

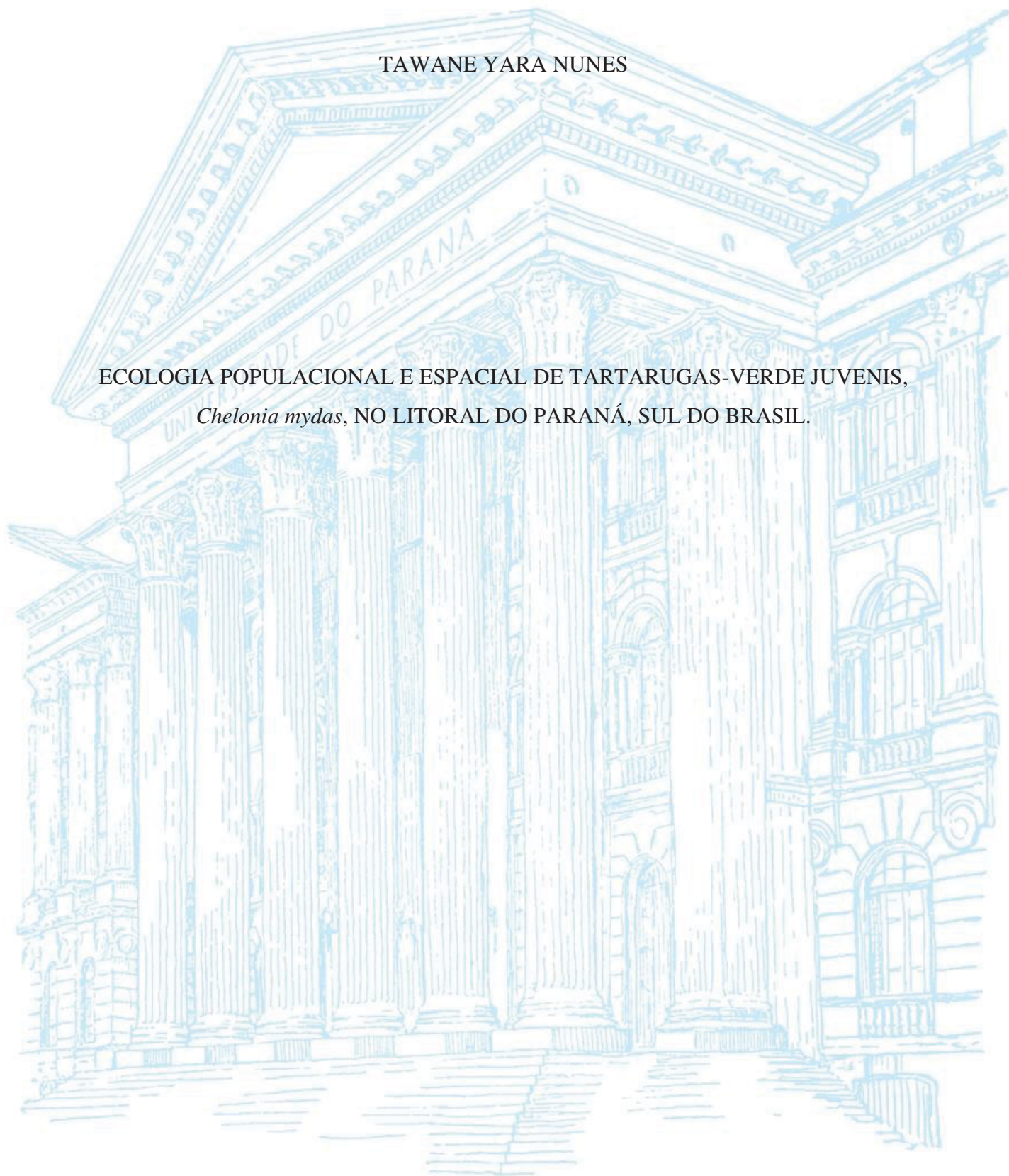
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

TAWANE YARA NUNES

ECOLOGIA POPULACIONAL E ESPACIAL DE TARTARUGAS-VERDE JUVENIS,
Chelonia mydas, NO LITORAL DO PARANÁ, SUL DO BRASIL.

PONTAL DO PARANÁ

2021



TAWANE YARA NUNES

ECOLOGIA POPULACIONAL E ESPACIAL DE TARTARUGAS-VERDE JUVENIS,
Chelonia mydas, NO LITORAL DO ESTADO DO PARANÁ.

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Camila Domit

PONTAL DO PARANÁ

2021

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DO CENTRO DE ESTUDOS DO MAR

Nunes, Tawane Yara

Ecologia populacional e espacial de tartarugas-verdes juvenis,
Chelonia mydas, no litoral do Paraná, sul do Brasil / Tawane Yara
Nunes. – Pontal do Paraná, 2021
1 recurso on-line : PDF.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná,
Campus Pontal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Programa
de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos.
Orientadora: Profa. Dra. Camila Domit.

1. Tartaruga marinha. I. Domit, Camila. II. Universidade
Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Sistemas
Costeiros e Oceânicos. III. Título.

Bibliotecária: Fernanda Pigozzi CRB-9/1151



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
REITORIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO SISTEMAS COSTEIROS
E OCEÂNICOS - 40001016054P6

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **TAWANE YARA NUNES** intitulada: **ECOLOGIA POPULACIONAL E ESPACIAL DE TARTARUGAS-VERDE JUVENIS, *Chelonia mydas*, NO LITORAL DO PARANÁ, SUL DO BRASIL**, sob orientação da Profa. Dra. CAMILA DOMIT, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestra está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Pontal do Paraná, 28 de Setembro de 2021.

Assinatura Eletrônica
17/01/2022 10:03:49.0
CAMILA DOMIT

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
17/01/2022 11:29:13.0
LILIANA POGGIO COLMAN
Avaliador Externo (UNIVERSITY OF EXETER)

Assinatura Eletrônica
14/01/2022 16:49:43.0
ANDRE ANDRIAN PADIAL
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
19/01/2022 20:17:59.0
MAURO PICHORIM
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE)

Assinatura Eletrônica
14/01/2022 13:11:19.0
VICTORIA GONZALEZ CARMAN
Avaliador Externo (INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS)

Av. Beira-Mar, s/n - Pontal do Paraná - Paraná - Brasil
CEP 83255-976 - Tel: (41) 3511-8642 - E-mail: pgsisco@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 142807

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 142807

AGRADECIMENTOS

Esta dissertação foi construída a muitas mãos desde a ideia inicial, refinamento e coleta de dados até as análises e revisão do texto. Existem tantas pessoas para agradecer que não sei nem por onde começar, apenas espero que sempre consiga retribuir o carinho e atenção de todos que participaram desta jornada.

Agradeço muito pela oportunidade de ter estudado em uma Graduação e Pós-Graduação pública e de qualidade (UFPR tu és magnífica), oportunidade esta, que deveria ser para todos, mas ainda temos um longo caminho pela frente. Fé!

Meus mais sinceros agradecimentos à Dra. Camila Domit por todas as oportunidades de crescimento profissional e pessoal, e por ser sempre muito mais do que uma orientadora.

Sou eternamente grata a grande equipe que fez parte da força-tarefa durante as capturas intencionais, a todos os voluntários, a equipe LEC (vocês são demais), PMP e MarBrasil. Em especial ao Robin, nosso marinheiro principal; a Lala, por todo auxílio burocrático e amizade; Gabe, Nacho e Dani por todas as horas de água e ensinamentos de como capturar uma tartaruga e não levar uma “*cagada*”; a Mari Fuentes e sua equipe. Esta foi com certeza a melhor parte do trabalho.

Agradeço imensamente ao professor Dr. Mauro Pichorim, pela ajuda com as análises, por sempre ser tão solícito e ter aberto as portas da sua disciplina na UFRN, a qual despertou o meu fascínio pela ecologia numérica.

Agradeço à Carolina Jorge, por todo seu apoio e entusiasmo durante as capturas intencionais, dentro e fora d’água, e pela ajuda com a avaliação dos tumores nas tartarugas.

Sou muito grata a minha banca de avaliação Liliana Colman, Victoria González Carman e André Padial, pelas sugestões e comentários riquíssimos, foi uma experiência incrível.

Agradeço a todos os professores da Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, que souberam se reinventar nos tempos de aulas remotas.

Sou grata a toda equipe de técnicos e servidores do CEM por manterem o nosso amado Campus em ordem e por sempre serem tão gentis conosco nos corredores, mesmo quando passamos distraídos e com a cabeça a milhão.

Meus agradecimentos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

Agradeço a toda minha família pelo suporte e incentivo sempre, em especial meu pai, minha irmã, que são meus alicerces. Sem você eu não teria chegado até aqui.

Agradeço demais a minha companheira de vida, Do, pelo apoio técnico, psicológico e emocional. Amo você!

E por fim, ao mar, muito obrigada!

RESUMO

A conservação de espécies ameaçadas de extinção depende do conhecimento sobre sua distribuição e demografia. A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) é uma espécie marinha migratória e de ciclo de vida longo, classificada como ameaçada de extinção globalmente. Ao longo do desenvolvimento dependem de diversos habitats e quando juvenis utilizam principalmente áreas de alimentação localizadas na zona costeira, as quais também se sobrepõem a múltiplas atividades antrópicas desenvolvidas nestes ambientes. Neste cenário, o presente estudo busca compreender aspectos da ecologia espacial (conectividade, uso de área etc.) e populacional (sobrevivência, abundância etc.) de juvenis de *C. mydas* do oceano Atlântico Sul Ocidental (ASO), com base em uma área de alimentação chave no estado do Paraná, sul do Brasil. Para isso foram utilizados dados de marcação e recaptura, e telemetria via satélite, obtidos por meio de capturas intencionais (2014-2020) na região do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). Ao todo, 199 *C. mydas* juvenis foram capturados, dos quais 19 foram equipados com transmissores satelitais. Os juvenis de *C. mydas* capturados no CEP estabelecem conectividade direta principalmente com áreas de alimentação localizadas ao norte, como o estado de São Paulo. Antes de executar deslocamento para outras áreas, os indivíduos têm residência mediana de três meses e fidelidade a uma área de 31 km² (Kernel 50%) no interior do CEP. Embora a área de uso das tartarugas-verde no CEP esteja inserida em Unidades de Conservação (UCs), também estão sobrepostas às de atividades antrópicas, tais como as portuárias, de navegação comercial e turismo, e de pesca artesanal, que expõem os animais ariscos. A agregação avaliada no CEP incluiu juvenis de *C. mydas* medindo entre 27 e 63 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e a abundância estimada variou entre 54 e 131 indivíduos por campanha. A maioria das tartarugas apresentou bom escore corporal, no entanto, 50% estavam afetados por tumores sugestivos de fibropapilomatose. A sobrevivência anual estimada foi menor em *C. mydas* com tumores (0,62) comparada aos não afetados (0,79). Na maioria dos casos de recaptura, foi observado aumento gradual na carga de tumores individual. Estes resultados indicaram áreas importantes para a espécie na região e que são prioritárias para a conservação e demonstram a importância da efetivação de planos de manejo em UCs em conjunto com o ordenamento espacial marinho das atividades antrópicas desenvolvidas no CEP. Além disso, as informações obtidas alertam a necessidade da inclusão de dados de abundância e sobrevivência em juvenis nas avaliações de risco de extinção da espécie e de maiores investigações sobre a influência de doenças nestes parâmetros. As informações obtidas são relevantes e devem ser monitoradas a longo prazo para dar suporte as ações de conservação de *C. mydas* e do oceano, tanto em esfera nacional como internacional.

Palavras-chave: Uso do espaço. Demografia. Fibropapilomatose. Telemetria. Marcação e recaptura

ABSTRACT

The conservation of endangered species depends on knowledge about their distribution and demography. The green turtle (*Chelonia mydas*) is a highly migratory and long-lived marine species, globally classified as Endangered. During their development, *C. mydas* depend on several habitats. When juveniles use mainly foraging ground located in the coastal zone, which overlaps with multiple anthropic activities. Therefore, the present study aims to understand the population and spatial ecology of juvenile *C. mydas* in the Southwestern Atlantic Ocean (SWA), based on a key foraging ground in Paraná state, southern Brazil. For this, were used methods of mark-recapture and satellite telemetry obtained from mark-and-recapture campaigns (2014-2020) conducted in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC), southern Brazil. Overall, 199 juvenile *C. mydas* were captured and 19 were tracked using satellite telemetry. Juvenile *C. mydas* captured in the CEP establish direct connectivity mainly with foraging grounds in the north of Brazil, such as the state of São Paulo. Before displacing, juvenile *C. mydas* have a median residence time of three months and fidelity to an area of 31 km² (Kernel 50%) within the PEC. Although the use area of the green turtles is within Protected Areas (PAs) limits, it also overlaps with anthropic activities, such as ports, commercial navigation and tourism, and artisanal fishing, which expose the animals to multiple threats. The PEC aggregation included juvenile *C. mydas* measuring between 27 and 63 cm Carapace Curvilinear Length and the estimated abundance varied between 54 and 131 individuals. Most animals presented good body condition. However, 50% were affected by tumors suggestive of fibropapillomatosis, which had lower estimated annual survival (0.62) than those not affected (0.79). Also, a gradual increase in individual tumor burden was observed in most recapture cases. These results highlight the need for further investigations into the influence of disease on sea turtle survivorship and the inclusion of juvenile demographic data in subpopulation extinction risk assessments. Furthermore, reinforce the importance of integrated actions between geopolitical units, the effectiveness of PA management plans, and the implementation of marine spatial planning to ensure the quality of habitat and life for species such as juvenile *C. mydas*. This information obtained and monitored is crucial to support conservation actions for *C. mydas* and the ocean at national and international levels.

Keywords: Space-use. Demography. Fibropapillomatosis. Telemetry. Mark-recapture

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL.....	10
1.1.	JUSTIFICATIVA	14
1.2.	OBJETIVOS	15
2.	CAPÍTULO 1.....	16
	Conectividade, Uso do Espaço e Exposição a Ameaças de Tartarugas-verde Juvenis (<i>Chelonia mydas</i>) no Atlântico Sul-Occidental	17
3.	CAPÍTULO 2.....	46
	Demografia e Saúde de Tartarugas-verde Juvenis (<i>Chelonia mydas</i>) em uma Importante Área de Alimentação no Oceano Atlântico Sul Occidental	47
4.	CONCLUSÃO GERAL	79
	REFERÊNCIAS – LISTA GERAL.....	81
	GLOSSÁRIO	92
	APÊNDICE 1 – Modelos Lineares Generalizados em Relação ao Comprimento Curvilíneo de Carapaça	93
	APÊNDICE 2 – Modelos Lineares Generalizados em Relação ao Índice de Condição Corpórea	94
	APÊNDICE 3 – Modelos de Desenho Robusto de Huggins	96
	APÊNDICE 4 – Dados Individuais da Variação dos Parâmetros Biométricos e de Saúde	97

1. INTRODUÇÃO GERAL

Animais migratórios dependem de múltiplos habitats, com características diferentes, para atender suas necessidades ao longo do ciclo de vida (RODEWALD, 2015). Em geral, a compreensão do status de conservação das espécies depende do conhecimento sobre distribuição, abundância populacional e exposição a ameaças, além dos fatores reguladores destes parâmetros (IUCN, 2012). Assim, a conservação e manejo de espécies migratórias tem como componente chave estudos sobre dinâmica populacional de forma espacialmente estruturada (FLETCHER; FORTIN, 2019). No oceano, entre as espécies migratórias, estão as tartarugas marinhas, as quais necessitam de atenção em relação a sua conservação (DUNN et al., 2019).

Existem sete espécies de tartarugas marinhas reconhecidas, das quais seis são atualmente classificadas pela IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) como globalmente ameaçadas de extinção, nas categorias: Vulnerável, Ameaçada ou Criticamente Ameaçada; IUCN, 2021). Dentre elas, a tartaruga-verde, *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758), possui comportamento migratório e ciclo de vida complexo, caracterizado por sucessivas mudanças ontogenéticas de habitats e hábito alimentar (MUSICK; LIMPUS, 1997). Após a eclosão dos ovos no ambiente terrestre, os recém-nascidos de *C. mydas* nadam até a zona oceânica, onde permanecem os primeiros anos de vida. Quando juvenis, recrutam ao ambiente costeiro para desenvolvimento e alimentação até atingirem a maturidade sexual, aproximadamente entre 20 e 30 anos de idade, dependendo da região onde vivem (CHALOUPKA; LIMPUS; MILLER, 2004). Ao se tornarem adultas, exibem filopatria natal e migram a cada 2 a 5 anos das áreas de alimentação costeiras para a região das praias em ilhas oceânicas onde nasceram para então se reproduzir (BOLTEN, 2003; MUSICK; LIMPUS, 1997).

Atualmente, entre as principais ameaças à conservação de *C. mydas* estão as mudanças climáticas, degradação dos habitats, captura acidental pela pesca, poluição química, sonora e por resíduos sólidos, além do efeito cumulativo e sinérgico de diversos estressores ecossistêmicos (REES et al., 2016). Além dos impactos diretos e letais, a interação e somatória destas ameaças pode ter efeitos subletais aos indivíduos, causando imunossupressão e facilitando o desenvolvimento de doenças emergentes, tais como a fibropapilomatose

(PATRÍCIO et al., 2016; TAGLIOLATTO et al., 2020). Esta é uma das doenças mais comuns em *C. mydas* juvenis, e tem como seu principal agente etiológico o vírus *Chelonid alphaherpesvirus 5*, Davison e McGeoch, 2010, (JONES et al., 2016; DOMICIANO et al., 2019). A fibropapilomatose se caracteriza pela formação de tumores cutâneos e viscerais que em estágio avançado podem comprometer a mobilidade dos animais (FLINT, 2013). No entanto, os efeitos de doenças como a fibropapilomatose na dinâmica populacional ainda não são bem compreendidos (FLINT, 2013; REES et al., 2016). Embora a doença seja transmitida por vírus, acredita-se que o desenvolvimento dos tumores esteja relacionado à baixa qualidade ambiental, a qual vulnerabiliza a saúde dos indivíduos, mas podendo afetar toda a população regional (SANTOS et al., 2010).

A vulnerabilidade de *C. mydas* às ameaças diretas e indiretas a sua sobrevivência é intensificada pelo hábito migratório e pelo uso de áreas costeiras e de sobreposição com muitas atividades humanas (FLINT, 2013; FUENTES et al., 2020). Por serem animais de vida longa, de distribuição cosmopolita e com pouca ou nenhuma sobreposição dos habitats utilizados nos diferentes estágios de vida, as avaliações da dinâmica populacional tornam-se complexas (SEMINOFF; SHANKER, 2008). Em geral, os conhecimentos sobre abundância, sobrevivência, distribuição, uso do espaço e exposição a ameaças em tartarugas marinhas estão concentrados nas fêmeas adultas, as quais são o foco das avaliações populacionais de risco de extinção (SEMINOFF, 2004). No entanto, a metodologia de avaliação de risco de extinção com base em fêmeas adultas e número de ninhos contém vieses intrínsecos de superestimação, além de negligenciar machos e juvenis (CASALE; CERIANI, 2020).

A dificuldade de acesso aos indivíduos machos e juvenis, que habitam apenas o ambiente aquático, aumenta o custo e a complexidade das pesquisas (SEMINOFF; SHANKER, 2008). Entretanto, devido a maturidade sexual tardia, os indivíduos juvenis compõem a maior parte da população, e desconsiderar os efeitos populacionais neste estágio de vida pode levar a interpretações enviesadas ou defasadas do estado de conservação da espécie (HEPPELL; SNOVER; CROWDER, 2003; SEMINOFF; SHANKER, 2008). Por exemplo, a subpopulação de *C. mydas* do Atlântico Sul foi recentemente classificada pela IUCN como “Pouco preocupante” (*‘Least concern’*), mas em contraponto há dados de mortalidade de mais de cinco mil carcaças de juvenis da espécie por ano encalhadas na costa brasileira entre 2015 e 2017 (BRODERICK; PATRICIO, 2019; CANTOR et al., 2020). A alta mortalidade de juvenis pode refletir na redução da taxa de nidificação em um prazo de 10 a 20 anos à frente, tornando os monitoramentos populacionais neste estágio de vida uma prioridade de pesquisa,

principalmente em regiões do oceano como Índico, Pacífico Sul e Atlântico Sul (WILDERMANN et al., 2018).

Devido a ampla distribuição de *C. mydas*, os impactos que afetam a espécie operam em escalas espaciais variáveis e de maneira distinta nos diferentes segmentos da população, trazendo desafios à compreensão dos efeitos na dinâmica populacional da espécie de forma global (WALLACE et al., 2010). O surgimento de novas tecnologias, como a telemetria satelital e a combinação de diferentes metodologias, como marcação-e-recaptura e análises moleculares, possibilitaram estabelecer subpopulações de *C. mydas* (BRODERICK; PATRICIO, 2019). Além disso, como forma de regionalizar o monitoramento e implementação de ações de manejo e mitigação de ameaças, foram propostas Unidades de Manejo Regionais (RMU do inglês *Regional Management Units*) para cada espécie de tartaruga marinha, as quais englobam segmentos populacionais com sítios reprodutivos, distribuição e ameaças específicas (WALLACE et al., 2010).

Embora regionalizada, as subpopulações e RMUs ainda são espacialmente extensas e podem incluir várias unidades biológicas (ex.: áreas de alimentação), cujas ameaças e tendências populacionais podem não ser englobadas na avaliação de riscos populacionais (REES et al., 2016). Especificamente, o Oceano Atlântico Sul Ocidental (ASO) representa uma parcela da subpopulação de *C. mydas* do Atlântico Sul e está inserido nas RMUs do Atlântico Centro-sul e Sudoeste (BRODERICK; PATRICIO, 2019; WALLACE et al., 2010). A zona nerítica do ASO encontra-se nas Zonas Econômica Exclusivas (ZEE) da Argentina, Uruguai e principalmente Brasil, onde são desenvolvidas múltiplas atividades antrópicas, tais como: pesca artesanal e industrial, navegação comercial e turística e atividades portuárias, além de receberem resíduos e efluentes das áreas urbanas costeiras (MAGRIS et al., 2021; MIURA; NOERNBERG, 2020; SANTOS et al., 2020; SFORZA; MARCONDES; PIZETTA, 2017). As atividades antrópicas costeiras têm impacto principalmente sobre *C. mydas* em desenvolvimento, devido à sobreposição com diversas áreas de alimentação existentes para os juvenis da espécie no ASO (FUENTES et al., 2020).

No ASO, muitos avanços foram feitos em relação aos juvenis de *C. mydas* quanto ao conhecimento sobre dieta e mudanças ontogenéticas (ex.: GONZÁLEZ CARMAN et al., 2012; GAMA et al., 2016; SANTOS et al., 2015; VÉLEZ-RUBIO et al., 2016), morfologia e crescimento (ex.: ANDRADE et al., 2016; COELHO et al., 2018; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016), saúde (ex.: DOMICIANO et al., 2019; ROSSI et al., 2016; TOREZANI et al.,

2010) e impactos antrópicos como captura incidental em atividades pesqueiras e ingestão de resíduos sólidos (ex.: FUENTES et al., 2020; GALLO et al., 2006; NUNES; BROADHURST; DOMIT, 2021; VÉLEZ-RUBIO et al., 2018^a). Entretanto, informações sobre estimativas demográficas, uso do espaço, conectividade e avaliação de efeitos da exposição a ameaças em *C. mydas* juvenis, além de escassas estão restritas a algumas localidades ou períodos no ASO, dificultando análises populacionais mais amplas (CARMAN et al., 2012; COLMAN et al., 2015; GODLEY et al., 2003; JARDIM; LÓPEZ-MENDILAHARSU; BARROS, 2016; SILVA et al., 2017; VÉLEZ-RUBIO et al., 2018^b).

Especificamente no litoral do Paraná, sul do Brasil, diversas pesquisas têm sido desenvolvidas visando compreender aspectos da biologia e ecologia de juvenis de *C. mydas*. A costa paranaense tem grande diversidade de habitats, como costões rochosos, manguezais, baixios e lajes, distribuídos em praias arenosas e grandes baías, como o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), que permitem a ocorrência da espécie ao longo do ano todo (GAMA et al., 2016; LANA et al., 2001). Os juvenis de *C. mydas* da região apresentam entre dois e oito anos de idade com origem em pelo menos 12 sítios reprodutivos distintos, dos quais a Ilha de Ascensão, Caribe e costa africana são os sítios mais prováveis (ANDRADE et al., 2016; JORDÃO et al., 2015; SAVADA et al., 2021). Entretanto, apesar da importância para a espécie, a região também apresenta uma diversidade de atividades antrópicas como: portos, navegação, pesca artesanal, urbanização desordenada e atividades industriais e agrícolas; que a caracterizam como um *hotspot* de ameaças aos juvenis da espécie (FUENTES et al., 2020; MIURA; NOERNBERG, 2020). Ainda, foram observadas altas taxas de ingestão de resíduos sólidos (70 – 90% dos indivíduos necropsiados) por *C. mydas* juvenis, além da presença de contaminantes químicos nos tecidos e alta prevalência de tumores relacionados à fibropapilomatose (DOMICIANO et al., 2019; GAMA et al., 2016; GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011; NUNES; BROADHURST; DOMIT, 2021; PMP-BS, relatórios técnicos [s.d.]).

O conhecimento sobre *C. mydas* juvenis no Paraná foi construído majoritariamente a partir de um histórico de monitoramento de praia e análise de carcaças encalhadas na região, com início em 2004 e sistematizado a partir de 2007. Recentemente foram implementados métodos de avaliação de saúde e exposição a ameaças em *C. mydas* juvenis vivos em vida livre, por meio da captura, marcação e recaptura, e da telemetria via satélite (DOMICIANO et al., 2019; FUENTES et al., 2020). Neste contexto, o presente trabalho utiliza destas metodologias de forma conjunta para contribuir com novas informações sobre a conectividade entre áreas de alimentação de *C. mydas* juvenis no ASO, bem como os padrões

de uso do espaço e exposição a atividades antrópicas no estado do Paraná (Capítulo 1). Ainda, apresenta a caracterização biométrica e de saúde da agregação de *C. mydas* juvenis de vida livre, assim como estimativas de parâmetros demográficos, como abundância e sobrevivência, e a possível influência da fibropapilomatose na dinâmica da população regional (Capítulo 2).

1.1. JUSTIFICATIVA

As tartarugas-verde, *C. mydas*, encontram-se globalmente ameaçadas de extinção devido a um passado de sobre-exploração das diferentes subpopulações e sua exposição a diversas fontes de ameaças (SEMINOFF, 2004). Entretanto as avaliações de risco de extinção não levam em consideração a dinâmica populacional e exposição a ameaças dos juvenis da espécie que, devido a maturidade sexual tardia, compõem a maior parte da população (HEPPELL; SNOVER; CROWDER, 2003; SEMINOFF; SHANKER, 2008). Esta lacuna no conhecimento pode levar a interpretações defasadas do estado de conservação da espécie, assim estudos sobre a ecologia espacial e populacional em juvenis ainda são considerados uma prioridade de pesquisa global (REES et al., 2016; WILDERMANN et al., 2018).

Neste sentido, o presente trabalho utiliza marcação e recaptura, e a telemetria via satélite para contribuir com a redução destas lacunas do conhecimento científico e melhor direcionar esforços de conservação regional da espécie no Atlântico Sul Ocidental-ASO. Para isso, tem como base a agregação de *C. mydas* juvenis com ocorrência em uma importante área de alimentação e desenvolvimento no ASO, localizada no litoral do Paraná, sul do Brasil. As informações obtidas também podem dar suporte ao mapeamento e monitoramento de áreas de alimentação relevantes para a espécie, demanda exposta no Plano de Ação Nacional para conservação das tartarugas marinhas (PAN/ICMBIO, 2011). Da mesma forma, considerando que a saúde de *C. mydas* juvenis reflete a qualidade do ambiente em que vivem (DOMICIANO; DOMIT; BRACARENSE, 2017), o acompanhamento das agregações da espécie pode servir como indicadores da saúde e resiliência do oceano, o qual é um dos desafios elencados como prioritários para a Década das Nações Unidas da Ciência dos Oceanos para o Desenvolvimento Sustentável (<https://oceandecade.org/>).

1.2. OBJETIVOS

Objetivo geral: Avaliar padrões de uso do espaço, exposição a ameaças, sobrevivência, abundância e aspectos da saúde de *C. mydas* juvenis em uma área de alimentação chave no ASO.

Objetivo específico 1: Identificar os padrões de movimento, conectividade entre áreas de alimentação, uso do espaço, fidelidade a área de alimentação e exposição a ameaças de origem antrópica em *C. mydas* juvenis no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil.

Objetivo específico 2: Caracterizar a agregação de *C. mydas* juvenis em vida livre no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil quanto a parâmetros biométricos e de saúde, estimar a sobrevivência e abundância, assim como avaliar a possível influência de doença emergente na população local.

2. CAPÍTULO 1

CONECTIVIDADE, USO DO ESPAÇO E EXPOSIÇÃO A AMEAÇAS EM TARTARUGAS-VERDE JUVENIS (*Chelonia mydas*) NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL

Connectivity, space-use, and exposition to threats of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in the Southwestern Atlantic Ocean

Texto a ser traduzido e formatado para a revista Marine Ecology Progress Series, ISSN 0171-8630, Fator de Impacto JCR 2021: 2,824 e Qualis CAPES Biodiversidade: A1.

Tawane Yara Nunes¹; Camila Domit¹

¹ Laboratório de Ecologia e Conservação, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Av. Beira Mar s/n, 83255-976, Pontal do Sul, Paraná, Brasil.

Keywords: behavior, seascape connectivity, sea turtles, satellite tracking, mark-recapture, site fidelity.

Palavras-chave: comportamento; conectividade de paisagem, tartaruga marinha; telemetria; marcação e recaptura, fidelidade ao sítio.

Conectividade, Uso do Espaço e Exposição a Ameaças de Tartarugas-verde Juvenis (*Chelonia mydas*) no Atlântico Sul-Occidental

Resumo

Compreender o uso do espaço por espécies ameaçadas e a exposição destas a atividades antrópicas são essenciais na elaboração de estratégias de conservação eficazes para reduzir riscos de extinção. As tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) encontram-se globalmente ameaçada de extinção e dependem de múltiplos habitats em diferentes estágios de seu ciclo de vida. Neste contexto, o presente estudo investiga residência, fidelidade ao sítio, exposição a ameaças e conectividade entre áreas de alimentação de *C. mydas* juvenis em uma área chave para a espécie no Atlântico Sul Occidental (ASO). Para isso, foram utilizados dados de marcação e recaptura e telemetria via satélite, obtidos a partir de capturas intencionais (2014-2020), na região do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), Paraná, sul do Brasil. Esta região é uma importante área de alimentação da população regional do Oceano Atlântico sul e foi observado que *C. mydas* juvenis capturadas no CEP estabelecem conectividade direta principalmente com áreas de alimentação localizadas ao norte, como o estado de São Paulo. Os juvenis de *C. mydas* amostrados têm residência mediana de três meses e fidelidade a uma área de 30 km² (Kernel 50%) no interior do CEP. Embora a área de uso das tartarugas-verde esteja inserida em Unidades de Conservação (UCs), também estão sobrepostas à de atividades antrópicas, como as portuárias, navegação comercial e de turismo, e pesca artesanal, as quais expõem os animais à múltiplos riscos. Estes resultados reforçam a importância de ações integradas entre unidades geopolíticas, da efetivação dos planos de manejo de UCs e da implementação do planejamento espacial marinho para garantir a qualidade do habitat e de vida para as espécies, tal como *C. mydas* juvenis.

Palavras-chave: Comportamento. Conectividade de Paisagem. Tartaruga marinha. Telemetria. Marcação e recaptura. Fidelidade ao sítio.

Abstract

Understanding spatial use and exposure to human activities are essential in developing effective conservation strategies for endangered species. Green turtles (*Chelonia mydas*) are globally classified as Endangered and depend on multiple habitats along their life cycle. Therefore, the present study investigates the residency, site fidelity, exposure to threats, and connectivity between foraging grounds of juvenile *C. mydas*, based on a key area for the species in the Southwestern Atlantic Ocean (SWA). For this, mark-recapture and satellite telemetry data were obtained from intentional capture campaigns (2014-2020) conducted in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC), southern Brazil. Juvenile *C. mydas* captured in the CEP establish direct connectivity mainly with foraging grounds at the north, such as the state of São Paulo. Before displacing, juvenile *C. mydas* have a median residence time of three months and fidelity to an area of 30 km² (Kernel 50%) within the PEC. Although the use area of the green turtles is within Protected Areas (PAs) limits, it also overlaps with anthropic activities, such as ports, commercial navigation and tourism, and artisanal fisheries, which expose the animals to multiple threats. These results reinforce the importance of integrated actions between geopolitical units, the effectiveness of PA management plans, and the implementation of marine spatial planning to ensure the quality of habitat and life for species such as juvenile *C. mydas*.

Keywords: Behavior. Seascape connectivity. Sea turtles. Satellite tracking Mark-recapture. Site fidelity

1. Introdução

O fluxo de animais migratórios entre diferentes ambientes mantém a conectividade da paisagem, prevenindo a fragmentação dos habitats e o isolamento de populações, fatores que podem causar a extinção de múltiplas espécies (CROOKS; SANJAYAN, 2006). A conservação das espécies migratórias depende de conhecimentos sobre padrões de movimento, uso do espaço e exposição a ameaças em cada ambiente ao longo das rotas de deslocamento (MARTIN, 2007). A tartaruga-verde, *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758), é uma espécie marinha migratória e de ciclo de vida longo, que depende de ampla diversidade de habitats durante o seu desenvolvimento (MUSICK; LIMPUS, 1997). Após os primeiros anos de vida em oceano aberto, *C. mydas* juvenis recrutam para a zona costeira, onde permanecem se deslocando entre diferentes áreas de alimentação até atingirem a maturidade e migrarem em intervalos regulares para as áreas de reprodução (MUSICK; LIMPUS, 1997).

O deslocamento de *C. mydas* entre as áreas de alimentação pode estar relacionado a fatores intrínsecos, como crescimento e necessidade de aproximação das áreas de reprodução, e extrínsecos, como temperatura da água e/ou sazonalidade de recursos alimentares (BRISCOE et al., 2021; MEYLAN P.; MEYLAN A.; GRAY, 2011). As tartarugas marinhas, em geral, têm o comportamento de filopatria natal e é comum as áreas de recrutamento e alimentação serem distantes das áreas de reprodução (JORDÃO et al., 2015; LOHMANN et al., 2013; NAROMACIEL et al., 2014). Esta longa migração ao longo do desenvolvimento caracteriza as áreas de alimentação como *stopover habitats*, pois são utilizadas como “estações de reabastecimento” e facilitam a conexão entre o local de recrutamento e as áreas de reprodução (AMOROCHO et al., 2012; GOOSSENS et al., 2020). Estes habitats são essenciais no estabelecimento dos corredores migratórios e na manutenção da conectividade populacional e da paisagem marinha (*seascape connectivity*) (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2006).

Para *C. mydas*, as áreas de alimentação e deslocamento estão localizadas na zona costeira as quais apresentem grande diversidade de recursos (alimentos, abrigo etc.), mas também englobam variadas atividades antrópicas que podem ser potenciais ameaças a sobrevivência e saúde dos indivíduos (FLINT, 2013; FUENTES et al., 2020). Considerando que o impacto sobre os juvenis da espécie pode refletir na renovação demográfica da população em períodos de 10 a 20 anos à frente, é importante para a avaliação de riscos à espécie compreender os padrões de movimento e deslocamento de animais nesta fase de vida, bem como a exposição a potenciais ameaças (WILDERMANN et al., 2018). Informações sobre a

distribuição e uso de área são essenciais para compreender esta exposição a circunstâncias que colocam em risco a sobrevivência e conservação dos juvenis de *C. mydas* (FUENTES et al., 2020).

A identificação de áreas com maior intensidade de uso e residência pelos animais trazem suporte para a priorização de áreas para proteção (FUENTES et al., 2019; PRESSEY et al., 2007; SANTOS et al., 2021). Para espécies migratórias, como no caso de *C. mydas* juvenis, é importante reconhecer a conectividade entre habitats chave que transpassam jurisdições locais, nacionais e internacionais, para que as ações e políticas públicas de conservação sejam integradas de forma eficiente (DUNN et al., 2019; MAGRIS et al., 2021). A combinação de tecnologias como o rastreamento por satélite com métodos mais tradicionais como a marcação e recaptura podem trazer informações espaço-temporais fundamentais para a conservação de tartarugas marinhas (GODLEY et al., 2010; SIEGWALT et al., 2020). O rastreamento via satélite traz informações contínuas sobre o uso do espaço e comportamento dos animais ao longo do tempo, limitado pela duração da bateria, exceto em casos de morte do animal e danificação ou descolamento do equipamento (HAYS et al., 2007). A marcação e recaptura, apesar de taxa de perda das marcas entre 9 e 58%, pode complementar as informações de residência e fidelidade as áreas de captura no longo prazo (COLMAN et al., 2015; REISSER et al., 2008). A utilização de metodologias complementares como estas, contribuíram para estabelecer Unidades de Manejo Regionais (RMU do inglês *Regional Management Unit*) para as espécies de tartarugas marinhas, integrando territórios reprodutivos, de desenvolvimento e alimentação (WALLACE et al., 2010).

O oceano Atlântico Sul Ocidental (ASO) está inserido nas RMUs para *C. mydas* do Atlântico Centro-sul e Sudoeste e margeia a Argentina, Uruguai e principalmente o Brasil, o qual integra diversas áreas de alimentação com agregações de indivíduos de múltiplas origens (NARO-MACIEL et al., 2014; SANTOS et al., 2015; SAVADA et al., 2021). O ASO também apresenta uma alta mortalidade da espécie e alta sobreposição das áreas de uso dos animais com atividades antrópicas (CANTOR et al., 2020; FUENTES et al., 2020; MONTEIRO et al., 2016; TAGLIOLATTO et al., 2020). Apesar da intensificação de esforços de pesquisa nos últimos anos na região, ainda são escassos os estudos que abordam conectividade entre áreas de alimentação, uso do espaço, residência e exposição a ameaças para espécie no ASO, principalmente combinando múltiplos métodos (CARMAN et al., 2012; COLMAN et al., 2015; FUENTES et al., 2020; GODLEY et al., 2003; SILVA et al., 2017; TOREZANI et al., 2010; VÉLEZ-RUBIO et al., 2018b).

Especificamente na região sul do Brasil, o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), localizado no estado do Paraná, é considerado uma área chave de alimentação e desenvolvimento para *C. mydas* juvenis no ASO, mas também uma área com altas taxas de encalhe de indivíduos mortos em praia (CANTOR et al., 2020; GAMA et al., 2016). Esta região agrega juvenis com origem em aproximadamente 12 sítios reprodutivos, sendo os mais prováveis na Ilha de Ascensão, Ilha das Aves e Guinéa Bissau, e conecta diferentes áreas de alimentação no ASO (Figura 1; CARMAN et al., 2012; FUENTES et al., 2020; JORDÃO et al., 2015; SAVADA et al., 2021). Sendo assim, o presente estudo tem como principais objetivos utilizar esta área chave para: (i) identificar rotas, padrões de movimento e conectividade entre áreas de alimentação de *C. mydas* juvenis dentro do CEP e a possível influência da temperatura da água; (ii) avaliar a residência, padrões de uso de área e fidelidade no uso dos sítios dos animais dentro do CEP, aplicando duas metodologias complementares; (iii) caracterizar a exposição dos juvenis da espécie às diferentes atividades antrópicas que podem ameaçar a sobrevivência e saúde da agregação local e a sobreposição com Unidades de Conservação, trazendo orientações para a gestão territorial.

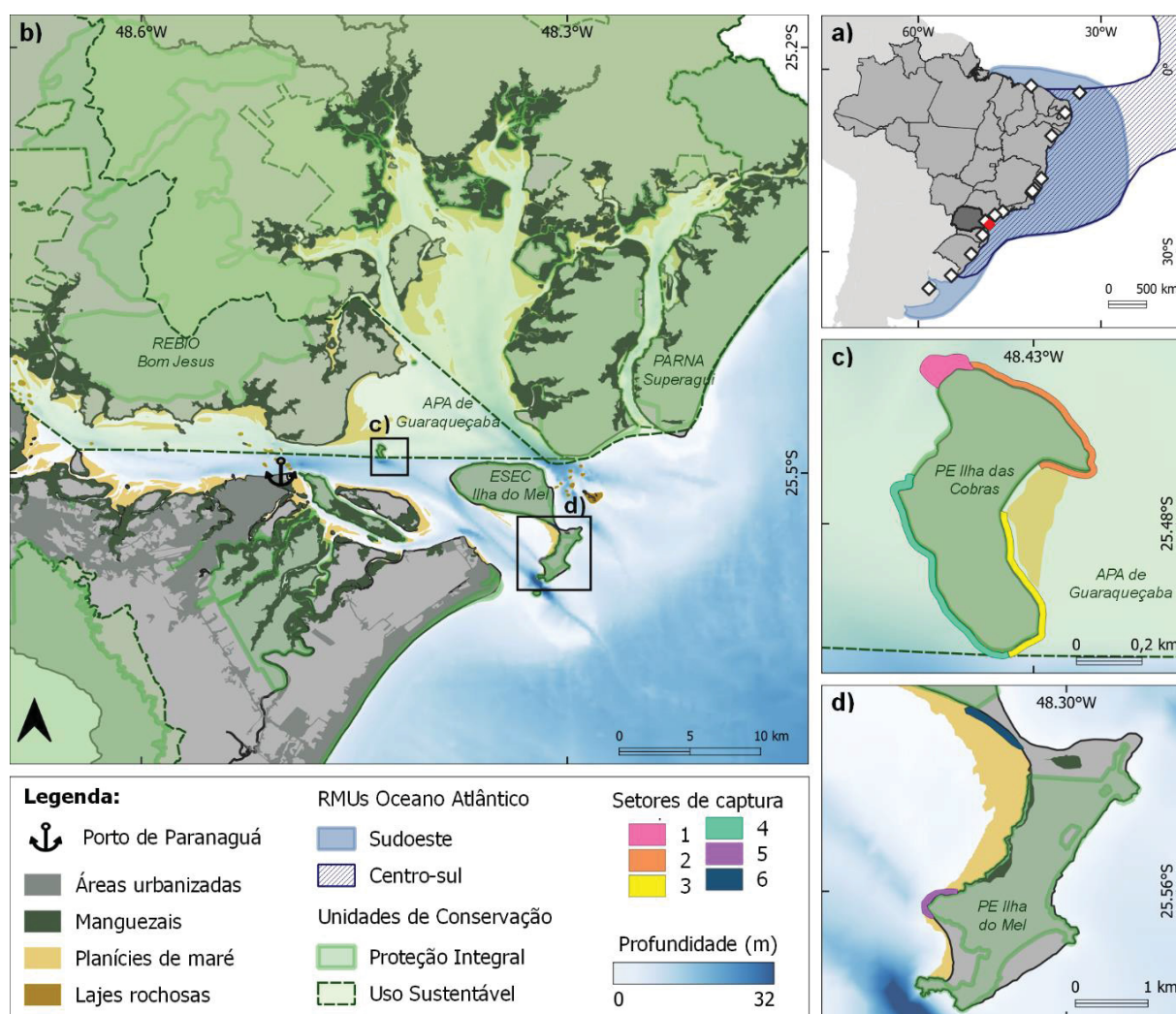
2. Métodos

2.1. Área de Estudo

As regiões sul e sudeste do Brasil apresentam uma combinação de fatores oceanográficos que garantem alta produtividade primária, a qual suporta grande biodiversidade marinha (BRANDINI, 2014). Tais características são fundamentais na manutenção de inúmeras áreas de alimentação e desenvolvimento de *C. mydas* juvenis na região (Figura 1-a; ANDRADE et al., 2016; CARMAN et al., 2012; GAMA et al., 2016; SANTOS et al., 2015; VÉLEZ-RUBIO et al., 2016). Especificamente, na região sul, o litoral do estado do Paraná é composto por extensa plataforma continental, onde são registradas temperaturas da superfície do mar (TSM) entre 19 °C durante o inverno a 31°C durante o verão (PALOSCHI; NOERNBERG, 2021). A costa paranaense abriga alta diversidade de habitats como praias arenosas, ilhas rochosas, lajes, manguezais e duas grandes baías (ANGULO et al., 2016). Na extremidade sul do estado, encontra-se a Baía de Guaratuba e no centro-norte, está o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP; Figura 1).

O CEP apresenta registros de *C. mydas* juvenis ao longo do ano todo, os quais têm agregações para alimentação reconhecidas no entorno da Ilha do Mel (25°32'40"S 48°18'10"W) e Ilha das Cobras (25°29'10"S 48°25'55"W; Figura 1), localizadas na

desembocadura e região central do complexo, respectivamente (FUENTES et al., 2020). Embora todo o litoral do Paraná apresente mais de 80% de sua área inserida em Unidades de Conservação (UCs), este, e em especial a região do CEP, abriga uma série de atividades antrópicas (DE PAULA; PIGOSSO; WROBLEWSKI, 2018; MIURA; NOERNBERG, 2020). Dentre as atividades estão a pesca artesanal, atividades portuárias, dragagem, navegação turística e portuária, as quais se caracterizam como potenciais ameaças a sobrevivência de *C. mydas* juvenis (DOMICIANO; DOMIT; BRACARENSE, 2017).



2.2. Coleta de dados

Para a coleta de dados, nove campanhas de captura intencional (Tabela 1), marcação e soltura de *C. mydas* juvenis foram conduzidas em quatro setores no entorno da Ilha das Cobras (Figura 1-c), entre abril de 2014 e agosto de 2019. Além disso, em três campanhas (2014, 2016 e 2018) dois setores na Ilha do Mel foram amostrados (licença Sisbio/ICMBio nº 43443 e IAP/PR nº 053/2018).

Tabela 1 - Esforço e total de capturas de *Chelonia mydas* juvenis por campanha em cada uma das ilhas amostradas na região, além da estratégia de captura, nas diferentes campanhas de captura intencional, marcação e soltura entre 2014 e 2019, no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. (#) não amostrado.

Campanha	Ano	Período	Esforço				Estratégia de captura
			Ilha das Cobras		Ilha do Mel		
			Dias	Horas	Dias	Horas	
I	2014	Abril/Maio	5	27,0	4	7,00	Passiva
II	2016	Maio/Junho	11	54,2	1	2,80	Passiva
III	2016	Setembro/Outubro	5	24,9	#	#	Passiva
IV	2017	Fevereiro	6	41,1	#	#	Passiva
V	2017	Março	1	3,3	#	#	Passiva
VI	2018	Março	15	43,7	3	4,92	Ativa
VII	2018	Junho	4	7,4	#	#	Ativa
VIII	2018	Dezembro	2	6,2	#	#	Ativa
IX	2019	Agosto	8	11,6	#	#	Ativa
Total			57	219,6	8	14,0	

Entre 2014 e 2017 as tartarugas foram capturadas intencionalmente pelo método passivo, com uso de redes de emalhe de 50 m de comprimento, 3 m de altura, malha de 30 cm entre nós, fio 0,3 mm e entalhada em ½. Neste método as redes foram fixadas perpendicularmente às ilhas (com auxílio de poitas) e conferidas a cada 30 min para a retirada dos animais emalhados. Entretanto, como forma de otimizar o número de capturas, entre 2018 e 2019, foi implementada a estratégia de captura intencional ativa, com sistema manual de arrasto da rede de emalhe e cerco dos animais, utilizando o mesmo tipo de rede em dimensões menores, 20 m de comprimento por 2,5 m de altura. O esforço empregado foi mensurado em quantidade de horas com a rede dentro da água em posição de captura, sendo desconsiderado o tempo de eventuais deslocamentos entre setores. Ao longo das campanhas, alguns espécimes foram obtidos através de capturas acidentais por pescadores locais, os quais por meio de relação de parceria, entregaram os animais para inclusão nesta pesquisa.

Todos os juvenis de *C. mydas* capturados foram encaminhados para uma embarcação de apoio onde foram mensurados o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC, cm), utilizando fita métrica flexível ($\pm 0,1$ cm; BOLTEN, 1999), e a massa corporal (kg), com balança tipo pesola. As tartarugas gravemente debilitadas foram encaminhadas ao Centro de Reabilitação, Despetrolização e Análise de Saúde (LEC/UFPR), as demais, quando estáveis, foram marcadas com anilhas de aço (*National Band and Tag CO*; TAMAR/ICMBio) e liberadas após aproximadamente uma hora na mesma área em que foram capturadas. Além disso, com a finalidade de avaliar os padrões de movimento dos animais e sua dinâmica de uso espacial do habitat, foram fixados transmissores satelitais (modelo SPOT-6, *Wildlife Computers*) em juvenis visualmente saudáveis de tamanho e peso adequados em relação ao transmissor. Após a limpeza da carapaça das tartarugas, os transmissores foram fixados com resinas epóxi e posteriormente protegidas com tinta anti-incrustante de menor toxicidade (*c.f.* FUENTES et al., 2020). A soltura das tartarugas com transmissores ocorreu até quatro horas após a captura, devido ao tempo de secagem do epóxi e tinta.

2.3. Análises

2.3.1. Padrões de movimento

Os padrões de movimento dos juvenis de *C. mydas* foram avaliados por meio das recapturas de animais anilhados e do rastreamento com transmissores via satélite. Para as tartarugas anilhadas, foram verificados posteriormente nos bancos de dados do Projeto de Monitoramento de Praia da Bacia de Santos (PMP-BS, disponível em <https://simba.petrobras.com.br/simba/web/>. Acesso em 30 de junho de 2021) e no Sistema de Informações do Projeto TAMAR (SITAMAR, disponível em: <https://sitamar.tamar.org.br/>. Acesso em 30 de junho de 2021), a existência de registro de encalhe ou recaptura dos indivíduos. Foi extraída a distância mínima retilínea e a direção do deslocamento entre os locais de marcação e recaptura ou registro de encalhe dos juvenis de *C. mydas*.

Foram equipados com transmissores via satélite 19 juvenis de *C. mydas*, dos quais 14 tiveram dados previamente publicados em Fuentes et al. (2020), com objetivo de avaliar em área mais ampla a exposição cumulativa destes animais a ameaças a sua conservação (ver Tabela 2 em Resultados). Com os transmissores foram obtidas informações posição geográfica das tartarugas ao longo do tempo, por meio do sistema ARGOS (<https://www.argos-system.org/>). Tal sistema obtém as localizações com diferentes níveis de acurácia,

categorizadas em seis classes de qualidade (LC), baseadas no número e tempo entre transmissões para o satélite, além do tempo desde a última localização estimada. As categorias e os respectivos erros estimados são: LC 3: <250 m; LC 2: 250-500 m; LC 1: 500-1500 m; LC 0: >1500 m; LC A e B que não possuem acurácia espacial estimada e LC Z que indica ausência de informação (ARGOS SYSTEM, 2016). No entanto, algumas pesquisas encontraram acurácias de >3000 m e >10000 m para as os LC A e B, respectivamente (HAYS et al., 2001; WITT et al., 2010).

Para reduzir o erro nas localizações estimadas via sistema ARGOS, preencher as lacunas temporais entre as localizações e estimar o estado comportamental (forrageio ou deslocamento) foi empregado um modelo bayesiano hierárquico dinâmico de espaço-tempo (hSSM do inglês *hierarchical state-space model*; JONSEN, 2016; JONSEN; MYERS; JAMES, 2006). Este modelo foi aplicado seguindo Fuentes et al., 2020, utilizando o *software* R (R CORE TEAM, 2021). Após esta etapa, foram removidas as localizações geradas pelo modelo entre períodos maiores de cinco dias sem dados reais pelos transmissores, e então reinseridas as localizações de melhor qualidade (LC: 3, 2 e 1). Para reconstrução dos trajetos, foram removidos os pontos localizados em terra e os pontos restantes convertidos em linhas utilizando o *software* QGIS 3.18 (QGIS.ORG, 2021). A distância total percorrida pelos indivíduos foi calculada utilizando o pacote *adehabitat* no *software* R (CALENGE, 2006; R CORE TEAM, 2021) e registrada a direção do deslocamento.

Dos 19 transmissores utilizados, 15 eram equipados com sensores de Temperatura da água na Superfície do Mar (TSM), coletadas de forma irregular ao longo do tempo. Assim, para avaliar a influência da temperatura nos padrões de movimento, foram utilizadas as médias diárias em graus Celsius. Em eventos de deslocamentos de longa distância, além dos limites do CEP, foi extraída a média de cinco dias da TSM, abrangendo dois dias antes (quando viável) até dois dias após o início do movimento. A temperatura identificada no início do deslocamento foi comparada a TSM média dos cinco dias finais do rastreamento. Em caso de ausência de informações de TSM, foi avaliada a influência da sazonalidade no deslocamento dos indivíduos.

2.3.2. Conectividade entre áreas de alimentação

A conectividade foi observada pelo movimento dos juvenis de *C. mydas* entre o CEP e demais áreas de alimentação reconhecidas no ASO (Figura 1- a), utilizando as informações das tartarugas rastreadas via satélite e daquelas anilhadas com registro de recaptura ou encalhe em locais distintos.

2.3.3. *Uso do espaço, residência e fidelidade à área de alimentação*

Para visualizar o uso do espaço no interior do CEP pelos juvenis de *C. mydas*, foi estimada a densidade de Kernel fixa (KDE do inglês *Kernel Density Estimation*), utilizando o pacote *adehabitat* no *software* R (CALENGE, 2006). O KDE foi estimado a partir das localizações obtidas com transmissores via satélite após o processamento pelo hSSM e exclusão de pontos sobre o ambiente terrestre, utilizando apenas os animais que não se deslocaram para outras áreas de alimentação. Como forma de quantificar o uso de área na região, foram extraídos os contornos de 50% e 100% da distribuição de uso. O contorno de 50% foi considerado como área de concentração dos juvenis de *C. mydas* e o contorno de 100% como área de uso total pela espécie na região do CEP. Assim, a largura de banda (h) foi definida a partir do menor valor possível que resultasse em uma área espacialmente contínua do contorno de 100% (FIEBERG; BÖRGER, 2022), assim, foi aplicado um h de 2,05 km. Na sequência, foi excluída a sobreposição com o ambiente terrestre e calculada a área em km².

Para avaliar a fidelidade à área de alimentação, além da abrangência obtida pelo KDE em relação a área amostrada, foi observado se os indivíduos foram recapturados no mesmo setor da primeira captura, em setores vizinhos, setores opostos ou em ilhas diferentes (Figura 1). Já o padrão de residência dos indivíduos na região foi avaliado a partir do tempo em dias decorrido entre a captura e a última recaptura dos indivíduos, além do tempo de permanência dos juvenis de *C. mydas* equipados com transmissores satelitais no interior do CEP.

2.3.4. *Áreas diferenciais de proteção ou exposição a ameaças*

A exposição dos juvenis de *C. mydas* a ameaças foi caracterizada a partir de dados espaciais sobre o conflito entre as áreas de atuação e respectivo grau de impacto de atividades antrópicas desenvolvidas no CEP (*conforme exposto por* MIURA; NOERNBERG 2020). As atividades consideradas foram: navegação, dragagem, áreas de pesca e cultivo, fundeio de navios, lazer e turismo e áreas de influência direta e indireta de empreendimentos costeiros. Os contornos obtidos para áreas de agregação e de uso das tartarugas marinhas foram sobrepostos ao arquivo *raster* elaborado no estudo anteriormente citado, utilizando o *software* QGIS 3.18 (QGIS.ORG, 2021). Além disso, a exposição dos animais foi discutida com base em outros fatores, como poluição química e por resíduos sólidos, previamente apontados na literatura como fontes de risco aos indivíduos que utilizam a região (ex.: CANTOR et al., 2020; FUENTES et al., 2020; NUNES; BROADHURST; DOMIT, 2021).

Similar à metodologia utilizada para exposição a ameaças, os contornos das áreas de agregação e de uso das tartarugas marinhas foram sobrepostos com mapas contendo os limites das Unidades de Conservação (UC) de proteção integral e uso sustentável que compõem o CEP, bem como suas zonas de amortecimento (ZA). As ZAs foram delimitadas de acordo com o Plano de Manejo ou, caso inexistente, de acordo com a Resolução nº428/2010 do CONAMA, estabelecendo um buffer de 3 km da UC (MIURA; NOERNBERG 2020). Então, foi extraída a porcentagem de área sobreposta entre as feições também no *software* QGIS. Os arquivos contendo os limites das UCs foram obtidos a partir da base de dados de estudos prévios (MIURA; NOERNBERG, 2020).

3. Resultados

Entre 2014 e 2019 foram marcados 199 *C. mydas* juvenis (CCC médio $\pm$ desvio padrão na primeira captura $39,76 \pm 5,96$ cm; variação 31,30 – 45,20 cm). Destes, 170 foram capturados intencionalmente na Ilha das Cobras (n = 159) e Ilha do Mel (n = 11). Os outros 29 indivíduos foram capturados acidentalmente pela comunidade pesqueira na Ilha do Mel e entregues para equipe de pesquisa logo após desemalhe. Do total de indivíduos (n = 199), quatro foram capturados extremamente debilitados e encaminhados para tratamento no Centro de Reabilitação, Despetrolização e Análise de saúde da fauna Marinha – LEC/UFPR, os quais morreram alguns dias após o internamento. Entre os juvenis de *C. mydas* soltos após a marcação (n= 195), 65% não foram recapturados ou registrados novamente, nem foram equipados com transmissores (n = 126), dos quais um havia sido previamente anilhado em São Paulo. Outros seis foram posteriormente registrados encalhados mortos pela equipe do PMP-BS (detalhamento abaixo) e 45 (23%) foram recapturados entre 1 e 4 vezes com intervalo entre marcação e recaptura variando entre um e 1084 dias (mediana = 86 dias). O maior intervalo corresponde a um indivíduo recapturado pela comunidade pesqueira em fevereiro de 2021, fora do período das campanhas de captura intencional.

Entre os juvenis equipados com transmissores satelitais (n=19), 14 foram capturados intencionalmente na Ilha das Cobras, dos quais um recebeu o transmissor na recaptura (533 dias após a marcação) pois anteriormente não apresentava a massa corporal adequada. Os outros cinco foram capturados acidentalmente pela comunidade pesqueira na Ilha do Mel (Tabela 2). A duração dos rastreamentos variou de 14 a 345 dias, resultando em 15.420 pontos de localização geográfica. Após o processamento dos dados, restaram 6.621 pontos de localização geográfica, dos quais 14% são localizações originais de boa qualidade (n = 901) e 86% foram

ajustadas pelo modelo ($n = 5720$). O modelo de comportamento indicou que em 90% das localizações os juvenis de *C. mydas* encontravam-se forrageando e em 10% em deslocamento. Todos os indivíduos ($n = 19$) apresentaram comportamento de forrageio, mas entre estes sete apresentaram também comportamento de deslocamento, seguindo além dos limites do estado do Paraná.

Tabela 2 - Informações individuais de *Chelonia mydas* (ID) capturados intencionalmente entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil. Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), data e campanha de fixação do transmissor satelital, latitude (Lat) e longitude (Long) inicial e final em graus decimais, temperatura média da superfície do mar (TSM) nos cinco dias iniciais e finais, data da última localização, duração da transmissão em dias, distância total percorrida, média $\pm$ Desvio Padrão (DP) e porcentagem de sinais de boa qualidade das classes de localização (LC). (*) Indivíduo posteriormente encontrado encalhado morto. (**) Fuentes et al., 2020.

ID	CCC	Data de fixação	Campanha	Inicial		Data final	Final		Duração (dias)	Distância (km)	% LC 3, 2, 1
				Lat	Long		Lat	Long			
Ilha do Mel											
1 ⁺	42,2	20/05/2016	II	-25.479	-48.430	05/12/2016	-23.363	-44.946	199	955,7	7
2 ⁺⁺	36,7	22/05/2016	II	-25.480	-48.425	26/07/2016	-23.839	-45.517	72	476,5	13
3 ⁺	34,5	24/05/2016	II	-25.544	-48.309	17/10/2016	-16.342	-39.004	146	2093,3	6
4 ⁺	34,8	26/05/2016	II	-25.558	-48.319	06/05/2017	-23.510	-45.157	345	1111,6	5
5 ⁺	31,3	27/05/2016	II	-25.544	-48.309	04/09/2016	-24.064	-46.254	100	617,4	6
Ilha das Cobras											
6 ⁺⁺	39,2	28/09/2016	III	-25.554	-48.258	12/10/2016	-25.459	-48.244	14	63,4	18
7 ⁺	35,1	29/09/2016	III	-25.461	-48.349	11/12/2016	-25.463	-48.559	73	261,8	8
8	39,4	01/10/2016	III	-25.479	-48.401	16/12/2016	-25.479	-48.436	76	331,1	1
9 ⁺	41,1	01/10/2016	III	-25.482	-48.434	15/12/2016	-25.481	-48.452	75	295,5	4
10 ⁺	37,4	03/10/2016	III	-25.535	-48.402	02/12/2016	-24.884	-47.802	60	276,1	6
11 ⁺	40,2	17/02/2017	IV	-25.542	-48.452	22/03/2017	-25.483	-48.427	33	176,0	11
12 ⁺	37,1	21/02/2017	IV	-25.538	-48.376	27/03/2017	-25.472	-48.459	34	178,3	17
13 ⁺	39,9	23/02/2017	IV	-25.550	-48.395	11/05/2017	-23.846	-46.117	77	762,7	8
14 ⁺	44,2	21/03/2017	V	-25.469	-48.434	15/04/2017	-25.362	-48.384	25	141,6	19
15 ⁺	41	21/03/2017	V	-25.532	-48.381	03/06/2017	-25.565	-48.328	74	358,6	3
16	40,2	18/03/2018	VI	-25.528	-48.399	28/05/2018	-25.520	-48.414	71	474,8	5
17	34,5	14/03/2018	VI	-25.580	-48.353	22/07/2018	-25.492	-48.430	130	372,9	3
18	36,5	27/08/2019	IX	-25.492	-48.406	05/02/2020	-25.493	-48.445	162	592,0	11
19	34,8	28/08/2019	IX	-25.498	-48.418	04/02/2020	-25.490	-48.437	160	686,3	10
Média+DP	37,9±3,3							Mediana	75	372,9	

3.1. Conectividade entre áreas de alimentação

Do total de espécimes de *C. mydas* juvenis capturados, um indivíduo havia sido previamente anilhado na região de Ubatuba, São Paulo, em 2012 e foi recapturado na Ilha das Cobras, Paraná, 609 dias após a marcação (CCC: 42,70 cm; distância entre áreas de ~400 km). Dentre os indivíduos encalhados mortos (n=6), dois foram encontrados no estado de São Paulo, sendo um equipado com transmissor satelital (ID 2; Figura 2) e o segundo apenas anilhado. Este último, foi capturado na Ilha do Mel/PR na campanha II (outono de 2016) e encontrado a uma distância de ~400 km, 286 dias depois, indicando que seu deslocamento ocorreu durante o inverno. Os demais indivíduos registrados mortos foram encontrados em praias do Paraná e serão descritos na próxima seção.

Com relação aos juvenis de *C. mydas* rastreados por satélite (CCC: média $36,68 \pm 3,61$ cm; variação 31,30 – 42,20 cm, n = 19), sete se deslocaram além dos limites do estado do Paraná, todos na direção norte. Destes, cinco indivíduos foram capturados na Ilha do Mel (ID 1 a 5; Figura 2), no fim do outono de 2016 (campanha II), e iniciaram o deslocamento em até cinco (5) dias após a soltura. Os destinos destes foram: Ubatuba (ID 1; 2; 4) e Bertioga (ID 5) no estado de São Paulo, e Praia da Coroa Vermelha no estado da Bahia (ID 3; Figura 2). Os outros dois juvenis foram capturados na Ilha das Cobras nas campanhas III (início da primavera de 2016; ID 10) e IV (verão de 2017; ID 13), e iniciaram o deslocamento 12 e 45 dias após a fixação do transmissor, respectivamente. Estes tiveram como destino áreas de alimentação em Cananéia (ID 10) e Bertioga (ID 13; Figura 2) no estado de São Paulo. Em geral, o deslocamento dos juvenis de *C. mydas* ocorreu em águas rasas (profundidade < 10 m) e sob a plataforma continental, com exceção do indivíduo ID 3 que utilizou áreas com profundidades maiores que 200 m (Figura 2). As distâncias percorridas podem ser verificadas na Tabela 2.

Em relação a temperatura, dos juvenis de *C. mydas* rastreados a partir da campanha II, a TSM média dos cinco dias de início do deslocamento variou de 19,1 a 21,3°C ($20,2 \pm 0,7$ °C), para todos os indivíduos a TSM registrada ao final do rastreamento foi maior que a inicial e variou de 20,0 a 26,3 °C ($23,5 \pm 2,7$ °C). Já para o indivíduo ID 10, o deslocamento teve início com TSM média de $21,4 \pm 0,3$ °C e ao final a TSM média registrada foi de $24,5 \pm 0,4$ °C, os demais indivíduos rastreados na campanha III (n=4) permaneceram no interior do CEP, até o verão em que a TSM aumentou gradualmente até 24°C. Já o exemplar ID 13 não obteve registros de TSM e se deslocou no início do outono de 2017, quando a TSM geralmente começa a diminuir na

região. Os demais animais rastreados na campanha IV ($n= 2$) tiveram o rastreio interrompido com pouco mais de 30 dias e não saíram do CEP neste período.

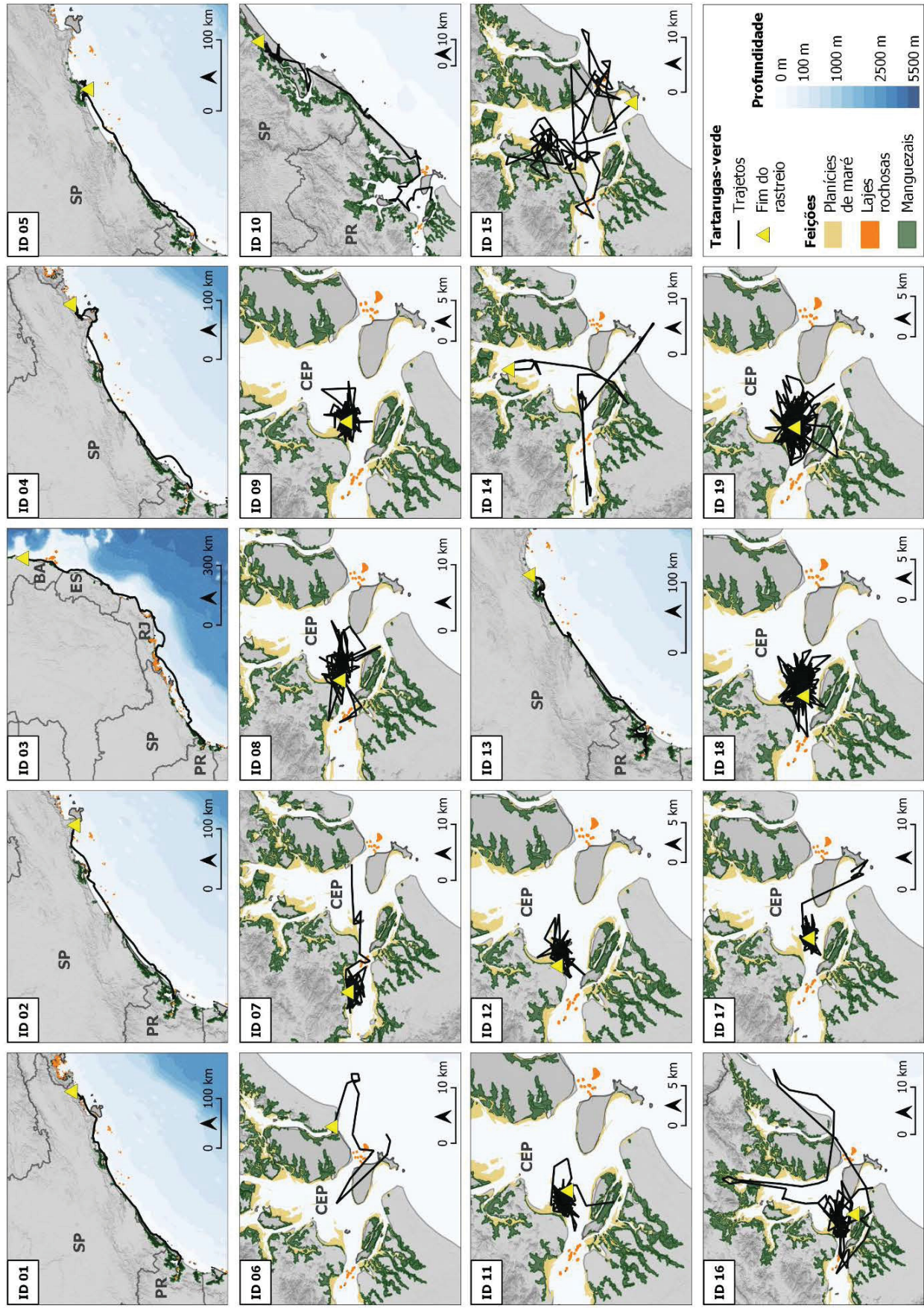


Figura 2 - Trajeto de cada indivíduo de *Chelonia mydas* juvenil rastreados com transmissores via satélite que foram capturados intencionalmente, marcados e soltos entre 2016 e 2020, no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná (PR), Brasil. As informações de cada indivíduo podem ser encontradas pelo ID.

3.2. Residência e fidelidade a área de alimentação e uso do espaço

Considerando o tempo entre marcação e última recaptura das tartarugas anilhadas entre um e 1084 dias ($n = 45$, mediana = 86), o tempo de residência mediano dos juvenis de *C. mydas* no CEP foi de três meses. No entanto, vale ressaltar que o tempo máximo de residência é limitado pela última campanha de amostragem realizada (agosto de 2019). Ainda, entre os juvenis marcados neste estudo com registro de encalhe ($n=6$), quatro foram encontrados mortos na região do CEP. Um estava equipado com transmissor satelital (ID 6) e foi registrado 14 dias após o início do rastreo a uma distância retilínea de 18 km da Ilha das Cobras ($25^{\circ}27'56''$ S; $48^{\circ}15'60''$ W). Os outros três foram encontrados encalhados na Praia de Pontal II ($25^{\circ}33'32''$ S $48^{\circ}21'41''$ W) após 29, 136 e 240 dias da marcação, respectivamente, a uma distância retilínea de aproximadamente 12 km do local de captura.

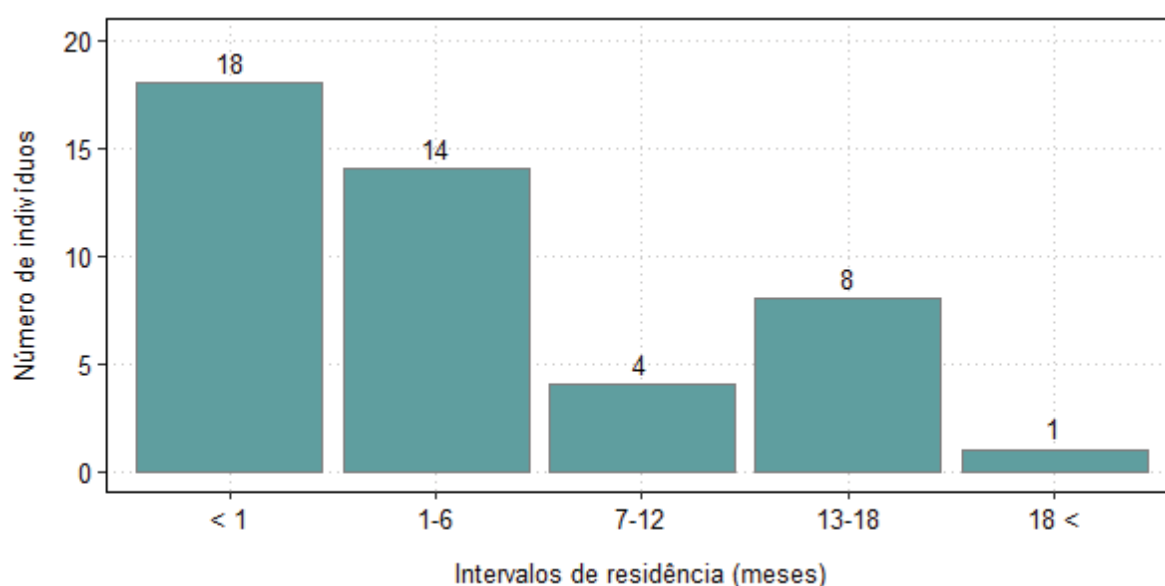


Figura 3 - Número de indivíduos de *Chelonia mydas* juvenis com captura e ao menos uma recaptura, por intervalo de residência em meses registrados no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil entre 2014 e 2019.

Em relação a fidelidade, entre os animais anilhados e recapturados ($n=45$), 33 foram encontrados exatamente no mesmo setor de captura, oito se deslocaram para setores vizinhos (setores 1 e 2 ou 3 e 4; Figura 1) e três foram encontrados em setores opostos da Ilha das Cobras (setores 2 e 3; Figura 1). Apenas um indivíduo capturado na Ilha do Mel foi recapturado 12 dias depois (durante a campanha VI) na Ilha das Cobras, tendo percorrido uma distância retilínea mínima de ~14 km. Já entre os animais rastreados via satélite ($n=19$), 63% permaneceram no interior do CEP ($n=12$, ID: 6, 7, 8, 9, 11, 12, 14, 15, 16, 17, 18, 19) durante toda a duração do rastreo que variou de 14 a 162 dias (mediana = 73.5 dias). O modelo de comportamento indicou

apenas forrageio dos juvenis de *C. mydas* no interior do CEP. Não foram visualmente identificados movimentos de saída do CEP, sendo que sete indivíduos apresentaram movimentos mais restritos ao entorno da Ilha das Cobras (ID 8; 9; 11; 12; 17; 18; 19, Figura 2) e cinco com movimentos mais amplos dentro do estuário (ID 6; 7; 14; 15; 16, Figura 2). Com relação ao uso do espaço, o KDE 50% resultou em uma área de concentração dos animais com extensão de 29,7 km² no entorno da Ilha das Cobras (Figura 4). Já a área de uso total (KDE 100%) se estendeu por quase todo o CEP, com extensão de aproximadamente 780 km², englobando áreas de manguezais, planícies de maré e lajes rochosas (Figura 4)

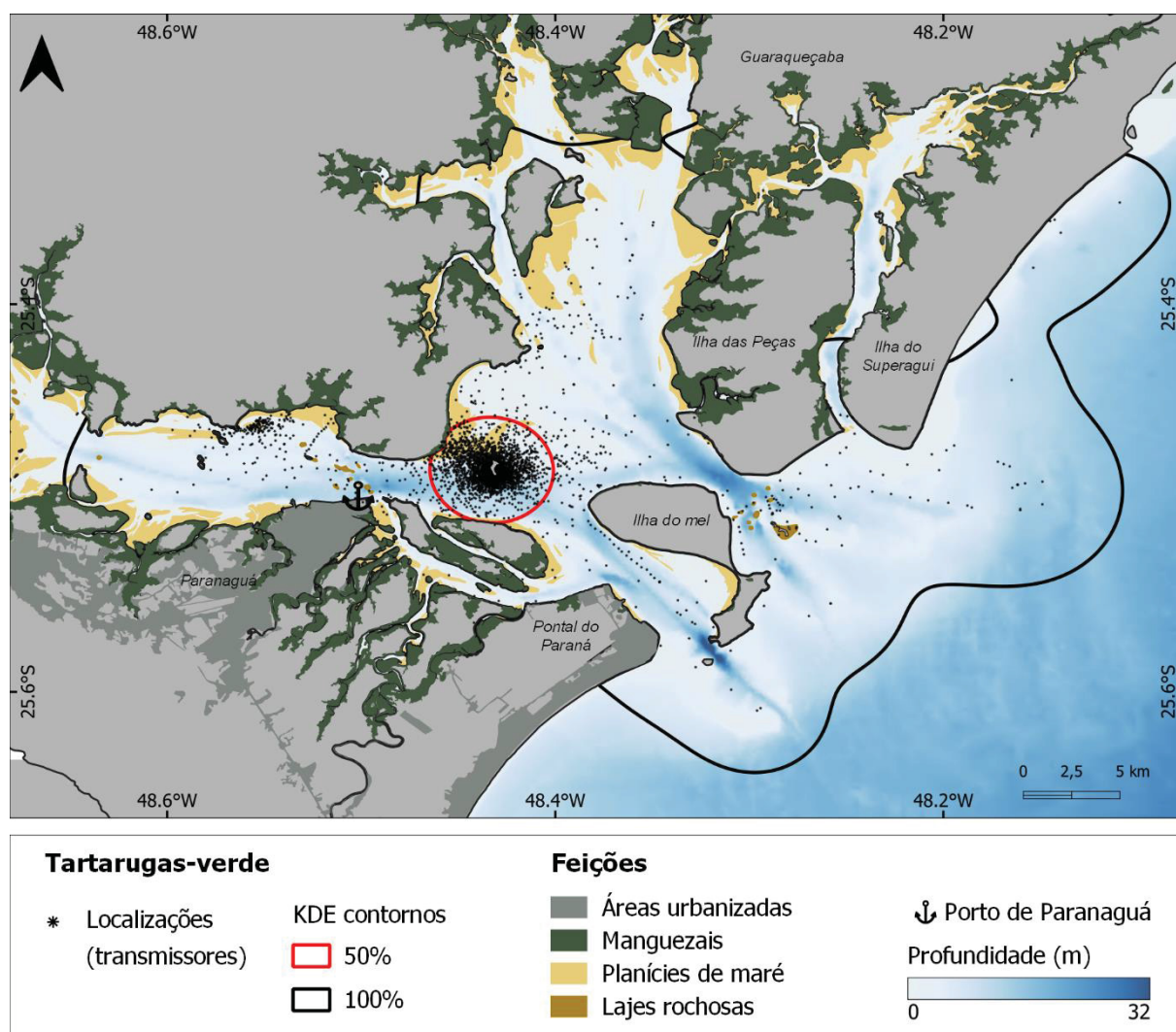


Figura 4 - Mapa evidenciando os contornos da densidade de Kernel (KDE) do uso de área e as localizações geográficas dos juvenis de *Chelonia mydas* rastreados com transmissores via satélite entre 2016 e 2020 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.

O registro de permanência dos juvenis de *C. mydas* com transmissores no interior do CEP compreendeu períodos de primavera de 2016 (ID: 6, 7, 8 e 9, TSM média $\pm$ desvio padrão $23 \pm 1,5^\circ\text{C}$), verão ($28,4 \pm 1,4^\circ\text{C}$) e outono ($23,5 \pm 1,3^\circ\text{C}$) de 2017 (ID: 11, 12, 14, 15), verão

($27,5 \pm 1,7$ °C) e outono ($25,6 \pm 1,3$ °C) de 2018 (ID: 16, 17). Em 2019 os indivíduos rastreados (ID: 18, 19) permaneceram durante o inverno ($20,6 \pm 0,7$ °C), primavera ($25,1 \pm 1,4$ °C) até o verão de 2020 ($28,1 \pm 0,6$ °C). Entre os indivíduos com sensor de TSM que permaneceram no CEP ($n = 8$) a TSM variou de 17,6 a 31,7 °C com média de $24,7 \pm 2,7$ °C durante o período amostrado. Para estes foi observado o aumento de TSM durante a estadia de cinco indivíduos (Tabela 2) e nos três casos em que TSM baixou durante o período, a transmissão foi interrompida antes que a temperatura ficasse inferior aos 20°C por mais de um dia.

3.3. Áreas diferenciais de proteção ou exposição a ameaças

Com a sobreposição de mapas, foi observado que os juvenis de *C. mydas* rastreados utilizaram áreas onde são desenvolvidas múltiplas atividades antrópicas com alto grau de impacto (Figura 5 – b). Em uma análise visual, observa-se que a maior parte da área de uso dos animais encontra-se em regiões de médio a alto conflito entre uso e conservação, enquanto a área de concentração está sobreposta às regiões de alto conflito destes interesses. Paralelamente, foi observado que a área de uso total (KDE100%) dos juvenis de *C. mydas* está 55% inserida em zonas de amortecimento pertencentes as UCs de proteção integral: Estação Ecológica da Ilha do Mel, Parque Nacional do Superagui, Estação Ecológica de Guaraqueçaba e Reserva Biológica Bom Jesus. Além disso, 38% encontram-se dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba (Figura 5 – a). Já a área de concentração (KDE50%) está localizada no entorno do Parque Estadual da Ilha das Cobras e está 100% dentro dos limites da zona de amortecimento da ESEC da Ilha do Mel. Ainda, 56% da sua área está inserida na APA de Guaraqueçaba.

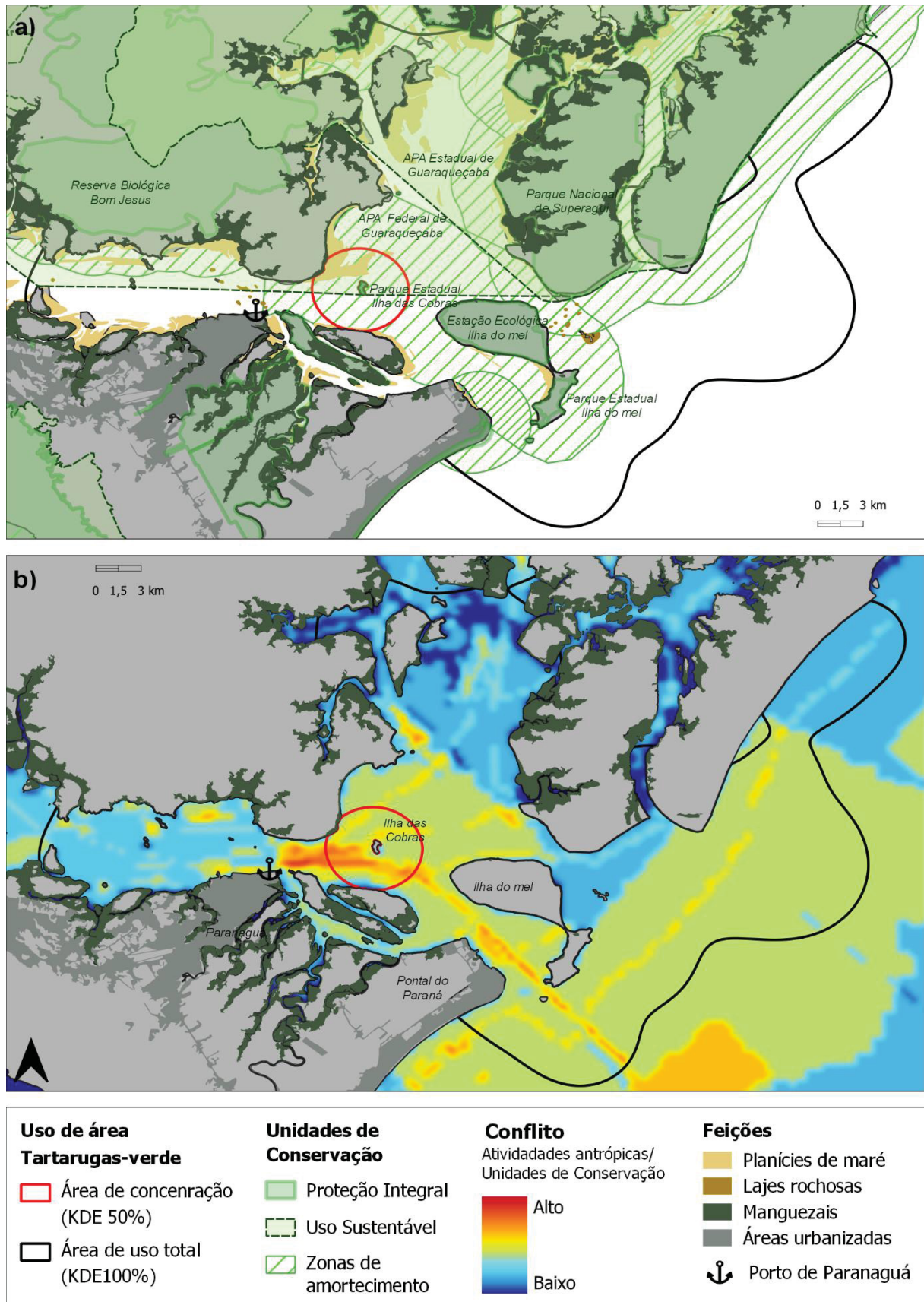


Figura 5 - Mapas evidenciando o Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. a) Contornos da densidade de Kernel (KDE) do uso de área por juvenis de *Chelonia mydas* rastreados com transmissores via satélite entre 2016 e 2020 em relação as Unidades de Conservação, b) Áreas de uso em contraste com áreas de conflito de atividades antrópicas, adaptado de Miura; Noernberg (2020).

4. Discussão

O presente estudo utiliza uma combinação de metodologias para trazer novas informações sobre os padrões de movimento, conectividade, residência, fidelidade e exposição a ameaças de *C. mydas* juvenis com base em uma área de alimentação chave no ASO. O rastreamento via satélite das tartarugas e a recaptura de indivíduos anilhados, demonstram a conectividade entre as áreas de alimentação no estado do Paraná e áreas localizadas ao norte, no estado de São Paulo e até mesmo Bahia. Apesar da ampla capacidade migratória dos juvenis de *C. mydas*, é evidente o comportamento de residência temporária em áreas de alimentação para parte dos indivíduos do ASO. Tais informações sobre o uso de área associado a exposição a ameaças e ações de mitigação e manejo, as quais são consideradas prioridade de pesquisa globais para tartarugas marinhas juvenis (WILDERMANN et al., 2018).

No Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil, foi observada permanência e fidelidade à área mediana de três meses, sendo este comportamento para *C. mydas* no ASO reforçado por estudos prévios utilizando telemetria e marcação e recaptura (CARMAN et al., 2012; COLMAN et al., 2015; FUENTES et al., 2020; SILVA et al., 2017; TOREZANI et al., 2010; VÉLEZ-RUBIO et al., 2018b). Em outras regiões de baía no estado de São Paulo e Espírito Santo, também foram registrados períodos de residência mais frequentes de até seis meses (GALLO et al., 2006; SILVA et al., 2017; TOREZANI et al., 2010). Já em regiões de ilhas oceânicas, como o arquipélago de Fernando de Noronha, foi registrado período médio de residência de mais de dois anos (COLMAN et al., 2015). A residência e fidelidade geralmente são determinadas por fatores como áreas abrigadas, disponibilidade e concentração dos alimentos (SHIMADA et al., 2020; SIEGWALT et al., 2020). Além disso, os demais estudos avaliando residência tiveram períodos de amostragem entre seis e 25 anos, indicando a possibilidade de subestimação da residência de *C. mydas* juvenis no CEP, visto que os indivíduos podem ter permanecido na região após a última campanha de captura.

Considerando o tempo de permanência, o CEP se caracteriza como uma área de desenvolvimento temporária para *C. mydas* juvenis (TOREZANI et al., 2010), que recrutam de 12 possíveis sítios reprodutivos, sendo os mais prováveis na Ilha de Ascensão, Ilha das Aves e Guiné-Bissau (JORDÃO et al., 2015; SAVADA et al., 2021; TOREZANI et al., 2010). Além da conexão com os sítios reprodutivos, os *C. mydas* juvenis que utilizam o CEP se deslocam para áreas de alimentação ao norte no Brasil, incluindo o estado de São Paulo e mesmo a Bahia (presente estudo), e recebe tartarugas em deslocamento do Sul (Ex.: Argentina; CARMAN et

al., 2012; FUENTES et al., 2020). Este fluxo de animais caracteriza o litoral do Paraná como um *stopover habitat* chave na manutenção da conectividade da paisagem marinha do ASO e populacional para as RMUs do Atlântico (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2006).

O conhecimento atual reunido indica que o deslocamento de *C. mydas* juvenis entre áreas de alimentação do ASO ocorre majoritariamente na direção norte, com poucos registros de indivíduos deslocando no sentido oposto (CARMAN et al., 2012; GALLO et al., 2006). Vale ressaltar que o presente estudo rastreou animais capturados intencionalmente de forma sistemática e capturados acidentalmente pela pesca. Assim, a diferença no petrecho utilizado e no manejo das tartarugas no momento da retirada da água podem refletir em diferenças comportamentais que não foram investigadas no momento, mas que devem ser consideradas em investigações futuras. No entanto, o presente estudo reforça a possibilidade de o início do movimento ser impulsionado pelo resfriamento da água do mar durante o inverno, com temperatura limítrofe de 20° C (GONZÁLEZ CARMAN et al., 2012; SILVA et al., 2017). Este comportamento é reflexo de as tartarugas marinhas serem animais ectodérmicos, que se baseiam em sinais térmicos do ambiente para iniciar movimentos de longa distância em busca de recursos e condições ambientais ótimas, ou mesmo alternativas comportamentais para sobrevivência em baixas temperaturas (BRISCOE et al., 2021; FUENTES et al., 2020; VÉLEZ-RUBIO et al., 2017).

Outras características ambientais também parecem influenciar o uso do espaço e o deslocamento dos juvenis de *C. mydas* no ASO. Especificamente, no interior do CEP as áreas de uso incluíram principalmente lajes rochosas, planícies de maré e manguezais, os quais são ambientes que agregam os principais itens alimentares de *C. mydas* juvenis na região (GAMA et al., 2016). Os indivíduos também demonstraram alta fidelidade, uma vez que a maioria foi recapturada no mesmo setor de captura intencional, e a telemetria indicou área de concentração ~30 km² no entorno da região amostrada. Este padrão de fidelidade já foi observado em outras áreas de alimentação do ASO e Caribe (COLMAN et al., 2015; GODLEY et al., 2003; GRIFFIN et al., 2019; SIEGWALT et al., 2020). Ainda, ao deslocarem para outras áreas de alimentação os indivíduos utilizaram corredores migratórios localizados principalmente em ambientes costeiros com menor profundidade, comportamento relatado também em estudos pretéritos (CARMAN et al., 2012; FUENTES et al., 2020). Apenas o indivíduo que realizou o maior deslocamento, entre o CEP e a Bahia (~2000km), utilizou áreas com profundidades maiores que 200 m, destacando a possibilidade de os juvenis já recrutados ainda utilizarem áreas mais oceânicas durante os deslocamentos de maiores distancias.

As regiões costeiras utilizadas pelos juvenis de *C. mydas* estão inseridas em Zonas Econômicas Exclusivas (ZEE) dos países do ASO, as quais abrigam atividades antrópicas, tais como: pesca artesanal e industrial, navegação comercial e turística e atividades portuárias, além de receberem todos os resíduos e efluentes das áreas urbanas costeiras (CABRAL; MARTINS, 2018; MIURA; NOERNBERG, 2020). A sobreposição destas atividades com as áreas de uso das tartarugas pode pôr em risco a sobrevivência dos indivíduos e a qualidade de seus habitats (DOMICIANO; DOMIT; BRACARENSE, 2017; FUENTES et al., 2020). Assim, a identificação destes corredores migratórios pode auxiliar na priorização de áreas para a conservação da espécie, permitindo orientar o ordenamento das atividades para reduzir a sobreposição de usos, garantindo a sustentabilidade da utilização do território e a manutenção das espécies marinhas (PRESSEY et al., 2007).

Além dos corredores migratórios, áreas de alta exposição dos animais a ameaças também são consideradas prioritárias no planejamento para a conservação (PRESSEY et al., 2007). Neste sentido, para o sul e sudeste do Brasil, foram identificadas regiões de alta sobreposição entre as áreas de uso por *C. mydas* e as atividades antrópicas, as quais foram classificadas como *hotspots* de ameaças aos juvenis da espécie (FUENTES et al., 2020). Estas áreas foram estimadas com o uso de transmissores com sistema ARGOS doppler, os quais permitem análises de movimento e uso do espaço em geral, porém em pequenas escalas podem apresentar limitações devido à acurácia (WITT et al., 2010). Entretanto, a aplicação de modelos matemáticos para aprimoramento dos dados (JONSEN; MYERS; JAMES, 2006), combinados com outros métodos, como a marcação e recaptura, trazem maior robustez e complementações no fornecimento de informações importantes, principalmente em escalas espaciais menores que oportunizam a gestão territorial local. Assim, o presente estudo contribui com a delimitação de áreas prioritárias no interior do CEP, destacando a sobreposição do uso do espaço por juvenis de *C. mydas* e por múltiplas atividades antrópicas. Visto a tendência observada de permanência das tartarugas no entorno do local onde foram capturados, estudos futuros devem considerar amostragens em áreas com menor uso por atividades humanas. Por outro lado, as áreas de uso por *C. mydas* juvenis também estão inseridas em Unidades de Conservação e que podem ser objeto de medidas de proteção para a espécie.

Dentre as principais estratégias de conservação da biodiversidade e dos ecossistemas está o manejo diferencial das Unidades de Conservação e o litoral do Paraná possui mais de 80% de sua área composta por UCs (DE PAULA; PIGOSSO; WROLBLEWSKI, 2018; EDGAR et al., 2014; MILLS et al., 2020). As áreas de uso pelos juvenis de *C. mydas* no CEP

estão majoritariamente inseridas nas zonas de amortecimento ou nos limites destas áreas, as quais são consideradas de “uso sustentável”. Estas UCs permitem atividades antrópicas dentro de seus limites, as quais deveriam ser regulamentadas por planos de manejo (SNUC - Lei 9.985/2000). No entanto, dentre todas as UCs abordadas apenas a ESEC da Ilha do Mel possui plano de manejo vigente, o qual contempla um programa de monitoramento para *C. mydas*, incluindo avaliações de densidade populacional, qualidade do habitat em relação a resíduos sólidos, *causa mortis* de indivíduos encontrados encalhados mortos e proposição de ações efetivas de controle de ameaças a espécie (DE PAULA; PIGOSSO; WROLBLEWSKI, 2018; IAP, 2013). Entretanto, não há resultados públicos que contemplem a realização destas ações.

A priorização e ações efetivas de conservação na região do CEP são urgentes, pois a alta disponibilidade de recursos alimentares e áreas abrigadas, em contraste a exposição a ameaças geradas por atividades antrópicas, podem caracterizar esta região como uma ‘armadilha ecológica’ para os juvenis de *C. mydas*. Armadilhas ecológicas ocorrem quando um ambiente foi repentinamente alterado por atividades humanas e um organismo seleciona este habitat, baseado em características anteriormente associadas à sua qualidade (SCHLAEPFER; RUNGE; SHERMAN, 2002). Ainda, é importante ressaltar que o CEP está inserido na região com uma das maiores taxas de encalhe de *C. mydas* juvenis mortos do ASO, onde ao menos 14% dos 9020 animais necropsiados entre 2015 e 2017 tinham evidência de interação antrópica (CANTOR et al., 2020). Além dos efeitos diretos, as atividades antrópicas também podem ter efeitos indiretos na mortalidade dos indivíduos, causando a imunossupressão e desenvolvimento de doenças emergentes (ex.: fibropapilomatose; PATRÍCIO et al., 2016; TAGLIOLATTO et al., 2020).

Desta forma, os corredores migratórios e áreas de alta exposição a ameaças mapeadas neste estudo, podem ser consideradas como regiões prioritárias na implementação regional do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PAN/ICMBIO, 2011; PNGC-Lei 7.661/1988). Além disso, tais resultados fornecem subsídios ao PAN de tartarugas marinhas referente aos objetivos: identificação de áreas de alimentação prioritárias para conservação, identificação de áreas onde ocorre a maior interação destas espécies com atividades antrópicas, conservação de áreas de alimentação e aprimoramento de políticas públicas de proteção as tartarugas marinhas (PAN/ICMBIO, 2011). De forma geral, informações presentes neste estudo destacam a importância do monitoramento a longo prazo quanto ao efeito da exposição a ameaças na sobrevivência das agregações de *C. mydas* em áreas de alimentação. Ainda, destaca a necessidade de estruturação e efetivação dos instrumentos de ordenamento existentes para

proteção da espécie e dos *stopover habitat*, essenciais para as tartarugas marinhas no ASO (FUENTES et al., 2020; SANTOS et al., 2021; SHEEHY; TAYLOR; NORRIS, 2011), e da integração da gestão territorial em múltiplas escalas, visto que os juvenis de *C. mydas* mantêm a conectividade entre os habitats independentemente dos limites geopolíticos (DUNN et al., 2019; MAGRIS et al., 2021).

Referências

AMOROCHO, D. F. et al. Multiple Distant Origins For Green Sea Turtles Aggregating Off Gorgona Island In The Colombian Eastern Pacific. **PLoS ONE**, v. 7, n. 2, doi:10.1371/journal.pone.0031486, 2012.

ANDRADE, M. F. et al. Appropriate Morphometrics For The First Assessment Of Juvenile Green Turtle (*Chelonia mydas*) Age And Growth In The South-Western Atlantic. **Marine Biology**, v. 163, n. 12, p. 254, doi:10.1007/s00227-016-3031-7, 17 dez. 2016.

ANGULO, R. J. et al. The State Of Paraná Beaches. In: SHORT, A. D.; KLEIN, F. (Eds.). . **Brazilian Beach Systems**. [s.l.] Coastal Research Library, Springer, 2016. p. 419–464.

ARGOS SYSTEM. **Argos User's Manual - Worldwide Tracking And Environmental Monitoring By Satellite**. [s.l.] CLS - Collecte Localisation Satellites, 2016.

BOLTEN, A. B. Techniques for Measuring Sea Turtles. In: ECKERT, K. L. et al. (Eds.). **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, 1999.

BRANDINI, F. Marine Biodiversity And Sustainability Of Fishing Resources In Brazil: A Case Study Of The Coast Of Paraná State. **Regional Environmental Change**, v. 14, n. 6, p. 2127–2137, doi:10.1007/s10113-013-0458-y, 20 dez. 2014.

BRISCOE, D. K. et al. Dynamic Thermal Corridor May Connect Endangered Loggerhead Sea Turtles Across The Pacific Ocean. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, n. April, p. 1–10, doi:10.3389/fmars.2021.630590, 8 abr. 2021.

CABRAL, A. C.; MARTINS, C. C. Insights About Sources, Distribution, And Degradation Of Sewage And Biogenic Molecular Markers In Surficial Sediments And Suspended Particulate Matter From A Human-Impacted Subtropical Estuary. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 1071–1081, doi:10.1016/j.envpol.2018.06.032, 2018.

CALENGE, C. The Package Adehabitat For The R Software: Tool For The Analysis Of Space And Habitat Use By Animals. **Ecological Modelling**, v. 197, p. 516–519, 2006.

CANTOR, M. et al. High Incidence Of Sea Turtle Stranding In The Southwestern Atlantic Ocean. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 5, p. 1864–1878, doi:10.1093/icesjms/fsaa073, 1 set. 2020.

CARMAN, V. G. et al. Revisiting The Ontogenetic Shift Paradigm: The Case Of Juvenile Green Turtles In The SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 429, p. 64–72, doi:10.1016/j.jembe.2012.06.007, nov. 2012.

COLMAN, L. P. et al. Long-Term Growth And Survival Dynamics Of Green Turtles (*Chelonia mydas*) At An Isolated Tropical Archipelago In Brazil. **Marine Biology**, v. 162, n. 1, p. 111–122, doi:10.1007/s00227-014-2585-5, 29 jan. 2015.

DE PAULA, E. V.; PIGOSSO, A. M. B.; WROLBLEWSKI, C. A. Unidades De Conservação No Litoral Do Paraná: Evolução Territorial E Grau De Implementação. In: SULZBACH, M.; ARCHANJO, D.; QUADROS, J. (Eds.). . **Litoral Do Paraná: Território E Perspectiva (Volume III: Dimensões De Desenvolvimento)**. 1. ed. Rio de Janeiro: Autografia, 2018. p. 41–92.

DOMICIANO, I. G.; DOMIT, C.; BRACARENSE, A. P. F. R. L. The Green Turtle *Chelonia mydas* As A Marine And Coastal Environmental Sentinels: Anthropogenic Activities And Diseases. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 38, n. 5, p. 3417, doi:10.5433/1679-0359.2017v38n5p3417, 3 out. 2017.

DUNN, D. C. et al. The Importance Of Migratory Connectivity For Global Ocean Policy. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 286, n. 1911, p. 20191472, doi:10.1098/rspb.2019.1472, 25 set. 2019.

EDGAR, G. J. et al. Global Conservation Outcomes Depend On Marine Protected Areas With Five Key Features. **Nature**, v. 506, n. 7487, p. 216–220, doi:10.1038/nature13022, 2014.

FIEBERG, J.; BÖRGER, L. Could you please phrase “home range” as a question? **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 4, p. 890–902, 2012.

FLINT, M. Free-Ranging Sea Turtle Health. In: WYNEKEN, J.; LOHMANN, K. J.; MUSICK, J. A. (Eds.). . **The Biology of Sea Turtles. Volume III**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 379–398.

FUENTES, M. M. P. B. et al. Informing Marine Protected Areas In Bimini, Bahamas By Considering Hotspots For Green Turtles (*Chelonia mydas*). **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 1, p. 197–211, doi:10.1007/s10531-018-1647-2, 20 jan. 2019.

FUENTES, M. M. P. B. et al. Cumulative Threats To Juvenile Green Turtles In The Coastal Waters Of Southern And Southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 6, p. 1783–1803, doi:10.1007/s10531-020-01964-0, 11 maio 2020.

GALLO, B. M. G. et al. Sea Turtle Conservation In Ubatuba, Southeastern Brazil, A Feeding Area With Incidental Capture In Coastal Fisheries. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 5, n. 1, p. 93–101, doi:10.2744/1071-8443(2006)5[93:STCIUS]2.0.CO;2, 2006.

GAMA, L. et al. Green Turtle *Chelonia mydas* Foraging Ecology At 25°S In The Western Atlantic: Evidence To Support A Feeding Model Driven By Intrinsic And Extrinsic Variability. **Marine Ecology Progress Series**, v. 542, p. 209–219, doi:10.3354/meps11576, 19 jan. 2016.

GODLEY, B. et al. Movement Patterns Of Green Turtles In Brazilian Coastal Waters Described By Satellite Tracking And Flipper Tagging. **Marine Ecology Progress Series**, v. 253, p. 279–288, doi:10.3354/meps253279, 2003.

GODLEY, B. J. et al. Unravelling Migratory Connectivity In Marine Turtles Using Multiple Methods. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 4, p. 769–778, doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01817.x, 2010.

GOOSSENS, S. et al. The Physiology Of Movement. **Movement Ecology**, v. 8, n. 1, p. 5, doi:10.1186/s40462-020-0192-2, 4 dez. 2020.

GRIFFIN, L. et al. Movements, Connectivity, And Space Use Of Immature Green Turtles Within Coastal Habitats Of The Culebra Archipelago, Puerto Rico: Implications For Conservation. **Endangered Species Research**, v. 40, p. 75–90, doi:10.3354/esr00976, 17 out. 2019.

HAYS, G. et al. The Implications Of Location Accuracy For The Interpretation Of Satellite-Tracking Data. **Animal Behaviour**, v. 61, n. 5, p. 1035–1040, doi:10.1006/anbe.2001.1685, maio 2001.

HAYS, G. C. et al. Why do Argos satellite tags deployed on marine animals stop transmitting? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 349, n. 1, p. 52–60, doi:10.1016/j.jembe.2007.04.016, set. 2007.

IAP - INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Portaria IAP n° 318 de 17 de dezembro de 2013**. Homologa o Plano de Manejo do Parque Estadual da Ilha do Mel e o Plano de Manejo da Estação Ecológica da Ilha do Mel, concluídos em 2013. Diário Oficial Paraná, , 2013.

JONSEN, I. Joint Estimation Over Multiple Individuals Improves Behavioural State Inference From Animal Movement Data. **Scientific Reports**, v. 6, n. January, p. 1–9, doi:10.1038/srep20625, 2016.

JONSEN, I. D.; MYERS, R. A.; JAMES, M. C. Robust Hierarchical State-Space Models Reveal Diel Variation In Travel Rates Of Migrating Leatherback Turtles. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 5, p. 1046–1057, doi:10.1111/j.1365-2656.2006.01129.x, set. 2006.

JORDÃO, J. C. et al. Green Turtle (*Chelonia mydas*) Genetic Diversity At Paranaguá Estuarine Complex Feeding Grounds In Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 38, n. 3, p. 346–352, doi:10.1590/S1415-475738320140353, set. 2015.

LOHMANN, K. J. et al. Natal Homing and Imprinting in Sea Turtles. In: WYNEKEN, J.; LOHMANN, K. J.; MUSICK, J. A. (Eds.). **The biology of se turtles: volume III**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 59–77.

MAGRIS, R. A. et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 2, p. 198–215, 2021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13183>

MARTIN, T. G. et al. Optimal Conservation of Migratory Species. **PLoS ONE**, v. 2, n. 8, p. e751, doi:10.1371/journal.pone.0000751, 15 ago. 2007.

MEYLAN, P. A.; MEYLAN, A. B.; GRAY, J. A. The ecology and migrations of sea turtles 8. Tests of the developmental habitat hypothesis. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 357, p. 1–70, doi:10.1206/357.1, 2011.

MILLS, M. et al. Opportunities To Close The Gap Between Science And Practice For Marine Protected Areas In Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 161–168, doi:10.1016/j.pecon.2020.05.002, jul. 2020.

MIURA, A. S.; NOERNBERG, M. A. Mapping of Conflicts of Use and Occupation of the Paranaguá Estuary Complex and Shallow Platform: Subsidies for Marine Spatial Planning. **Revista Costas**, v. 2, n. 2, p. 53–72, doi:10.26359/costas.0902, 2020.

MONTEIRO, D. S. et al. Long-Term Spatial And Temporal Patterns Of Sea Turtle Strandings In Southern Brazil. **Marine Biology**, v. 163, n. 12, p. 247, doi:10.1007/s00227-016-3018-4, 4 dez. 2016.

MUSICK, J. A.; LIMPUS, C. J. Habitat Utilization and Migration in Juvenile Sea Turtles. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (Eds.). **The biology of sea turtles: volume I**. [s.l.] CRC Press, 1997. p. 137–163.

NARO-MACIEL, E. et al. From Refugia To Rookeries: Phylogeography Of Atlantic Green Turtles. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 461, p. 306–316, doi:https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.08.020, 2014.

NOERNBERG, M. et al. Remote Sensing And GIS Integration For Modelling The Paranaguá Estuarine Complex-Brazil. **Journal of Coastal Research**, n. January, p. 1627–1631, 2006.

NUNES, T. Y.; BROADHURST, M. K.; DOMIT, C. Selectivity Of Marine-Debris Ingestion By Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) At A South American World Heritage Listed Area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, n. April, p. 112574, doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112574, ago. 2021.

PALOSCHI, N. G.; NOERNBERG, M. A. Satellite products performance based on in-situ data to evaluate SST variability in a subtropical inner shelf in Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 228, p. 104553, out. 2021. https://doi.org/10.1016/j.csr.2021.104553

PAN/ICMBIO. **Plano de ação nacional para conservação das tartarugas marinhas**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011. v. 25

PATRÍCIO, A. et al. Novel Insights Into The Dynamics Of Green Turtle Fibropapillomatosis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 547, n. April, p. 247–255, doi:10.3354/meps11644, 7 abr. 2016.

PITTMAN, S. J. et al. Fish With Chips: Tracking Reef Fish Movements To Evaluate Size And Connectivity Of Caribbean Marine Protected Areas. **PLoS ONE**, v. 9, n. 5, doi:10.1371/journal.pone.0096028, 2014.

PRESSEY, R. L. et al. Conservation Planning In A Changing World. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 11, p. 583–592, doi:10.1016/j.tree.2007.10.001, 2007.

QGIS.ORG. **QGIS Geographic Information System** QGIS Association, , 2021. Disponível em: <<http://www.qgis.org>>

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing, , 2021. Disponível em: <https://www.r-project.org/>.

REISSER, J. et al. Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tag loss. **Endangered Species Research**, v. 5, p. 73–82, doi:10.3354/esr00113, 3 set. 2008.

RODEWALD, A. D. Demographic Consequences Of Habitat. In: MORRISON, M. L.; MATHEWSON, H. A. (Eds.). . **Wildlife Habitat Conservation: Concepts, Challenges, And Solution**. Baltimore: John Hopkins University Press, 2015. p. 19–33.

SANTOS, A. J. B. et al. Effectiveness And Design Of Marine Protected Areas For Migratory Species Of Conservation Concern: A Case Study Of Post-Nesting Hawksbill Turtles In Brazil. **Biological Conservation**, v. 261, n. October 2020, p. 109229, doi:10.1016/j.biocon.2021.109229, 2021.

SANTOS, R. G. et al. Regional And Local Factors Determining Green Turtle *Chelonia mydas* Foraging Relationships With The Environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 529, n. 1981, p. 265–277, doi:10.3354/meps11276, 2015.

SAVADA, C. S. et al. Multiple Haplotypes Of *Chelonia mydas* Juveniles In A Threatened Hotspot Area In Southern Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 44, n. 3, doi:10.1590/1678-4685-gmb-2020-0410, 2021.

SCHLAEPFER, M. A.; RUNGE, M. C.; SHERMAN, P. W. Ecological And Evolutionary Traps. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 10, p. 474–480, doi:10.1016/S0169-5347(02)02580-6, out. 2002.

SHEEHY, J.; TAYLOR, C. M.; NORRIS, D. R. The Importance Of Stopover Habitat For Developing Effective Conservation Strategies For Migratory Animals. **Journal of Ornithology**, v. 152, n. 1 SUPPL, p. 161–168, doi:10.1007/s10336-011-0682-5, 2011.

SHIMADA, T. et al. Fidelity To Foraging Sites After Long Migrations. **Journal of Animal Ecology**, v. 89, n. 4, p. 1008–1016, doi:10.1111/1365-2656.13157, 2020.

SIEGWALT, F. et al. High Fidelity Of Sea Turtles To Their Foraging Grounds Revealed By Satellite Tracking And Capture-Mark-Recapture: New Insights For The Establishment Of Key Marine Conservation Areas. **Biological Conservation**, v. 250, n. August, p. 108742, doi:10.1016/j.biocon.2020.108742, 2020.

SILVA, B. M. G. et al. Long-Term Trends In Abundance Of Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) Assessed By Non-Lethal Capture Rates In A Coastal Fishery. **Ecological Indicators**, v. 79, n. December 2016, p. 254–264, doi:10.1016/j.ecolind.2017.04.008, ago. 2017.

TAGLIOLATTO, A. B. et al. Spatio-Temporal Distribution Of Sea Turtle Strandings And Factors Contributing To Their Mortality In South-Eastern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 30, n. 2, p. 331–350, doi:10.1002/aqc.3244, 2020.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape Connectivity: A Return To The Basics. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (Eds.). **Connectivity Conservation**. [s.l.] Cambridge University Press, 2006. p. 29–43.

TOREZANI, E. et al. Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) In The Effluent Discharge Channel Of A Steel Plant, Espírito Santo, Brazil, 2000-2006. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 2, p. 233–246, doi:10.1017/S0025315409990579, 2010.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Ontogenetic Dietary Changes Of Green Turtles (*Chelonia mydas*) In The Temperate Southwestern Atlantic. **Marine Biology**, v. 163, n. 3, p. 1–16, doi:10.1007/s00227-016-2827-9, 2016.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Hypothermic Stunning in Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) in Uruguayan Coastal Waters: Learning for Future Events. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 16, n. 2, p. 151–158, doi:10.2744/CCB-1243.1, 2017.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Pre And Post-Settlement Movements Of Juvenile Green Turtles In The Southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 501, n. November 2017, p. 36–45, doi:10.1016/j.jembe.2018.01.001, 2018.

WALLACE, B. P. et al. Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. **PLoS ONE**, v. 5, n. 12, p. e15465, doi:10.1371/journal.pone.0015465, 17 dez. 2010.

WILDERMANN, N. et al. Informing Research Priorities For Immature Sea Turtles Through Expert Elicitation. **Endangered Species Research**, v. 37, p. 55–76, doi:10.3354/esr00916, 28 set. 2018.

WITT, M. J. et al. Assessing Accuracy And Utility Of Satellite-Tracking Data Using Argos-Linked Fastloc-GPS. **Animal Behaviour**, v. 80, n. 3, p. 571–581, doi:10.1016/j.anbehav.2010.05.022, set. 2010.

3. CAPÍTULO 2

DEMOGRAFIA E SAÚDE DE TARTARUGAS-VERDE JUVENIS (*Chelonia mydas*) EM UMA IMPORTANTE ÁREA DE ALIMENTAÇÃO NO OCEANO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL

Population and health assessment of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in an important foraging ground in Southwestern Atlantic Ocean

Texto a ser traduzido e formatado para a revista Marine Biology, ISSN 0025-3162, Fator de Impacto JCR 2,573 e Qualis CAPES Biodiversidade: A1.

Tawane Yara Nunes¹; Mauro Pichorim²; Camila Domit¹

¹ Laboratório de Ecologia e Conservação, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Av. Beira Mar s/n, 83255-976, Pontal do Sul, Paraná, Brasil.

²Departamento de Botânica e Zoologia, Centro de Biociência, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Campus Universitário, Av. Senador Salgado Filho 3000, 59078-900, Lagoa Nova, Natal, Rio Grande do Norte, Brasil.

Keywords: sea turtles, robust design, abundance, fibropapillomatosis, survivor probability

Palavras-chave: tartarugas marinhas, desenho robusto, abundância, fibropapilomatose, probabilidade de sobrevivência

Demografia e Saúde de Tartarugas-verde Juvenis (*Chelonia mydas*) em uma Importante Área de Alimentação no Oceano Atlântico Sul Ocidental

Resumo

As estratégias de conservação de animais marinhos de ciclo de vida longo dependem do conhecimento de parâmetros demográficos nos diferentes estágios de desenvolvimento, assim como da avaliação de saúde dos indivíduos. O presente estudo investiga estes parâmetros em tartarugas-verde juvenis (*Chelonia mydas*) com ocorrência em uma importante área de alimentação no Oceano Atlântico Sul Ocidental (ASO). Utilizando dados de marcação e recaptura de espécimes coletados no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP; 25°30'S; 48°25'W), sul do Brasil, a agregação local foi caracterizada quanto a parâmetros biométricos e de saúde das tartarugas (2014 - 2019). Foram estimadas também a abundância e sobrevivência (entre 2018 e 2019) a partir de modelos de Desenho Robusto de Huggins. A agregação do CEP incluiu juvenis de *C. mydas* medindo entre 27 e 63 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e a abundância foi estimada entre 54 e 131 indivíduos. A maioria dos animais apresentou bom escore corporal, no entanto, 50% estavam afetados por tumores sugestivos de fibropapilomatose, estes com menor sobrevivência anual estimada (0,62) comparada àqueles não afetados (0,79). A partir de recapturas, foi observado o aumento gradual na carga individual de tumores na maioria dos casos registrados. Estes resultados alertam a necessidade de maiores investigações sobre a influência de doenças emergentes na sobrevivência de tartarugas marinhas, e da inclusão de dados demográficos de juvenis nas avaliações de impactos regionais e de risco de extinção das subpopulações. Além disso, as informações obtidas são cruciais como suporte para ações de conservação de *C. mydas* e do oceano no âmbito nacional e internacional.

Palavras-chave: Tartarugas marinhas. Desenho Robusto. Abundância. Fibropapilomatose. Probabilidade de sobrevivência. Qualidade ambiental

Abstract

Effective conservation strategies for long-lived marine species depend on demographic parameters knowledge and individuals' health assessment at different developmental stages. The present study investigates these parameters in juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) occurring in an important foraging ground in the Southwestern Atlantic Ocean (SWA). From mark-recapture data of specimens intentionally captured in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC; 25°30'S; 48°25'W), southern Brazil, biometric and health parameters were described for the local aggregation (2014 - 2019). Also, abundance and survivorship were estimated using Huggins' Robust Design models (2018 - 2019). The PEC aggregation included juvenile *C. mydas* measuring between 27 and 63 cm Carapace Curvilinear Length, and the estimated abundance was between 54 and 131 individuals. Most animals presented good body condition. However, 50% were affected by tumors suggestive of fibropapillomatosis, which had lower estimated annual survival (0.62) than those not affected (0.79). From recapture data, a gradual increase in individual tumor load was observed in most cases. These results alert the need for further investigations into the influence of disease on sea turtle survivorship and the inclusion of juvenile demographic data in subpopulation extinction risk assessments. Furthermore, the information obtained is key to support conservation actions for *C. mydas* and the ocean at national and international levels.

Keywords: Sea turtles. Robust Design. Abundance. Fibropapillomatosis. Survival probability.

1. Introdução

A conservação de espécies ameaçadas de extinção depende de conhecimentos sólidos sobre importantes parâmetros ecológicos como: abundância, viabilidade populacional, distribuição e potenciais ameaças (CHABOT et al., 2021). A tartaruga-verde, *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758), é uma das sete espécies reconhecidas de tartarugas marinhas e encontra-se globalmente classificadas como ameaçada de extinção (SEMINOFF, 2004). A espécie possui ampla distribuição geográfica, incluindo habitats distintos para reprodução e alimentação nos diferentes estágios de vida (MUSICK; LIMPUS, 1997). Após a eclosão dos ovos na praia, os filhotes de *C. mydas* passam os primeiros anos de vida em oceano aberto. Ao se tornarem juvenis recrutam para a zona costeira, onde permanecem se deslocando entre diferentes áreas de alimentação, até atingirem a maturidade entre 20 e 30 anos de idade e migrarem em intervalos regulares para áreas de reprodução (CHALOUPKA; LIMPUS; MILLER, 2004; MUSICK; LIMPUS, 1997).

O hábito migratório e o uso de diferentes habitats ao longo do ciclo de vida aumentam a exposição dos espécimes de *C. mydas* a grande diversidade de ameaças naturais e antrópicas (FLINT, 2013). Após o recrutamento, a espécie utiliza habitats costeiros inseridos nas Zonas Econômicas Exclusivas de países, onde são desenvolvidas múltiplas atividades com potencial de impacto como pesca industrial e artesanal, atividades portuárias, navegação e prospecção de óleo e gás, além da poluição por esgoto e resíduos sólidos (MAGRIS et al. 2021; MIURA; NOERNBERG, 2020; SANTOS et al., 2020; SFORZA; MARCONDES; PIZETTA, 2017). Além do potencial de causar a mortalidade de forma direta, a exposição a estes fatores pode causar estresse nos animais, afetando o sistema imunológico e facilitando o desenvolvimento de doenças (PATRÍCIO et al., 2016; TAGLIOLATTO et al., 2020). Alguns estudos reportam doenças crônicas, endoparasitos e fibropapilomatose como os principais fatores naturais de encalhe de tartarugas marinhas (ex.: FLINT et al., 2015; GOLDBERG et al., 2016; ORÓS et al., 2005; TAGLIOLATTO et al., 2020). No entanto a relação entre a dinâmica populacional e a incidência de doenças ainda é pouco compreendida, pois depende de formas de avaliar a sobrevivência em tartarugas portadoras da doença, bem como a prevalência desta na população (REES et al., 2016).

A fibropapilomatose é transmitida principalmente pelo vírus *Chelonid alphaherpesvirus 5* sendo uma das doenças emergentes mais comum em *C. mydas*, afetando principalmente juvenis (DOMICIANO et al., 2019; JONES et al., 2016). Esta patologia

caracteriza-se pela formação de tumores cutâneos e viscerais, que em casos severos afeta o bem-estar dos animais e pode limitar a sua mobilidade e capacidade de alimentação (FLINT, 2013). Apesar da etiologia viral, existem indícios de que o desenvolvimento de tumores está relacionado a baixa qualidade ambiental e consequente imunossupressão dos indivíduos (SANTOS et al., 2010). O efeito da mortalidade por atividades antrópicas de forma direta ou indireta é ainda mais grave devido as características biológicas da espécie como ciclo de vida longo, crescimento lento e maturidade sexual tardia diminuem a capacidade de recuperação da população (LOTZE et al., 2011). Sendo assim, a conservação de *C. mydas* é particularmente preocupante e estudos populacionais detalhados são de extrema importância.

Para *C. mydas*, as estimativas populacionais, que dão suporte as análises de risco de extinção atuais, se baseiam em fêmeas adultas e/ou número de ninhos (SEMINOFF, 2004). Estes método apresenta viéses de superestimação intrínsecos (CASALE; CERIANI, 2020) e não inclui machos e juvenis, devido a falta de dados (SEMINOFF; SHANKER, 2008). Em geral, os machos e juvenis da espécie passam o tempo todo dentro da água, aumentando os custos e complexidade das pesquisas com estes indivíduos em comparação as fêmeas, que podem ser acessadas na praia no momento da desova (SEMINOFF et al., 2003; STOKES et al., 2014). Ainda, devido a maturidade sexual tardia, os indivíduos juvenis compõem a maior parte da população e a alta mortalidade neste estágio de vida pode refletir na redução da taxa de nidificação em um prazo de 10 a 20 anos à frente (HEPPELL; SNOVER; CROWDER, 2003; WILDERMANN et al., 2018). Desta forma, desconsiderar os efeitos populacionais neste estágio de vida pode levar a interpretações defasadas do estado de conservação da população (SEMINOFF; SHANKER, 2008).

Avaliações da dinâmica populacional em tartarugas marinhas demandam mais de 10 anos de amostragens sistemáticas e a lacuna existente de informações de médio e longo prazo caracterizam o levantamento de dados demográficos vitais (ex.: sobrevivência, abundância, crescimento) e ameaças como prioridade de pesquisa para juvenis de *C. mydas* (HEPPELL; SNOVER; CROWDER, 2003; WILDERMANN et al., 2018). Devido a ampla distribuição geográfica, avaliações populacional globais robustas são difíceis e generalistas, pois diferentes segmentos da população apresentam comportamentos distintos e estão expostas a variadas fontes de mortalidade. Neste sentido, como forma de regionalização do monitoramento e da implementação de ações de conservação foram estabelecidas Unidades de Manejo Regionais (RMU do inglês *Regional Management Units*) para as espécies de tartarugas marinhas, englobando segmentos populacionais com sítios reprodutivos, distribuição e ameaças distintas

(WALLACE et al., 2010). No entanto, as RMUs apresentam sobreposições de estoques genéticos, assim, para as avaliações de risco de extinção foram definidas até o momento, três subpopulações de *C. mydas*, sendo as subpopulações do Havaí, do Índico Norte e do Atlântico Sul, com base estoques genéticos distintos e dados de telemetria (BRODERICK; PATRICIO, 2019; CHALOUPKA; PILCHER 2019; MANCINI; PHILLOT; REES, 2019). Especificamente no Atlântico Sul, a subpopulação da espécie foi recentemente reclassificada como Pouco Preocupante, em contraste ao registro de mais de cinco mil carcaças de *C. mydas* juvenis por ano encalhadas em praias na região sudeste e sul do Brasil (BRODERICK; PATRICIO, 2019; CANTOR et al., 2020). Embora algumas das agregações de juvenis da região sejam monitoradas por mais de uma década (ex.: COLMAN et al., 2015; SILVA et al., 2017; VÉLEZ-RUBIO et al., 2013) as informações sobre sobrevivência e abundância ainda são escassas (BRODERICK; PATRICIO, 2019).

Devido à falta de estudos com juvenis de *C. mydas*, ainda não existe uma sistematização para a coleta de dados e estimativa dos parâmetros populacionais. Além disso, embora a delimitação de RMUs e subpopulações traga oportunidades de avaliações regionais, estas ainda abrangem grandes extensões geográficas. Assim as agregações em áreas de alimentação podem servir como unidades amostrais das subpopulações (REES et al., 2016). Na porção ocidental do Atlântico Sul (ASO), são reconhecidas diversas áreas de alimentação de juvenis de *C. mydas*, onde são desenvolvidos estudos referentes à parâmetros biológicos, ecológicos e de saúde dos espécimes (ex.: MONTEIRO et al., 2016; ROSSI et al., 2016; SANTOS et al., 2015; VÉLEZ-RUBIO et al., 2016). No entanto, até o momento na região, foram conduzidos apenas três estudos demográficos com *C. mydas* juvenis em vida livre, os quais estão concentrados em localidades específicas na região nordeste e sudeste do Brasil (COLMAN et al., 2015; JARDIM; LÓPEZ-MENDILAHARSU; BARROS, 2016; SILVA et al., 2017).

No sul do Brasil, o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), estado do Paraná, abriga uma importante área de alimentação para *C. mydas* juvenis que integram o ASO (CANTOR et al., 2020; GAMA et al., 2016). Esta agregação regional compreende indivíduos entre dois e oito anos com origens em até 12 sítios reprodutivos distintos, com maior contribuição dos sítios na Ilha de Ascensão, Ilha das Aves e Guinéa Bissau (ANDRADE et al., 2016; JORDÃO et al., 2015; SAVADA et al., 2021). Além disso, o CEP mantém a conectividade entre áreas de alimentação ao longo da costa do Brasil, Uruguai e Argentina (CAPÍTULO 1; GONZÁLEZ CARMAN et al., 2012). Na região, existem esforços desde 2004 dedicados ao conhecimento

quanto à dieta, morfologia, origem genética e mensuração de impactos antrópicos em *C. mydas* juvenis, baseados principalmente em animais encalhados mortos (ANDRADE et al., 2016; CANTOR et al., 2020; COELHO et al., 2018; DOMICIANO; DOMIT; BRACARENSE, 2017; GAMA et al., 2016; GUEBERT-BARTHOLO et al., 2011; JORDÃO et al., 2015; NUNES; BROADHURST; DOMIT, 2021; TYSON et al., 2017). Entretanto, ainda não há estimativas de parâmetros demográficos como sobrevivência e abundância para esta agregação.

Apesar da elevada importância para os juvenis de *C. mydas*, o CEP engloba diversas atividades antrópicas, tais como as atividades pesqueiras, urbanas, industriais, agrícolas e portuárias, que classificam a região como um *hotspot* de ameaças e uma possível armadilha ecológica para os juvenis da espécie (CAPÍTULO 1; FUENTES et al., 2020; MIURA; NOERNBERG, 2020). Desta forma, esta é uma área chave para o monitoramento a longo prazo da agregação local de juvenis e avaliação de flutuações naturais ou de causas antrópicas, assim como o monitoramento de efeitos de doenças emergentes que podem afetar a saúde e mesmo a sobrevivência dos animais. Considerando que estas informações são citadas como prioritárias para a avaliação do risco à extinção das espécies, em escala regional e global (PAN/ICMBIO, 2011; WILDERMANN et al., 2018), o presente estudo tem como objetivo (i) caracterizar os padrões biométricos e de saúde da agregação de juvenis de *C. mydas* em uma área de alimentação chave do ASO, (ii) avaliar a sobrevivência e abundância da agregação local e a possível influência da presença de doença emergente na sobrevivência dos indivíduos, e (iii) acompanhar em curto prazo a evolução de parâmetros de saúde nos indivíduos. Ainda propor atributos essenciais para um delineamento amostral mínimo de monitoramento a longo prazo das agregações de *C. mydas* juvenis em áreas de alimentação.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

O litoral do estado do Paraná está localizado próximo a zona de convergência subtropical do oceano Atlântico Sul, sendo reconhecido como uma importante área de alimentação para os juvenis de *C. mydas* (CARMAN et al., 2012; GAMA et al., 2016). Especificamente, o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) abriga grande diversidade de habitats que permitem a ocorrência da espécie na região ao longo do ano (CANTOR et al., 2020; LANA et al., 2001). No CEP são conhecidas duas principais agregações de *C. mydas* juvenis, localizadas na Ilha do Mel e Ilha das Cobras, as quais encontram-se na desembocadura e região central da baía, respectivamente (Figura 1; FUENTES et al., 2020). A

Ilha das Cobras foi selecionada como área foco das amostragens por sua posição central e de fácil acesso, contando com diversidade de habitats no seu entorno que a caracterizam também como área de passagem dos juvenis de *C. mydas* que utilizam toda a extensão do CEP.

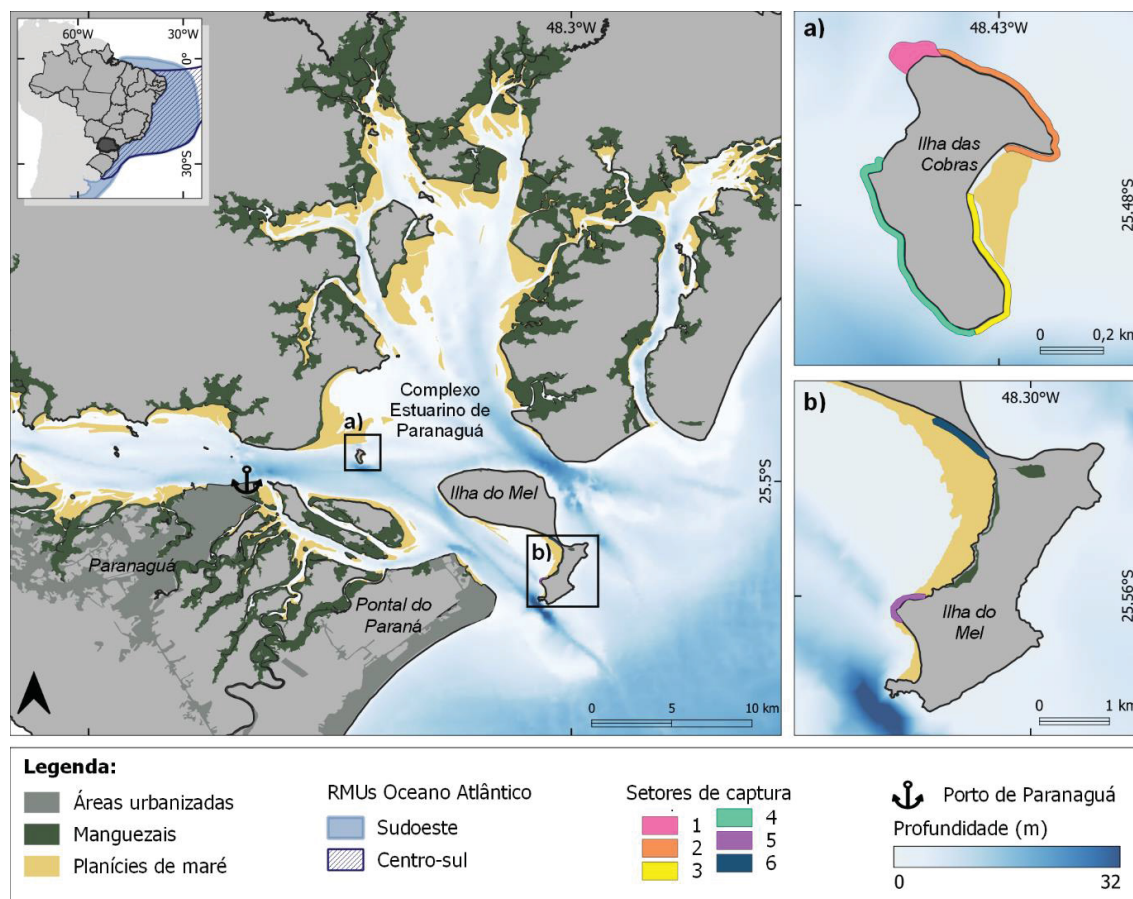


Figura 1 - Complexo Estuarino de Paranaguá e suas feições, a localização do estado do Paraná e as Unidades de Manejo Regional (RMUs) estabelecidas para *Chelonia mydas* em que está inserido. a) a Ilha das Cobras e b) a Ilha do Mel identificando a localização dos setores onde foram conduzidas as campanhas de captura, marcação e soltura dos juvenis de *C. mydas* entre 2014 e 2019.

2.2. Coleta de campo

Para a coleta de dados, foram conduzidas campanhas de captura, marcação e soltura de *C. mydas* juvenis, entre abril de 2014 e agosto de 2019 de forma irregular (ver Tabela 1 em Resultados). Nove campanhas ocorreram em quatro setores no entorno da Ilha das Cobras (25°29'10"S 48°25'55"W, **Erro! Fonte de referência não encontrada.**), e em três destas campanhas também foram amostrados dois setores na Ilha do Mel (25°32'40"S 48°18'10"W; licença Sisbio/ICMBio nº 43443; licença IAP/PR nº 053/2018). Devido ao menor número de amostragens na Ilha do Mel, os dados foram considerados exploratórios e não trouxeram resultados até este momento que suportassem monitoramento e análises populacionais robustas, no entanto foram incluídos na caracterização geral da população.

Entre 2014 e 2017, as tartarugas marinhas foram capturadas intencionalmente pelo método passivo, com uso de redes de emalhe de 50 m de comprimento, 3 m de altura, malha de 30 cm entre nós, fio 0,3 mm e entalhada em 1/2. Neste método as redes foram fixadas perpendicularmente às ilhas (com auxílio de poitas) e conferidas a cada 30 min para a retirada dos animais emalhados. Entretanto, visando otimizar o número de capturas, entre 2018 e 2019, foi implementada a estratégia de captura intencional ativa, com sistema manual de arrasto da rede de emalhe e cerco dos animais, utilizando o mesmo tipo de rede (pano, entalhe, fluabilidade), mas com dimensões menores, 20 m de comprimento por 2,5 m de altura. O esforço empregado em ambos os métodos foi mensurado em quantidade de horas com a rede dentro da água em posição de captura, sendo desconsiderados o tempo de eventuais deslocamentos entre setores. A partir do esforço em horas foi calculada a captura por unidade de esforço (CPUE), ou seja, número de eventos de captura por hora.

Os juvenis de *C. mydas* capturados intencionalmente foram encaminhados para uma embarcação de apoio onde foram avaliados quanto à saúde e submetidos a procedimentos gerais como: fotoidentificação e mensuração do comprimento curvilíneo de carapaça (CCC, cm), utilizando fita métrica flexível ($\pm 0,1$ cm; BOLTEN, 1999); e da massa corporal (kg), com balança tipo pesola. Além disso, foram avaliados o escore corporal (c.f. TOREZANI et al., 2010), o Índice de Condição Corpórea (BCI do inglês *Body Condition Index*; c.f. BJORNDALE; BOLTEN; CHALOUPEK, 2000; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016) e a presença de doenças emergentes. Para a avaliação de doenças, foram utilizadas a presença e o índice de tumores sugestivos de fibropapilomatose (FPI do inglês *Fibropapillomatosis Index*; c.f. ROSSI et al., 2016). O FPI constitui em um valor contínuo, entretanto foram consideradas as classes propostas pelos mesmos autores referente a *C. mydas* do Oceano Atlântico Sul Ocidental: levemente afetados ($FPI < 40$); moderadamente ($40 < FPI < 120$) e severamente afetados por tumores ($FPI \geq 120$). Os indivíduos capturados gravemente debilitados foram encaminhados para tratamento no Centro de Reabilitação, Despetrolização e Análise de Saúde (LEC/UFPR) e aqueles em boa condição aparente foram marcados com anilhas de aço (*National Band and Tag CO*; TAMAR/ICMBio) e soltos após aproximadamente uma hora de procedimentos e amostragens na mesma área em que foram capturados.

Para o acompanhamento ao longo do tempo, foram considerados os indivíduos obtidos através de capturas acidentais por pescadores locais, nos períodos concomitantes a realização das campanhas de captura intencional, os quais por meio de relação de parceria, entregaram os animais para inclusão nesta pesquisa. Foi verificado no banco de dados do Projeto de

Monitoramento de Praia da Bacia de Santos (PMP-BS, disponível em <https://simba.petrobras.com.br/simba/web/>, Acesso em 30 de junho de 2021) e no Sistema de Informações do Projeto TAMAR (SITAMAR, disponível em: <https://sitamar.tamar.org.br/>. Acesso em 30 de junho de 2021) os registros de encalhe (vivo ou morto) ou recaptura dos exemplares de *C. mydas* juvenis marcados neste estudo. Destes, foi possível extrair o tempo entre o registro e a marcação do indivíduo e a provável causa da morte identificada durante a necropsia conduzida pela equipe de veterinários e técnicos do PMP-BS.

2.3. Análises

2.4. Caracterização biológica, biométrica e de saúde da agregação.

A população foi caracterizada quanto a parâmetros biológicos e de saúde, entre estes o tamanho de carapaça, medida utilizada como indicador do estágio de desenvolvimento dos indivíduos (ANDRADE et al., 2016), e por meio das medidas de massa e condição corporal visual, índice de tumores e BCI. Os valores avaliados para a caracterização se referem a primeira captura do indivíduo para evitar vieses causados por múltiplas recapturas (LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016).

O BCI foi calculado utilizando a seguinte fórmula (c.f. LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016):

$$BCI = (Massa\ corpórea / CRC^3) * 10.000$$

onde, CRC é o comprimento retilíneo de carapaça, que foi mesurado em 67 indivíduos (média $\pm$ DP 37,26 $\pm$ 5,22; range 26,40 – 55,00 cm) e estimado para os demais por meio de regressão linear simples entre CRC e CCC (c.f. BJORNDAAL; BOLTEN, 1989):

$$CRC = 5,13 + 0,84 * CCC$$

$$(R^2 = 0,86; t = 20,37; p\text{-valor} < 0,001).$$

As variações no CCC e no BCI dos juvenis de *C. mydas* foram avaliadas por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLM). Para diminuir a complexidade dos modelos, o modelo mais parcimonioso incluindo preditores temporais (anos e campanhas), espaciais (setores de coleta) e estratégia de captura (ativa ou passiva) foi selecionado por meio do critério de informação de Akaike corrigido (AICc). As variáveis presentes nos modelos com $\Delta AICc < 2$ foram mantidas e então foi adicionado como preditor a presença ou ausência de tumores. Além

disso, buscou-se identificar também por meio de GLM a relação entre FPI e CCC. Todas as análises foram realizadas no *software* R (R CORE TEAM, 2021).

2.5. Estimativa dos parâmetros demográficos

Para a estimativa da sobrevivência e abundância foram utilizados dados apenas dos indivíduos capturados intencionalmente com rede e técnica sistematizada na Ilha das Cobras, entre os anos de 2018 e 2019, devido a maior taxa de recaptura e esforço amostral. Os dados prévios a 2018 ou coletados na Ilha do Mel, apresentaram apenas uma recaptura inviabilizando análises mais robustas. Os históricos de captura foram transformados em matrizes de presença e ausência por dia de esforço em campo e identificados os animais encontrados mortos e registrados pelo PMP-BS. A partir destas matrizes, foram desenvolvidos modelos de Desenho Robusto de Huggins no programa MARK (HUGGINS, 1989; KENDALL; NICHOLS; HINES, 1997; WHITE; BURNHAM, 1999) que estimam sobrevivência mensal (S), probabilidades de emigração (γ'') e imigração ($1-\gamma'$) temporária entre as campanhas de captura intencional, além das probabilidades de captura (p) e de recaptura (c) dos indivíduos em cada uma das campanhas. Ainda, o modelo estima como parâmetro derivado a abundância da agregação local (N) durante o período de cada uma das campanhas de captura. Foram incluídos como covariáveis nos parâmetros, exceto em γ'' e γ' , o CCC e a presença de tumores quando detectado na captura. Foram elaborados múltiplos modelos os quais foram avaliados baseados na teoria de informação (AICc) (*c.f.* BURNHAM; ANDERSON, 2002; NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2010).

Os múltiplos modelos foram gerados a partir de um modelo global incluindo todas as variáveis. Assim, foram modelados os parâmetros de movimento (γ'' e $1-\gamma'$) e a partir do modelo melhor ajustado foram avaliados os parâmetros de detecção (p e c). Novamente, utilizou-se o modelo com menor AICc resultante das etapas anteriores para modelagem da sobrevivência mensal. Os valores finais estimados foram extraídos via média ponderada do conjunto total de modelos, considerando assim, as incertezas (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Para fins de comparação preliminar com outros estudos em que a sobrevivência é estimada para um período de um ano, a estimativa mensal obtida foi elevada a 12ª potência e o Intervalo de Confiança de 95% foi aproximado de forma proporcional.

Além disso, foi estabelecido um cálculo da mortalidade aparente anual a partir da proporção de *C. mydas* juvenis que tiveram a morte registrada em relação ao total de indivíduos marcados. Foram considerados como indivíduos mortos aqueles capturados intencionalmente e

que se encontravam gravemente debilitados, foram encaminhados ao centro de reabilitação, mas vieram a óbito, e aqueles que foram marcados e soltos e posteriormente foram registrados mortos encalhados em praias. No entanto, o registro de encalhe representa apenas uma fração da mortalidade real de animais marinhos, visto que nem todas as carcaças chegam até a praia. Assim, para o cálculo, foram considerados os valores mínimo (5%) e máximo (20%) desta representatividade descritos na literatura (HART; MOORESIDE; CROWDER, 2006; KOCH et al., 2013; MANCINI et al., 2012). Sendo que 5%, representa a partir do cálculo abaixo o valor de mortalidade máxima ($Mt_{máx}$), e 20% o valor de mortalidade mínima ($Mt_{mín}$). Assim, a mortalidade anual aparente (Ma) máxima e mínima foi calculada da seguinte forma:

$$1) \quad Mt_{máx} = \frac{a+(b/0,05)}{n}$$

$$2) \quad Mt_{mín} = \frac{a+(b/0,20)}{n}$$

$$3) \quad Ma_{máx} = \frac{Mt_{máx}}{2}$$

$$4) \quad Ma_{mín} = \frac{Mt_{mín}}{2}$$

Em que a é o número de indivíduos que foram capturados debilitados e morreram no centro de reabilitação, b é o número de indivíduos encontrados encalhados mortos, n é o total de indivíduos marcados e Ma é a mortalidade anual. Desta forma a sobrevivência aparente, sem considerar a detecção, foi calculada por: $1 - Ma$.

2.6. Acompanhamento ao longo do tempo

Para os indivíduos recapturados pelo menos uma vez em campanhas diferentes, foram observadas as variações nos parâmetros biométricos e de saúde avaliados entre a captura e a última recaptura de cada indivíduo. A taxa de crescimento anual foi calculada a partir do CCC para os indivíduos com intervalos de captura acima de 10 meses (c.f. COLMAN et al., 2015). As diferenças no BCI e FPI foram calculadas em taxa de variação (em percentagem) pela fórmula:

$$taxa \ de \ variação = \left(\frac{V_{final} - V_{inicial}}{V_{inicial}} \right) * 100$$

Onde V indica os valores de BCI ou FPI, o qual foi reavaliado por meio de registros fotográficos, devido à ausência de informação ou sistematização desta para alguns indivíduos, durante a coleta em campo.

3. Resultados

Ao longo das nove campanhas de capturas intencionais, foram marcados 170 juvenis de *C. mydas* a partir de um total de 59 dias e ~234 horas de esforço ativo (Tabela 1). Deste total, 159 indivíduos foram capturados na Ilha das Cobras e 11 na Ilha do Mel. Com relação a estratégia de captura, 79 foram capturados de forma passiva e 91 de forma ativa, a CPUE mediana foi de 0,3 e 2,1 capturas.hora⁻¹, respectivamente (Tabela 1).

Entre os juvenis marcados (n= 170), 42 foram recapturados, em dias diferentes, pela captura intencional e três foram recapturados pela comunidade pesqueira local, sendo dois no mesmo período das campanhas e um recapturado em fevereiro de 2021, fora do período de capturas intencionais. Destes 42 indivíduos, 17 foram recapturados apenas durante a mesma campanha de captura e 27 em campanhas diferentes. O intervalo entre marcação e recapturas variou de um a 537 dias (mediana: 86 dias) e o indivíduo recapturado em 2021 apresentou intervalo de 1084 dias. Além disto, apenas um foi recapturado pelo método passivo, o restante foi recapturado ativamente a partir da campanha VI. Pelo método ativo a taxa de recaptura geral foi de 44% (n=40) e considerando apenas em campanhas diferentes foi de 28% (n = 26).

Tabela 1 - Esforço e total de capturas de *Chelonia mydas* juvenis por campanha em cada uma das ilhas amostradas na região, além da estratégia de captura e CPUE total, nas diferentes campanhas de captura intencional, marcação e soltura entre 2014 e 2019, no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. (#) não amostrado.

Campanha	Ano	Período	Ilha das Cobras			Ilha do Mel			Estratégia de captura	CPUE (captura/h)
			Esforço			Esforço				
			Dias	Horas	Capturas	Dias	Horas	Capturas		
I	2014	Abril/Maio	5	27,0	41	4	7,00	5	Passiva	1,3
II	2016	Maio/Junho	11	54,2	10	1	2,80	0	Passiva	0,2
III	2016	Setembro/ Outubro	5	24,9	6	#	#	#	Passiva	0,2
IV	2017	Fevereiro	6	41,1	11	#	#	#	Passiva	0,3
V	2017	Março	1	3,3	4	#	#	#	Passiva	1,2
VI	2018	Março	15	43,7	102	3	4,92	8	Ativa	2,3
VII	2018	Junho	4	7,4	18	#	#	#	Ativa	2,4
VIII	2018	Dezembro	2	6,2	12	#	#	#	Ativa	1,9
IX	2019	Agosto	8	11,6	14	#	#	#	Ativa	1,2
Total			57	219,6	218	8	14,0	13	Média ± DP	1,2± 0,8

3.1. Caracterização biométrica e de saúde

O tamanho das tartarugas marcadas neste estudo variou de 27,6 a 63,2 cm (Média $\pm$ Desvio Padrão $39,9 \pm 6,3$ cm; $n = 170$; Figura 2), com massa corporal entre 2 e 28,6 kg ($7,9 \pm 4,3$ kg; $n = 167$). Os juvenis de *C. mydas* capturados na Ilha das Cobras apresentaram CCC entre 27,6 e 58,1 cm ($39,9 \pm 5,9$ cm; $n = 159$) e massa corporal de 2,0 a 24,7 kg ($7,8 \pm 4,0$ kg; $n = 156$), enquanto para os indivíduos capturados na Ilha do Mel o CCC variou de 31,2 a 63,2 ($39,9 \pm 6,3$ cm; $n = 11$) e a massa corporal de 3,2 a 28,6 kg ($7,9 \pm 4,3$ kg; $n = 11$).

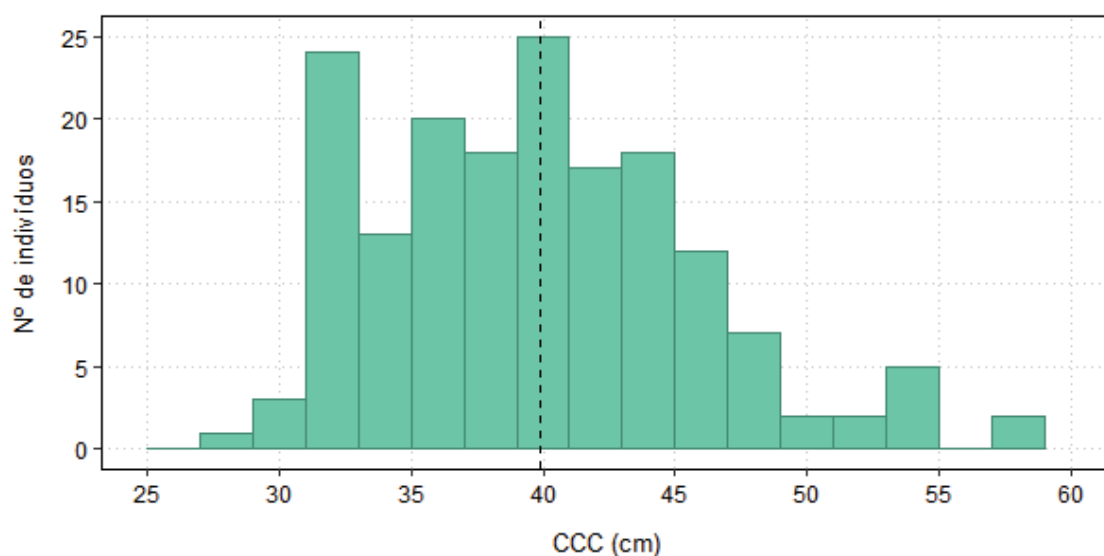


Figura 2 - Distribuição do Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC) de *Chelonia mydas* juvenis capturados intencionalmente entre 2014 e 2019, no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Linha tracejada indica a média.

Quanto à saúde, 87% dos juvenis de *C. mydas* apresentaram na primeira captura bom escore corporal ($n = 148$), seguido de 9% regular ($n = 16$) e 4% ruim ($n = 6$) e o BCI variou entre 0,4 e 2,3 com média de $1,3 \pm 0,2$ ($n = 167$). A prevalência de tumores total foi de 50,6% ($n = 86$), com variação entre campanhas de 24 a 85% (Figura 3). O FPI foi registrado para 55 tartarugas e variou entre 0,1 e 232,0 ($43,9 \pm 69,9$; mediana 8,0). Desta forma, a maioria foi classificada como levemente afetada ($n = 41$), com poucos indivíduos moderadamente ($n = 6$) e severamente ($n = 8$) afetados.

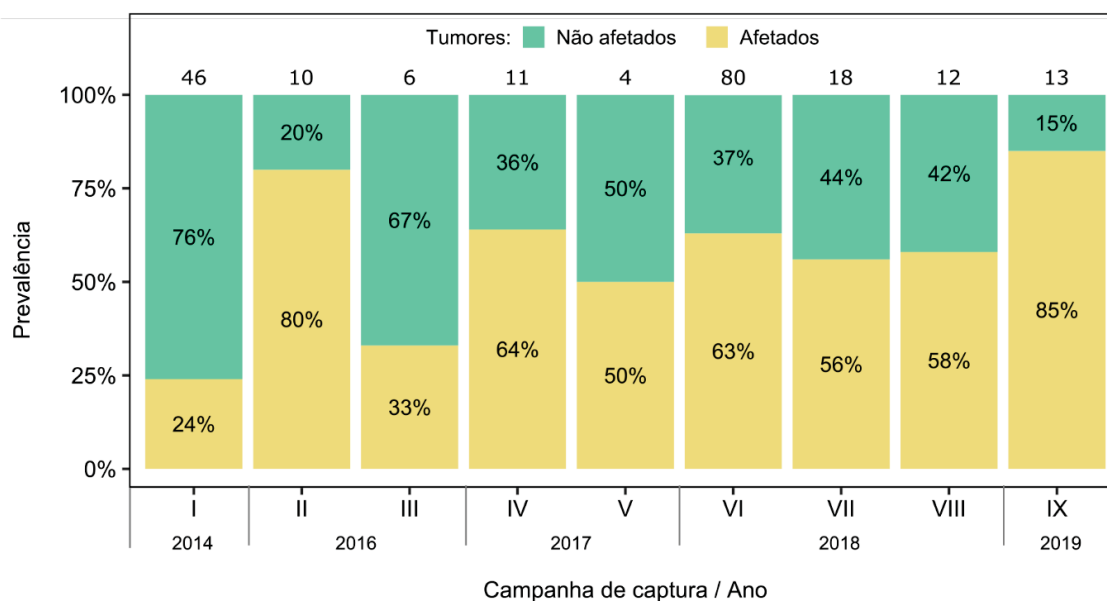


Figura 3 - Proporção de juvenis de *Chelonia mydas* afetados por tumores em cada campanha de captura, marcação e soltura conduzidas entre 2014 e 2019, no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Números acima das barras indicam o total de indivíduos amostrados.

Entre as tartarugas-verde com escore corporal ruim ($n=6$), quatro se encontravam também gravemente debilitadas e foram encaminhados para atendimento junto ao centro de reabilitação da UFPR, no entanto foram a óbito em até 10 dias após o início do tratamento (CCC: $32,4 \pm 1,6$ cm; Massa: $3,3 \pm 0,8$ kg; BCI: $0,9 \pm 0,1$). Três destes foram capturados na campanha VI e um na VII, e nenhum dos indivíduos apresentava tumores. Após o procedimento de necropsia, foram identificados em todos os animais ($n=4$) sinais de anemia grave, catabolismo energético e choque séptico causado por parasitose sugestiva de espirochidíase. Ainda, um dos indivíduos apresentava uma fratura exposta na carapaça causada por possível colisão com embarcação.

Com relação as variações nos parâmetros biométricos, os modelos lineares com variáveis temporais e espaciais explicaram pouco as variações no CCC. No entanto foi observada correlação significativa entre o CCC, a estratégia de captura e presença de tumores (APÊNDICE 1-a). Em geral, *C. mydas* juvenis afetados por tumores e capturados pelo método passivo eram maiores que os demais ($44,2 \pm 5,9$, $n=30$; Figura 4-a) enquanto, os indivíduos não afetados e capturados com estratégia ativa eram menores ($35,4 \pm 6,7$, $n=35$). Não houve diferença significativa no CCC apenas entre *C. mydas* sem tumores capturados de forma passiva e aqueles com tumores capturados de forma ativa (estimativa -1,2; erro padrão 1,1; z-valor -1,05; p-valor 0,7; APÊNDICE 1-b). O FPI apresentou correlação positiva com o CCC (estimativa 1,9; erro padrão 0,9; t-valor -2,0; p-valor 0,04; Figura 4-b). As variações no BCI

apresentaram o mesmo padrão do CCC, possivelmente devido a correlação intrínseca entre as duas variáveis (APÊNDICE 2).

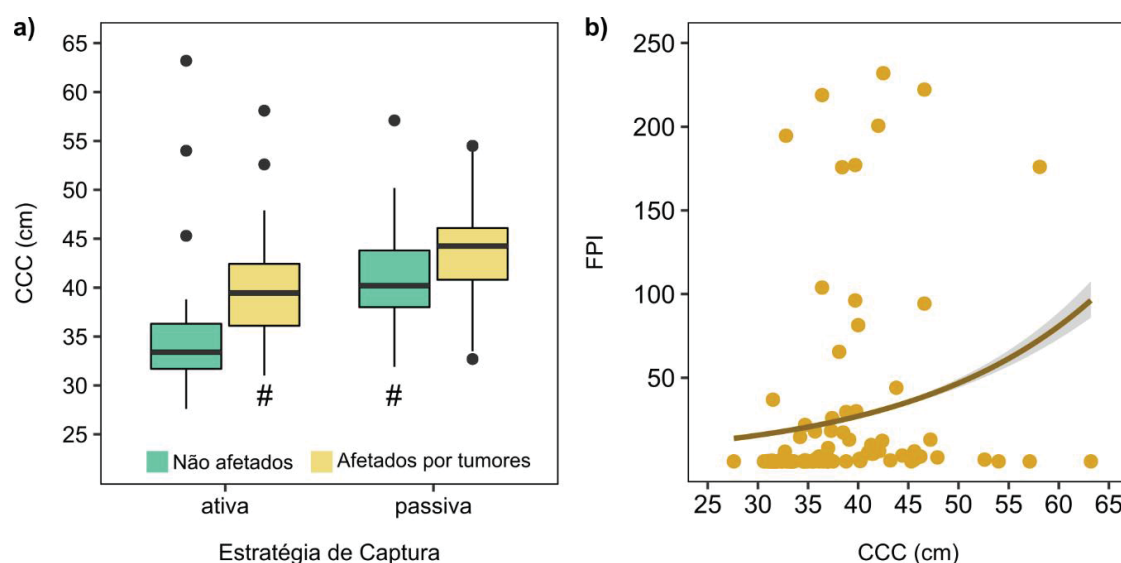


Figura 4 - a) Relação entre presença tumores e estratégia de captura com Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), '#' indica que não há diferença significativa; b) relação entre o Índice de Fibropapilomatose (FPI) e o CCC, via modelo linear generalizado, em *Chelonia mydas* juvenis capturados intencionalmente entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil.

3.2. Parâmetros demográficos

A partir do histórico de captura de 88 *C. mydas* juvenis capturados na Ilha das Cobras, na área central do CEP, entre 2018 e 2019, foram estimados parâmetros demográficos da população. Entre estes, a proporção de indivíduos recapturados em campanhas diferentes foi de 27% (n=24), e ao todo, 50 indivíduos foram capturados uma única vez ou recapturados apenas dentro da mesma campanha; três foram posteriormente encontrados mortos encalhados nas praias adjacentes do CEP; e três vieram a óbito após alguns dias de tratamento no centro de reabilitação da UFPR.

Para as estimativas demográficas foram gerados 22 modelos a partir do modelo global (Tabela 2: modelo 22) e, em geral, os modelos com dependência do tempo não se ajustaram bem aos dados (conjunto completo de modelos no APÊNDICE 3). Os modelos com menor AICc sugerem ausência de movimento temporário durante o período amostrado (março/2018 a agosto/2019) e indicam que não houve influência do CCC e da presença de tumores nas probabilidades de detecção dos indivíduos (p e c). Para sobrevivência, os modelos mais ajustados e com $\Delta AICc < 2$ sugerem correlação com a presença de tumores (modelos 2 e 3) e influência do CCC ($\beta=0,05$, modelo 3), embora tenha ocorrido alguma incerteza sobre a

influência destas covariáveis, visto que a sobrevivência foi constante no primeiro modelo (Tabela 2).

Tabela 2 - Modelos de Desenho Robusto de Huggins para sobrevivência (S), emigração (y'') e imigração (y'), probabilidade de captura (p) e recaptura (c) ordenados pelo menor AICc. Peso AICc indica a força de evidência para dado modelo. Notação dos modelos: constate (.), tempo(t), grupos de *Chelonia mydas* juvenis afetados e não afetados por tumores (fb), comprimento curvilíneo de carapaça (ccc), sem movimento de emigração e imigração (NoMov).

Modelo	AICc	Δ AICc	Peso AICc	Likelihood	Nº Parâmetros
1{S(.) y''y'(NoMov) pc(.)}	891.33	0	0.26	1	3
2{S(fb) y''y'(NoMov) pc(.)}	891.53	0.20	0.23	0.90	4
3{S(fb+ccc) y''y'(NoMov) pc(.)}	893.20	1.87	0.10	0.39	5
4{S(fb+t) y''y'(NoMov) pc(.)}	893.33	2.00	0.09	0.36	6
5{S(ccc)y''y'(NoMov) pc(.)}	893.45	2.12	0.09	0.34	4
22{S(fb+ccc+t) y''(t) y'(t) p(fb+ccc+t) c(fb+ccc+t)}	913.48	22.15	0	0	17

A média ponderada dos modelos indica que a abundância estimada da agregação que utiliza o entorno da Ilha das Cobras variou de 25 ± 12 a 75 ± 31 indivíduos em *C. mydas* visualmente saudáveis (Intervalos de Confiança: 4-45 e 13-136, respectivamente) e 29 ± 12 a 82 ± 16 em indivíduos com tumores (IC: 6-53 e 50-113, respectivamente). Somando ambos os grupos, o maior número de indivíduos estimado foi para o período de março de 2018, com ~131 indivíduos, e o menor em agosto de 2019, com ~54 indivíduos (Figura 5).

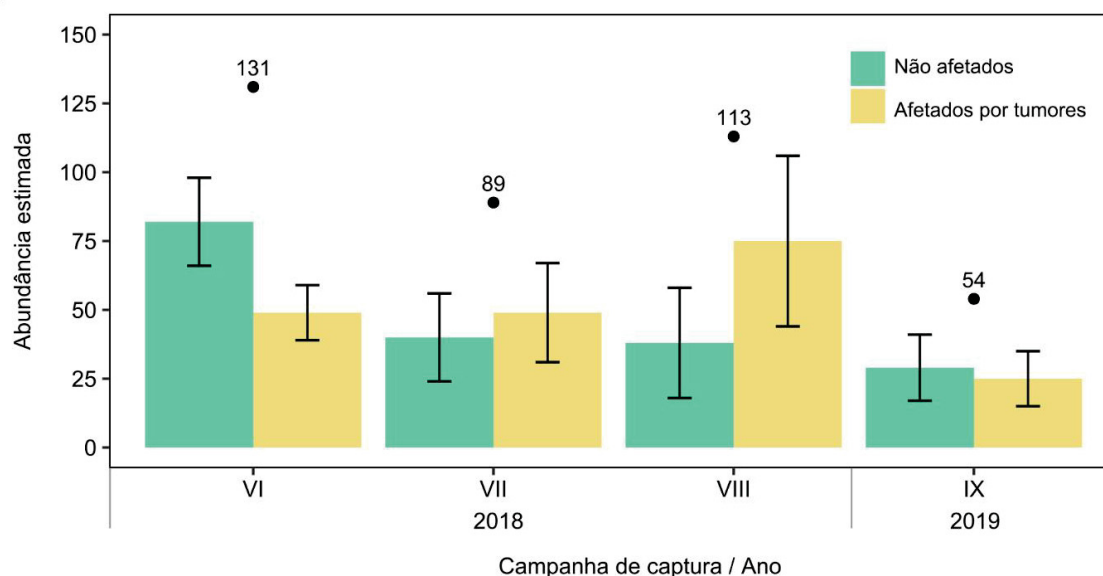


Figura 5 - Abundância da agregação de *Chelonia mydas* juvenis, estimada via modelos de Desenho Robusto de Huggins, a partir dos históricos de captura e recaptura de indivíduos afetados e não afetados por tumores, capturados intencionalmente entre 2018 e 2019, no entorno da Ilha das Cobras, Paraná, sul do Brasil. Barras indicam o erro padrão e pontos indicam o tamanho total da população estimada a partir da somatória dos dois grupos.

As probabilidades de captura e recaptura estimadas ($\pm$ Erro Padrão) foram de $0,05 \pm 0,02$ e $0,04 \pm 0,01$ campanha⁻¹, respectivamente. Já a sobrevivência mensal estimada foi de $0,98$ (IC: $0,66 - 1,00$) para *C. mydas* aparentemente saudáveis e de $0,96$ (IC $0,73 - 1,00$) para aqueles afetados por tumores. Desta forma a estimativa preliminar da sobrevivência anual foi de $0,79$ (IC: $0,54 - 0,81$) em *C. mydas* saudáveis e $0,62$ (IC: $0,47 - 0,64$) para aqueles afetados por tumores. Além disso, foi registrada a morte de seis indivíduos em um período de aproximadamente dois anos, sendo que três foram posteriormente encontrados encalhados mortos resultando em uma mortalidade anual aparente entre $0,36$ e $0,10$ (representatividade do encalhe de 5 e 20% respectivamente). Sendo assim, a sobrevivência aparente anual calculada por proporção simples está entre $0,64$ e $0,90$, um pouco superior à estimativa anual realizada a partir dos resultados dos modelos ($0,62 - 0,79$).

3.3. Acompanhamento da saúde ao longo do tempo

Em relação ao acompanhamento individual de *C. mydas* juvenis ao longo do tempo, quatro indivíduos foram encontrados encalhados mortos em praias adjacentes ao CEP, em 15, 29, 240 e 136 dias após as capturas que ocorreram nas campanhas II, VI, VIII, IX, respectivamente. Destes, apenas um apresentou escore corporal regular e dois estavam afetados por tumores no momento da captura (CCC: $38,3 \pm 5,5$ cm; Massa: $7,4 \pm 3,3$ kg; BCI: $1,4 \pm 0,1$). Após a necropsia, um dos indivíduos havia ingerido um corpo estranho linear, similar a uma

linha de pesca, sendo a possível causa da morte, os demais (n=3) juvenis de *C. mydas* não puderam ter a possível causa de morte identificada devido a decomposição.

Dentre os juvenis de *C. mydas* recapturados em campanhas diferentes (n = 27), 10 indivíduos apresentaram residência acima de 10 meses (CCC: 30,6 -47,2 cm; $38 \pm 6,8$ cm). Para estes, a taxa de crescimento anual média foi de $1,3 \pm 1,2$ cm/ano (0,0 a 3,6 cm/ano; mediana 1,0 cm/ano). Com relação ao BCI, a maioria dos juvenis de *C. mydas* apresentaram melhora de 3 a 39% ($16 \pm 10\%$; mediana 14%; n= 21, **Erro! Fonte de referência não encontrada.**) em relação a o índice inicial em um período de residência entre 78 e 538 dias (236 ± 198 dias; mediana 95 dias). A piora no BCI foi observada em seis indivíduos que tiveram uma redução entre -4 e -43% ($18 \pm 17\%$; mediana -11%) no índice inicial, após períodos de residência entre 80 e 526 dias (345 ± 185 dias; mediana 370 dias). Os parâmetros e variações individuais para BCI, FPI e CCC podem ser encontrados no APÊNDICE 4 .

Tabela 3 - Variação (Δ) mínima, máxima média e média percentual ($\pm$ Desvio Padrão) nos índices de Condição Corpórea (BCI) e de Fibropapilomatose (FPI) em relação ao valor calculado na primeira captura, além do número de casos de aumento e de redução dos índices em *Chelonia mydas* juvenis capturados, marcados e recapturados entre 2014 e 2019, no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.

Índice	Número de indivíduos	Min.	Máx.	Média	Média%	Número de aumentos	Número de reduções
Δ BCI	27	-0,46	0,44	$0,10 \pm 0,22$	$8,2 \pm 18,3$	21	06
Δ FPI	14	-69,2	74,2	$15,6 \pm 35,8$	1955 ± 4335	11	03

Ainda, do total de *C. mydas* juvenis recapturados, 13 foram capturados inicialmente saudáveis, dos quais a maioria (n = 11) permaneceu sem tumores até a última recaptura. No entanto dois indivíduos foram recapturados afetados por tumores com FPI de 0,2 e 110,2 após períodos de 526 e 534 dias, respectivamente. Já, aqueles capturados inicialmente com tumores (n = 14), 11 apresentaram aumento gradativo de 20 a 17.400% (mediana 419%) em relação FPI inicial após residência entre 87 e 537 dias (335 ± 179 dias; mediana 288 dias; ex.: Figura 1). Três indivíduos apresentaram aparente regressão parcial de -94, -86 e -72% no FPI em relação que eram de 13, 3,5 e 96,2 e foram estimados na última captura em 0,8, 0,5 e 27, após residência de 524, 450 e 81 dias, respectivamente.

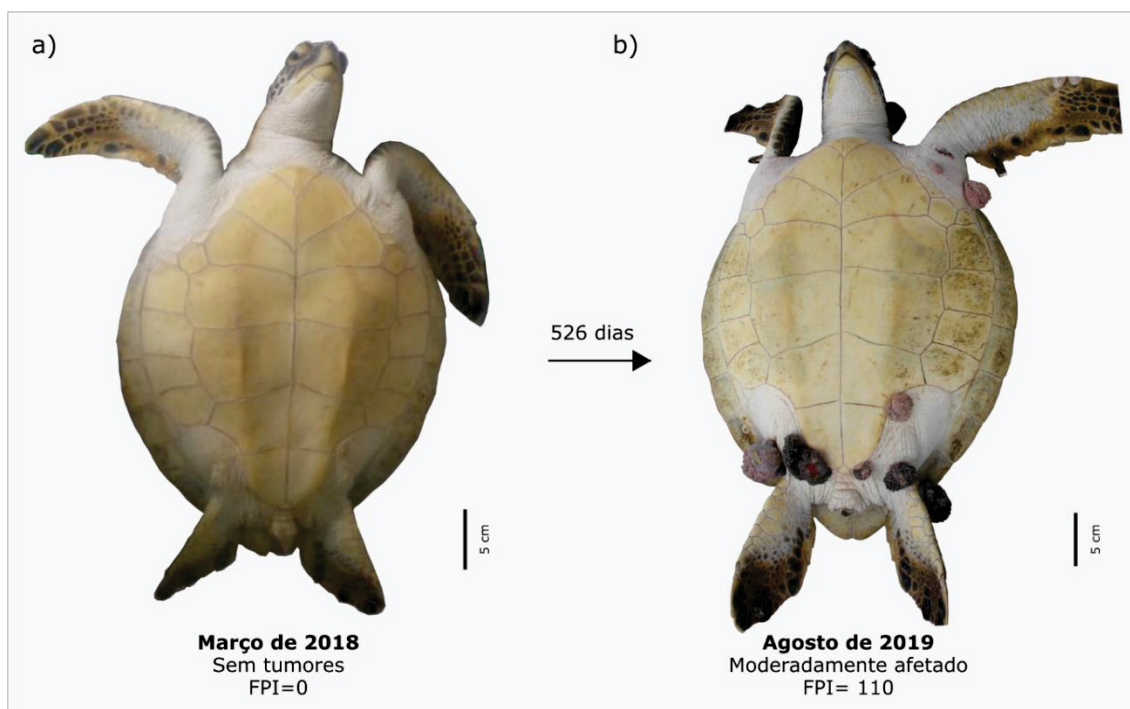


Figura 6 - Exemplo de aumento na carga de tumores em *Chelonia mydas* juvenis capturados intencionalmente entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil. A esquerda, indivíduo saudável sem tumores capturado em março de 2018, a direita o mesmo indivíduo recapturado 526 dias após a marcação com tumores e (Índice de Fibropapilomatose -FPI: 110) caracterizado como moderadamente afetado.

4. Discussão

A agregação de *C. mydas* avaliada no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), é composta por indivíduos de múltiplas origens genéticas (SAVADA et al., 2021), imaturos (com 27 a 63 cm de CCC), incluindo aqueles de comportamento residente ou transiente, os quais utilizam as áreas ao redor de ilhas e planícies de maré para alimentação e descanso. A ocorrência da espécie ao longo de todos os anos amostrados, consolida esta região como prioritária para a espécie no Oceano sul ocidental (ASO)(CANTOR et al., 2020; GAMA et al., 2016; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016; MORAIS et al., 2014; SILVA et al., 2017; VÉLEZ-RUBIO et al., 2016).

Ao longo do ASO diversas áreas de alimentação vêm sendo monitoradas continuamente quanto a ocorrência e caracterização biológica e ecológica das agregações, no entanto, em geral os estudos têm base em animais mortos encalhados (GAMA et al., 2016; GONZALEZ CARMAN et al., 2011; SANTOS et al., 2015; VÉLEZ-RUBIO et al., 2016). No entanto, a avaliação acessando animais vivos permite conhecer parâmetros específicos da dinâmica populacional e quanto a condição de saúde dos indivíduos (COLMAN et al., 2015; FUENTES et al., 2020; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016), como as contribuições

trazidas por este estudo quanto as características biométricas, sobrevivência, abundância e a incidência de doença emergente nos juvenis de *C. mydas*. Esta caracterização da agregação local com base em animais vivos complementam as informações existentes a partir de um longo histórico de animais encalhados mortos na região (ANDRADE et al., 2016; CANTOR et al., 2020; DOMICIANO, 2016; FUENTES et al., 2020; GAMA et al., 2016)

Em geral, os indivíduos na faixa de tamanho observados no CEP são imaturos com idades estimadas entre dois e 16 anos (LENZ; AVENS; BORGES-MARTINS, 2017) e com taxa de crescimento variando entre classes de idade (entre 1,4 e 3,4 cm CCC; ANDRADE et al., 2016). A agregação monitorada teve taxa de crescimento média observada e suas variações ($1,3 \pm 1,2 \text{ cm.ano}^{-1}$) semelhante ao observado nos resultados anteriormente obtidos para a região (ANDRADE et al., 2016), similar às taxas relatadas no Uruguay ($1,6 \pm 0,9 \text{ cm.ano}^{-1}$; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016), porém menores do que a relatada em outras áreas de alimentação do ASO (COLMAN et al., 2015; JARDIM; LÓPEZ-MENDILAHARSU; BARROS, 2016; LENZ; AVENS; BORGES-MARTINS, 2017). As variações entre diferentes locais é descrita como resposta a múltiplos fatores como temperatura da água, disponibilidade de alimentos, qualidade geral do habitat, diferenças de estoque genético, densidade populacional e mesmo variação individual em resposta diversidade comportamental dos animais (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2000; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016).

Em relação a demografia, ao longo do período amostrado (~1,5 anos), a abundância de *C. mydas* juvenis foi estimada entre 54 e 131 indivíduos no entorno da Ilha das Cobras, a qual está localizada na área central do CEP. A estimativa foi pontual para o interior do CEP, e mesmo sendo uma área potencial de passagem para os animais que utilizam múltiplos habitats do CEP ou conectam entre estuário e áreas oceânicas, outras áreas devem ser amostradas para estimativa regional. A área abordada neste estudo foi experimental e validou a abordagem e técnica de amostragem, trazendo base para estudos populacionais mais robustos em etapa futura, sendo este o primeiro trabalho no mundo dedicado a estimativa de abundância de juvenis de tartarugas marinhas em regiões de baía/estuário pela técnica de captura intencional, marcação e recaptura. No ASO, a abundância para juvenis e subadultos de *C. mydas* foi estimada apenas em Fernando de Noronha, onde foi registrado entre 400 e 1148 indivíduos por ano (COLMAN et al., 2015). Já no Caribe, foram observadas abundâncias anuais, em geral, de menos de 100 indivíduos em algumas áreas de alimentação (PATRÍCIO; DIEZ; VAN DAM, 2014). As amostragens realizadas até o momento são insipientes considerando a abrangência

da ocorrência das espécies de tartarugas marinhas, a diversidade de habitats e comportamentos associados, mas a estimativa de abundância é parâmetro crucial para avaliação de riscos de extinção e orientação de ações de conservação (IUCN, 2012). A compreensão da dinâmica populacional em juvenis e de possíveis efeitos da movimentação dos animais e da densidade-dependentes requerem estudos de longo prazo em áreas de alimentação com diferentes características ambientais e climáticas, no entanto o passo inicial é a padronização de metodologia e escolha de áreas-chave para monitoramento, sendo este realizado pelo presente estudo.

Além das variações intrínsecas de cada habitat, a estimativa de abundância pode ser influenciada pela probabilidade de recaptura dos animais, a qual para o litoral do Paraná foi estimada em 0,04, valor abaixo do observado anualmente em outros estudos (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPIKA, 2003; CHALOUPIKA; LIMPUS, 2005; COLMAN et al., 2015; PATRÍCIO et al., 2011). A baixa taxa de recaptura no CEP, pode ser influenciada pela movimentação dos indivíduos na região, variação de comportamentos e áreas de alimentação, mas também pelas características do ambiente. A alta turbidez da água na região estuarina (ANGULO et al., 2016) pode reduzir o potencial de detecção dos juvenis de *C. mydas* e a chance de recaptura dos indivíduos. Além disso, a recaptura pode ser afetada pelo potencial de dispersão dos indivíduos dentro da própria área de estudo, visto que o CEP possui uma extensão de mais de 500 km² e múltiplos habitats-chave para juvenis de *C. mydas* (CAPÍTULO 1). A movimentação interna dos animais no CEP é evidenciada pelos resultados obtidos com o uso de rastreadores satelitais nestes animais, mas a relação de uso do habitat e variações espaço-temporais ainda precisam ser exploradas em esforços futuros (CAPÍTULO 1; FUENTES et al., 2020).

Apesar do potencial de dispersão na área de estudo, os modelos de avaliação populacional indicaram que não houve movimentos de emigração e imigração da área de estudo durante o período amostrado, o qual é suportado por dados obtidos via telemetria para o mesmo período (CAPÍTULO 1). Entretanto, destaca-se a estimativa de menor abundância de *C. mydas* juvenis nos períodos de inverno na região do CEP (campanhas VII e IX), resultado que pode ser consequência da maior letargia dos juvenis de *C. mydas* neste período, causada pela queda de temperatura da água, visto serem animais ectodérmicos (VÉLEZ-RUBIO et al., 2017). Nos momentos letárgicos os indivíduos da espécie tendem a permanecer junto ao fundo, dificultando a captura com redes de emalhe, como as utilizadas pelo presente estudo. Além disto, entre os fatores determinantes nas flutuações na abundância das agregações está a sobrevivência, a qual

pode ser afetada por fatores naturais e antrópicos que são específicos de cada região e foi testada no presente estudo (ROCKWOOD, 2006). Ainda, variações na característica de tamanho dos indivíduos podem ter influenciado os resultados entre estações e deve ser considerado em análises de longo-prazo, pois os modelos indicaram que indivíduos menores foram capturados com a estratégia de captura ativa, o que pode ser reflexo da diferença de comportamento, uso de área ou capacidade de detecção das redes entre indivíduos menores e recém recrutados (~35 cm de CCC) e indivíduos maiores que estão a mais tempo no ambiente costeiro (~44 cm de CCC). No entanto, tal hipótese deve ser testada em estudos futuros com delineamento amostral específico.

A região do CEP foi caracterizada como um *hotspot* de ameaças de origem antrópica à espécie (FUENTES et al., 2020) e está inserido na região do ASO com os maiores registros de encalhe de juvenis de *C. mydas* (CANTOR et al., 2020). Dentre os indivíduos juvenis incluídos na análise demográfica, foi registrado o óbito de seis, dentre os quais três foram posteriormente encontrados encalhados mortos. Considerando que encalhes representam entre 5 e 20% da mortalidade real, a sobrevivência aparente geral foi calculada entre 0,64 e 0,90 (HART; MOORESIDE; CROWDER, 2006; KOCH et al., 2013; MANCINI et al., 2012). Comparando os resultados globalmente com outras agregações de juvenis, subadultos e adultos da espécie, as estimativas encontram-se entre as variações observadas (ex.: CHALOUPKA; LIMPUS, 2005; COLMAN et al., 2015; PATRÍCIO et al., 2011; TROËNG; RANKIN, 2005). Importante destacar que os estudos anteriormente citados utilizaram modelos Cormack-Jolly-Seber e podem ter a sobrevivência subestimada devido ao efeito de emigrações, que podem ser confundidas com morte (LEBRETON et al. 1992). Ainda, estes estudos globais apresentaram abrangência temporal de mais de 10 anos e por isso tem maior potencial de avaliar a influência da sobrevivência na dinâmica destas agregações, fato que para o estudo no CEP será possível apenas em alguns anos, caso o monitoramento seja contínuo (PIACENZA; RICHARDS; HEPPELL, 2019).

A sobrevivência da agregação local potencialmente foi influenciada pela alta sobreposição com atividades antrópicas e os impactos cumulativos gerados na região (FUENTES et al., 2020). Entre o total de *C. mydas* juvenis capturados intencionalmente para marcação e soltura, oito tiveram óbito registrado em período posterior, dos quais dois tiveram sinais claros de interação antrópica: ingestão de resíduos sólidos e colisão com embarcação. A mortalidade causada diretamente por atividades antrópicas está bem documentada, entretanto, estas ações podem ter também efeitos não letais, causando a imunossupressão e

desenvolvimento de doenças emergentes, como a fibropapilomatose (PATRÍCIO et al., 2016; TAGLIOLATTO et al., 2020). A agregação do CEP apresentou bom escore corporal e o BCI médio (1,3) similar aos valores observados em outras áreas de alimentação do ASO e Caribe (BJORNDAL; BOLTEN; CHALOUPKA, 2000; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016; ROSSI et al., 2019). No entanto, a presença da fibropapilomatose, doença emergente, foi registrada em 50% dos indivíduos, os quais estavam, em sua maioria, levemente afetados, considerando os padrões do ASO (ROSSI et al., 2016). Destaca-se que esta prevalência de tumores é duas vezes maior que a relatada na Flórida e dez vezes maior a observada no Uruguai (FOLEY et al., 2005; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016).

Devido aos indivíduos acometidos por tumores apresentarem em geral boa condição corpórea, alguns estudos sugerem que estes não afetam significativamente a sobrevivência dos juvenis de *C. mydas* (JONES et al., 2016; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016). Entretanto, as estimativas realizadas a partir dos modelos aqui elaborados indicaram que para o CEP a sobrevivência anual é menor em indivíduos afetados por tumores (0,62) comparado aos não afetados (0,79). Visto a ausência de deslocamentos temporários observada por diferentes métodos, minimizando vieses dos modelos de Desenho Robusto, as estimativas devem representar de fato a sobrevivência a curto prazo (KENDALL; NICHOLS; HINES, 1997). De forma similar, foi reportado para *C. mydas* em reabilitação que tumores oculares aumentaram em oito vezes a probabilidade de morte em tartarugas com fibropapilomatose (PAGE-KARJIAN et al., 2014). Além disso, semelhante a estudos prévios, foram observados com mais frequência tumores em juvenis entre 35 e 45 cm de CCC, a qual diminui para animais com CCC acima de 50 cm e é incomum em indivíduos adultos (FOLEY et al., 2005; LÓPEZ-MENDILAHARSU et al., 2016; SANTOS et al., 2010). Tal fato pode indicar mortalidade antes de atingirem esta faixa de tamanho ou mesmo a regressão da doença com a melhora do sistema imunológico e adaptação dos animais as condições ambientais costeiras (CHABOT et al., 2021; SANTOS et al., 2010).

A regressão dos tumores é observada em diversos casos e possivelmente depende da localização acometida (FLINT, 2013; PAGE-KARJIAN et al., 2014; PATRÍCIO et al., 2016). Entretanto, no presente estudo, 40% dos indivíduos apresentaram aumento gradual na carga de tumores em menos de um ano. O tempo de desenvolvimento dos tumores no CEP é mais curto do que o estimado em Porto Rico, Caribe, onde é relatado um período de ~2 anos (PATRÍCIO et al., 2016). Possivelmente, o desenvolvimento e o aumento da carga dos tumores nos juvenis de *C. mydas* no CEP, podem refletir a imunossupressão causada pelas mudanças ontogenéticas

de habitat no recrutamento somado ao estresse resultante da exposição a múltiplas ameaças na região (DOMICIANO et al., 2019; FUENTES et al., 2020; SANTOS et al., 2010). Além disto, existe a hipótese de que o aumento da temperatura da água possa estimular o crescimento de tumores (PATRÍCIO et al., 2021), evidenciando aqui um alerta para a região do CEP e demais áreas do ASO quanto ao fato de eventos da doença poderem se tornar mais severos no futuro devido ao cenário de mudanças climáticas e intensificação da degradação dos ambientes costeiros. Desta forma, a menor sobrevivência estimada no presente estudo, a baixa evidência de regressão dos tumores e a iminência das mudanças climáticas, trazem à tona a necessidade de investigações mais robustas e de longo prazo sobre a dinâmica populacional de juvenis de *C. mydas*, principalmente em regiões de clima subtropical e de múltiplos usos humanos como é o CEP, no litoral do Paraná, e outras regiões costeiras do sudeste e sul do Brasil.

Considerando este cenário, ressalta-se a importância de avaliar a demografia em juvenis e da inclusão de parâmetros de saúde, principalmente no que diz respeito a análises de risco de extinção em *C. mydas*. Os juvenis compõem a maior parte das populações e no ASO são encontradas altas taxas de prevalência de tumores em diversas agregações (HEPPELL; SNOVER; CROWDER, 2003; ROSSI et al., 2019; SANTOS et al., 2010). Desta forma, as flutuações na sobrevivência de *C. mydas* juvenis causadas por doenças emergentes ou impactos antrópicos podem ter importante influência na dinâmica da população (HEPPELL; SNOVER; CROWDER, 2003). Entretanto, os efeitos dessas flutuações no status de conservação da espécie só serão observados em um prazo de 10 a 20 anos à frente, devido a maturação sexual tardia e aos métodos atuais de avaliação de riscos e classificação dos animais quanto a este status (WILDERMANN et al., 2018).

As avaliações de risco de extinção atuais para *C. mydas* levam em consideração apenas fêmeas em idade reprodutiva ou o número de ninhos, método que possui vieses de superestimação intrínsecos (BRODERICK; PATRICIO, 2019; CASALE; CERIANI, 2020; SEMINOFF; 2004). A exclusão de machos e juvenis de *C. mydas* nestas avaliações ocorre devido à falta de informações, principalmente pela dificuldade de trabalhos em água e de longo prazo, necessários para abordar estas fases de vida/sexo (SEMINOFF; SHANKER, 2008). No entanto, é urgente a estruturação de monitoramentos sistemáticos em áreas de alimentação para mensuração de parâmetros demográficos e de saúde em juvenis, a fim de aprimorar os modelos populacionais e avaliação do risco de extinção das subpopulações de tartarugas marinhas ao longo das distintas RMUs (CASALE; HEPPELL, 2016; WILDERMANN et al., 2018). Além disso, devido à grande variabilidade individual observada em parâmetros de uso do habitat,

vulnerabilidade e condição de saúde, é importante considerar futuras avaliações por meio de modelos com base no indivíduo (*individual-based models*) (DEANGELIS; GRIMM, 2014).

Assim, com base no presente estudo e considerando a literatura mundial sobre os diversos temas abordados, propõe-se atributos essenciais para um delineamento amostral mínimo de monitoramento a longo prazo das agregações de juvenis de *C. mydas* do ASO, que pode ser adaptado para as demais espécies de tartarugas marinhas (ver BOX 1). Os programas de monitoramento a longo prazo podem ser incluídos e subsidiados por ações desenvolvidas por instrumentos de gestão existentes nas áreas de alimentação, tais como planos de manejo de Unidades de Conservação e processos de licenciamento ambiental relacionados aos empreendimentos com potencial impacto à espécie e seu habitat. Neste contexto, o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) pode se caracterizar como uma área chave para monitoramento demográfico e de saúde dos juvenis de *C. mydas* no ASO, visto que abriga indivíduos de diferentes origens, pertencentes a duas RMUs, expostos a mudanças ambientais e ameaças à sua conservação. Além disso, é possível acompanhar e acessar as agregações do CEP proporcionando a oportunidade de avaliação de longo prazo.

Os resultados e discussão deste estudo trazem informações importantes para refletir os critérios utilizados para a avaliação do status de conservação de *C. mydas* regional e global, considerando os métodos e abordagens analíticas atuais. Destaca a importância da continuação de longo prazo dos estudos existentes em áreas de alimentação e da sistematização dos esforços de coleta e análise de parâmetros populacionais. Em relação a saúde, devido ao comportamento altamente migratório, mas as facilidades de observação dos indivíduos na zona costeira, e de doenças que refletem a qualidade ambiental, destaca-se o papel de *C. mydas* juvenis como sentinelas ambientais (DOMICIANO; DOMIT; BRACARENSE, 2017). Sendo assim, o monitoramento das agregações de juvenis e avaliações de saúde podem, além de contribuir para o entendimento e conservação da espécie, dar suporte na avaliação futura quanto a saúde e resiliência da biodiversidade e do oceano, resultados esperados para a Década das Nações Unidas da Ciência dos Oceanos para o Desenvolvimento Sustentável (<https://oceandecade.org/>).

BOX 1 – CONTRIBUIÇÃO PARA MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DEMOGRÁFICA E DE SAÚDE EM *Chelonia mydas* JUVENIS.**Considerações prévias:**

- a. A equipe de campo deve ser composta por pesquisadores capacitados ao manuseio dos juvenis de *C. mydas*, treinados com as técnicas de amostragem determinadas e portadoras de licença ambiental;
- b. As áreas de estudo devem ser zonas de agregação e de passagem de indivíduos, visto que, na maioria das vezes, não é viável a amostragem da área de alimentação em sua totalidade;
- c. Recomenda-se a condução de, no mínimo, duas amostragens anuais, com intuito de observar possíveis emigrações e imigrações e efeitos na abundância e sobrevivência da agregação local relacionados a variações sazonais de fatores bióticos e abióticos que ocorrem em cada região como: temperatura da água, correntes, salinidade, produtividade primária etc.
- d. A técnica de captura intencional deve ser condizente com as características oceanográficas e geomorfológicas da região (mergulho, rede de emalhe, cerco fixo monitorado etc.), a fim de amostrar o maior número de *C. mydas* possível a cada etapa de avaliação populacional.

Avaliação dos espécimes de *C. mydas* juvenis:

- e. Deve-se observar a condição corpórea (c.f. TOREZANI et al., 2010);
- f. Mensurar os parâmetros biométricos mínimos: comprimento curvilíneo e retilíneo de carapaça e massa corpórea;
- g. Registrar a presença de tumores e contabilizar a quantidade e tamanho destes para cálculo do escore tumoral (c.f. ROSSI et al., 2016);
- h. Estabelecer método sistemático de identificação individual de *C. mydas*, seja por anilhamento ou fotoidentificação; e
- i. Delinear as amostragens de maneira a efetivar análises demográficas sazonais, incluindo estimativas de abundância, densidade e sobrevivência.

Ainda, quando viável, é de extrema importância a integração de múltiplos métodos como marcação e recaptura, telemetria e análise de animais encalhados mortos.

Referências

- ANDRADE, M. F. et al. Appropriate Morphometrics For The First Assessment Of Juvenile Green Turtle (*Chelonia mydas*) Age And Growth In The South-Western Atlantic. **Marine Biology**, v. 163, n. 12, p. 254, doi:10.1007/s00227-016-3031-7, 17 dez. 2016.
- ANGULO, R. J. et al. The State of Paraná Beaches. In: SHORT, A. D.; KLEIN, F. (Eds.). . **Brazilian Beach Systems**. [s.l.] Coastal Research Library, Springer, 2016. p. 419–464.
- BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B. Comparison Of Straight-Line And Over-The-Curve Measurements For Growth Rates Of Green Turtles, *Chelonia mydas*. **Bulletin of Marine Science**, v. 45, n. 1, p. 189–192, 1989.
- BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y. Green Turtle Somatic Growth Model: Evidence Fordensity Dependence. **Ecological Applications**, v. 10, n. 1, p. 269–282, doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0269:GTSGME]2.0.CO;2, 2000.
- BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y. Survival Probability Estimates For Immature Green Turtles *Chelonia mydas* In The Bahamas. **Marine Ecology Progress Series**, v. 252, n. Bolten, p. 273–281, doi:10.3354/meps252273, 2003.
- BOLTEN, A. B. Techniques for Measuring Sea Turtles. In: ECKERT, K. L. et al. (Eds.). **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, 1999.
- BRODERICK, A.; PATRICIO, A. *Chelonia mydas* (South Atlantic subpopulation). **The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T142121866A142086337**, doi:http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T142121866A142086337.en Copyright:, 2019.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. 2. ed. [s.l.] Springer-Verlag, 2002.
- CANTOR, M. et al. High Incidence Of Sea Turtle Stranding In The Southwestern Atlantic Ocean. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 5, p. 1864–1878, doi:10.1093/icesjms/fsaa073, 1 set. 2020.
- CARMAN, V. G. et al. Revisiting The Ontogenetic Shift Paradigm: The Case Of Juvenile Green Turtles In The SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 429, p. 64–72, doi:10.1016/j.jembe.2012.06.007, nov. 2012.
- CASALE, P.; CERIANI, S. Sea Turtle Populations Are Overestimated Worldwide From Remigration Intervals: Correction For Bias. **Endangered Species Research**, v. 41, p. 141–151, doi:10.3354/esr01019, 30 jan. 2020.
- CASALE, P.; HEPPELL, S. S. How Much Sea Turtle Bycatch Is Too Much? A Stationary Age Distribution Model For Simulating Population Abundance And Potential Biological Removal In The Mediterranean. **Endangered Species Research**, v. 29, n. 3, p. 239–254, doi:10.3354/esr00714, 2016.

CHABOT, R. et al. A Sea Turtle Population Assessment for Florida's Big Bend, Northeastern Gulf of Mexico. **Gulf and Caribbean Research**, v. 32, n. 1, p. 19–33, doi:10.18785/gcr.3201.05, 2021.

CHALOUPKA, M.; LIMPUS, C. Estimates Of Sex- And Age-Class-Specific Survival Probabilities For A Southern Great Barrier Reef Green Sea Turtle Population. **Marine Biology**, v. 146, n. 6, p. 1251–1261, doi:10.1007/s00227-004-1512-6, 2005.

CHALOUPKA, M.; LIMPUS, C.; MILLER, J. Green turtle somatic growth dynamics in a spatially disjunct Great Barrier Reef metapopulation. **Coral Reefs**, v. 23, n. 3, p. 325–335, doi:10.1007/s00338-004-0387-9, 19 set. 2004.

CHALOUPKA, M. Y.; PILCHER, N. J. *Chelonia mydas* (Hawaiian subpopulation). **The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T16285718A142098300.**, doi:https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T16285718A142098300.en., 2019.

COELHO, V. F. et al. Intra-Specific Variation In Skull Morphology Of Juvenile *Chelonia mydas* In The Southwestern Atlantic Ocean. **Marine Biology**, v. 165, n. 10, p. 174, doi:10.1007/s00227-018-3429-5, 2018.

COLMAN, L. P. et al. Long-Term Growth And Survival Dynamics Of Green Turtles (*Chelonia mydas*) At An Isolated Tropical Archipelago In Brazil. **Marine Biology**, v. 162, n. 1, p. 111–122, doi:10.1007/s00227-014-2585-5, 29 jan. 2015.

DEANGELIS, D. L.; GRIMM, V. Individual-Based Models In Ecology After Four Decades. **F1000Prime Reports**, v. 6, n. June, doi:10.12703/P6-39, 2014.

DOMICIANO, I. G. **Fibropapilomatose Em Tartarugas-Verde (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) No Sudoeste Do Oceano Atlântico: Epidemiologia E Parâmetros Clínicos Laboratoriais.** Doutorado. Universidade Estadual de Londrina, 2016.

DOMICIANO, I. G.; DOMIT, C.; BRACARENSE, A. P. F. R. L. The Green Turtle *Chelonia mydas* As A Marine And Coastal Environmental Sentinels: Anthropogenic Activities And Diseases. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 38, n. 5, p. 3417, doi:10.5433/1679-0359.2017v38n5p3417, 3 out. 2017.

ESTEBAN, N., MORTIMER, J.A., STOKES, H.J. et al. A global review of green turtle diet: sea surface temperature as a potential driver of omnivory levels. **Marine Biology** 167, 183, 2020.

FLINT, M. Free-Ranging Sea Turtle Health. In: WYNEKEN, J.; LOHMANN, K. J.; MUSICK, J. A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles. Volume III.** Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 379–398.

FLINT, M. et al. Clinical and Pathological Findings in Green Turtles (*Chelonia mydas*) from Gladstone, Queensland: Investigations of a Stranding Epidemic. **EcoHealth**, v. 12, n. 2, p. 298–309, doi:10.1007/s10393-014-0972-5, 2015.

FOLEY, A. M. et al. Fibropapillomatosis In Stranded Green Turtles (*Chelonia mydas*) From The Eastern United States (1980-98): Trends And Associations With Environmental Factors. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 41, n. 1, p. 29–41, doi:10.7589/0090-3558-41.1.29, 2005.

FUENTES, M. M. P. B. et al. Cumulative Threats To Juvenile Green Turtles In The Coastal Waters Of Southern And Southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 6, p. 1783–1803, doi:10.1007/s10531-020-01964-0, 11 maio 2020.

GAMA, L. et al. Green Turtle *Chelonia mydas* Foraging Ecology At 25°S In The Western Atlantic: Evidence To Support A Feeding Model Driven By Intrinsic And Extrinsic Variability. **Marine Ecology Progress Series**, v. 542, p. 209–219, doi:10.3354/meps11576, 19 jan. 2016.

GOLDBERG, D. et al. Fatal *Citrobacter Coelomitis* in a Juvenile Green Turtle (*Chelonia mydas*): A Case Report. **Marine Turtle Newsletter**, v. 150, n. August, p. 10–13, 2016.

GUEBERT-BARTHOLO, F. M. et al. Using Gut Contents To Assess Foraging Patterns Of Juvenile Green Turtles *Chelonia mydas* In The Paranaguá Estuary , Brazil. **Endangered Species Research**, v. 13, p. 131–143, doi:10.3354/esr00320, 2011.

HART, K. M.; MOORESIDE, P.; CROWDER, L. B. Interpreting The Spatio-Temporal Patterns Of Sea Turtle Strandings: Going With The Flow. **Biological Conservation**, v. 129, n. 2, p. 283–290, doi:10.1016/j.biocon.2005.10.047, 2006.

HEPPELL, S. S.; SNOVER, M.; CROWDER, L. B. Sea Turtle Population Ecology. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A.; WYNEKEN, J. (Eds.). **The biology of sea turtles: volume II**. Boca Raton: CRC Press, 2003. p. 275–307.

HUGGINS, R. M. On The Statistical Analysis Of Capture Experiments. **Biometrika**, v. 76, n. 1, p. 133–140, doi:10.1093/biomet/76.1.133, 1989.

IUCN. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1**. 2. ed. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012.

JARDIM, A.; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; BARROS, F. Demography And Foraging Ecology Of *Chelonia mydas* On Tropical Shallow Reefs In Bahia, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 6, p. 1295–1304, doi:10.1017/S0025315415001629, 12 set. 2016.

JONES, K. et al. A Review Of Fibropapillomatosis In Green Turtles (*Chelonia mydas*). **The Veterinary Journal**, v. 212, p. 48–57, doi:10.1016/j.tvjl.2015.10.041, 1 jun. 2016.

JORDÃO, J. C. et al. Green Turtle (*Chelonia mydas*) Genetic Diversity At Paranaguá Estuarine Complex Feeding Grounds In Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 38, n. 3, p. 346–352, doi:10.1590/S1415-475738320140353, set. 2015.

KENDALL, W. L.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E. Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data With Pollock's Robust Design. **Ecology**, v. 78, n. 2, p. 563–578, doi:10.1890/0012-9658(1997)078[0563:ETEUCR]2.0.CO;2, 1997.

KOCH, V. et al. Estimating At-Sea Mortality of Marine Turtles from Stranding Frequencies and Drifter Experiments. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, doi:10.1371/journal.pone.0056776, 2013.

LANA, P. C. et al. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: SEELIGER, U.; KJERFVE, B. (Eds.). **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2001. p. 131–145.

LEBRETON, J.-D. et al. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. **Ecological Monographs**, v. 62, n. 1, p. 67–118, doi:10.2307/2937171, mar. 1992.

LENZ, A.; AVENS, L.; BORGES-MARTINS, M. Age And Growth Of Juvenile Green Turtles *Chelonia mydas* In The Western South Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 568, p. 191–201, doi:10.3354/meps12056, 24 mar. 2017.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M. et al. Demographic And Tumour Prevalence Data For Juvenile Green Turtles At The Coastal-Marine Protected Area Of Cerro Verde, Uruguay. **Marine Biology Research**, v. 12, n. 5, p. 541–550, doi:10.1080/17451000.2016.1169294, 2016.

LOTZE, H. K. et al. Recovery of marine animal populations and ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 11, p. 595–605, doi:10.1016/j.tree.2011.07.008, nov. 2011.

MAGRIS, R. A. et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 2, p. 198–215, 2021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13183>

MANCINI, A. et al. Small-Scale Gill-Net Fisheries Cause Massive Green Turtle *Chelonia mydas* Mortality In Baja California Sur, Mexico. **Oryx**, v. 46, n. 1, p. 69–77, doi:10.1017/S0030605310001833, 8 jan. 2012.

MANCINI, A.; PHILLOTT, A. D.; REES, A. F. *Chelonia mydas* (North Indian Ocean subpopulation) (errata version published in 2019). **The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T142121108A154845002.**, doi:<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T142121108A154845002.en>, 2019.

MIURA, A. S.; NOERNBERG, M. A. Mapping of Conflicts of Use and Occupation of the Paranaguá Estuary Complex and Shallow Platform: Subsidies for Marine Spatial Planning. **Revista Costas**, v. 2, n. 2, p. 53–72, doi:10.26359/costas.0902, 2020.

MONTEIRO, D. S. et al. Long-Term Spatial And Temporal Patterns Of Sea Turtle Strandings In Southern Brazil. **Marine Biology**, v. 163, n. 12, p. 247, doi:10.1007/s00227-016-3018-4, 4 dez. 2016.

MORAIS, R. A. et al. Direct Evidence For Gradual Ontogenetic Dietary Shift In The Green Turtle, *Chelonia mydas*. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 13, n. 2, p. 260–266, doi:10.2744/CCB-1058.1, 2014.

MUSICK, J. A.; LIMPUS, C. J. Habitat Utilization and Migration in Juvenile Sea Turtles. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (Eds.). **The biology of sea turtles: volume I**. [s.l.] CRC Press, 1997. p. 137–163.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Assessment of Sea-Turtle Status and Trends: Integrating Demography and Abundance**. Washington, D.C.: The National Academies Press, 2010.

NUNES, T. Y.; BROADHURST, M. K.; DOMIT, C. Selectivity Of Marine-Debris Ingestion By Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) At A South American World Heritage Listed Area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, n. April, p. 112574, doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112574, ago. 2021.

ORÓS, J. et al. Diseases And Causes Of Mortality Among Sea Turtles Stranded In The Canary Islands, Spain (1998-2001). **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 63, n. 1, p. 13–24, doi:10.3354/dao063013, 2005.

PAGE-KARJIAN, A. et al. Factors Influencing Survivorship Of Rehabilitating Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) With Fibropapillomatosis. **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, v. 45, n. 3, p. 507–519, doi:10.1638/2013-0132R1.1, set. 2014.

PAN/ICMBIO. **Plano De Ação Nacional Para Conservação Das Tartarugas Marinhas**. [s.l.] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011. v. 25

PATRÍCIO, A. et al. Novel Insights Into The Dynamics Of Green Turtle Fibropapillomatosis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 547, n. April, p. 247–255, doi:10.3354/meps11644, 7 abr. 2016.

PATRÍCIO, A. et al. Climate Change And Marine Turtles: Recent Advances And Future Directions. **Endangered Species Research**, v. 44, p. 363–395, doi:10.3354/esr01110, 2021.

PATRÍCIO, A. R. et al. Survival Probability Of Immature Green Turtles In Two Foraging Grounds At Culebra Puerto Rico. **Marine Ecology Progress Series**, v. 440, p. 217–227, doi:10.3354/meps09337, 2011.

PATRÍCIO, R.; DIEZ, C. E.; VAN DAM, R. P. Spatial And Temporal Variability Of Immature Green Turtle Abundance And Somatic Growth In Puerto Rico. **Endangered Species Research**, v. 23, n. 1, p. 51–62, doi:10.3354/esr00554, 2014.

PIACENZA, S. E.; RICHARDS, P. M.; HEPPELL, S. S. Fathoming Sea Turtles: Monitoring Strategy Evaluation To Improve Conservation Status Assessments. **Ecological Applications**, v. 29, n. 6, p. 1300–1315, doi:10.1002/eap.1942, 2019.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing, , 2021. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

REES, A. F. et al. Are We Working Towards Global Research Priorities For Management And Conservation Of Sea Turtles? **Endangered Species Research**, 30 dez. 2016. Disponível em: <<http://www.int-res.com/abstracts/esr/v31/p337-382/>>

ROCKWOOD, L. L. **Introduction To Population Ecology**. In: [s.l.] Blackwell Publishing, 2006. p. 353.

ROSSI, S. et al. Challenges in Evaluating the Severity of Fibropapillomatosis: A Proposal for Objective Index and Score System for Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) in Brazil. **PLOS ONE**, v. 11, n. 12, p. e0167632, doi:10.1371/journal.pone.0167632, 2016.

ROSSI, S. et al. Monitoring Green Sea Turtles In Brazilian Feeding Areas: Relating Body Condition Index To Fibropapillomatosis Prevalence. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 99, n. 8, p. 1879–1887, doi:10.1017/S0025315419000730, 10 dez. 2019.

SANTOS, F. R. et al. Organic Contaminants And Trace Metals In The Western South Atlantic Upper Continental Margin: Anthropogenic Influence On Mud Depocenters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, n. December 2019, p. 111087, doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111087, 2020.

SANTOS, R. DOS et al. Relationship Between Fibropapillomatosis And Environmental Quality: A Case Study With *Chelonia mydas* off Brazil. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 89, n. 1, p. 87–95, doi:10.3354/dao02178, 24 fev. 2010.

SANTOS, R. G. et al. Regional And Local Factors Determining Green Turtle *Chelonia mydas* Foraging Relationships With The Environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 529, n. 1981, p. 265–277, doi:10.3354/meps11276, 2015.

SAVADA, C. S. et al. Multiple Haplotypes Of *Chelonia mydas* Juveniles In A Threatened Hotspot Area In Southern Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 44, n. 3, doi:10.1590/1678-4685-gmb-2020-0410, 2021.

SEMINOFF, J. A. et al. Monitoring green turtles (*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: multiple indices describe population status. **Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 6, n. 83, p. 1355–1362, 2003.

SEMINOFF, J. A. A. (SOUTHWEST FISHERIES SCIENCE CENTER, U.S.). *Chelonia mydas* **The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468**. The IUCN Red List of Threatened Species, , 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en>>

SEMINOFF, J. A.; SHANKER, K. Marine Turtles And IUCN Red Listing: A Review Of The Process, The Pitfalls, And Novel Assessment Approaches. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 356, n. 1–2, p. 52–68, doi:10.1016/j.jembe.2007.12.007, mar. 2008.

SILVA, B. M. G. et al. Long-Term Trends In Abundance Of Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) Assessed By Non-Lethal Capture Rates In A Coastal Fishery. **Ecological Indicators**, v. 79, n. December 2016, p. 254–264, doi:10.1016/j.ecolind.2017.04.008, ago. 2017.

SFORZA, R.; MARCONDES, A. C. J.; PIZETTA, G. T. **Guia De Licenciamento Tartarugas Marinhas : Diretrizes Para Avaliação E Mitigação De Impactos De Empreendimentos Costeiros E Marinhos**. Brasília, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), 2017.

STOKES, K. L. et al. Detecting green shoots of recovery: the importance of long-term individual-based monitoring of marine turtles. **Animal Conservation**, v. 17, n. 6, p. 593–602, doi:10.1111/acv.12128, dez. 2014.

TAGLIOLATTO, A. B. et al. Spatio-Temporal Distribution Of Sea Turtle Strandings And Factors Contributing To Their Mortality In South-Eastern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 30, n. 2, p. 331–350, doi:10.1002/aqc.3244, 2020.

TOREZANI, E. et al. Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) In The Effluent Discharge Channel Of A Steel Plant, Espírito Santo, Brazil, 2000-2006. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 2, p. 233–246, doi:10.1017/S0025315409990579, 2010.

TROËNG, S.; RANKIN, E. Long-Term Conservation Efforts Contribute To Positive Green Turtle *Chelonia mydas* Nesting Trend At Tortuguero, Costa Rica. **Biological Conservation**, v. 121, n. 1, p. 111–116, doi:10.1016/j.biocon.2004.04.014, jan. 2005.

TYSON, R. B. et al. Novel Bio-Logging Tool For Studying Fine-Scale Behaviors Of Marine Turtles In Response To Sound. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, n. JUL, p. 1–11, doi:10.3389/fmars.2017.00219, 2017.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of stranding data. **Marine Biology**, v. 160, n. 11, p. 2797–2811, doi:10.1007/s00227-013-2272-y, 12 nov. 2013.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Ontogenetic Dietary Changes Of Green Turtles (*Chelonia mydas*) In The Temperate Southwestern Atlantic. **Marine Biology**, v. 163, n. 3, p. 1–16, doi:10.1007/s00227-016-2827-9, 2016.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Hypothermic Stunning In Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) In Uruguayan Coastal Waters: Learning For Future Events. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 16, n. 2, p. 151–158, doi:10.2744/CCB-1243.1, 2017.

WALLACE, B. P. et al. Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. **PLoS ONE**, v. 5, n. 12, p. e15465, doi:10.1371/journal.pone.0015465, 17 dez. 2010.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: Survival Estimation From Populations Of Marked Animals. **Bird Study**, v. 46, n. sup1, p. S120–S139, doi:10.1080/00063659909477239, 25 jan. 1999.

WILDERMANN, N. et al. Informing Research Priorities For Immature Sea Turtles Through Expert Elicitation. **Endangered Species Research**, v. 37, p. 55–76, doi:10.3354/esr00916, 28 set. 2018.

4. CONCLUSÃO GERAL

No Atlântico Sul Ocidental (ASO), o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), no estado do Paraná, sul do Brasil, é considerado uma importante área de alimentação para os juvenis de *C. mydas*, pois apresenta uma diversidade de habitats que garantem recurso alimentar e áreas protegidas essenciais para a espécie. Os juvenis de *C. mydas* que se alimentam no CEP reforçam a conectividade populacional e da paisagem marinha no ASO, visto que se deslocam entre suas diversas áreas de alimentação. Este deslocamento ocorre na direção norte, estabelecendo a conectividade do CEP com áreas de alimentação localizadas no estado de São Paulo e até mesmo Bahia. O início do movimento dos juvenis de *C. mydas* ocorre principalmente nos meses de inverno, possivelmente devido ao resfriamento da água do mar, com temperatura limítrofe de 20°C. Antes de se deslocarem, os juvenis de *C. mydas* apresentam residência mediana de três meses na região e utilizam toda a abrangência do CEP (Kernel 100%), visto que este tem seus recursos distribuídos por mais de 500 km². As áreas de uso incluíram habitats como manguezais, planícies de maré e lajes rochosas. No entanto, apesar de utilizarem toda a extensão do CEP, apresentaram fidelidade as áreas em que foram capturados com área de concentração de 31 km² no entorno da Ilha das Cobras (Kernel 50%)

Esta agregação de *C. mydas* juvenis no CEP compreende indivíduos entre 27 e 63 cm de Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), considerados imaturos com idade estimada entre dois e oito anos de idade. A sazonalidade possivelmente influencia a abundância de indivíduos na região, com menores estimativas durante amostragens de inverno, o que pode ter refletido na menor disponibilidade de indivíduos para captura, devido a letargia causada pela queda de temperatura. Embora exista a tendência de deslocamento para áreas de alimentação em águas mais quentes (>20°C) durante o inverno, durante o estudo demográfico foi observada a permanência dos indivíduos no CEP (2018-2019).

Em geral, os juvenis de *C. mydas* da região apresentam bom escore corporal, entretanto, metade possui tumores sugestivos de fibropapilomatose, sendo mais comuns e em maior quantidade nos juvenis maiores > 35 cm de CCC. Ao longo do tempo, a carga de tumores na maioria dos indivíduos já acometidos pela doença tendeu a aumentar gradualmente. Embora ainda não sejam claros os efeitos da fibropapilomatose na mortalidade desta espécie, a sobrevivência estimada foi menor em *C. mydas* juvenis com tumores (0,62) do que naqueles sem a presença de tumores (0,79). A alta prevalência de tumores sugestivos de

fibropapilomatose pode ser um resultado da alta exposição a ameaças da agregação local, visto que a doença tem provavelmente relação com a qualidade ambiental.

As áreas de uso dos juvenis de *C. mydas* no CEP encontram-se sobrepostas a regiões onde são desenvolvidas múltiplas atividades antrópicas com potencial impacto sobre a espécie. Tais atividades incluem: pesca artesanal e maricultura, atividades portuárias, dragagem, navegação, turismo, urbanização desordenada e empreendimentos costeiros. Esta exposição dos animais classifica o CEP como um *hotspot* de ameaças e uma possível armadilha ecológica para os juvenis de *C. mydas*. Entretanto, apesar de as áreas de uso estarem inseridas em Unidades de Conservação, instrumentos de gestão para ordenar de forma eficiente o uso do espaço por atividades antrópicas dentro de seus limites ainda não são utilizados.

Assim, considerando a maior proporção de juvenis nas populações de *C. mydas*, é importante o conhecimento da demografia neste estágio de vida, principalmente para gerar informações que subsidiem as avaliações de risco de extinção para a espécie. Da mesma forma, ainda são necessários maiores esforços para compreender os efeitos da exposição a ameaças e das doenças na sobrevivência dos indivíduos e consequentemente na dinâmica da população. A construção deste conhecimento só é viável a partir de monitoramentos sistemáticos a longo prazo, utilizando, sempre que possível, múltiplas abordagens como captura-marcação-recaptura, telemetria e análise de carcaças. Vale ressaltar que no ASO são encontradas altas taxas de encalhe de *C. mydas* juvenis, cuja mortalidade pode refletir na taxa de nidificação da subpopulação num prazo de 10 a 20 anos à frente. Desta forma, é importante a efetivação dos instrumentos de gestão locais, da implementação do planejamento espacial marinho e da integração das ações e políticas públicas nas diferentes unidades geopolíticas para a conservação de espécies marinhas transfronteiriças de vida longa como os juvenis de *C. mydas*.

REFERÊNCIAS – LISTA GERAL

- AMOROCHO, D. F. et al. Multiple Distant Origins For Green Sea Turtles Aggregating Off Gorgona Island In The Colombian Eastern Pacific. **PLoS ONE**, v. 7, n. 2, doi:10.1371/journal.pone.0031486, 2012.
- ANDRADE, M. F. et al. Appropriate Morphometrics For The First Assessment Of Juvenile Green Turtle (*Chelonia mydas*) Age And Growth In The South-Western Atlantic. **Marine Biology**, v. 163, n. 12, p. 254, doi:10.1007/s00227-016-3031-7, 17 dez. 2016.
- ANGULO, R. J. et al. The State of Paraná Beaches. In: SHORT, A. D.; KLEIN, F. (Eds.). **Brazilian Beach Systems**. [s.l.] Coastal Research Library, Springer, 2016. p. 419–464.
- ARGOS SYSTEM. **Argos User's Manual - Worldwide tracking and environmental monitoring by satellite**. [s.l.] CLS - Collecte Localisation Satellites, 2016.
- BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B. Comparison Of Straight-Line And Over-The-Curve Measurements For Growth Rates Of Green Turtles, *Chelonia mydas*. **Bulletin of Marine Science**, v. 45, n. 1, p. 189–192, 1989.
- BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y. Green Turtle Somatic Growth Model: Evidence Fordensity Dependence. **Ecological Applications**, v. 10, n. 1, p. 269–282, doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0269:GTSGME]2.0.CO;2, 2000.
- BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y. Survival Probability Estimates For Immature Green Turtles *Chelonia mydas* In The Bahamas. **Marine Ecology Progress Series**, v. 252, n. Bolten, p. 273–281, doi:10.3354/meps252273, 2003.
- BOLTEN, A. B. Techniques for Measuring Sea Turtles. In: ECKERT, K. L. et al. (Eds.). **Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles**. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, 1999.
- BOLTEN, A. B. Variation in Sea Turtle Life History Patterns: Neritic vs. Oceanic Developmental Stages. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A.; WYNEKEN, J. (Eds.). **The biology of sea turtles: volume II**. Boca Raton: CRC Press, 2003. p. 243–249.
- BRANDINI, F. Marine Biodiversity And Sustainability Of Fishing Resources In Brazil: A Case Study Of The Coast Of Paraná State. **Regional Environmental Change**, v. 14, n. 6, p. 2127–2137, doi:10.1007/s10113-013-0458-y, 20 dez. 2014.
- BRISCOE, D. K. et al. Dynamic Thermal Corridor May Connect Endangered Loggerhead Sea Turtles Across the Pacific Ocean. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, n. April, p. 1–10, doi:10.3389/fmars.2021.630590, 8 abr. 2021.
- BRODERICK, A.; PATRICIO, A. *Chelonia mydas* (South Atlantic subpopulation). **The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T142121866A142086337**, doi:http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T142121866A142086337.en Copyright:, 2019.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. 2. ed. [s.l.] Springer-Verlag, 2002.

CABRAL, A. C.; MARTINS, C. C. Insights About Sources, Distribution, And Degradation Of Sewage And Biogenic Molecular Markers In Surficial Sediments And Suspended Particulate Matter From A Human-Impacted Subtropical Estuary. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 1071–1081, doi:10.1016/j.envpol.2018.06.032, 2018.

CALENGE, C. The Package Adehabitat For The R Software: Tool For The Analysis Of Space And Habitat Use By Animals. **Ecological Modelling**, v. 197, p. 516–519, 2006.

CANTOR, M. et al. High Incidence Of Sea Turtle Stranding In The Southwestern Atlantic Ocean. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 5, p. 1864–1878, doi:10.1093/icesjms/fsaa073, 1 set. 2020.

CARMAN, V. G. et al. Revisiting The Ontogenetic Shift Paradigm: The Case Of Juvenile Green Turtles In The SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 429, p. 64–72, doi:10.1016/j.jembe.2012.06.007, nov. 2012.

CASALE, P.; CERIANI, S. Sea Turtle Populations Are Overestimated Worldwide From Remigration Intervals: Correction For Bias. **Endangered Species Research**, v. 41, p. 141–151, doi:10.3354/esr01019, 30 jan. 2020.

CASALE, P.; HEPPELL, S. S. How Much Sea Turtle Bycatch Is Too Much? A Stationary Age Distribution Model For Simulating Population Abundance And Potential Biological Removal In The Mediterranean. **Endangered Species Research**, v. 29, n. 3, p. 239–254, doi:10.3354/esr00714, 2016.

CHABOT, R. et al. A Sea Turtle Population Assessment for Florida's Big Bend, Northeastern Gulf of Mexico. **Gulf and Caribbean Research**, v. 32, n. 1, p. 19–33, doi:10.18785/gcr.3201.05, 2021.

CHALOUPKA, M.; LIMPUS, C. Estimates Of Sex- And Age-Class-Specific Survival Probabilities For A Southern Great Barrier Reef Green Sea Turtle Population. **Marine Biology**, v. 146, n. 6, p. 1251–1261, doi:10.1007/s00227-004-1512-6, 2005.

CHALOUPKA, M.; LIMPUS, C.; MILLER, J. Green turtle somatic growth dynamics in a spatially disjunct Great Barrier Reef metapopulation. **Coral Reefs**, v. 23, n. 3, p. 325–335, doi:10.1007/s00338-004-0387-9, 19 set. 2004.

CHALOUPKA, M. Y.; PILCHER, N. J. *Chelonia mydas* (Hawaiian subpopulation). **The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T16285718A142098300.**, doi:https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T16285718A142098300.en., 2019.

COELHO, V. F. et al. Intra-Specific Variation In Skull Morphology Of Juvenile *Chelonia mydas* In The Southwestern Atlantic Ocean. **Marine Biology**, v. 165, n. 10, p. 174, doi:10.1007/s00227-018-3429-5, 2018.

COLMAN, L. P. et al. Long-Term Growth And Survival Dynamics Of Green Turtles (*Chelonia mydas*) At An Isolated Tropical Archipelago In Brazil. **Marine Biology**, v. 162, n. 1, p. 111–122, doi:10.1007/s00227-014-2585-5, 29 jan. 2015.

DE PAULA, E. V.; PIGOSSO, A. M. B.; WROLBLEWSKI, C. A. Unidades De Conservação No Litoral Do Paraná: Evolução Territorial E Grau De Implementação. In: SULZBACH, M.; ARCHANJO, D.; QUADROS, J. (Eds.). . **Litoral do Paraná: território e perspectiva (volume III: dimensões de desenvolvimento)**. 1. ed. Rio de Janeiro: Autografia, 2018. p. 41–92.

DEANGELIS, D. L.; GRIMM, V. Individual-Based Models In Ecology After Four Decades. **F1000Prime Reports**, v. 6, n. June, doi:10.12703/P6-39, 2014.

DOMICIANO, I. G. **Fibropapilomatose Em Tartarugas-Verde (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) No Sudoeste Do Oceano Atlântico: Epidemiologia E Parâmetros Clínicos Laboratoriais**. [s.l.] Universidade Estadual de Londrina, 2016.

DOMICIANO, I. G. et al. Chelonid Alphaherpesvirus 5 DNA in Fibropapillomatosis-Affected *Chelonia mydas*. **EcoHealth**, v. 16, n. 2, p. 248–259, doi:10.1007/s10393-019-01412-8, 23 jun. 2019.

DOMICIANO, I. G.; DOMIT, C.; BRACARENSE, A. P. F. R. L. The Green Turtle *Chelonia mydas* As A Marine And Coastal Environmental Sentinels: Anthropogenic Activities And Diseases. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 38, n. 5, p. 3417, doi:10.5433/1679-0359.2017v38n5p3417, 3 out. 2017.

DUNN, D. C. et al. The Importance Of Migratory Connectivity For Global Ocean Policy. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 286, n. 1911, p. 20191472, doi:10.1098/rspb.2019.1472, 25 set. 2019.

EDGAR, G. J. et al. Global Conservation Outcomes Depend On Marine Protected Areas With Five Key Features. **Nature**, v. 506, n. 7487, p. 216–220, doi:10.1038/nature13022, 2014.

FIEBERG, J.; BÖRGER, L. Could you please phrase “home range” as a question? **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 4, p. 890–902, 2012.

FLETCHER, R.; FORTIN, M. J. **Spatial Ecology And Conservation Modeling: Applications With R**. [s.l.: s.n.].

FLINT, M. Free-Ranging Sea Turtle Health. In: WYNEKEN, J.; LOHMANN, K. J.; MUSICK, J. A. (Eds.). . **The Biology of Sea Turtles. Volume III**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 379–398.

FLINT, M. et al. Clinical And Pathological Findings In Green Turtles (*Chelonia mydas*) From Gladstone, Queensland: Investigations Of A Stranding Epidemic. **EcoHealth**, v. 12, n. 2, p. 298–309, doi:10.1007/s10393-014-0972-5, 2015.

FOLEY, A. M. et al. Fibropapillomatosis In Stranded Green Turtles (*Chelonia mydas*) From The Eastern United States (1980-98): Trends And Associations With Environmental Factors. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 41, n. 1, p. 29–41, doi:10.7589/0090-3558-41.1.29, 2005.

FUENTES, M. M. P. B. et al. Informing Marine Protected Areas In Bimini, Bahamas By Considering Hotspots For Green Turtles (*Chelonia mydas*). **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 1, p. 197–211, doi:10.1007/s10531-018-1647-2, 20 jan. 2019.

FUENTES, M. M. P. B. et al. Cumulative Threats To Juvenile Green Turtles In The Coastal Waters Of Southern And Southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 6, p. 1783–1803, doi:10.1007/s10531-020-01964-0, 11 maio 2020.

GALLO, B. M. G. et al. Sea Turtle Conservation In Ubatuba, Southeastern Brazil, A Feeding Area With Incidental Capture In Coastal Fisheries. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 5, n. 1, p. 93–101, doi:10.2744/1071-8443(2006)5[93:STCIUS]2.0.CO;2, 2006.

GAMA, L. et al. Green Turtle *Chelonia mydas* Foraging Ecology At 25°S In The Western Atlantic: Evidence To Support A Feeding Model Driven By Intrinsic And Extrinsic Variability. **Marine Ecology Progress Series**, v. 542, p. 209–219, doi:10.3354/meps11576, 19 jan. 2016.

GODLEY, B. et al. Movement Patterns Of Green Turtles In Brazilian Coastal Waters Described By Satellite Tracking And Flipper Tagging. **Marine Ecology Progress Series**, v. 253, p. 279–288, doi:10.3354/meps253279, 2003.

GODLEY, B. J. et al. Unravelling Migratory Connectivity In Marine Turtles Using Multiple Methods. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 4, p. 769–778, doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01817.x, 2010.

GOLDBERG, D. et al. Fatal *Citrobacter Coelomitis* in a Juvenile Green Turtle (*Chelonia mydas*): A Case Report. **Marine Turtle Newsletter**, v. 150, n. August, p. 10–13, 2016.

GOOSSENS, S. et al. The Physiology Of Movement. **Movement Ecology**, v. 8, n. 1, p. 5, doi:10.1186/s40462-020-0192-2, 4 dez. 2020.

GRIFFIN, L. et al. Movements, Connectivity, And Space Use Of Immature Green Turtles Within Coastal Habitats Of The Culebra Archipelago, Puerto Rico: Implications For Conservation. **Endangered Species Research**, v. 40, p. 75–90, doi:10.3354/esr00976, 17 out. 2019.

GUEBERT-BARTHOLO, F. M. et al. Using Gut Contents To Assess Foraging Patterns Of Juvenile Green Turtles *Chelonia mydas* In The Paranaguá Estuary , Brazil. **Endangered Species Research**, v. 13, p. 131–143, doi:10.3354/esr00320, 2011.

HART, K. M.; MOORESIDE, P.; CROWDER, L. B. Interpreting The Spatio-Temporal Patterns Of Sea Turtle Strandings: Going With The Flow. **Biological Conservation**, v. 129, n. 2, p. 283–290, doi:10.1016/j.biocon.2005.10.047, 2006.

HAYS, G. et al. The Implications Of Location Accuracy For The Interpretation Of Satellite-Tracking data. **Animal Behaviour**, v. 61, n. 5, p. 1035–1040, doi:10.1006/anbe.2001.1685, maio 2001.

HAYS, G. C. et al. Why do Argos satellite tags deployed on marine animals stop transmitting? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 349, n. 1, p. 52–60, doi:10.1016/j.jembe.2007.04.016, set. 2007.

HEPPELL, S. S.; SNOVER, M.; CROWDER, L. B. Sea Turtle Population Ecology. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A.; WYNEKEN, J. (Eds.). **The biology of sea turtles: volume II**. Boca Raton: CRC Press, 2003. p. 275–307.

HUGGINS, R. M. On The Statistical Analysis Of Capture Experiments. **Biometrika**, v. 76, n. 1, p. 133–140, doi:10.1093/biomet/76.1.133, 1989.

IAP - INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Portaria IAP nº 318 de 17 de dezembro de 2013. Homologa o Plano de Manejo do Parque Estadual da Ilha do Mel e o Plano de Manejo da Estação Ecológica da Ilha do Mel, concluídos em 2013**. Diário Oficial Paraná, , 2013.

IUCN. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1**. 2. ed. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1**. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 9 jun. 2021.

JARDIM, A.; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; BARROS, F. Demography And Foraging Ecology Of *Chelonia mydas* On Tropical Shallow Reefs In Bahia, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 6, p. 1295–1304, doi:10.1017/S0025315415001629, 12 set. 2016.

JONES, K. et al. A Review Of Fibropapillomatosis In Green Turtles (*Chelonia mydas*). **The Veterinary Journal**, v. 212, p. 48–57, doi:10.1016/j.tvjl.2015.10.041, 1 jun. 2016.

JONSEN, I. Joint Estimation Over Multiple Individuals Improves Behavioural State Inference From Animal Movement Data. **Scientific Reports**, v. 6, n. January, p. 1–9, doi:10.1038/srep20625, 2016.

JONSEN, I. D.; MYERS, R. A.; JAMES, M. C. Robust Hierarchical State-Space Models Reveal Diel Variation In Travel Rates Of Migrating Leatherback Turtles. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 5, p. 1046–1057, doi:10.1111/j.1365-2656.2006.01129.x, set. 2006.

JORDÃO, J. C. et al. Green Turtle (*Chelonia mydas*) Genetic Diversity At Paranaguá Estuarine Complex Feeding Grounds In Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 38, n. 3, p. 346–352, doi:10.1590/S1415-475738320140353, set. 2015.

KENDALL, W. L.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E. Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data With Pollock's Robust Design. **Ecology**, v. 78, n. 2, p. 563–578, doi:10.1890/0012-9658(1997)078[0563:ETEUCR]2.0.CO;2, 1997.

KOCH, V. et al. Estimating At-Sea Mortality of Marine Turtles from Stranding Frequencies and Drifter Experiments. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, doi:10.1371/journal.pone.0056776, 2013.

LANA, P. C. et al. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: SEELIGER, U.; KJERFVE, B. (Eds.). . **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2001. p. 131–145.

LEBRETON, J.-D. et al. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. **Ecological Monographs**, v. 62, n. 1, p. 67–118, doi:10.2307/2937171, mar. 1992.

LENZ, A.; AVENS, L.; BORGES-MARTINS, M. Age And Growth Of Juvenile Green Turtles *Chelonia mydas* In The Western South Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 568, p. 191–201, doi:10.3354/meps12056, 24 mar. 2017.

LOHMANN, K. J. et al. Natal Homing and Imprinting in Sea Turtles. In: WYNEKEN, J.; LOHMANN, K. J.; MUSICK, J. A. (Eds.). . **The biology of se turtles: volume III**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 59–77.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M. et al. Demographic And Tumour Prevalence Data For Juvenile Green Turtles At The Coastal-Marine Protected Area Of Cerro Verde, Uruguay. **Marine Biology Research**, v. 12, n. 5, p. 541–550, doi:10.1080/17451000.2016.1169294, 2016.

LOTZE, H. K. et al. Recovery of marine animal populations and ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 11, p. 595–605, doi:10.1016/j.tree.2011.07.008, nov. 2011.

MAGRIS, R. A. et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 2, p. 198–215, 2021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13183>

MANCINI, A. et al. Small-Scale Gill-Net Fisheries Cause Massive Green Turtle *Chelonia mydas* Mortality In Baja California Sur, Mexico. **Oryx**, v. 46, n. 1, p. 69–77, doi:10.1017/S0030605310001833, 8 jan. 2012.

MANCINI, A.; PHILLOTT, A. D.; REES, A. F. *Chelonia mydas* (North Indian Ocean subpopulation) (errata version published in 2019). **The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T142121108A154845002.**, doi:<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T142121108A154845002.en>, 2019.

MARTIN, T. G. et al. Optimal Conservation of Migratory Species. **PLoS ONE**, v. 2, n. 8, p. e751, doi:10.1371/journal.pone.0000751, 15 ago. 2007.

MEYLAN, P. A.; MEYLAN, A. B.; GRAY, J. A. The ecology and migrations of sea turtles 8. Tests of the developmental habitat hypothesis. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 357, p. 1–70, doi:10.1206/357.1, 2011.

MILLS, M. et al. Opportunities To Close The Gap Between Science And Practice For Marine Protected Areas In Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 161–168, doi:10.1016/j.pecon.2020.05.002, jul. 2020.

MIURA, A. S.; NOERNBERG, M. A. Mapping Of Conflicts Of Use And Occupation Of The Paranaguá Estuary Complex And Shallow Platform: Subsidies For Marine Spatial Planning. **Revista Costas**, v. 2, n. 2, p. 53–72, doi:10.26359/costas.0902, 2020.

MONTEIRO, D. S. et al. Long-Term Spatial And Temporal Patterns Of Sea Turtle Strandings In Southern Brazil. **Marine Biology**, v. 163, n. 12, p. 247, doi:10.1007/s00227-016-3018-4, 4 dez. 2016.

MORAIS, R. A. et al. Direct Evidence For Gradual Ontogenetic Dietary Shift In The Green Turtle, *Chelonia mydas*. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 13, n. 2, p. 260–266, doi:10.2744/CCB-1058.1, 2014.

MUSICK, J. A.; LIMPUS, C. J. Habitat Utilization and Migration in Juvenile Sea Turtles. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (Eds.). . **The biology of sea turtles: volume I**. [s.l.] CRC Press, 1997. p. 137–163.

NARO-MACIEL, E. et al. From refugia to rookeries: Phylogeography of Atlantic green turtles. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 461, p. 306–316, doi:https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.08.020, 2014.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Assessment of Sea-Turtle Status and Trends: Integrating Demography and Abundance**. Washington, D.C.: The National Academies Press, 2010.

NOERNBERG, M. et al. Remote Sensing And GIS Integration For Modelling The Paranaguá Estuarine Complex-Brazil. **Journal of Coastal Research**, n. January, p. 1627–1631, 2006.

NUNES, T. Y.; BROADHURST, M. K.; DOMIT, C. Selectivity Of Marine-Debris Ingestion By Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) at a South American World Heritage Listed area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, n. April, p. 112574, doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112574, ago. 2021.

ORÓS, J. et al. Diseases And Causes Of Mortality Among Sea Turtles Stranded In The Canary Islands, Spain (1998-2001). **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 63, n. 1, p. 13–24, doi:10.3354/dao063013, 2005.

PAGE-KARJIAN, A. et al. Factors Influencing Survivorship Of Rehabilitating Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) With Fibropapillomatosis. **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, v. 45, n. 3, p. 507–519, doi:10.1638/2013-0132R1.1, set. 2014.

PALOSCHI, N. G.; NOERNBERG, M. A. Satellite products performance based on in-situ data to evaluate SST variability in a subtropical inner shelf in Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 228, p. 104553, out. 2021. https://doi.org/10.1016/j.csr.2021.104553

PAN/ICMBIO. **Plano de ação nacional para conservação das tartarugas marinhas**. [s.l.] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011. v. 25

PATRÍCIO, A. et al. Novel Insights Into The Dynamics Of Green Turtle Fibropapillomatosis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 547, n. April, p. 247–255, doi:10.3354/meps11644, 7 abr. 2016.

PATRÍCIO, A. et al. Climate Change And Marine Turtles: Recent Advances And Future Directions. **Endangered Species Research**, v. 44, p. 363–395, doi:10.3354/esr01110, 2021.

PATRÍCIO, A. R. et al. Survival Probability Of Immature Green Turtles In Two Foraging Grounds At Culebra Puerto Rico. **Marine Ecology Progress Series**, v. 440, p. 217–227, doi:10.3354/meps09337, 2011.

PATRÍCIO, R.; DIEZ, C. E.; VAN DAM, R. P. Spatial And Temporal Variability Of Immature Green Turtle Abundance And Somatic Growth In Puerto Rico. **Endangered Species Research**, v. 23, n. 1, p. 51–62, doi:10.3354/esr00554, 2014.

PIACENZA, S. E.; RICHARDS, P. M.; HEPPELL, S. S. Fathoming Sea Turtles: Monitoring Strategy Evaluation To Improve Conservation Status Assessments. **Ecological Applications**, v. 29, n. 6, p. 1300–1315, doi:10.1002/eap.1942, 2019.

PITTMAN, S. J. et al. Fish with chips: Tracking Reef Fish Movements To Evaluate Size And Connectivity Of Caribbean Marine Protected Areas. **PLoS ONE**, v. 9, n. 5, doi:10.1371/journal.pone.0096028, 2014.

PMP-BS, Projeto De Monitoramento De Praia Da Baía De Santos. **Relatórios Técnicos**. Disponível em: <<https://simba.petrobras.com.br/simba/web/sistema/>>.

PRESSEY, R. L. et al. Conservation Planning In A Changing World. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 11, p. 583–592, doi:10.1016/j.tree.2007.10.001, 2007.

QGIS.ORG. **QGIS Geographic Information System** QGIS Association, , 2021. Disponível em: <<http://www.qgis.org>>

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing** Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2021. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

REES, A. F. et al. Are We Working Towards Global Research Priorities For Management And Conservation Of Sea Turtles? **Endangered Species Research**, 30 dez. 2016. Disponível em: <http://www.int-res.com/abstracts/esr/v31/p337-382/>.

REISSER, J. et al. Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tag loss. **Endangered Species Research**, v. 5, p. 73–82, doi:10.3354/esr00113, 3 set. 2008.

ROCKWOOD, L. L. Introduction To Population Ecology. In: [s.l.] Blackwell Publishing, 2006. p. 353.

RODEWALD, A. D. Demographic Consequences Of Habitat. In: MORRISON, M. L.; MATHEWSON, H. A. (Eds.). . **Wildlife habitat conservation: concepts, challenges, and solution**. Baltimore: John Hopkins University Press, 2015. p. 19–33.

ROSSI, S. et al. Challenges in Evaluating the Severity of Fibropapillomatosis: A Proposal for Objective Index and Score System for Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) in Brazil. **PLOS ONE**, v. 11, n. 12, p. e0167632, doi:10.1371/journal.pone.0167632, 2016.

ROSSI, S. et al. Monitoring Green Sea Turtles In Brazilian Feeding Areas: Relating Body Condition Index To Fibropapillomatosis Prevalence. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 99, n. 8, p. 1879–1887, doi:10.1017/S0025315419000730, 10 dez. 2019.

SANTOS, A. J. B. et al. Effectiveness And Design Of Marine Protected Areas For Migratory Species Of Conservation Concern: A Case Study Of Post-Nesting Hawksbill Turtles In Brazil. **Biological Conservation**, v. 261, n. October 2020, p. 109229, doi:10.1016/j.biocon.2021.109229, 2021.

SANTOS, R. DOS et al. Relationship Between Fibropapillomatosis And Environmental Quality: A Case Study With *Chelonia mydas* off Brazil. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 89, n. 1, p. 87–95, doi:10.3354/dao02178, 24 fev. 2010.

SANTOS, F. R. et al. Organic Contaminants And Trace Metals In The Western South Atlantic Upper Continental Margin: Anthropogenic Influence On Mud Depocenters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, n. December 2019, p. 111087, doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111087, 2020.

SANTOS, R. G. et al. Regional And Local Factors Determining Green Turtle *Chelonia mydas* Foraging Relationships With The Environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 529, n. 1981, p. 265–277, doi:10.3354/meps11276, 2015.

SAVADA, C. S. et al. Multiple Haplotypes of *Chelonia mydas* Juveniles In A Threatened Hotspot Area In Southern Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 44, n. 3, doi:10.1590/1678-4685-gmb-2020-0410, 2021.

SCHLAEPFER, M. A.; RUNGE, M. C.; SHERMAN, P. W. Ecological And Evolutionary Traps. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 10, p. 474–480, doi:10.1016/S0169-5347(02)02580-6, out. 2002.

SEMINOFF, J. A. et al. Monitoring green turtles (*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: multiple indices describe population status. **Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 6, n. 83, p. 1355–1362, 2003.

SEMINOFF, J. A. A. (SOUTHWEST FISHERIES SCIENCE CENTER, U.S.). *Chelonia mydas* **The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468**. The IUCN Red List of Threatened Species, , 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en>

SEMINOFF, J. A.; SHANKER, K. Marine Turtles And IUCN Red Listing: A Review Of The Process, The Pitfalls, And Novel Assessment Approaches. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 356, n. 1–2, p. 52–68, doi:10.1016/j.jembe.2007.12.007, mar. 2008.

SFORZA, R.; MARCONDES, A. C. J.; PIZETTA, G. T. **Guia De Licenciamento Tartarugas Marinhas : Diretrizes Para Avaliação E Mitigação De Impactos De Empreendimentos Costeiros E Marinhos**. Brasília, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), 2017.

SHEEHY, J.; TAYLOR, C. M.; NORRIS, D. R. The Importance Of Stopover Habitat For Developing Effective Conservation Strategies For Migratory Animals. **Journal of Ornithology**, v. 152, n. 1 SUPPL, p. 161–168, doi:10.1007/s10336-011-0682-5, 2011.

SHIMADA, T. et al. Fidelity To Foraging Sites After Long Migrations. **Journal of Animal Ecology**, v. 89, n. 4, p. 1008–1016, doi:10.1111/1365-2656.13157, 2020.

SIEGWALT, F. et al. High Fidelity Of Sea Turtles To Their Foraging Grounds Revealed By Satellite Tracking And Capture-Mark-Recapture: New Insights For The Establishment Of Key Marine Conservation Areas. **Biological Conservation**, v. 250, n. August, p. 108742, doi:10.1016/j.biocon.2020.108742, 2020.

SILVA, B. M. G. et al. Long-Term Trends In Abundance Of Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) Assessed By Non-Lethal Capture Rates In A Coastal Fishery. **Ecological Indicators**, v. 79, n. December 2016, p. 254–264, doi:10.1016/j.ecolind.2017.04.008, ago. 2017.

STOKES, K. L. et al. Detecting green shoots of recovery: the importance of long-term individual-based monitoring of marine turtles. **Animal Conservation**, v. 17, n. 6, p. 593–602, doi:10.1111/acv.12128, dez. 2014.

TAGLIOLATTO, A. B. et al. Spatio-Temporal Distribution Of Sea Turtle Strandings And Factors Contributing To Their Mortality In South-Eastern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 30, n. 2, p. 331–350, doi:10.1002/aqc.3244, 2020.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape Connectivity: A Return To The Basics. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (Eds.). . **Connectivity Conservation**. [s.l.] Cambridge University Press, 2006. p. 29–43.

TOREZANI, E. et al. Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) In The Effluent Discharge Channel Of A Steel Plant, Espírito Santo, Brazil, 2000-2006. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 2, p. 233–246, doi:10.1017/S0025315409990579, 2010.

TROËNG, S.; RANKIN, E. Long-Term Conservation Efforts Contribute To Positive Green Turtle *Chelonia mydas* Nesting Trend At Tortuguero, Costa Rica. **Biological Conservation**, v. 121, n. 1, p. 111–116, doi:10.1016/j.biocon.2004.04.014, jan. 2005.

TYSON, R. B. et al. Novel Bio-Logging Tool For Studying Fine-Scale Behaviors Of Marine Turtles In Response To Sound. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, n. JUL, p. 1–11, doi:10.3389/fmars.2017.00219, 2017.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of stranding data. **Marine Biology**, v. 160, n. 11, p. 2797–2811, doi:10.1007/s00227-013-2272-y, 12 nov. 2013.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Ontogenetic Dietary Changes Of Green Turtles (*Chelonia mydas*) In The Temperate Southwestern Atlantic. **Marine Biology**, v. 163, n. 3, p. 1–16, doi:10.1007/s00227-016-2827-9, 2016.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Hypothermic Stunning in Juvenile Green Turtles (*Chelonia mydas*) in Uruguayan Coastal Waters: Learning for Future Events. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 16, n. 2, p. 151–158, doi:10.2744/CCB-1243.1, 2017.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Differential Impact Of Marine Debris Ingestion During Ontogenetic Dietary Shift Of Green Turtles In Uruguayan Waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, n. July 2017, p. 603–611, doi:10.1016/j.marpolbul.2017.12.053, 2018a.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Pre And Post-Settlement Movements Of Juvenile Green Turtles In The Southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 501, n. November 2017, p. 36–45, doi:10.1016/j.jembe.2018.01.001, 2018b.

WALLACE, B. P. et al. Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. **PLoS ONE**, v. 5, n. 12, p. e15465, doi:10.1371/journal.pone.0015465, 17 dez. 2010.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: Survival Estimation From Populations Of Marked Animals. **Bird Study**, v. 46, n. sup1, p. S120–S139, doi:10.1080/00063659909477239, 25 jan. 1999.

WILDERMANN, N. et al. Informing Research Priorities For Immature Sea Turtles Through Expert Elicitation. **Endangered Species Research**, v. 37, p. 55–76, doi:10.3354/esr00916, 28 set. 2018.

WITT, M. J. et al. Assessing Accuracy And Utility Of Satellite-Tracking Data Using Argos-Linked Fastloc-GPS. **Animal Behaviour**, v. 80, n. 3, p. 571–581, doi:10.1016/j.anbehav.2010.05.022, set. 2010.

GLOSSÁRIO

AGREGAÇÕES: agrupamentos de *Chelonia mydas* localizados em uma determinada área de alimentação com indivíduos que podem pertencer a subpopulações ou Unidades de Manejo Regionais distintas.

AMEAÇAS: circunstâncias que colocam a sobrevivência dos indivíduos ou a existência da espécie em risco.

ARMADILHA ECOLÓGICA: ambientes que foram repentinamente alterados por atividades antrópicas e que são escolhidos pelos organismos com base em características ambientais anteriormente associadas à sua qualidade, independente da disponibilidade de habitats de melhor qualidade.

ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL (ASO): porção sudoeste do Oceano Atlântico, que margeia a costa do Brasil, Uruguai e Argentina, representa uma parcela da subpopulação de *Chelonia mydas* do Atlântico Sul e está inserido nas Unidades de Manejo Regionais do Atlântico Sul e Centro-Sul para a espécie.

CONECTIVIDADE: deslocamento de juvenis de *Chelonia mydas* entre as diferentes áreas de alimentação, quanto maior o número de indivíduos se deslocando entre duas áreas maior a conectividade entre estas.

ENCALHE: tartarugas vivas ou mortas que são encontradas na areia da praia; no caso de tartarugas juvenis vivas o encalhe é decorrente de problemas de saúde e não de comportamento natural.

RESIDÊNCIA: período de permanência, em dias, meses ou anos, dos animais em determinada área.

STOPOVER HABITAT: ambiente localizado ao longo da rota migratória dos animais que são utilizados para alimentação e descanso, funcionando como “estações de reabastecimento”.

TARTARUGAS DE VIDA LIVRE: tartarugas vivas em ambiente natural; que não estão em tanques de reabilitação ou cativeiro.

APÊNDICE 1 – MODELOS LINEARES GENERALIZADOS EM RELAÇÃO AO COMPRIMENTO CURVILÍNEO DE CARAPAÇA

(a) Modelos lineares generalizados contendo como variável dependente o Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC) e como variáveis preditoras: a Campanha, o Ano, a Estratégia (ativa ou passiva) e o Setor (espacial) de captura, além da presença ou ausência de tumores (FP). Dados referentes a captura intencional de marcação e recaptura de juvenis de *Chelonia mydas* conduzidas entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil

Modelos	AICc	dAICc	df	weight
CCC ~ FP + Estratégia	1078.1	0	4	0.6075
CCC ~ FP*Estratégia	1079.7	1.6	5	0.2731
CCC ~ FP + Estratégia + Ano	1082.1	4	8	0.0819
CCC ~ FP + Ano	1083.8	5.8	7	0.0342
CCC ~ FP*Estratégia*Ano	1089.6	11.5	13	0.0019
CCC ~ FP*Ano	1090.9	12.9	11	<0.001
CCC ~ Estratégia	1093.2	15.2	3	<0.001
CCC ~ Ano*Estratégia	1097.2	19.1	7	<0.001
CCC ~ Ano	1097.5	19.4	6	<0.001
CCC ~ Setor	1101.7	23.6	7	<0.001
CCC ~ Estratégia*Setor	1102.2	24.2	9	<0.001
CCC ~ Ano*Estratégia*Campanha	1102.8	24.7	11	<0.001
CCC ~ Ano*Campanha	1102.9	24.9	10	<0.001
CCC ~ Campanha	1102.9	24.9	10	<0.001
CCC ~ FP	1104.4	26.3	3	<0.001
CCC ~ 1	1110	31.9	2	<0.001
CCC ~ Ano*Campanha*Setor*Estratégia	1116.9	38.8	19	<0.001
CCC ~ Ano*Campanha*Setor	1116.9	38.8	19	<0.001
CCC ~ Campanha*Setor	1116.9	38.8	19	<0.001

(b) comparação par a par utilizando teste de Tukey a partir do modelo linear generalizado mais ajustado presente no item (a) deste apêndice. Comparação entre o comprimento curvilíneo de carapaça médio de juvenis de *Chelonia mydas* afetados ou não afetados por tumores (Presença ou Ausência) relacionado a estratégia de captura utilizada (ativa ou passiva). Dados referentes a captura intencional de marcação e recaptura de juvenis de *Chelonia mydas* conduzidas entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.

Contraste	estimate	SE	z. ratio	p.value
Ausência/ativa – Presença/ativa	-3.79	0.896	-4.225	0.0001
Ausência/ativa – Ausência/passiva	-4.95	0.898	-5.513	<.0001
Ausência/ativa – Presença/passiva	-8.74	1.41	-6.197	<.0001
Presença/ativa – Ausência/passiva	-1.17	1.11	-1.051	0.7192
Presença/ativa – Presença/passiva	-4.95	0.898	-5.513	<.0001
Ausência/passiva – Presença/passiva	-3.79	0.896	-4.225	0.0001

APÊNDICE 2 – MODELOS LINEARES GENERALIZADOS EM RELAÇÃO AO ÍNDICE DE CONDIÇÃO CORPÓREA

a) Modelos lineares generalizados contendo como variável dependente o Índice de Condição Corpórea (BCI) e como variáveis preditoras: a Campanha, o Ano, a Estratégia (ativa ou passiva) e o Setor (espacial) de captura, além da presença ou ausência de tumores (FP). Dados referentes a captura intencional de marcação e recaptura de juvenis de *Chelonia mydas* conduzidas entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil

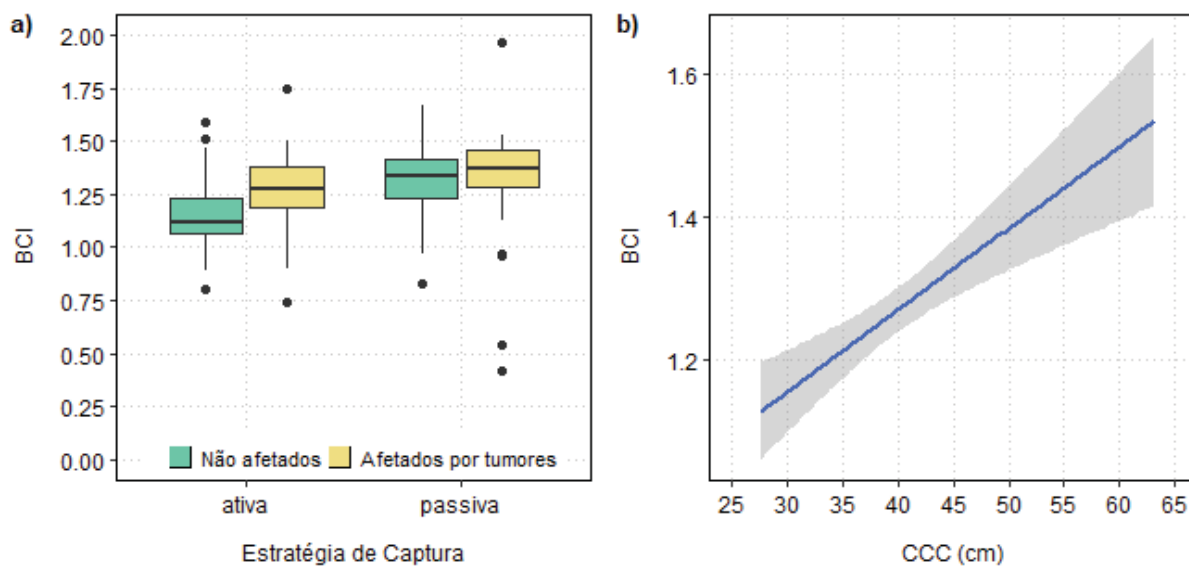
Modelos	AICc	dAICc	df	weight
BCI ~ Estratégia+FP	-45.7	0	4	0.3187
BCI ~ Estratégia*FP	-44.9	0.8	5	0.2178
BCI ~ Ano*Campanha	-43.7	2	10	0.1193
BCI ~ Campanha	-43.7	2	10	0.1193
BCI ~ Estratégia	-43	2.7	3	0.084
BCI ~ Ano*Estratégia*Campanha	-42.1	3.6	11	0.0538
BCI ~ Ano	-41.6	4.1	6	0.042
BCI ~ Ano*Estratégia	-40.3	5.4	7	0.0214
BCI ~ Ano*Campanha*FP	-37.7	8	19	0.0059
BCI ~ FP	-37.7	8	19	0.0059
BCI ~ Estratégia*Setor	-36.9	8.8	9	0.0039
BCI ~ 1	-35.9	9.8	2	0.0024
BCI ~ Ano*FP	-35.6	10.1	3	0.002
BCI ~ Ano*Campanha*Estratégia*FP	-34.3	11.4	21	0.001
BCI ~ Campanha*FP	-34.3	11.4	21	0.001
BCI ~ Setor	-33.3	12.4	7	<0.001
BCI ~ Ano*Campanha*Setor*Estratégia	-31	14.7	19	<0.001
BCI ~ Ano*Campanha*Setor	-31	14.7	19	<0.001
BCI ~ Campanha*Setor	-31	14.7	19	<0.001
BCI ~ Ano*Campanha*Setor*Estratégia*FP	-11	34.7	32	<0.001

(b) comparação par a par utilizando teste de Tukey a partir do modelo linear generalizado mais ajustado presente no item (a) deste apêndice. Comparação entre o comprimento curvilíneo de carapaça médio de juvenis de *Chelonia mydas* afetados ou não afetados por tumores (Presença ou Ausência) relacionado a estratégia de captura utilizada (ativa ou passiva). Dados referentes a captura intencional de marcação e recaptura de juvenis de *Chelonia mydas* conduzidas entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.

Contraste	estimate	SE	z. ratio	p.value
Ausência/ativa – Presença/ativa	-0.107	0.0447	-2.393	0.0785
Ausência/ativa – Ausência/passiva	-0.1545	0.0461	-3.349	0.0045
Ausência/ativa – Presença/passiva	-0.1845	0.0526	-3.506	0.0026
Presença/ativa – Ausência/passiva	-0.0475	0.0408	-1.164	0.6499
Presença/ativa – Presença/passiva	-0.0775	0.048	-1.613	0.371
Ausência/passiva – Presença/passiva	-0.03	0.0494	-0.608	0.9296

Continua.

(c) a) Relação entre presença tumores e estratégia de captura com Índice de Condição Corpórea (BCI), a significância entre categorias pode ser observada na tabela (b) deste apêndice; b) relação entre o BCI e o Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC), via modelo linear generalizado, em *Chelonia mydas* juvenis capturados intencionalmente entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil.



APÊNDICE 3 – MODELOS DE DESENHO ROBUSTO DE HUGGINS

Modelos de Desenho Robusto de Huggins para sobrevivência (S), emigração (y") e imigração (y'), probabilidade de captura (p) e recaptura (c) ordenados pelo menor AICc. Peso AICc indica a força de evidência para dado modelo. Notação dos modelos: constate (.), tempo(t), grupos de *Chelonia mydas* juvenis afetados e não afetados por tumores (fb), comprimento curvilíneo de carapaça (ccc), sem movimento de emigração e imigração (NoMov), movimento aleatório (Rand), movimento markoviano (Mark), movimento even-flow (Even).

Modelo	AICc	ΔAICc	Peso AICc	Likelihood	Nº Parâmetros
1 {S(.) y"y'(NoMov) pc(.)}	891.3302	0.00	0.25626	1	3
2 {S(fb) y"y'(NoMov) pc(.)}	891.5355	0.21	0.23126	0.9024	4
3 {S(fb+ccc) y"y'(NoMov) pc(.)}	893.2036	1.87	0.10043	0.3919	5
4 {S(fb+t) y"y'(NoMov) pc(.)}	893.3353	2.01	0.09403	0.3669	6
5 {S(ccc) y"y'(NoMov) pc(.)}	893.4537	2.12	0.08863	0.3459	4
6 {S(t) y"y'(NoMov) pc(.)}	894.7787	3.45	0.04569	0.1783	5
7 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) pc(.)}	895.0108	3.68	0.04069	0.1588	7
8 {S(fb+t+ccc) y"y'(NoMov) pc(.)}	895.0108	3.68	0.04069	0.1588	7
9 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) pc+(ccc)}	895.0687	3.74	0.03953	0.1543	8
10 {S(t+ccc) y"y'(NoMov) pc(.)}	896.9423	5.61	0.01549	0.0604	6
11 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) pc(fb)}	897.0934	5.76	0.01436	0.056	8
12 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) pc(fb+ccc)}	897.3622	6.03	0.01256	0.049	9
13 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) pc(t+ccc)}	898.4524	7.12	0.00728	0.0284	11
14 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) pc(t)}	898.7374	7.41	0.00631	0.0246	10
15 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) p(fb+ccc+t) c(fb+ccc+t)}	900.8578	9.53	0.00219	0.0085	12
16 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) pc(fb+ t+ccc)}	900.8578	9.53	0.00219	0.0085	12
17 {S(fb+ccc+t) y"y'(NoMov) pc(fb+t)}	900.9579	9.63	0.00208	0.0081	11
18 {S(fb+ccc+t) y"y'(Const) p(fb+ccc+t) c(fb+ccc+t)}	905.7923	14.46	0.00019	0.0007	14
19 {S(fb+ccc+t) y"y'(Rand) p(fb+ccc+t) c(fb+ccc+t)}	908.3021	16.97	0.00005	0.0002	15
20 {S(fb+ccc+t) y"y'(Mark) p(fb+ccc+t) c(fb+ccc+t)}	908.3212	16.99	0.00005	0.0002	15
21 {S(fb+ccc+t) y"y'(Even) p(fb+ccc+t) c(fb+ccc+t)}	908.3212	16.99	0.00005	0.0002	15
22 {S(fb+ccc+t) y"(t) y'(t) p(fb+ccc+t) c(fb+ccc+t)}	913.4886	22.16	0	0	17

APÊNDICE 4 – DADOS INDIVIDUAIS DA VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS BIOMÉTRICOS E DE SAÚDE

Informação individual quanto a tempo de residência, parâmetros iniciais, finais e variações no Índice de Condição Corpórea (BCI), Índice de Fibropapilomatose (FPI) e Comprimento Curvilíneo de Carapaça (CCC) em espécimes de *Chelonia mydas* juvenis marcados e recapturados entre 2014 e 2019 no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Cada linha corresponde a um indivíduo identificado por um número de tombamento (ID).

ID	Residência		BCI				FPI				CCC		
	Dias	Meses	Inicial	Final	Variação	Variação percentual	Inicial	Final	Variação	Variação percentual	Inicial	Final	Taxa de crescimento
2694	126	04	1,28	1,31	0,03	3%	0,0	0,0	0,0	0%	40,7	40,7	
3882	97	03	1,08	1,39	0,31	28%	0,0	0,0	0,0	0%	33,2	33,2	
3884	93	03	1,37	1,56	0,19	14%	0,0	0,0	0,0	0%	54,0	54,0	
3887	95	03	1,20	1,24	0,04	3%	222,2	267,4	45,2	20%	46,6	47,8	
3903	288	09	1,44	1,34	-0,09	-6%	175,8	250,0	74,2	42%	38,4	39,4	
3911	538	18	1,21	1,38	0,17	14%	1,5	47,1	45,6	3040%	35,8	37,5	1,15
3912	90	03	1,12	1,51	0,39	35%	0,0	0,0	0,0	0%	31,7	31,7	
3913	88	03	1,13	1,57	0,44	39%	14,6	23,4	8,8	60%	34,2	34,2	
3914	377	12	1,22	1,39	0,17	14%	0,0	0,0	0,0	0%	45,3	46,5	1,16
3915	538	18	1,09	1,28	0,19	18%	0,1	4,4	4,3	4300%	32,8	34,0	0,81
3916	89	03	1,31	1,41	0,10	8%	0,6	1,5	0,9	150%	43,2	43,2	
3919	87	03	1,38	1,52	0,14	10%	0,0	0,0	0,0	0%	38,8	38,8	
3930	87	03	1,24	1,37	0,13	10%	0,0	0,0	0,0	0%	33,4	33,4	
3931	534	18	1,11	1,20	0,09	8%	0,0	0,2	0,2	NA	30,6	34,8	2,87
3939	530	17	1,26	1,41	0,15	12%	0,5	5,6	5,1	1020%	31,4	36,6	3,58
3940	529	17	1,35	1,62	0,27	20%	6,0	66,5	60,5	1008%	45,6	46,5	0,62
3944	81	03	1,24	1,41	0,18	14%	96,2	27,0	-69,2	-72%	39,7	39,7	
3950	80	03	1,59	1,49	-0,09	-6%	0,0	0,0	0,0	0%	32,0	32,0	
3961	276	09	1,12	1,24	0,11	10%	0,3	0,8	0,5	167%	37,1	37,3	
3976	78	03	1,19	1,47	0,27	23%	5,4	28,0	22,6	419%	41,0	42,5	
4000	78	03	1,12	1,32	0,20	18%	0,0	0,0	0,0	0%	33,6	33,6	
4001	524	17	1,39	1,17	-0,22	-16%	13,0	0,8	-12,2	-94%	47,2	48,1	0,63
4002	526	17	1,20	1,15	-0,05	-4%	0,0	110,0	110,0	NA	36,1	39,6	2,43
4009	93	03	1,21	1,29	0,08	7%	0,0	0,0	0,0	0%	31,5	32,8	
4017	452	15	1,27	0,83	-0,45	-35%	0,2	35,0	34,8	17400%	31,0	31,0	0,00
4024	450	15	1,32	1,63	0,30	23%	3,5	0,5	-3,0	-86%	44,4	44,5	0,08
4033	197	06	1,06	0,60	-0,46	-43%	0,0	0,0	0,0	0%	36,9	36,9	