (com frequência relativa de 1,12% para a espécie). A presença desses tumores é sugestiva de fibropapilomatose (FP), uma doença emergente e de alta prevalência em diversas populações de tartarugas marinhas no mundo (Figura 12). Apesar do aspecto



FIGURA 10. (Continuação) Exemplos de interação antrópica documentados entre 2008 e 2010 na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro. (A) *Chelonia mydas* jovem com lacerações, na região dorsal das nadadeiras e pescoço, indicativas de interação com rede de pesca; (B) *Chelonia mydas* jovem com anzol preso à região da articulação da mandíbula; (C) *Chelonia mydas* jovem presa em rede de pesca; (D) Espécime de *Lepidochelys olivacea* adulto com fita plástica emaranhada diagonalmente ao corpo; (E-F) *Eretmochelys imbricata* adulto com ferimentos profundos na cabeça e carapaça indicativos de interação com embarcação; (G) Estômago de *Chelonia mydas* jovem repleto de resíduos plásticos; e (H) Resíduos sólidos encontrados a partir da triagem do conteúdo do trato gastrointestinal de um indivíduo jovem de *Chelonia mydas*.

patognomônico (*i.e.*, característico de FP) dos tumores, a confirmação da doença só pode ser feita através de exame histopatológico das tumorações ou isolamento viral. Desta forma, não foi possível confirmar o diagnóstico das lesões.

Considerada uma epizootia (*i.e.*, enfermidade contagiosa que se dissemina com rapidez e apresenta grande número de casos), a FP foi registrada no Brasil pela primeira vez em 1986, no Estado do Espírito Santo e, desde então, tem sido reportada

com mais frequência ao longo da costa (Baptistotte, 2007; Mascarenhas e Iverson, 2008). É uma doença debilitante, caracterizada pela presença de múltiplos tumores cutâneos ou viscerais (Herbst, 1994). Apesar de apresentar curso benigno, a FP é considerada potencialmente fatal, uma vez que os tumores podem interferir na hidrodinâmica, locomoção e alimentação dos animais, ameaçando sua sobrevivência (Adnyana *et al.*, 1997; Aguirre *et al.*, 1998). O fato de estarem presentes



FIGURA 11. Exemplos de interação com draga documentados entre 2008 e 2010 na região norte do Estado do Rio de Janeiro. Todos os exemplares apresentaram fratura completa de carapaça e exposição das vísceras. (A) *Chelonia mydas* encontrada na Praia do Açú – São João da Barra; (B) *Caretta caretta* encontrada na Praia de Maria Rosa – Campos dos Goytacazes; e (C-D) *Caretta caretta* adulta encontrada na Praia de Caminho das Conchas – São João da Barra.

predominantemente em *C. mydas* é esperado. Conforme já reportado na literatura, 82,2% dos casos de FP em tartarugas marinhas na costa brasileira entre os anos de 2000 e 2005 foram observados nesta espécie (Baptistotte, 2007). Pesquisas sugerem o envolvimento de agentes infecciosos virais associados a fatores genéticos e ambientais, considerados predisponentes à ocorrência da enfermidade (Herbst *et al.*, 1998; Foley *et al.*, 2005). Diversos agentes etiológicos, como herpes-vírus, retrovírus e papilomavírus, já foram associados a esta doença (Lackovich *et al.*, 1999; Aguirre e Lutz,

2004). Entretanto, recentemente a FP foi vinculada à ação de um alfa-herpes-vírus (C-FP-HV), presente em 100% das ocorrências naturais e em 100% dos tumores induzidos através de inoculação em tartarugas de cativeiro (Ene *et al.*, 2005; Herbst *et al.*, 2008). A ocorrência da doença está associada a áreas costeiras muito poluídas, áreas com alta densidade humana, com grande aporte de resíduos agrícolas, domésticos e industriais e biotoxinas marinhas (Aguirre e Lutz, 2004). Dessa forma, a epidemiologia desta enfermidade pode servir como uma ferramenta efetiva no monitoramento da



FIGURA 12. Exemplos de casos de tumores sugestivos de fibropapilomatose, documentados na espécie *Chelonia mydas*, entre 2008 e 2010 na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro.

saúde dos ecossistemas marinhos (Aguirre e Lutz, 2004; Baptistotte, 2007). Os registros ocorreram nos municípios de São Francisco de Itabapoana (N = 7; 38,89%), Armação dos Búzios (N = 5; 27,78%), Arraial do Cabo (N = 2; 11,11%), Cabo Frio (N = 2; 11,11%), Saquarema (N = 1; 5,56%) e Quissamã (N = 1; 5,56%), o que pode estar relacionado com áreas costeiras antropizadas e expostas a poluentes. As medidas de CCC e LCC de *C. mydas* afetadas variaram de 32,5 a 63 cm (média = 43,52 cm \pm 9,95 cm) e de 29,7 a 56 cm (média = 39,45 cm \pm 9,84 cm), respectivamente, sendo 100% (N = 17) de juvenis. A espécie *L. olivacea* apresentou um único registro num indivíduo adulto de 63,6 cm de CCC e 62 cm de LCC. Segundo Baptistotte (2007), a prevalência da doença para *C. mydas* no Brasil é de 15,41% e para *L. olivacea*, de 1,04%, sendo a maior incidência em animais com CCC entre 40 e 90 cm. O mesmo estudo indicou que apenas 9 dos 151

(5,96%) espécimes provenientes do Rio de Janeiro apresentaram indícios da doença, o que ainda é superior ao encontrado no presente estudo.

No entanto, as frequências aqui reportadas podem estar subestimadas em virtude da impossibilidade de avaliação da presença de tumores nos espécimes encontrados em avançado estado de decomposição. Quando avaliada uma série temporal mais ampla, advinda da atuação do Projeto TAMAR na região entre 1996 e 2011, a frequência de tumores externos detectáveis entre exemplares enalhados de *C. mydas* (307 casos em 4.517 indivíduos ou 6,8%) é mais próxima ao valor reportado por Baptistotte (2007).

Dados históricos do Projeto TAMAR, compilados entre 1996 e 2011, na região entre Campos dos Goytacazes e São Francisco de Itabapoana, contabilizaram 6.082 registros não reprodutivos. Destes, 4.903 tiveram a espécie identificada, sendo a

grande maioria (N = 4.517; 92,13%) de *C. mydas* juvenis. Ao longo deste período, foram encontrados ainda 214 (4,36%) indivíduos de *C. caretta*, 99 (2,02%) de *L. olivacea*, 47 (0,96%) de *E. imbricata* e 26 (0,53%) de *D. coriacea*. Os registros concentraram-se significativamente no Município de São Francisco de Itabapoana (N = 4.876; 80,17%), fato explicado pela captura incidental dos animais nas redes de espera de superfície e de fundo, incluindo as do tipo Feiticeira, uma das principais modalidades de pesca na região (Nogueira, 2011). Tais observações corroboram os resultados aqui apresentados, mesmo com uma série temporal mais restrita.

Monitoramento de Desovas

A Baía de Campos corresponde à área mais meridional da costa brasileira a apresentar um número comparativamente significativo de desovas

de tartarugas marinhas (Lima *et al.*, 2012). A temporada reprodutiva das tartarugas-cabeçudas nesta região está compreendida entre setembro e março, e o pico das posturas, entre novembro e dezembro (Figura 13). O número total de ninhos registrados durante as temporadas de 2008-2009 e 2009-2010 foi de 1.833, com média de $916,5 \pm 160,5$. Desse total, 58,54% (N = 1.073) foram registrados no Município de Campos dos Goytacazes, 22,86% (N = 419) em São Francisco de Itabapoana e 18,60% (N = 341) em São João da Barra (Figura 14). Para ambas as temporadas, os registros concentraram-se nas Praias de Maria Rosa e Farol, pertencentes ao Município de Campos dos Goytacazes (Figura 15).

Entre os 1.621 ninhos registrados entre 2008-2009 e 2009-2010 cuja espécie foi identificada, 99,81% (N = 1.618) eram de *C. caretta* e apenas 0,19% (N = 3) de *L. olivacea*. Aproximadamente

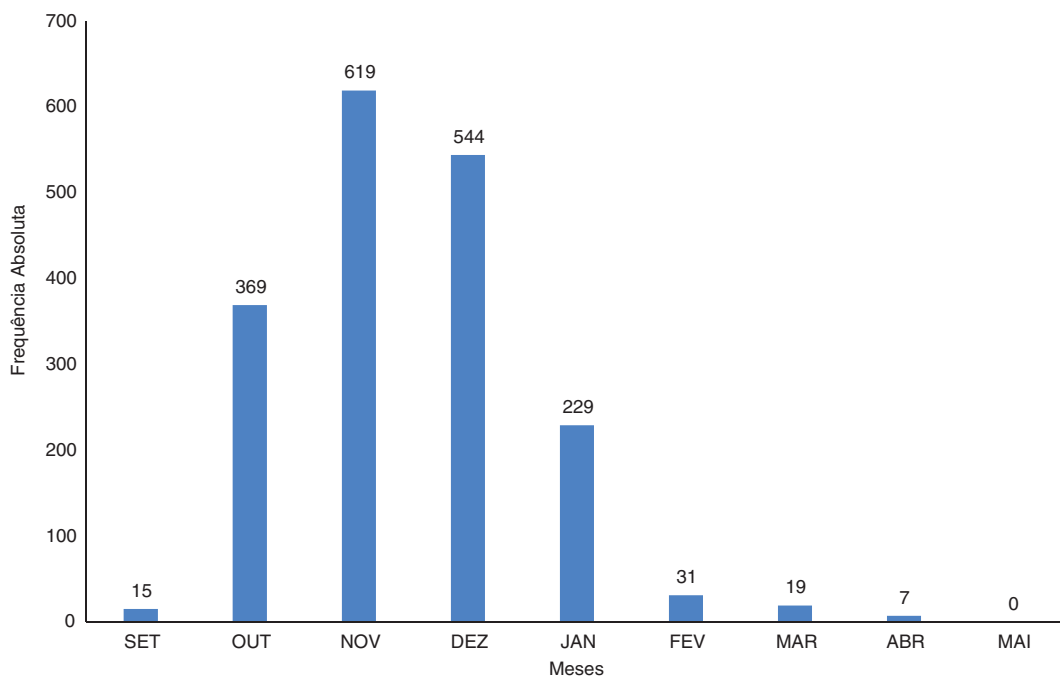


FIGURA 13. Frequência absoluta de ninhos de tartarugas marinhas registrados por mês, durante as temporadas reprodutivas de 2008-2009 e 2009-2010, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro.

130.200 filhotes foram liberados nas temporadas 2008-2009 e 2009-2010, dos quais 129.268 foram identificados quanto à espécie: 99,87% (N = 129100) de *C. caretta* e 0,13% (N = 168) de *L. olivacea*. Dados históricos do Projeto TAMAR, compilados entre 1996 e 2011, na região entre Campos dos Goytacazes e São Francisco de Itabapoana, contabilizaram 11.086 registros reprodutivos de tartarugas marinhas. Entre os 8.216 ninhos cuja espécie foi identificada, 99,86% (N = 8.205) eram de *C. caretta*, 0,04% (N = 3) de *L. olivacea*, 0,04% (N = 3) de *E. imbricata*, 0,02% (N = 2) de *C. mydas* e 0,04% (N = 3) de *D. coriacea* (Lima *et al.*, 2012). Entre as temporadas de 1992-1993 e 2010-2011, foram liberados aproximadamente 833.000 filhotes, dos quais 642.564 foram identificados quanto à espécie: 642.100 (99,9%) eram de *C. caretta*, 229 de *E. imbricata*, 168 de *L. olivacea*, 57 de *C. mydas* e 10 de *D. coriacea*. A maior frequência de registros

de *C. caretta*, seja entre número de ninhos ou de filhotes liberados, seguiu a mesma tendência observada nas temporadas de 2008-2009 e 2009-2010.

Durante as temporadas 2004-2005 e 2008-2009, 217 fêmeas de tartaruga-cabeçuda em atividade reprodutiva foram marcadas. O monitoramento noturno para a marcação de fêmeas ficou restrito a estas duas temporadas devido à equipe reduzida e priorização de esforços para o monitoramento e proteção dos ninhos. O comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) médio observado foi de 100,5 cm \pm 5,7 (86,5-114,5 cm) e a largura curvilínea de carapaça (LCC) média foi de 91,8 cm \pm 4,7 (80,5-105,0 cm) (Lima *et al.*, 2012). O CCC médio observado para fêmeas de *C. caretta* no litoral norte fluminense é semelhante aos valores encontrados para as populações da mesma espécie no Espírito Santo (102,7 cm; N = 198; Baptistotte *et al.*, 2003) e na Bahia (102,8 cm; N = 176; Marcovaldi e

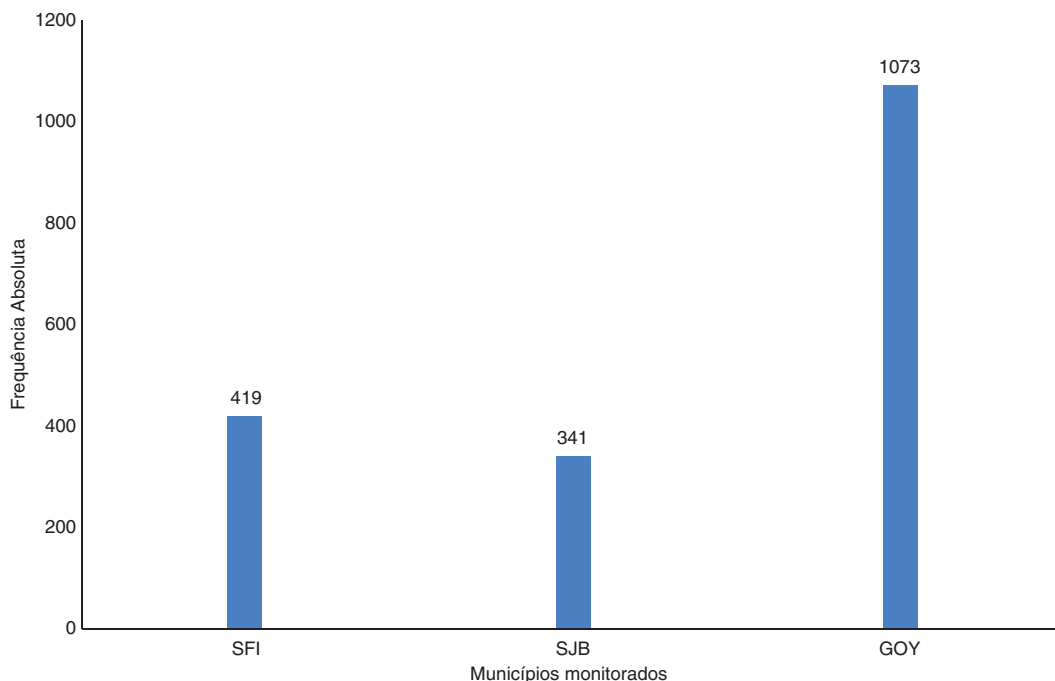


FIGURA 14. Frequência absoluta de ninhos de tartarugas marinhas registrados por município monitorado, durante as temporadas reprodutivas de 2008-2009 e 2009-2010, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. Onde: SFI – São Francisco de Itabapoana, SJB – São João da Barra e GOY – Campos dos Goytacazes.

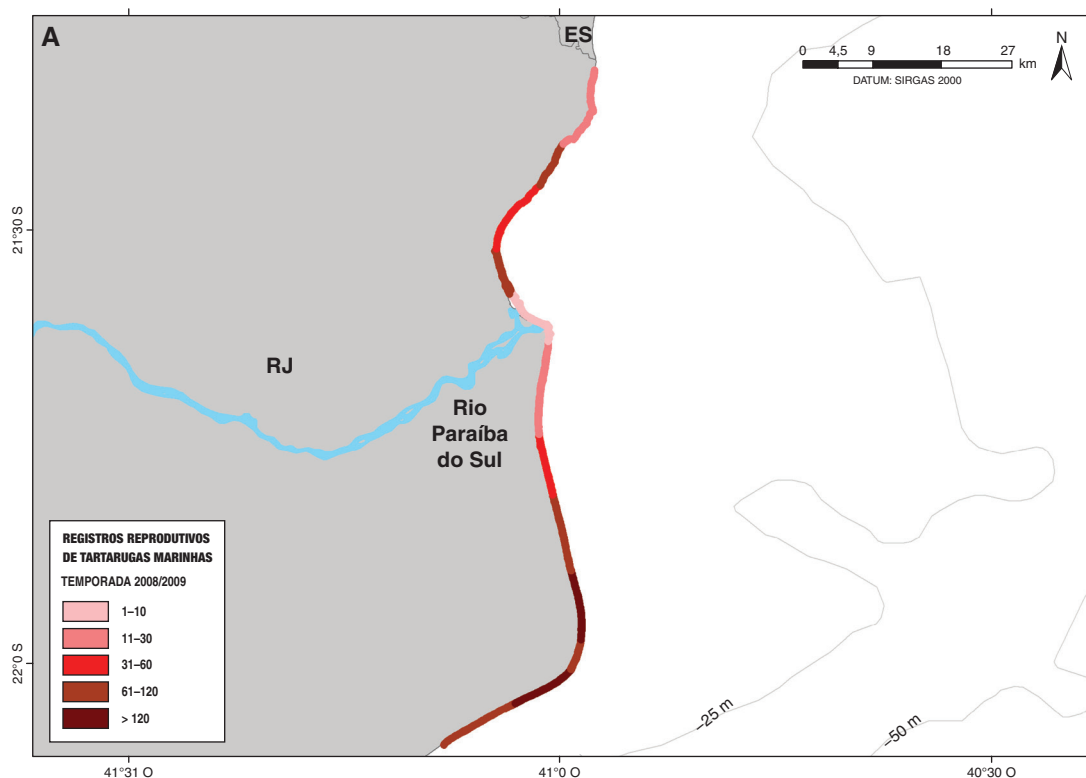


FIGURA 15. Concentração de registros de desova de tartarugas marinhas, por praia monitorada pelo Projeto TAMAR, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, durante as temporadas reprodutivas de (A) 2008-2009 e (B) 2009-2010. A área compreendida entre a Praia de Tatagiba e a Ilha da Convivência pertence ao Município de São Francisco de Itabapoana; entre as Praias do Pontal e do Açú, ao Município de São João da Barra; e entre a Praia de Maria Rosa e Barra do Furado, ao Município de Quissamã.

Laurent, 1996; 101,2 cm; N = 29; Tiwari, 1998). No entanto, são observadas variações no tamanho dos indivíduos entre diferentes populações, o que pode estar relacionado com fatores ambientais diversos (Van Buskirk e Crowder, 1994). Se comparadas às populações de *C. caretta* do Brasil e da Flórida – EUA, por exemplo, ambas apresentam medidas semelhantes de comprimento de carapaça (Tiwari e Bjorndal, 2000), ao passo que a população de tartarugas-cabeçudas do Mediterrâneo é composta por indivíduos comparativamente menores aos de outras populações no mundo (Margaritoulis et al., 2003).

Adicionalmente, os resultados de uma série histórica mais ampla, entre as temporadas de 1992-1993 e 2010-2011, mostraram um aumento gradativo no número de filhotes liberados, o que reflete os esforços de conservação empreendidos pelo Projeto TAMAR na região nos últimos 20 anos (Figura 16; Tabela 4).

CONCLUSÕES

A coleta sistemática e regular de informações de encalhes de quelônios marinhos na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro é de grande

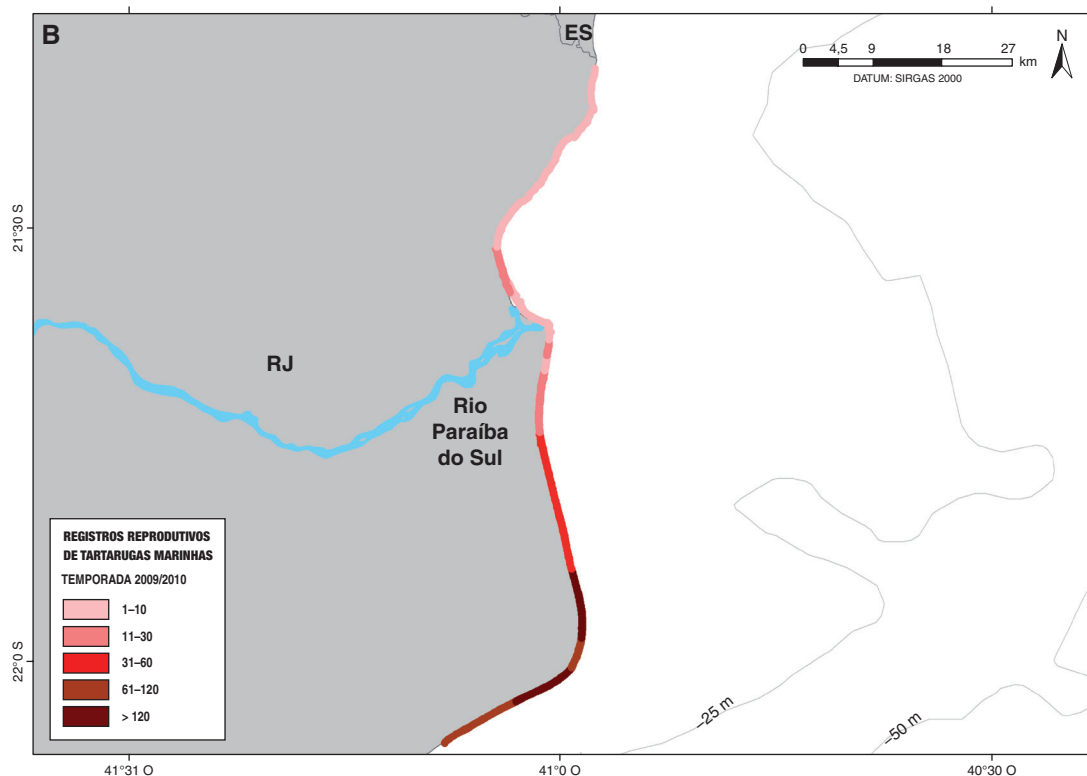


FIGURA 15. (Continuação) Concentração de registros de desova de tartarugas marinhas, por praia monitorada pelo Projeto TAMAR, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, durante as temporadas reprodutivas de (A) 2008-2009 e (B) 2009-2010. A área compreendida entre a Praia de Tatagiba e a Ilha da Convivência pertence ao Município de São Francisco de Itabapoana; entre as Praias do Pontal e do Açú, ao Município de São João da Barra; e entre a Praia de Maria Rosa e Barra do Furado, ao Município de Quissamã.

importância para o maior entendimento do uso da área pelas diferentes espécies, assim como das principais ameaças a suas populações. As informações levantadas mostram-se uma importante ferramenta para o desenvolvimento e difusão de medidas mitigadoras.

Além de ser uma das áreas prioritárias de reprodução de *C. caretta* no Brasil, potencialmente auxiliando no equilíbrio da razão sexual das populações desta espécie (Marcovaldi *et al.*, 1997; Marcovaldi e Chaloupka, 2007; Lima *et al.*, 2012), o litoral centro-norte fluminense também é considerado uma relevante área de alimentação e desenvolvimento para

juvenis de *C. mydas* (Santos *et al.*, 2011). Paralelamente, estudos de telemetria e de marcação e recaptura sinalizam que a região também é utilizada pelas diferentes espécies como parte de sua rota migratória entre sítios de alimentação e reprodução (Almeida *et al.*, 2000; Laporta e Lopez, 2003; Reis *et al.*, 2010b; Almeida *et al.*, 2011b; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Os dados de encalhe compilados para a região no presente trabalho refletem tal cenário.

Em relação à sazonalidade desses registros, o predomínio de encalhes no inverno, período seco e com ressurgência fraca está relacionado não

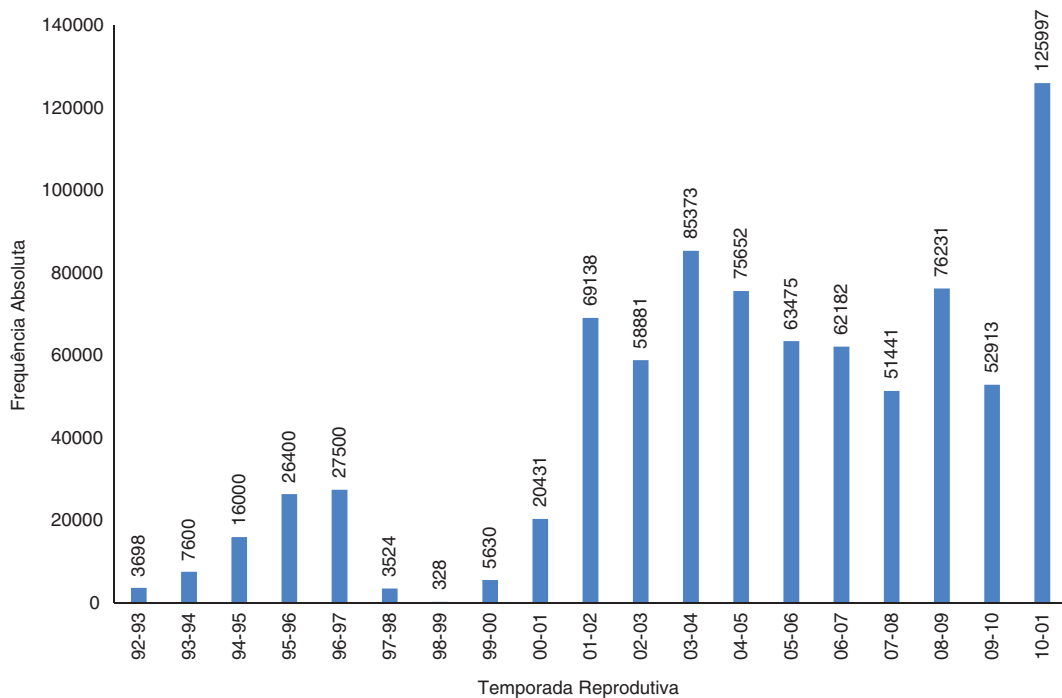


FIGURA 16. Número de filhotes de tartarugas marinhas liberados por temporada reprodutiva no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, entre 1992 e 2011.

somente com a ocorrência das espécies na região, mas também e fundamentalmente com as condições de vento e correntes. A predominância do vento sudoeste no inverno é responsável por deslocar as massas d'água superficiais em direção ao continente, favorecendo o encalhe de carcaças à deriva (Gonzalez-Rodriguez *et al.*, 1992).

Na região centro-norte fluminense, a principal causa de mortalidade de tartarugas marinhas é representada pela interação com a pesca, particularmente no Município de São Francisco de Itabapoana, onde a atividade pesqueira é intensa e há ampla utilização de redes de espera e de arrasto (Masil *et al.*, 2005; Loureiro e Pitanga, 2006; Nogueira, 2011). Outras ameaças a esses organismos na região incluem a colisão com embarcações, a interação com resíduos sólidos antropogênicos, a dragagem e o aparecimento de doenças emergentes, tais como

a fibropapilomatose. Tais ameaças afetam principalmente indivíduos juvenis da espécie *C. mydas*, em função de seus hábitos essencialmente costeiros (Santos *et al.*, 2011). No decorrer de seu longo e complexo ciclo de vida, as tartarugas marinhas empreendem extensas migrações, alternância de habitats e de recursos alimentares (Márquez, 1990), de forma a interagir com inúmeras atividades antrópicas que ameaçam a viabilidade de suas populações.

Considerando a importância da região centro-norte fluminense para as diferentes espécies de tartarugas marinhas, tanto como sítio de desova quanto como de alimentação e passagem, e o potencial impacto das atividades antrópicas sobre suas populações, fica evidente a necessidade de implementar ações mitigadoras que reduzam a mortalidade desses organismos, principalmente

TABELA 4. Número de ninhos mantidos *in situ* (I), relocados para locais seguros da praia (P) e transferidos para os cercados de incubação (T) por temporada reprodutiva. Total de ninhos protegidos (TN) e de quilômetros monitorados de praia (km) na região norte do Rio de Janeiro, abrangendo os municípios de Campos dos Goytacazes, São João da Barra e São Francisco de Itabapoana.

Temporada Reprodutiva	I	P	T	TN	km
1992/1993	12	–	49	61	8
1993/1994	5	–	75	80	14
1994/1995	29	–	121	150	53
1995/1996	12	–	247	259	53
1996/1997	–	132	214	346	53
1997/1998	–	–	64	64	53
1998/1999	10	–	48	58	53
1999/2000	–	–	78	78	53
2000/2001	11	148	87	246	60
2001/2002	32	419	379	830	153
2002/2003	–	113	668	781	120
2003/2004	75	35	887	997	120
2004/2005	159	117	637	913	120
2005/2006	284	322	321	927	122
2006/2007	307	276	238	821	74
2007/2008	210	256	554	1.020	100
2008/2009	235	152	690	1.077	100
2009/2010	275	157	324	756	69
2010/2011	373	203	1.046	1.622	100

em decorrência da interação com a pesca. A isso, soma-se a necessidade de atuação eficiente das instituições responsáveis pela fiscalização do cumprimento das leis ambientais.

A proteção dos ninhos nas praias de desova vem sendo executada com sucesso pelo Projeto TAMAR na região desde 1992 (Lima *et al.*, 2012). Com o objetivo de compreender cada vez mais o complexo ciclo de vida das tartarugas, o TAMAR vem ampliando suas atividades, desenvolvendo novas técnicas de pesquisa e aprofundando o conhecimento disponível. No entanto, é válido ressaltar que a proteção exclusiva de áreas reprodutivas não é suficiente para assegurar a sobrevivência desses organismos e a recuperação de populações depletadas (Crouse *et al.*, 1987). Complementarmente, é necessário compreender os fatores que impactam a sobrevivência das tartarugas marinhas

em seus diferentes estágios de vida, de modo a direcionar e implementar esforços conservacionistas eficazes que garantam a conservação dessas espécies ameaçadas de extinção.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os membros das equipes do GEMM-Lagos (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos)/FIOCRUZ e do Projeto TAMAR (Programa Nacional de Conservação das Tartarugas Marinhas) que participaram ativamente dos monitoramentos de praia, coleta de carcaças e processamento de amostras e informações, assim como ao apoio de vários parceiros que contribuíram para a realização deste trabalho, em particular: Secretarias Municipais de Meio Ambiente, Corpos de Bombeiros, Colônias de Pesca e membros das comunidades locais.

Referências

- Achaval, F., Marin, Y.H., Barea, L.C. 2000. Captura incidental de tortugas con palangre pelágico oceánico en el Atlántico Sudoccidental. In: Arena, G., Rey, M., editors. Captura de grandes peces pelágicos (pez espada y atunes) en el Atlántico Sudoccidental, y su interacción con otras poblaciones. Montevideo: Instituto Nacional de Pesca; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. p. 83-88.
- Adnyana, W., Ladds, P.W., Blair, D. 1997. Observations of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Indonesia. Australian Veterinary Journal. 75(10): 736-742.
- Aguilar, R., Mas, J., Pastor, X. 1995. Impact of Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western Mediterranean. In: Richardson, J.I., Richardson, T.H., compilers. Proceedings of the Twelfth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami: U. S. Department of Commerce. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC, 361. p. 1-6.
- Aguirre, A., Lutz, P.L. 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator? EcoHealth. 1(3): 275-283.
- Aguirre, A., Balazs, G.H., Zimmerman, B., Spraker, T.R. 1994. Evaluation of hawaiian green turtles (*Chelonia mydas*) for potential pathogens associated with fibropapillomas. Journal of Wildlife Diseases. 30(1): 8-15.
- Aguirre, A.A., Spraker, T.R., Balazs, G.H., Zimmerman, B. 1998. Spirorchidiasis and fibropapillomatosis in green turtles from Hawaiian Islands. Journal of Wildlife Diseases. 34(1): 91-98.
- Airoidi, L., Beck, M.W. 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. In: Gibson, R.N., Atkinson, R. J. A., Gordon, J. D. M. Oceanography and Marine Biology: an annual review. Boca Raton: CRC Press. p. 345-405. Oceanography and Marine Biology: an annual review, 45.
- Almeida, A.P., Baptistotote, C., Schineider, J.A.P. 2000. Loggerhead turtle tagged in Brazil found in Uruguay. Marine Turtle Newsletter. (87): 10.
- Almeida, A.P., Santos, A.J.B., Thomé, J.C.A., Belini, C., Baptistotote, C., Marcovaldi, M.A., Santos, A.S., Lopez, M. 2011a. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Biodiversidade Brasileira. (1): 18-25.
- Almeida, A.P., Eckert, S.A., Bruno, S.C., Scalfoni, J.T., Giffoni, B., López-Mendilaharsu, M., Thomé, J.C.A. 2011b. Satellite-tracked movements of female *Dermochelys coriacea* from southeastern Brazil. Endangered Species Research. 15: 77-86.
- Amorcho, D.F., Reina, R.D. 2007. Feeding ecology of the East Pacific green sea turtle *Chelonia mydas agassizii* at Gorgona National Park, Colombia. Endangered Species Research. 3: 43-51.
- Andrady, A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin. 62(8): 1596-1605.
- ANP. 2014. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Superintendência de Desenvolvimento e Produção. Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural: dezembro 2013.
- Awabdi, D.R., Siciliano, S., Di Benedetto, A.P.M. 2013a. First information about the stomach contents of juvenile green turtles, *Chelonia mydas*, in Rio de Janeiro, southeastern Brazil. Marine Biodiversity Records. 6: 1-6.
- Awabdi, D.R., Siciliano, S., Di Benedetto, A.P.M. 2013b. Ingestão de resíduos sólidos por tartarugas-verdes juvenis, *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758), na costa leste do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Biotemas. 26(1): 197-200.
- Balazs, G.H. 1995. Status of sea turtles in the central Pacific Ocean. In: Bjorndal, K.A., editor. Biology and Conservation of Sea Turtles. 2. ed. Washington: Smithsonian Institution Press. p. 243-252.
- Balazs, G.H., Pooley, S.G. 1994. Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, November 16-18, 1993. Honolulu: U. S. Department of Commerce. NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC, 201.
- Banks G.E., Alexander M.P. 1994. Development and Evaluation of a Sea Turtle-Deflecting Hopper Dredge Draghead. Washington: US Army Corps of Engineers. Final Report. Miscellaneous paper, HL-94-5.
- Baptistotote, C. 2007. Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira [Doutorado]. Piracicaba: Universidade de São Paulo.
- Baptistotote, C., Scalfoni, J.T., Mrosovsky, N. 1999. Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation. Animal Conservation. 2(1): 9-13.
- Baptistotote, C., Thomé, J.C.A., Bjorndal, K.A. 2003. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo state, Brazil. Chelonian Conservation and Biology. 4(3): 523-529.
- Barron, M.G. 2012. Ecological impacts of the deepwater horizon oil spill: implications for immunotoxicity. Toxicologic Pathology. 40(2): 315-320.
- Bartol, S.M., Musick, J.A., Lenhardt, M.L. 1999. Auditory evoked potentials of the loggerhead sea Turtle. Copeia. 1999(3): 836-840.
- Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P.L., Musick, J.A., editors. The Biology of Sea Turtles. Florida: CRC Press. v. 1. p. 199-232.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Lagueux, C.J. 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. Marine Pollution Bulletin. 28(3): 154-158.
- Bolten, A.B. 2003. Active swimmers – passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. In: Bolten, A.B., Witherington, B.E., editors. Loggerhead Sea Turtles. Washington: Smithsonian Institution Press. p. 63-78.
- Bugoni, L., Krause, L., Petry, M.V. 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. Marine Pollution Bulletin. 42(12): 1330-1334.

- Bugoni, L., Krause, L., Petry, M.V. 2003. Diet of sea turtles in southern Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*. 4(3): 685-688.
- Bugoni, L., Neves, T.S., Leite Jr., N.O., Carvalho, D., Sales, G., Furness, R.W., Stein, C.E., Peppes, F.V., Giffoni, B.B., Monteiro, D.S. 2008. Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research*. 90(1/3): 217-224.
- Caetano-Filho, E. 2003. O papel da pesquisa nacional na exploração e exploração petrolífera da margem continental na Bacia de Campos. In: Piquet, R., organizadora. *Petróleo, Ryalties e Região*. Rio de Janeiro: Garamond. p. 39-94.
- Carranza, A., Domingo, A., Estrades, A. 2006. Pelagic longlines: a threat to sea turtles in the Equatorial Eastern Atlantic. *Biological Conservation*. 131(1): 52-57.
- Chaloupka, M., Kamezaki, N., Limpus, C. 2008a. Is climate change affecting the population dynamics of the endangered Pacific loggerhead sea turtle? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 356(1/2): 136-143.
- Chaloupka, M., Work, T.M., Balazs, G.H., Murakawa, S.K.K., Morris, R. 2008b. Cause-specific temporal and spatial trends in green sea turtle strandings in the Hawaiian Archipelago (1982-2003). *Marine Biology*. 154(5): 887-898.
- Coleman, F.C., Williams, S.L. 2002. Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*. 17(1): 40-44.
- Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M. 2009. Plastics and beaches: a degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*. 58(1): 80-84.
- Costa, P.A.S., Fernandes, F.C. 1993. Seasonal and spatial changes of cephalopods caught in the Cabo Frio (Brazil) upwelling ecosystem. *Bulletin of Marine Science*. 52(2): 751-759.
- Crouse, D.T., Crowder, L.B., Caswell, H. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology*. 68(5): 1412-1423.
- Davenport, J., Davenport, J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 67(1/2): 280-292.
- Derraik, J.G.B. 2002. The pollution of the environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 44(9): 842-852.
- Dickerson, D.D., Richardson, J.I., Ferris, J.S., Bass, A.L., Wolff, M. 1991. Entrainment of sea turtles by hopper dredges in Cape Canaveral and King's Bay Ship Channels. *Environmental Effects of Dredging, Information Exchange Bulletin*. 91(3): 1-9.
- Dickerson, D., Wolters, M., Theriot, C., Slay C. 2004. Dredging impacts on sea turtles in the southeastern USA: a historical review of protection. Presented in: XVII World Dredging Congress, Hamburg, Germany.
- Dickerson, D. 2009. Sea Turtles and Dredging. Presented in: Navigating the Environment: managing: risks and sustaining benefits. Technical Seminar and Networking Reception; New Orleans, USA.
- Domingo, A., Bugoni, L., Prosdociimi, L., Miller, P., Laporta, M., Monteiro, D.S., Estrades, A., Albareda, D. 2006. The impact generated on Sea Turtles by fisheries in the Southwestern Atlantic Ocean. San José: WWF Programa Marino para Latinoamérica y el Caribe.
- Ene, A., Su, M., Lemaire, S., Rose, C., Schaff, S., Moretti, R., Lenz, J., Herbst, L.H. 2005. Distribution of chelonid fibropapillomatosis associated herpesvirus variants in Florida: molecular genetic evidence for infection of turtles following recruitment to neritic developmental habitats. *Journal of Wildlife Diseases*. 41(3): 489-497.
- Ferreira, R.L., Martins, H.R., Silva, A.A., Bolten, A.B. 2001. Impact of swordfish fisheries on sea turtles in the Azores. *Arquipelago: life and marine sciences*. 18A: 75-79.
- Ferreira, R.L., Santos, M.R., Martins, H.R., Bolten, A.B., Isidro, E., Giga, A., Bjørndal K.A. 2003. Accidental captures of loggerhead sea turtles by the Azores longline fishery in relation to target species and gear retrieving time. In: Seminoff, J.A., editor. *Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. Miami: NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC, 503. p. 261-262.
- Fiedler, F.N., Sales, G., Giffoni, B.B., Monteiro-Filho, E.L.A., Secchi, E.R., Bugoni, L. 2012. Driftnet fishery threats sea turtles in the Atlantic Ocean. *Biodiversity and Conservation*. 20(1): 915-931.
- Finkbeiner, E.M., Wallace, B.P., Moore, J.E., Lewison, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J. 2011. Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. *Biological Conservation*. 144(11): 2719-2727.
- Fish, M.R., Côté, I.M., Gill, J.A., Jones, A.P., Renshoff, S., Watkinson, A.R. 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology*. 19(2): 482-491.
- Fitzpatrick, T.G., Glass, J.D., Bargo, T.D., Parks, W. 2006. The effects of sea turtle relocation trawling during selected coastal dredging projects. *Proceedings of the Twenty-Third Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. Miami: NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC, 536. p. 46-50.
- Foley, A.M., Schroeder, B.A., Redlow, A.E., Fick-Child, K.J., Teas, W.G. 2005. Fibropapillomatosis in stranded green turtles (*Chelonia mydas*) from the Eastern United States (1980-98): trends and associations with environmental factors. *Journal of Wildlife Diseases*. 41(1): 29-41.
- Fuentes, M.M.P.B., Maynard, J.A., Guinea, M., Bell, I.P., Werdell, P.J., Hamann, M. 2009. Proxy indicators of sand temperature help project impacts of global warming on sea turtles in northern Australia. *Endangered Species Research*. 9: 33-40.
- Gallo, B.M.G., Macedo, S., Giffoni, B.B., Becker, J.H., Barata, P.C.R. 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. *Chelonian Conservation Biology*. 5(1): 93-101.
- Gerosa, G., Casale, P. 1999. Interaction of marine turtles with fisheries in the Mediterranean. Athens: UNEP/MAP.

- Goldberg, D.W., Pires, T., Castilhos, J.C., Marcovaldi, M.A., Lopez, G.G., Paes e Lima, E., Giffoni, B., Baptistotte, C. 2013. Avaliação dos encaixes de tartarugas marinhas: um indicador estratégico para a conservação. Trabalho apresentado em: VI Jornada de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO); Piriápolis, Uruguay.
- Goldberg, D.W., Almeida, D.T., Tognin, F., Lopez, G.G., Pizetta, G.T., Leite Junior, N.O., Sforza, R. 2015. Hopper dredging impacts on sea turtles on the Northern Coast of Rio de Janeiro state, Brazil. *Marine Turtle Newsletter*. (147): 16-20.
- Gonzalez-Rodriguez, E., Valentin, J.L., Andre, D.L., Jacob, S.A. 1992. Upwelling and downwelling at Cabo Frio (Brazil): comparison of biomass and primary production responses. *Journal of Plankton Research*. 14(2): 289-306.
- Greenland, J.A., Limpus, C.J., Currie, K.J. 2002. Marine wildlife stranding and mortality database annual report 2001-2002 II – Marine Turtles. Brisbane: Environmental Protection Agency. Conservation technical and data report.
- Guimarães, S.M. 2012. Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca de arrasto de fundo industrial na região sudeste do Brasil [Mestrado]. Niterói: Universidade Federal Fluminense.
- Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H., Godley, B.J. 2007. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology*. 2007(13): 1-10.
- Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H., Godley, B.J. 2009. Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research*. 7: 137-154.
- Hays, G.C., Broderick, A.C., Godley, B.J., Luschi, P., Nichols, W.J. 2003. Satellite telemetry suggests high levels of fishing-induced mortality in marine turtles. *Marine Ecology Progress Series*. 262: 305-309.
- Hazel, J., Gyuris, E. 2006. Vessel-related mortality of sea turtles in Queensland, Australia. *Wildlife Research*. 33(2): 149-154.
- Hazel, J., Lawler, I.R., Marsh, H., Robson, S. 2007. Vessel speed increases collision risk for the green turtle *Chelonia mydas*. *Endangered Species Research*. 3: 105-113.
- Herbst, L.H. 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. *Annual Review of Fish Diseases*. 4: 389-425.
- Herbst, L.H., Greiner, E.C., Ehrhart, L.M., Bagley, D.A., Klein P.A. 1998. Serological association between spirorchidiasis, herpesvirus infection, and fibropapillomatosis in green turtles from Florida. *Journal of Wildlife Diseases*. 34(3): 496-507.
- Herbst, L.H., Lemaire, S., Ene, A.R., Heslin, D.J., Ehrhart, L.M., Bagley, D.A., Klein, P.A., Lenz, J. 2008. Use of baculovirus-expressed glycoprotein H in an enzyme-linked immunosorbent assay developed to assess exposure to chelonid fibropapillomatosis-associated herpesvirus and its relationship to the prevalence of fibropapillomatosis in sea turtles. *Clinical and Vaccine Immunology*. 15(5): 843-851.
- Hernández-Delgado, E.A., Ramos-Scharrón, C.E., Guerrero-Pérez, C.R., Lucking, M.A., Laureano, R., Méndez-Lázaro, P.A., Meléndez-Díaz, J.O. 2012. Long-term impacts of non-sustainable tourism and urban development in small tropical islands coastal habitats in a changing climate: lessons learned from Puerto Rico. Kasimoglu, M., editor. *Visions from Global Tourism Industry-Creating and Sustaining Competitive Strategies*. Rijeka: InTech. p. 357-398.
- Holdway, D.A. 2002. The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. *Marine Pollution Bulletin*. 44(3): 185-203.
- Hopkins-Murphy, S.R., Owens, D.W., Murphy, T.M. 2003. Ecology of immature loggerheads on foraging grounds and adults in interesting habitat in the eastern United States. In: Bolten, A.B., Witherington, B.E., editors. *Loggerhead Sea Turtles*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press. p. 79-92.
- Ivar-do-Sul, J.A., Costa, M.F. 2007. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: From the 1970s until now, and where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin*. 54(8): 1087-1104.
- Ivar-do-Sul, J.A., Santos, I.R., Friedrich, A.C., Matthiensen, A., Fillmann, G. 2011. Plastic pollution at a sea turtle conservation area in NE Brazil: contrasting developed and undeveloped beaches. *Estuaries and Coasts*. 34(4): 814-823.
- Jablonski, S. 2008. The interaction of the oil and gas offshore industry with fisheries in Brazil: the "Stena Tay" experience. *Brazilian Journal of Oceanography*. 56(4): 289-296.
- James, M.C., Myers, R.A., Ottensmeyer, C.A. 2005. Behaviour of leatherback sea turtles, *Dermochelys coriacea*, during the migratory cycle. *Proceedings of the Royal Society B*. 272(1572): 1547-1555.
- Kamrowski, R.L., Limpus, C., Moloney, J., Hamann, M. 2012. Coastal light pollution and marine turtles: assessing the magnitude of the problem. *Endangered Species Research*. 19: 85-98.
- Kotas, J.E., Santos, S., Azevedo, V.G., Gallo, B.M.G., Barata, P.C.R. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. *Fishery Bulletin*. 102(2): 393-399.
- Lackovich, J.K., Brown, D.R., Homer, B.L., Garber, R.L., Mader, D.R., Moretti, R.H., Patterson, A.D., Herbst, L.H., Oros, J., Jacobson, E.R., Curry, S.S., Klein, P.A. 1999. Association of herpesvirus with fibropapillomatosis of the green turtle *Chelonia mydas* and the loggerhead turtle *Caretta caretta* in Florida. *Diseases of Aquatic Organisms*. 37(2): 89-97.
- Laporta, M., Lopez, G. 2003. Loggerhead sea turtle tagged in Brazil caught by a trawler in waters of the common Argentinian-Uruguayan fishing area. *Marine Turtle Newsletter*. 102: 14.
- Laporta, M., Miller, P., Domingo, A. 2013. Captura incidental de tortugas marinas en la pesquería de arrastre Uruguaya. *Munibe Monographs Nature Series*. 1(2013): 43-50.
- Laurance, W.F. 2010. Habitat destruction: death by a thousand cuts. In: Sodhi, N.S., Ehrlich, P.R., editors. *Conservation Biology for All*. Oxford: Oxford University Press. p. 73-87.
- Lenhardt, M., Moein, S., Musick, J. 1996. A method for determining hearing thresholds in marine turtles. *Proceedings of the*

- fifteenth annual symposium on sea turtle biology and conservation. Hilton Head Island: NOAA. NOAA technical Memorandum NMFS-SEFSC, 387. p. 160-162.
- Lewis, R.L., Crowder, L.B. 2007. Putting Longline Bycatch of Sea Turtles into Perspective. *Conservation Biology*. 21(1): 79-86.
- Lewis, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J., Freeman, S.A. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution*. 19(11): 598-604.
- Lima, E.H.S.M., Melo, M.T.D., Barata, P.C.R. 2010. Incidental capture of sea turtles by the lobster fishery off the Ceará Coast, Brazil. *Marine Turtle Newsletter*. 128: 16-19.
- Lima, E.P.E., Wanderlinde, J., Almeida, D.T., Lopez, G.G., Goldberg, D.W. 2012. Nesting ecology and conservation of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Rio de Janeiro, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*. 11(2): 249-254.
- Longcore, T., Rich, C. 2004. Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2(4): 191-198.
- López-Barrera, E.A., Longo, G.O., Monteiro-Filho, E.L.A. 2012. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. *Ocean and Coastal Management*. 60: 11-18.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C. 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science*. 312(5781): 1806-1809.
- Loureiro, J., Pitanga, L. 2006. *Humanomiar: pescador, sua arte, sua vida*. Rio de Janeiro: Casa da Palavra.
- McMahon, C.R., Hays, G.C. 2006. Thermal niche, large-scale movements and implications of climate change for a critically endangered marine vertebrate. *Global Change Biology*. 12(7): 1330-1338.
- Manire, C.A., Stacy, B.A., Kinsel, M.J., Daniel, H.T., Anderson, E.T., Wellehan Jr., J.F.X. 2008. Proliferative dermatitis in a loggerhead turtle, *Caretta caretta*, and a green turtle, *Chelonia mydas*, associated with novel papillomaviruses. *Veterinary Microbiology* 130(3/4): 227-237.
- Marcovaldi, M.A., Chaloupka, M. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research*. 3: 133-143.
- Marcovaldi, M.A., Laurent, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. *Chelonian Conservation and Biology*. 2(1): 55-59.
- Marcovaldi, M.A., Marcovaldi, G.G. 1999. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation*. 91(1): 35-41.
- Marcovaldi, M.A., Godfrey, M.H., Mrosovsky, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. *Canadian Journal of Zoology*. 75: 755-770.
- Marcovaldi, M.A., Gallo, B.G., Lima, E.H.S.M., Godfrey, M.H. 2001. "Nem tudo que cai na rede é peixe": an environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. *Ocean Yearbook*. 15(1): 246-256.
- Marcovaldi, M.A., Thomé, J.C., Sales, G., Coelho, C.A., Gallo, B., Bellini, C. 2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. *Marine Turtle Newsletter*. 96: 24-25.
- Marcovaldi, M.A., Sales, G., Thomé, J.C., Silva, A.C.C.D., Gallo, B.M.G., Lima, E.H.S.M., Lima, E.P., Bellini, C. 2006. Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts. *Marine Turtle Newsletter*. 112: 4-8.
- Marcovaldi, M.A., Lopez, G.G., Soares, L.S., Santos, A.J.B., Bellini, C., Barata, P.C.R. 2007. Fifteen years of hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Northern Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*. 6(2): 223-228.
- Marcovaldi M.A., Lopez G.G., Soares L.S., Lima E.H.S.M., Thomé J.C.A., Almeida A.P. 2010. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. *Endangered Species Research*. 12: 263-272.
- Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. In: Bolten, A.B., Witherington, B.E., editors. *Loggerhead Sea Turtles*. Washington: Smithsonian Institution Press. p. 175-198
- Márquez, M.R. 1990. *Sea turtles of the world: an annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date*. Rome: FAO.FAO Fisheries Synopsis, v. 11, n. 125.
- Martins, M.R.C., Molina, F.B. 2008. Panorama geral dos répteis ameaçados do Brasil. In: Machado, A.B.M., Drummond G.M., Paglia A.P., editors. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. Biodiversidade, 19. p. 326-377.
- Martins, A.S., Olavo, G., Costa, P.A.S. 2005. A pesca de linha de alto mar realizada por frota sediadas no Espírito Santo, Brasil. In: Costa, P.A.S., Martins, A.S., Olavo, G., editores. *Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. Série Livros, 13. p. 35-55.
- Mascarenhas, R., Iverson, P.J. 2008. Fibropapillomatosis in stranded green turtles (*Chelonia mydas*) in Paraíba State, Northeastern Brazil: evidence of a Brazilian epizootic? *Marine Turtle Newsletter*. 120: 3-6.
- Mascarenhas, R., Santos, R., Zeppelini, D. 2004. Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 49(4): 354-355.
- Masil, B.P., Esteves, B.S., Lima, E.P., Wanderlinde, J. 2005. Captura incidental de tartarugas marinhas por rede de emalhe na costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Trabalho apresentado em: 2º Congresso Brasileiro de Oceanografia; Vitória, Brasil.
- McCarthy, E. 2004. *International Regulation of Underwater Sound: establishing rules and standards to address ocean noise pollution*. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Milton, S., Lutz, P. 2010. Natural and human impacts on turtles. In: Shigenaka, G., editor. *Oil and sea turtles: biology, planning, and response*. USA: NOAA National Atmospheric Administration. p. 27-34

- Monteiro, D.S. 2004. Encalhes e interação de tartarugas marinhas com a pesca no litoral do Rio Grande do Sul [Graduação]. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande, Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA).
- Monteiro, D.S. 2008. Fatores determinantes da captura incidental de aves e tartarugas marinhas e da interação com orcas/falsas orcas, na pesca com espinhel pelágico no sudeste/sul do Brasil [Mestrado]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Mortimer, J.A. 1982. Feeding ecology of sea turtles. In: Bjorndal, K.A., editor. *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Washington: Smithsonian Institution Press. p. 103-109.
- Mrosovsky, N., Ryan, G.D., James, M.C. 2009. Leatherback turtles: the menace of plastic. *Marine Pollution Bulletin*. 58(2): 287-289.
- National Research Council, 1990. Decline of sea turtles: causes and prevention. Committee on Sea Turtle Conservation. Washington: National Academy Press.
- Nogueira, B.G. 2011. Levantamento e análise de encalhes de tartarugas marinhas e sua relação com a pesca de rede de espera na costa de São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro [Graduação]. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- O'hara, J., Wilcox, J.R. 1990. Avoidance responses of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, to low frequency sound. *Copeia*. 1990(2): 564-567.
- Oigman-Pszczol, S.S., Creed, J.C. 2007. Quantification and classification of marine litter on beaches along Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research*. 23(2): 421-428.
- Perez, J.A.A., Pezzuto, P.R. 2001. Análise da dinâmica da pesca de arrasto do sudeste e sul do Brasil, entre 1997 e 1999, a partir de desembarques realizados no porto de Itajaí – SC. *Notas Técnicas Facimar*. 5: 61-64.
- Perez, J.A.A., Pezzuto, P.R., Rodrigues, L.F., Valentini, H., Voore, N.C.M. 2001. Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Notas Técnicas da Facimar*. 5: 1-34.
- Pinedo, M.C., Polacheck, T. 2004. Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. *Biological Conservation*. 119(3): 335-339.
- Plotkin, P.T. 2010. Nomadic behaviour of the highly migratory olive ridley turtle *Lepidochelys olivacea* in the eastern tropical Pacific Ocean. *Endangered Species Research*. 13: 33-40.
- Plotkin, P.T., Wicksten M.K., Amos, A.F. 1993. Feeding ecology of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. *Marine Biology*. 115(1): 1-15.
- Polovina, J.J., Balazs, G.H., Howell, E.A., Parker, D.M., Seki, M.P., Dutton, P.H. 2004. Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography*. 13(1): 36-51.
- Pritchard, P.C.H., Mortimer, J.A. 1999. Taxonomy, external morphology, and species identification. In: Eckert, K.L., Bjorndal K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M., editors. *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. Washington: IUCN/SSC. Publication, n. 4. p. 23-44.
- Reis, E.C., Pereira, C.S., Rodriguez, D.P., Secco, H., Lima, L.M., Rennó, B., Siciliano, S. 2010a. Condição de saúde das tartarugas marinhas do litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: avaliação sobre a presença de agentes bacterianos, fibropapilomatose e interação com resíduos antropogênicos. *Oecologia Australis*. 14(3): 756-765.
- Reis, E.C., Moura, J.F., Lima, L.M., Rennó, B., Siciliano, S. 2010b. Evidence of migratory movements of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) along the Brazilian coast. *Brazilian Journal of Oceanography*. 58(3): 255-259.
- Ridgway, S.M., Wever, E.G., McCormick, J.G., Palin, J., Anderson, J.H. 1969. Hearing in the giant sea turtle, *Chelonia mydas*. *Psychology*. 64(3): 884-890.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., Van Franeker, J.A., Moloney, C.L. 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: biological sciences*. 364(1526): 1999-2012.
- Sales, G., Giffoni, B.B., Barata, P.C.R. 2008. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 88(4): 853-864.
- Samuel, Y., Morreale, S.J., Greene, C.H., Richmond, M.E. 2005. Underwater, low-frequency noise in coastal sea turtle habitat. *Journal Acoustical Society of America*. 117(3 Pt. 1): 1465-1472.
- Santos, I.R., Friedrich, A.C., Ivar-do-Sul, J.A. 2009. Marine debris contamination along undeveloped tropical beaches from northeast Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 148(1/4): 455-462.
- Santos, A.S., Almeida, A.P., Santos, A.J.B., Gallo, B., Giffoni, B., Baptistotte, C., Coelho, C.A., Lima, E.H.S.M., Sales, G., Lopez, G.G., Stahelin, G., Becker, H., Castilhos, J.C., Thomé, J.C.S.A., Wanderlinde, J., Marcovaldi, M.A., López-Mendilaharsu, M.M., Damasceno, M.T., Barata, P.C.R., Sforza, R. 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas. In: Marcovaldi, M.A., Santos, A.S., Sales, G., editores. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. Série Espécies Ameaçadas, 25.
- Schuyler, Q., Hardesty, B.D., Wilcox, C., Townsend, K. 2013. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation Biology*. 28(1): 129-139.
- Shoop, C.R., Kenney, E.R.D. 1992. Seasonal distribution and abundance of loggerhead and leatherback sea turtles in waters of the northeastern United States. *Herpetological Monographs*. 6(1992): 43-67.
- Silva, A.C.C.D., Santos, E.A.P., Oliveira, F.L.C., Weber, M.I., Batista, J.A.F., Serafini, T.Z., Castilhos, J.C. 2011. Satellite-tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. *Marine Ecology Progress Series*. 443: 237-247.
- Silva, J.M.C., Bozell, R.L., Santos, L.F., Lopes, A.F. 2008. Impactos Ambientais da Exploração e Produção de

- Petróleo na Bacia de Campos, RJ. Trabalho apresentado no IV Encontro Nacional da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade (ANPPAS); Brasília, DF, Brasil.
- Soto, J.M.R., Serafini, T.Z., Celini, A.A.O. 2003. Beach strandings of sea turtles in the state of Rio Grande do Sul: an indicator of gillnet interaction along the southern Brazilian coast. In: Seminoff, J.A., compiler. Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami: U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC, 503.
- Souza, W.L.F., Knoppers, B. 2003. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochimica Brasiliensis*. 17(1): 57-74.
- Spotila, J.R., Dunham, A.E., Leslie, A.J., Steyermark, A.C., Plotkin, P.T., Paladino, F.V. 1996. Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: are Leatherback turtles going extinct? *Chelonian Conservation Biology*. 2(2): 209-222.
- Stahelin, G.D., Hennemann, M.C., Cegoni, C.T., Wanderlinde, J., Lima, E.P., Goldberg, D.W. 2012. Case report: Ingestion of a massive amount of debris by a green turtle (*Chelonia mydas*) in southern Brazil. *Marine Turtle Newsletter*. (135): 6-8.
- Taylor, H., Cozens, J. 2010. The effects of tourism, beachfront development and increased light pollution on nesting Loggerhead turtles *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) on Sal, Cape Verde Islands. *Zoologia Caboverdiana*. 1(2): 100-111.
- Thomé, J.C.A., Baptistotte, C., Moreira, L.M.P., Scalfoni, J.T., Almeida, A.P., Rieth, D.B., Barata, P.C.R. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the state of Espírito Santo, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004. *Chelonian Conservation and Biology*. 6(1): 15-27.
- Tiwari, M. 1998. A comparison of morphological and reproductive characteristics of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece [Master]. Gainesville: University of Florida.
- Tiwari, M., Bjørndal, K.A. 2000. Variation in morphology and reproduction in loggerheads, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece. *Herpetologica*. 56(3): 343-356.
- Tomás, J., Guitart, R., Mateo, R., Raga, J.A. 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 44(3): 211-216.
- Tourinho, P.S., Ivar-do-Sul, J.A., Fillmann, G. 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*. 60(3): 396-401.
- Valentin, J.L. 2001. The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. In: Seeliger, U., Kjerfve, B., editors. Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Berlin: Springer. Ecological Studies, 144. p. 97-105.
- Van Buskirk, J., Crowder, L.B. 1994. Life-history variation in marine turtles. *Copeia*. 1994(1): 66-81.
- Van Dolah, R.F., Maier, P.P. 1993. The distribution of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the entrance channel of Charleston harbor, South Carolina, U.S.A. *Journal of Coastal Research*. 9(4): 1004-1012.
- Wallace, B.P., Lewison, R.L., McDonald, S.L., McDonald, R.K., Kot, C.Y., Kelez, S., Bjorkland, R.K., Finkbeiner, E.M., Helmbrecht, S., Crowder, L.B. 2010. Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters*. 3(3): 131-142.
- Wallace, B.P., Kot, C.Y., DiMatteo, A.D., Lee, T., Crowder, L.B., Lewison, R.L. 2013. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. *Ecosphere*. 4(3): 1-49.
- Weishampel, J.F., Bagley, D.A., Ehrhart, L.M. 2004. Earlier nesting by loggerhead sea turtles following sea surface warming. *Global Change Biology*. 10(8): 1424-1427.
- Witherington, B.E., Martin, R.E. 2000. Understanding, assessing, and resolving light-pollution problems on sea turtle nesting beaches. 2. ed. Petersburg: Florida Marine Research Institute. FMRI Technical Report, TR-2.
- Witt, M.J., Hawkes, L.A., Godfrey, M.H., Godley, B.J., Broderick, A.C. 2010. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. *Journal of Experimental Biology*. 213(6): 901-911.
- Witzell, W.N. 1984. The incidental capture of sea turtles in the Atlantic U.S. fishery conservation zone by the Japanese tuna longline fleet, 1978-81. *Marine Fisheries Review*. 46(3): 56-58.
- Witzell, W.N. 1999. Distribution and relative abundance of sea turtles caught incidentally by the U.S. pelagic longline fleet in the western North Atlantic Ocean, 1992-1995. *Fishery Bulletin*. 97(1): 200-211.
- Work, P.A., Sapp, A.L., Scott, D.W., Dodd, M.G. 2010. Influence of small vessel operation and propulsion system on loggerhead sea turtle injuries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 393(1/2): 168-175.
- Wyneken, J. 2001. The Anatomy of Sea Turtles. Miami: U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC, 470.