



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA



LUÍZA PAOLIELLO PACHECO DE OLIVEIRA

**ABUNDÂNCIA RELATIVA E USO DO HABITAT POR TUBARÕES
DO GÊNERO *Carcharhinus* (*C. falciformis*, *C. galapagensis* e *C. obscurus*)
NO ARQUIPÉLAGO DE SÃO PEDRO E SÃO PAULO- BRASIL**

Recife

2017

LUÍZA PAOLIELLO PACHECO DE OLIVEIRA

**ABUNDÂNCIA RELATIVA E USO DO HABITAT POR TUBARÕES
DO GÊNERO *Carcharhinus* (*C. falciformis*, *C. galapagensis* e *C. obscurus*)
NO ARQUIPÉLAGO DE SÃO PEDRO E SÃO PAULO- BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco (PPGO- UFPE), como pré- requisito para obtenção do título de Mestre em Oceanografia; área de concentração: Oceanografia Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Hissa Vieira Hazin

Recife

2017

Catálogo na fonte

Bibliotecária: Rosineide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (BCTG)

- O048a Oliveira, Luíza Paoliello Pacheco de.
Abundância relativa e uso do habitat por tubarões do gênero *Carcharhinus* (*C. falciformis*, *C. galapagensis* e *C. obscurus*) no Arquipélago de São Pedro e São Paulo - Brasil / Luíza Paoliello Pacheco de Oliveira. - 2017.
105 f., il., gráfs., tabs.
- Orientador: Prof. Dr. Fábio Hissa Vieira Hazin.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2017.
Inclui Referências, Apêndice e Anexo.
1. Oceanografia. 2. *C. falciformis*. 3. *C. galapagensis*. 4. CPUE.
5. Telemetria acústica. 6. Uso do habitat. 7. Padrão de movimentação.
I. Hazin, Fábio Hissa Vieira (Orientador). II. Título.

551.46 CDD (22. Ed.)

UFPE/BCTG/2017-201

ABUNDÂNCIA RELATIVA E USO DO HABITAT POR TUBARÕES DO
GÊNERO *Carcharhinus* (*C. falciformis*, *C. galapagensis* e *C. obscurus*) NO
ARQUIPÉLAGO DE SÃO PEDRO E SÃO PAULO- BRASIL

A comissão examinadora composta pelos professores abaixo, sobre a presidência do primeiro, considera o candidato LUÍZA PAOLIELLO PACHECO DE OLIVEIRA APROVADO.

Recife, 26 de maio de 2017.

Prof. Dr. Fábio Hissa Vieira Hazin - Orientador
Programa de Pós Graduação em Oceanografia
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Paulo Guilherme Oliveira
Departamento de Pesca e Aquicultura
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. José Carlos Pacheco dos Santos
Departamento de Pesca e Aquicultura
Universidade Federal Rural de Pernambuco/Unidade Acadêmica de Serra Talhada

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, a todos seus professores e funcionários que estiveram presentes durante este mestrado e, especialmente, à secretária Myrna Lins.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos Laboratórios de Oceanografia Pesqueira (LOP), Tecnologia Pesqueira (LATEP) e Etologia de Peixes (LEP) do Departamento de Pesca e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco por toda a infraestrutura, apoio e por possibilitar o desenvolvimento deste projeto de mestrado.

À SECIRM (Marinha do Brasil), no âmbito do programa Pró-Arquipélago, pelo apoio logístico às expedições ao arquipélago de São Pedro São Paulo, e a todos os pesquisadores e pescadores dos Transmar I, II e III que participaram dos laboriosos procedimentos de marcação.

Ao meu orientador Fábio Hazin, eternos agradecimentos por todo o conhecimento, dedicação e carinho. Agradeço enormemente pela confiança, liberdade e oportunidade de desenvolver esse trabalho.

Ao coorientador, ainda que não oficializado, Bruno Macena, muito obrigada pelas orientações e toda a confiança e disponibilidade, sempre!

Aos professores André Afonso, José Pacheco, Paulo Oliveira e Sigrid Leitão por aceitarem o convite para compor a banca examinadora desta dissertação, se disponibilizando a contribuir na melhoria do trabalho.

À Natália, Sibebe, Leo, Bruno, Brutus, Bella e a todos os companheiros do LATEP, LOP, LEP pela ajuda, ensinamentos, apoio, acolhimento e carinho.

À minha família e todos os amigos do Rio, por acreditar e confiar e pelo apoio incondicional, mesmo com a distância.

À Thaise e Japa, obrigada!! vcs são minha certeza de amizade e alegria em Recife.

Às minhas irmãs Nandas, pela amizade, companheirismo, ensinamentos (biológicos ou não) e simplesmente por tornar tudo mais repleto e feliz com suas presenças.

À família recifense, Grazi, Jean, Naty, Nick, Alan, Pema, Toddy, Mili e toda a Sangha: um enorme agradecimento pela acolhida, carinho, cuidado e presença.

À “Turma do Pufão” e aos amigos do “Tio Max”, pelo companheirismo, ajuda e por toda a alegria e beleza da Ilha da Trindade.

*Homme libre, toujours tu chériras la mer !
La mer est ton miroir ; tu contemples ton âme
Dans le déroulement infini de sa lame,
Et ton esprit n'est pas un gouffre moins amer.*

*Tu te plais à plonger au sein de ton image ;
Tu l'embrasses des yeux et des bras, et ton coeur
Se distrait quelquefois de sa propre rumeur
Au bruit de cette plainte indomptable et sauvage.*

*Vous êtes tous les deux ténébreux et discrets :
Homme, nul n'a sondé le fond de tes abîmes ;
Ô mer, nul ne connaît tes richesses intimes,
Tant vous êtes jaloux de garder vos secrets !*

*Et cependant voilà des siècles innombrables
Que vous vous combattez sans pitié ni remord,
Tellement vous aimez le carnage et la mort,
Ô lutteurs éternels, ô frères implacables !*

(L'homme et la mer -Charles Baudelaire)

RESUMO

Dados de captura por unidade de esforço (CPUE) aliados a telemetria acústica foram utilizados para acessar a abundância relativa, padrões de movimentação, utilização do habitat e interações inter- e intraespecíficas de tubarões do gênero *Carcharhinus* (*C. falciformis*, *C. galapagensis* e *C. obscurus*) no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP). A família Carcharhinidae respondeu por 90% da captura de tubarões (*Carcharhinus falciformis*: 66,9%, *C. galapagensis*: 16,5% e *C. obscurus*: 6,6%). Não foi observada tendência sazonal no comportamento reprodutivo de nenhuma das espécies, tendo sido encontrados indivíduos em todas as fases de desenvolvimento, embora sua maioria seja jovem nas três espécies. A maior média de comprimento total foi 198,4 ($\pm 23,2$) para *C. obscurus*, seguido por *C. galapagensis* com 171,9 ($\pm 22,6$) e *C. falciformis* 133,0 ($\pm 22,8$). Durante o período de estudo, a CPUE média de *C. falciformis* foi igual a 0,43, para *C. galapagensis* 0,11 e 0,04 para *C. obscurus*. Para *C. falciformis* a CPUE se reduziu ao longo do tempo, enquanto a das outras duas espécies apresentou um forte crescimento a partir de 2012. Oito dos quinze tubarões marcados com transmissores acústicos (3 *C. galapagensis* e 5 *C. falciformis*) foram detectados pelos receptores instalados nas proximidades (Leste e Oeste) do ASPSP. O período de dias em sequência com detecções (*C. galapagensis*: $20,7 \pm 3$, n=3; *C. falciformis*: $4,6 \pm 3,9$; n=5) e o número total de detecções (*C. galapagensis*: $2194 \pm 1314,2$; *C. falciformis*: $352,6 \pm 265,3$) foram muito maiores para *C. galapagensis* do que para *C. falciformis*. As duas espécies apresentaram diferenças significativas no número de detecções entre os períodos do dia (ANOVA, *C. falciformis*: $F = 23,56$, $p < 0,01$ e *C. galapagensis*: $F = 21,34$, $p < 0,01$) e entre os lados leste e oeste da ilha (ANOVA, $F = 311451$, $p < 0,01$), indicando clara segregação espacial. A população local de *C. galapagensis*, em razão do seu comportamento muito mais residente, parece ter sofrido um declínio bem mais acentuado em razão da pesca no entorno do ASPSP, no período em que a mesma era permitida, do que *C. falciformis*, que têm comportamento muito mais migratório e oceânico, retornando diversas vezes ao ASPSP, mas nunca permanecendo por longo período nas proximidades dos receptores. Os dados de captura e telemetria aqui apresentados evidenciam que *C. galapagensis* não somente está presente no ASPSP, a despeito de trabalhos anteriores terem indicado a sua extinção no local, como está se tornando cada vez mais abundante desde a suspensão da pesca de elasmobrânquios nessa área.

Palavras-chave: *C. falciformis*. *C. galapagensis*. CPUE. Telemetria acústica. Uso do habitat. Padrões de movimentação

ABSTRACT

Catch-per-unit-of-effort (CPUE) data associated with acoustic telemetry were analyzed to accessing relative abundance, patterns of movement, habitat use, residence, and inter- and intraspecific interactions of *Carcharhinus* sharks (*C. falciformis*, *C. galapagensis* and *C. obscurus*) in Saint Peter and Saint Paul Archipelago (SPSPA). Carcharhinidae family accounted 90% of shark capture, *Carcharhinus falciformis* being the predominant species (66.9%), followed by *C. galapagensis* (16.5%) and *C. obscurus* (6.6%). No clear trend was observed, between the reproductive behaviors of any of the species, having been found individuals in all stages of development, although, the majority of animals were juveniles in the three species. The total length followed the pattern described in literature, with the highest mean for *C. obscurus* 198.4 (\pm 23.2), followed by *C. galapagensis* 171.9 (\pm 22.6) and *C. falciformis* 133.0 (\pm 22.8). During the study period, the mean CPUE of *C. falciformis* was 0.43, for *C. galapagensis* 0.11 and 0.04 for *C. obscurus*. *C. falciformis* had it's CPUE decreased over time, while the abundance of other two species shows a great growth since 2012. Eight of the fifteen sharks tagged with acoustic transmitters (3 *C. galapagensis* and 5 *C. falciformis*) were detected by the receivers installed in SPSPA proximities (East and West side). The period of days in a row with detections (*C. galapagensis*: 20.7 ± 3 , n=3; *C. falciformis*: 4.6 ± 3.9 ; n=5) and the total number of detections (*C. galapagensis*: 2194 ± 1314.2 ; *C. falciformis*: 352.6 ± 265.3) were much bigger for *C. galapagensis* than *C. falciformis*. The two species showed significant differences in the number of detections between day's periods (ANOVA, *C. falciformis*: $F = 23.56$, $p < 0.01$ and *C. galapagensis*: $F = 21.34$, $p < 0.01$) with afternoon and twilight periods presenting the highest detection frequency for both species. Detections were also significantly different between eastern and western sides of the island (ANOVA, $F = 311451$, $p < 0.01$), indicating clear spatial segregation. The local population of *C. galapagensis*, because of their high resident behavior, appears to have suffered higher decline as fishing around SPSPA result, in the period in which it was permitted, than *C. falciformis*, which has predominant migratory and oceanic behavior, returning many times to SPSPA, but never staying for a long period on receivers' vicinity. Capture and telemetry data presented here evidence not only the presence of *C. galapagensis* in SPSPA vicinity, despite the fact that previous works have indicated that it has been extinguished, but its increase since elasmobranch fishery was banned on the area.

Keywords: *C. falciformis*. *C. galapagensis*. CPUE. Acoustic telemetry. Habitat use. Movement patterns.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Desenho esquemático do tubarão lombo-preto.	20
Figura 2- Tubarões lombo-preto.....	21
Figura 3: Distribuição de <i>C. falciiformis</i> de acordo com a IUCN- <i>World Conservation Union Red List</i>	22
Figura 4 – Desenho esquemático do <i>C. galapagensis</i>	24
Figura 5- Tubarões das Galápagos.....	25
Figura 6- Distribuição do tubarão das Galápagos de acordo com a IUCN- <i>World Conservation Union Red List</i>	26
Figura 7- Desenho esquemático de <i>C. obscurus</i>	29
Figura 8- Tubarões fidalgo	30
Figura 9- Distribuição espacial de <i>C. obscurus</i> de acordo com a IUCN- <i>World Conservation Union Red List</i>	31
Figura 10- Mapa do Arquipélago de São Pedro e São Paulo	37
Figura 11- Detalhe de um dos aparelhos de pesca.....	39
Figura 12- Marca convencional com os dados para contato em caso de recaptura.....	40
Figura 13- Tubarão marcado com marca plástica convencional e transmissor acústico	40
Figura 14: Mapa do ASPSP com a localização das boias leste (BL) e oeste (BO).	41
Figura 15: Esforço total realizado durante todo o período avaliado e valores de CPUE média para os <i>Carcharhinus</i>	46
Figura 16- Captura por unidade de esforço (CPUE) por dez anzóis para cada espécie ao longo dos anos estudados.....	47
Figura 17- Relação entre a mortalidade dos tubarões e o tempo de imersão do aparelho de pesca na água.	47
Figura 18- Distribuição de frequência absoluta dos comprimentos totais dos tubarões capturados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, por sexo.	50
Figura 19- Frequência absoluta dos tubarões lombo-preto por meses.....	51
Figura 20- Frequência relativa dos tubarões lombo-preto por meses.....	51
Figura 21- Frequência absoluta dos tubarões lombo-preto por classes de tamanho ao longo dos meses.....	52
Figura 22- Total de detecções ao longo do período de estudo.	53
Figura 23- Número de detecções para cada um dos indivíduos ao longo do dia	57

Figura 24- Porcentagem de detecções por período para as espécie <i>C. falciformis</i> e <i>C. galapagensis</i>	57
Figura 25- Total de detecções por espécie.	59
Figura 26- <i>C. galapagensis</i> e <i>C. obscurus</i> capturados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Captura total em números absolutos para as diversas espécies no Arquipélago de São Pedro e São Paulo para o período total do estudo.....	45
Tabela 2- Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de comprimento total (CT) para as três espécies.	48
Tabela 3- Tamanho (comprimento total em cm) dos indivíduos na primeira maturidade sexual para cada sexo por espécie baseado nos dados de biologia reprodutiva disponíveis.	49
Tabela 4- Períodos de lançamentos das linhas de espera e CPUEs médias associadas	52
Tabela 5: Indivíduos monitorados no ASPSP entre 2009 e 2015.....	54
Tabela 6: Resultados do teste a posteriori Tukey do número de detecções para <i>C. falciformis</i> (LP) e <i>C. galapagensis</i> (Gal) nos diferentes períodos do dia.....	58

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	Estudos da movimentação através de marcação	17
2.2	Gênero <i>Carcharhinus</i> (Blainville, 1816).....	18
2.3	Espécies estudadas.....	19
2.3.1	<i>Tubarão lombo-preto- C. falciformis</i> (Bibron, 1839).....	20
2.3.1.1	<u>Pesca e conservação</u>	22
2.3.2	<i>Tubarão das Galápagos- C. galapagensis</i> (Snodgrass e Heller, 1905).....	24
2.3.2.1	<u>Pesca e conservação</u>	28
2.3.3	<i>Tubarão fidalgo- C. obscurus</i> (Lesueur, 1818).....	29
2.3.3.1	<u>Pesca e conservação</u>	32
2.4	Histórico da pesca na área de estudo	33
3	OBJETIVOS.....	35
3.1	Objetivo Geral	35
3.2	Objetivos específicos.....	35
4	METODOLOGIA	36
4.1	Área de estudo	36
4.2	Captura, biometria e marcação dos indivíduos.....	37
4.2.1	<i>Transmissores acústicos</i>	40
4.3	Composição das capturas, captura por unidade de esforço (CPUE), razão sexual e distribuição de tamanho.....	41
4.4	Telemetria Acústica.....	42
4.5	Genética	43
5	RESULTADOS.....	45
5.1	Composição das capturas e captura por unidade de esforço (CPUE).....	45
5.1.1	<i>Razão sexual, distribuição de tamanho e variações temporais</i>	48
5.1.2	<i>Distribuição espacial</i>	52
5.2	Telemetria Acústica.....	53
5.3	Genética	59
6	DISCUSSÃO.....	60
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	66
	REFERÊNCIAS	67

APÊNDICE	75
Artigo submetido à Marine Biology Journal em 08/05/2017	75
ANEXO	104
Metodologia das análises genéticas	104

1 INTRODUÇÃO

Os condrictes, ou peixes cartilagosos, formam um dos grupos de peixes com mais sucesso evolutivo, tendo sobrevivido a algumas extinções em massa nos últimos 400 milhões de anos e estando, assim, entre os vertebrados mais antigos vivendo atualmente na Terra (CAMHI; PIKITCH; BABCOCK, 2008; GROGAN; LUND; GREENFEST-ALLEN, 2012). Este grupo abrange os elasmobrânquios, tubarões e raias, e os holocéfalos, as quimeras (FROESE; PAULY, 2017). Os tubarões são encontrados em todo o globo, de norte a sul, em todos os oceanos e grandes mares, com algumas poucas espécies sendo capazes de adentrar estuários e habitar corpos de água doce a grandes distâncias da foz dos rios (CAMHI; PIKITCH; BABCOCK, 2008).

Os tubarões desempenham um importante papel no ambiente marinho, sendo amplamente reconhecidos como os principais participantes na transferência de energia dos níveis tróficos inferiores para os superiores, nesses ecossistemas. Isso ocorre em razão desses indivíduos serem predadores de topo, ou seja, serem consumidores terciários, ocupando posições tróficas similares à dos mamíferos marinhos e superior à das aves marinhas (WETHERBEE; CORTÉS; BIZZARRO, 2012). Por esse motivo, são considerados *k*-estrategistas, possuindo crescimento lento, alta longevidade, maturação sexual tardia e fecundidade reduzida (STEVENS, 2010). Enquanto baixas taxas de consumo alimentar são úteis trazendo vantagens evolutivas para essas populações, a associação dessas características (crescimento lento e baixa taxa reprodutiva) contribui para sua vulnerabilidade à sobrepesca, que vem se intensificando sobremaneira ao longo dos anos (JACKSON *et al.*, 2001; WETHERBEE; CORTÉS; BIZZARRO, 2012). Em razão disso, as populações de elasmobrânquios estão em evidente declínio no mundo todo, devido principalmente à pesca excessiva, além do aumento progressivo da perda de habitat e degradação da zona costeira (CAMHI, 2008; CAMHI *et al.*, 2009; CORTÉS; BROOKS; GEDAMKE, 2012). Algumas espécies têm registrado reduções de mais de 90% em suas taxas de captura nas poucas décadas passadas, com cerca de um terço dos tubarões oceânicos encontrando-se atualmente ameaçados de extinção, segundo a IUCN (2009). A excessiva mortalidade por pesca incidente sobre diversas populações de tubarões e raias pode causar graves danos ao equilíbrio do ecossistema marinho, visto que a retirada de predadores naturais de topo acarreta efeitos indiretos sobre todos os outros níveis, através da cascata trófica (DULVY; FRECKLETON; POLUNIN, 2004; STEVENS *et al.*, 2000).

O real impacto da pesca para os grandes predadores oceânicos, como raias e tubarões, entretanto, é ainda vastamente desconhecido, não apenas em razão da carência de dados, mas por fatores jurisdicionais complicados que dificultam o acesso e a conservação dessas espécies (DULVY *et al.*, 2008). Várias das populações de tubarões afetadas pela pesca com espinhéis no Oceano Atlântico Sul já se encontram sobrepescadas. Ao mesmo tempo, o Brasil foi recentemente identificado pela FAO como um dos maiores mercados consumidores de subprodutos de tubarões em todo o mundo, além de apresentar uma das mais rápidas taxas de expansão (BARRETO *et al.*, 2016; DENT; CLARKE, 2015). Alguns estudos, porém, indicam que as populações de elasmobrânquios podem se recuperar se o esforço de pesca for reduzido adequadamente, de forma que medidas de gestão e ordenamento pesqueiro são de imediata necessidade para ajudar a conservar e restaurar essas populações (BARRETO *et al.*, 2016; CAMHI, 2008). Para que tais medidas possam ser efetivas, no entanto, é necessário superar as grandes lacunas de conhecimento ainda existentes sobre a ecologia desses animais, como, por exemplo, o conhecimento acerca da área que um indivíduo utiliza ao longo do dia, mês, ou ano, aspecto essencial para se entender a história de vida de qualquer espécie (HEUPEL *et al.*, 2006). Como experimentos controlados com indivíduos grandes e adultos de espécies de elasmobrânquios são muito dificultosos, restam ainda diversas questões não respondidas a respeito dos mesmos, no que concerne, particularmente: período de maior atividade/repouso, frequência de alimentação e acasalamento, custo energético dos diferentes comportamentos e como isto determina a ocupação do seu tempo (WETHERBEE; CORTÉS; BIZZARRO, 2012; WHITNEY; PASTAMATIIOU; GLEISS, 2012).

Dessa forma, em razão da necessidade de se compreender o comportamento, a fisiologia e o fluxo energético que norteiam os padrões de movimentação e ecologia dos elasmobrânquios, buscou-se superar as limitações tecnológicas para tais estudos, investindo-se em uma nova geração de dispositivos que permitiram prospectar múltiplos parâmetros físicos e fisiológicos simultaneamente e *in situ*, com destaque para o monitoramento eletrônico (WHITNEY; PASTAMATIIOU; GLEISS, 2012). Essa técnica tem sido, desde o seu princípio, uma forte aliada para a compilação de dados biológicos, gerando informações importantíssimas sobre o comportamento de espécies migratórias e/ou selvagens de forma não letal (FANCY *et al.*, 1988). O monitoramento eletrônico tem permitido ainda, desde o seu início em 1956, a obtenção de informações valiosas sobre preferência de habitat, atividade diária e variações sazonais nos padrões de movimento (NELSON, 1990).

As informações geradas pelo monitoramento eletrônico de animais vivos, por meio da telemetria, além de permitir um conhecimento mais profundo acerca da biologia das espécies, têm contribuído para a avaliação de estoques e manejo de populações. A palavra telemetria vem do latim (*tele* = distante e *metron* = medida) e baseia-se em uma tecnologia que permite detectar remotamente a presença de espécimes marcados com transmissores, com elevado grau de precisão, desde que os mesmos se encontrem a uma distância detectável do receptor acústico, possibilitando a coleta de dados biológicos de organismos em seu ambiente natural, que dificilmente podem ser observados *in situ* pelos pesquisadores (ADAMS; BEEMAN; EILER, 2012; PINCOCK *et al.*, 2010). Por meio da fixação de um transmissor acústico ao animal, são recolhidas e enviadas informações sob a forma de energia sonora para hidrofones (receptores que detectam os sinais enviados), capazes de detectar os transmissores em um raio de até 750 m, dependendo dos fatores ambientais que afetam o sinal acústico (temperatura, salinidade, matéria particulada em suspensão, reflexões, etc). Essas informações são emitidas na forma de sequências de sinais sonoros simples (“*pings*”) que indicam a presença de um indivíduo junto ao receptor, registrando: data, horário e número de identificação do transmissor. Por meio de sinais mais complexos, caso sensores estejam presentes no transmissor, é possível se obter ainda informações sobre diversas outras variáveis como temperatura, salinidade, profundidade, batimentos cardíacos, pH do estômago, etc. (ADAMS; BEEMAN; EILER, 2012; PINCOCK *et al.*, 2010). Portanto, por meio da telemetria acústica é possível se obter informações referentes à movimentação, comportamento, atividade e tipo de habitat utilizado pelo animal, tornando possível o estudo das respostas fisiológicas e comportamentais e gastos energéticos, informações fundamentais para a concepção e aplicação de medidas de gestão pesqueira eficazes, incluindo a implementação de áreas marinhas protegidas (ADAMS; BEEMAN; EILER, 2012; PINCOCK *et al.*, 2010; FANCY *et al.*, 1988).

A família Carcharhinidae apresenta distribuição global, sendo uma importante família de tubarões sob o aspecto comercial e ecológico, pois é a mais diversa e abundante em águas costeiras tropicais (BARREIROS; GADIG, 2011; COMPAGNO, 1984; GADIG, 2001; GARRICK, 1982). No Brasil, as 21 espécies registradas representam 26,2% da fauna de tubarões, incluindo alguns dos mais conhecidos como o tubarão-tigre (*Galeocerdo cuvier* Péron & Lesueur, 1822), o tubarão-azul (*Prionace glauca* Linnaeus, 1758) e o tubarão

cabeça-chata (*Carcharhinus leucas* Müller & Henle, 1839) (FROESE; PAULY, 2010; GADIG, 2001).

Esses tubarões possuem as características morfológicas usuais de sua ordem, Carcharhiniformes, tais como: olhos redondos, cinco fendas branquiais, nadadeiras peitorais totalmente atrás da base da quinta fenda, membrana nictitante nos olhos, sem ranhuras ou barras nasais, geralmente sem espiráculo e dentes normalmente em forma de lâminas com uma cúspide; além de outras diferenciais, como primeira nadadeira dorsal com origem anterior às nadadeiras pélvicas, e sulcos pré-caudais superior e inferior presentes. Na sua maioria são vivíparos, atingindo tamanhos acima dos três metros e distribuindo-se em doze gêneros conhecidos e mais de cinquenta espécies (BARREIROS; GADIG, 2011; FROESE; PAULY, 2010).

As cinco espécies do gênero *Carcharhinus* presentes na área de estudo (OLIVEIRA; EVANGELISTA; FERREIRA, 1997; VASKE JR *et al* 2005) são os tubarões lombo-preto (*C. falciformis* Bibron, 1839), das Galápagos (*C. galapagensis* Snodgrass & Heller, 1905), fidalgo (*C. obscurus* Lesueur, 1818), galha-preta (*C. limbatus* Valenciennes, 1839) e galha-branca-oceânico (*C. longimanus* Poey, 1861). Entre essas espécies, as mais abundantes nas proximidades do arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP) são as três primeiras, as quais apresentam características anatômicas muito próximas entre si, apresentando poucas diferenças morfológicas (BARREIROS; GADIG, 2011; COMPAGNO, 1984). A mais estudada mundialmente é o tubarão lombo-preto, uma das espécies pelágicas mais comuns em todos os oceanos tropicais em águas costeiras e oceânicas e uma das mais frequentemente capturadas em pescarias, tanto como espécie-alvo como fauna acompanhante (BONFIL, 2008; COMPAGNO, 1984; 2008). Devido à sua grande importância comercial e ao aumento das capturas de tubarões é extremamente importante que se realize um adequado monitoramento da mortalidade por pesca de suas espécies, para garantir a sua conservação (BONFIL, 2008; COMPAGNO; 2008).

O presente estudo está inserido no projeto ETHOPELAGOS, que visa a elucidar aspectos da ecologia e biologia (*i.e.* comportamentos, uso do habitat e deslocamentos horizontais e verticais) por grandes peixes pelágicos no Oceano Atlântico, utilizando técnicas modernas de monitoramento eletrônico e biologia molecular, com o intuito de gerar informações que possam subsidiar a adoção de medidas de ordenamento, buscando assegurar a conservação das espécies estudadas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Estudos da movimentação através de marcação

Os estudos através de marcações convencionais (marcas identificadas visualmente permitindo o reconhecimento de determinado indivíduo sem a utilização de equipamentos especiais de detecção), particularmente de tubarões, começaram no final da década de 20, aumentando exponencialmente a quantidade e qualidade desses estudos até a atualidade (KOHLER; TURNER, 2001). A marcação e recaptura é um método eficiente para determinar padrões de distribuição, migração, crescimento e para a identificação e delimitação de estoques pesqueiros, tendo sido responsável por diversos estudos fundamentais da história de vida desses animais, tais como a composição de espécies, proporção sexual, distribuição espacial e temporal, migrações, padrões e taxas de movimentação, delimitação de áreas de berçário, períodos de maturação, índices de abundância relativa, entre outros (KOHLER; TURNER, 2001).

Além da marcação convencional, diversas tecnologias mais avançadas foram e ainda estão sendo desenvolvidas para melhor compreender as diversas lacunas no conhecimento acerca do comportamento dos animais aquáticos, como padrões diários de movimentação, tanto horizontal quanto vertical, utilização do habitat e áreas de residência, velocidade, rotas e padrões de migração, etc.(AFONSO; ANDRADE; HAZIN, 2014; BARNETT *et al.*, 2012; CARVALHO *et al.*, 2015; MEYER; PAPASTAMATIOU; HOLLAND, 2010; PICKARD *et al.*, 2016; SUNDSTRÖM *et al.*, 2001). Além dessas informações, diversos estudos ainda mais minuciosos como especificações da alimentação a partir de sensores de pH (PAPASTAMATIOU; MEYER; HOLLAND, 2007) ou a natureza da estrutura social dos tubarões e a dinâmica do sistema de acasalamento, estão sendo realizados com *tags* híbridos (transmissor-receptor), utilizados para determinar se há associação de indivíduos marcados com outros do mesmo gênero e em qual escala temporal (HOLLAND; MEYER; DAGORN, 2009). Mais recentemente, ADLs (*acceleration data loggers*) têm sido também utilizados para mensurar a atividade locomotora e condição corporal dos animais marcados, podendo ser utilizados em uma diversificada gama de aplicações (WHITNEY; PAPASTAMATIOU; GLEISS, 2012), notadamente em estudos acerca do comportamento trófico.

Nas últimas décadas, a telemetria acústica tem se tornado uma das principais ferramentas empregadas para investigar a migração e padrões de movimentação de espécies marinhas, especialmente de elasmobrânquios (CARLISLE, 2006; COLLINS; HEUPEL;

MOTTA, 2007; DEWAR *et al.*, 2008; GARLA *et al.*, 2006a; HEUPEL; SIMPFENDORFER; LOWE, 2005; KLIMLEY; KIHSLINGER; KELLY, 2005). Os tubarões estão entre os primeiros animais marinhos a serem estudados por sistemas de telemetria, devido ao seu tamanho e à necessidade de melhor compreender suas interações com os seres humanos (VOEGELI *et al.*, 2001).

A telemetria acústica pode ser utilizada tanto como rastreamento (telemetria ativa), quando um indivíduo é acompanhado, normalmente, através de embarcação em posse de um receptor determinando suas localizações seguidamente, quanto com o monitoramento acústico (telemetria passiva), quando os receptores são dispostos em locais fixos e os dados são coletados remotamente. Embora o monitoramento tenha a desvantagem de limitar a área estudada, permite análises a longo prazo, que são impossíveis por meio do rastreamento, devido aos recursos necessários para seguir um indivíduo durante muito tempo e à impossibilidade de acompanhar vários indivíduos marcados simultaneamente (SIMPENDORFER *et al.*, 2011).

Apesar do estresse, inevitável, causado pela captura e manuseio dos animais para a inserção dos transmissores de forma cirúrgica ou fixados externamente, os indivíduos marcados, em geral, recuperam o seu comportamento natural depois de algumas horas (HOLLAND *et al.*, 1999; LYNCH *et al.*, 2017; LOWE *et al.*, 1998; NELSON *et al.*, 1997; SKOMAL, 2007), embora esse período possa se estender por vários dias (12 ± 2) após a liberação (AFONSO; HAZIN, 2014), dependendo do nível de estresse causado pelas diferentes metodologias empregadas e por uma série de fatores associados ao processo de marcação (trauma físico e estresse psicológico) (SKOMAL; BERNAL, 2010). Baseado em estudos com ADLs, para quantificar movimentos e condição corporal (por exemplo: frequência de batida da cauda, amplitude da aceleração, rolamento e incapacidade de permanecer na posição vertical), além de revisões do padrão de movimentação para diversas espécies de tubarões e raias, concluiu-se que o método é pouco invasivo e de baixa letalidade, sendo, por essa razão, utilizado com sucesso no mundo inteiro (SUNDSTRÖM *et al.*, 2001; WHITNEY; PAPASTAMATIOU; GLEISS, 2012).

2.2 Gênero *Carcharhinus* (Blainville, 1816)

São conhecidas 31 espécies do gênero *Carcharhinus* com distribuição cosmopolita nos mares, costas continentais e insulares, taludes continentais, litoral oceânico ou semi-oceânico,

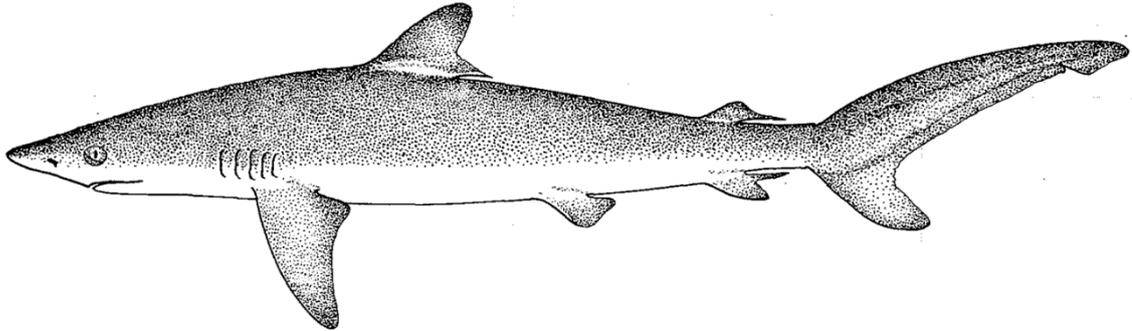
rios e lagos temperados quentes e tropicais. É um gênero caracterizado pela segunda nadadeira dorsal e nadadeira anal com tamanhos semelhantes, dentes superiores serrilhados ou lisos, normalmente mais largos que os inferiores, que são geralmente lisos ou finamente serrilhados. Possuem sulco labial superior diminuto, menor que 1% do comprimento total do corpo, segunda nadadeira dorsal iniciando-se normalmente sobre ou um pouco à frente da origem da nadadeira anal (exceto em *C. porosus*) e ausência de cristas pré-anais. É um grupo de difícil identificação das espécies, as quais são importantes do ponto de vista trófico, com muitas delas sendo os principais predadores nos ecossistemas marinhos tropicais e subtropicais (BARREIROS; GADIG, 2011; BASS; D'AUBREY; KISTNASAMY, 1973; BIGELOW; SCHROEDER, 1948; STEVENS, 2005; COMPAGNO, 2005; GADIG, 2001; GARRICK, 1982). O Brasil abriga quinze espécies desse gênero, sendo cinco oceânicas, sete costeiras e três oceânico-costeiras, a sua maioria apresentando ampla distribuição na costa brasileira (GADIG, 2001).

2.3 Espécies estudadas

As espécies do gênero *Carcharhinus* descritas para o Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP) são os tubarões lombo-preto, *C. falciformis* (Bibron, 1839) (EDWARDS; LUBBOCK, 1982; GADIG, 2001; HAZIN; HAZIN; TRAVASSOS, 2007; LANA, 2012; LUIZ; EDWARDS, 2011; VASKE JR *et al.*, 2005; VIANA *et al.*, 2008), das Galápagos, *C. galapagensis* (Snodgrass e Heller, 1905) (EDWARDS; LUBBOCK, 1982), fidalgo, *C. obscurus* (LeSueur, 1818), galha-branca-oceânico (*C. longimanus* Poey, 1861) (VASKE JR *et al.*, 2005) e galha-preta (*C. limbatus* Valenciennes, 1839) (OLIVEIRA; EVANGELISTA; FERREIRA, 1997). As três primeiras espécies são as mais presentes na área de estudo. O galha-branca-oceânico foi capturado em um local mais afastado da ilha, resultado de sua distribuição mais oceânica, enquanto o galha-preta possui um único registro, que pode ter sido erroneamente identificado devido às semelhanças entre os *Carcharhinus*, principalmente na fase juvenil.

2.3.1 Tubarão lombo-preto- *C. falciformis* (Bibron, 1839)

Figura 1- Desenho esquemático do tubarão lombo-preto.



Fonte: Compagno (1984)

Carcharhinus falciformis (do grego: focinho afiado) são tubarões cinzentos grandes (comprimento máximo de 3,3 m), escuros, esguios e oceânicos, com focinho longo e levemente arredondado; distância pré-oral 1,2 a 1,6 vezes maior que a largura internasal; olhos grandes; dentes superiores uniformemente serrilhados, com cúspide destacada da base (característica diferencial para *C. falciformis*, *C. galapagensis* e *C. obscurus*); crista dérmica longitudinal entre as nadadeiras dorsais, a segunda das quais é pequena, com margem livre comprida e origem coincidindo com a origem da nadadeira anal (Fig.1) (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; GADIG, 2001). As nadadeiras peitorais estreitas e longas, com algumas manchas negras nas pontas, particularmente em sua porção ventral, e em forma de foice, e a primeira dorsal relativamente pequena, com curvatura na margem originando-se posteriormente ao ápice das nadadeiras peitorais são características distintivas dos outros grandes tubarões do mesmo gênero. Possui coloração cinza escura ou amarronzada, às vezes quase preta, na parte superior e clara na parte inferior, com uma faixa branca discreta nos flancos (Fig.2) (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; GADIG, 2001).

Figura 2- Tubarões lombo-preto.



Fonte: www.arkive.org

Considerada uma das espécies de tubarão mais abundantes em áreas oceânicas, ocorre em todo o mundo, em regiões oceânicas tropicais e temperadas, podendo ser encontrado em abundância próximo às bordas das plataformas continentais e ocasionalmente em recifes de águas profundas e próximos às encostas insulares. Distribui-se desde a superfície até 4.000 m de profundidade, embora ocorra mais comumente até 500 m (Fig. 3) (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; GADIG, 2001). No Brasil sua ocorrência é conhecida ao longo de toda a costa, sendo capturado por barcos espinheleiros operando em área oceânica, com alguns registros ocasionais em áreas costeiras (GADIG, 2001).

Estudos realizados a partir de marcação convencional, nos quais a distância viajada é normalmente calculada como a menor distância entre os pontos de marcação e recaptura, realizados com 1.245 lombo-pretos e 7,1 anos como maior período de liberdade, comprovaram uma distância máxima navegada de 1.339 km, indicando que esta espécie pode migrar longas distâncias em um espaço de tempo relativamente curto, ocasionalmente atravessando grandes extensões oceânicas (KOHLENER; TURNER, 2001). Sendo um tubarão veloz, agressivo e solitário, está frequentemente associado a cardumes de atuns, alimentando-se principalmente de peixes, mas também de lulas, moluscos e caranguejos pelágicos, com nível trófico igual a 4,2 (COMPAGNO, 1984; CORTES, 1999; FROESE; PAULY, 2017). As maiores variações na sua dieta se dão muito mais em razão da abundância e zoogeografia das presas do que devido a tendências ontogenéticas (DUFFY *et al.*, 2015).

Figura 3: Distribuição de *C. falciformis* de acordo com a IUCN- *World Conservation Union Red List*



Fonte: Rigby *et al.* (2016)

São vivíparos placentotróficos, com fêmeas se reproduzindo anualmente e dando à luz de 2 a 14 jovens, com 73 a 87 cm, mas sem período específico para cópula e parto (BASS; D'AUBREY; KISTNASAMY, 1973; COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; HAZIN; OLIVEIRA; MACENA, 2007). No nordeste do Brasil, especificamente no Rio Grande do Norte, o tubarão lombo-preto utiliza a porção terminal da plataforma continental interna e a plataforma continental externa (30-80 m) como zona de berçário, onde permanecem até um ano, assumindo, em seguida, uma distribuição oceânica (YOKOTA; LESSA, 2006).

2.3.1.1 Pesca e conservação

Na pesca atuneira do Oceano Pacífico e do Atlântico Sul Ocidental, o tubarão lombo-preto é uma das espécies de elasmobrânquios mais capturadas (BARRETO *et al.*, 2016; HAZIN, 1993), além de ser igualmente capturada como espécie-alvo (BONFIL, 2008; COMPAGNO, 1984; 2008). A taxa de mortalidade global para os lombo-pretos capturados incidentalmente pela pesca de atum com rede de cerco é maior que 81% (POISSON *et al.*, 2014). Estudos realizados sobre o comportamento associativo dessa espécie com objetos flutuantes (*fishing aggregating devices*- FADs) demonstraram longos tempos de residência e

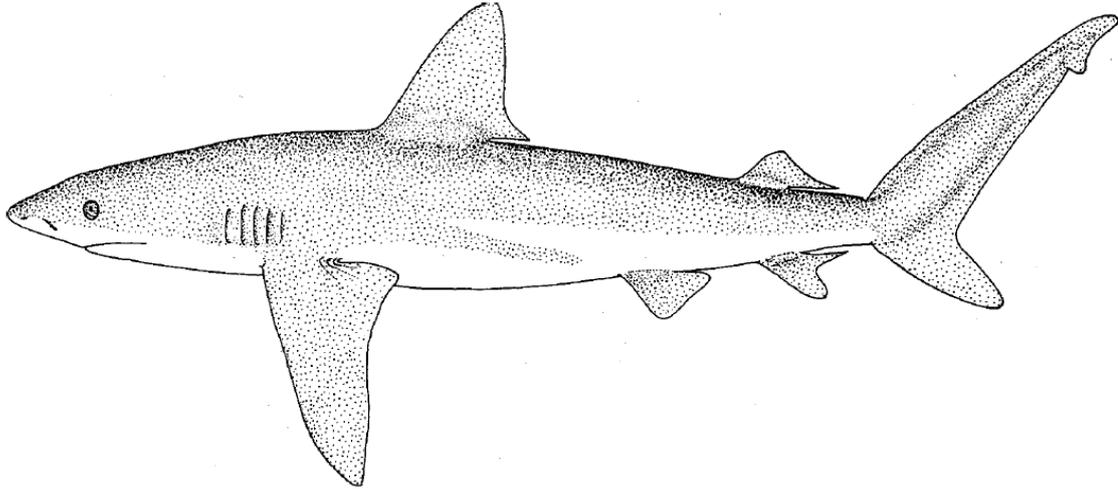
estreita associação com estes dispositivos (2,84 a 30,60 dias, média= 15,69 dias) (FILMALTER *et al.*, 2015). Um indivíduo ativamente rastreado retornou regularmente a um FAD com distância maior que 1,2 km, destacando a vulnerabilidade dos lombo-pretos à captura incidental em pescarias com esses dispositivos (FILMALTER *et al.*, 2015).

Considerada como quase ameaçada (NT- *Near Threatened*) pela lista vermelha da IUCN- *International Union for Conservation of Nature* (RIGBY *et al.*, 2016), a espécie está classificada como vulnerável (VU- *Vulnerable*) regionalmente no Pacífico Central Leste e Sudeste e Atlântico Central Nordeste e Oeste (CAMHI *et al.*, 2009; BONFIL *et al.*, 2009). Barreto *et al.* (2016) afirmam ainda que, segundo o critério A da Lista Vermelha da IUCN (redução de 50% da população nos últimos 10 anos ou 3 gerações) e dados históricos de desembarque, *C. falciformis*, a espécie pode ser considerada em perigo (EN- *Endangered*). A falta de dados adicionais de outras áreas e a dificuldade com identificações errôneas dessa espécie prejudicam a avaliação precisa de suas tendências de abundância, sendo urgente melhorar as avaliações de estoque e as recomendações para a sua conservação (CAMHI *et al.*, 2009).

Nesse sentido, a adoção pela ICCAT (Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico), em 2011 (Rec. 11-08), e subsequentemente pelo Brasil, em 2014, por meio da Instrução Normativa Interministerial nº 8, da proibição “da pesca direcionada, retenção a bordo, transbordo, desembarque, armazenamento, transporte e a comercialização do *Carcharhinus falciformis* em águas jurisdicionais brasileiras e em território nacional, nas pescarias de espinhel horizontal de superfície (...)” (BRASIL, 2014), constituiu um grande avanço na conservação do tubarão-lombo-preto. No âmbito da ICCAT, essa norma resultou de uma avaliação de risco ecológico, efetuada em decorrência da preocupação com a elevada captura desses animais, ao longo dos anos, associada a uma grave carência de dados. Embora os tubarões lombo-preto sempre tenham sido capturados como fauna acompanhante da pesca de atum e espadarte, muitas vezes a pesca era realizada em locais de agregação dessa espécie (GALLUCCI, 2014), ocasionando uma mortalidade elevada. Atualmente, se algum animal dessa espécie for capturado de forma incidental deverá, obrigatoriamente, ser devolvido inteiro ao mar, vivo ou morto, no momento do recolhimento do aparelho de pesca (BRASIL, 2014). Assim, a captura direcionada fica inviabilizada e sua mortalidade como fauna acompanhante é igualmente reduzida.

2.3.2 Tubarão das Galápagos- *C. galapagensis* (Snodgrass e Heller, 1905)

Figura 4 – Desenho esquemático do *C. galapagensis*



Fonte: Compagno (1984).

Possui o aspecto geral típico dos grandes tubarões (maior exemplar: 3,7 m e 85.5 kg- FROESE; PAULY, 2017) cinzentos do gênero *Carcharhinus*, com focinho moderadamente longo e arredondado e lobo nasal não pronunciado, distância pré-oral 1 a 1,3 vezes maior que a largura internasal; olhos grandes; longas nadadeiras peitorais semifalcadas com margem quase reta, pouco côncava, com ápice mais arredondado e altura da segunda nadadeira dorsal de 1,5 a 2,1% do comprimento total do corpo e margem posterior côncava (características diferenciais entre *C. galapagensis* e *C. obscurus*) (Fig. 4). Possui uma pequena crista dérmica longitudinal entre as nadadeiras dorsais, as quais apresentam ápice afilado ou levemente arredondado, sendo a primeira grande com ponta traseira curta e origem na margem interna das nadadeiras peitorais e a segunda se iniciando sobre a origem da nadadeira anal. Os dentes superiores são longos, triangulares e serrilhados, sem cúspide destacada da base (característica diferencial entre *C. galapagensis* e *C. falciformis*), e inferiores finamente serrilhados, simétricos e mais pontiagudos. Os dorso e flancos são castanho-acinzentado-escuros, com ventre mais claro, nadadeiras lisas ou com pontas ligeiramente escuras, apresentando, por vezes, uma faixa branca discreta nos flancos (Fig. 5) (COMPAGNO, 1984; GADIG, 2001; FROESE; PAULY, 2017).

Figura 5- Tubarões das Galápagos.



Fonte: www.arkive.org

A espécie foi catalogada primeiramente em 1905, depois que espécimes foram encontrados nos mares em torno das Ilhas Galápagos, Equador (FROESE; PAULY, 2017; GADIG; BARREIROS, 2008). Muito pouco é conhecido sobre a movimentação do tubarão das Galápagos em toda a sua área de ocorrência (MEYER; PASTAMATIIOU; HOLLAND, 2010), com os principais estudos se concentrando principalmente na sistemática e diferenciação desta espécie com as outras muito similares, como o tubarão fidalgo, *C. obscurus* (BASS; D'AUBREY; KISTNASAMY, 1973; GARRICK, 1982). Atualmente sabe-se que *C. galapagensis* é um tubarão cosmopolita em águas tropicais e subtropicais, especialmente associado a ilhas oceânicas, entre as quais pode percorrer grandes distâncias (pelo menos 50 km), apresentando preferência por águas claras com fortes correntes, convergentes e em direção ao mar aberto, e fundos coralíneos ou rochosos (Fig. 6) (BARREIROS; GADIG, 2011; DECROSTA; TAYLOR; PARRISH, 1984; FROESE; PAULY, 2017; LIMBAUGH'S, 1963; LOWE; WETHERBEE; MEYER, 2006; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996). Diversos estudos já comprovaram seu caráter residente associado a ilhas oceânicas, executando migrações sazonais (DALE *et al.*, 2011; KATO; CARVALLO, 1967; KOHLER; CASEY; TURNER, 1998; KOHLER; TURNER, 2001; LOWE; WETHERBEE; MEYER, 2006; MEYER *et al.*, 2009; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996). O NMFS- *Cooperative Shark Tagging Program* marcou 339 espécimes nas proximidades das Bermudas entre 1962-1993, com um indivíduo tendo sido recapturado a 2.859 km de distância, na costa do Suriname. A maioria das recapturas (85,7%, n = 14), porém, ocorreram com menos de 100 km de distância do local de marcação (KOHLER;

CASEY; TURNER, 1998). Outro indivíduo, marcado por Kato e Carvalho (1967), atravessou o oceano aberto para deslocar-se entre pequenas ilhas oceânicas no Pacífico leste tropical. Lowe *et al.* (2006), em estudo realizado no Havaí, revelaram deslocamentos entre locais com mais de 10 km de distância em períodos de mais de dois anos, evidenciando padrões sazonais e diários em visitas ao habitat lagunar, enquanto Meyer *et al.* (2009), também no Havaí, encontraram um claro ciclo anual na abundância do tubarão das Galápagos em mergulhos de ecoturismo com gaiolas, indicando similarmente um deslocamento sazonal.

No Brasil, só há registros da espécie na costa Nordeste, no Arquipélago de São Pedro e São Paulo e em Fernando de Noronha, embora seja possível que a mesma ocorra em outros locais, sendo erroneamente identificado devido a sua semelhança morfológica com outras espécies do gênero (GADIG, 2001).

Figura 6- Distribuição do tubarão das Galápagos de acordo com a IUCN- *World Conservation Union Red List*



Fonte: Bennett *et al.* (2003).

Distribui-se desde a superfície até cerca de 300 m de profundidade (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; GADIG; BARREIROS, 2008), apresentando segregação sexual vertical com machos maduros sendo mais capturados na profundidade média de 60,2 m e fêmeas maduras em 34,2 m (PAPASTAMATIOU *et al.*, 2006; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996). No Havaí foram capturados em profundidades entre 0 e 286 m, com a maioria entre 30-50 m, realizando, entretanto, mergulhos profundos ocasionais abaixo da termoclina, até 680 m, detectados a partir de marcas PSAT (MEYER; PAPASTAMATIOU; HOLLAND,

2010; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996). *C. galapagensis* ainda demonstraram não serem, em geral, muito orientados pela superfície, ficando várias sequências de 6h seguidas sem subir à tona (MEYER; PAPASTAMATIOU; HOLLAND, 2010).

Tubarões das Galápagos apresentam mudanças ontogenéticas de habitats, com juvenis utilizando regularmente águas rasas lagunares (LOWE *et al.*, 2006) ou costeiras, até 25 m de profundidade, que atuam como berçário para sua proteção (FROESE; PAULY, 2017), enquanto os adultos preferem habitats de recifes externos mais profundos (HOLZWARTH *et al.*, 2006; KATO; CARVALLO, 1967; MEYER; PAPASTAMATIOU; HOLLAND, 2010; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996).

Wetherbee (1996) detectou uma grande incidência de mais de um exemplar capturado em um mesmo espinhel com 24 anzóis evidenciando um comportamento de agrupamento em todas as classes de tamanho, sendo essa uma tendência confirmada por Froese e Pauly (2017). Holland *et al.* (2009) implantaram *tags* capazes de transmitir e detectar simultaneamente (*business card*- BC) em quatro *C. galapagensis*, em um local do Havai (Oahu) onde já haviam sido marcados 32 indivíduos (21 *C. galapagensis*, 10 *C. plumbeus* e 1 *Galeocerdo cuvier*) e uma rede de receptores havia sido instalada. Dois tubarões foram recapturados apresentando informações de todos os animais marcados com BCs e de diversos outros anteriormente marcados, comprovando complexas relações sociais. Um indivíduo apresentou, no mesmo dia, detecções do receptor fixo e de outro tubarão não detectado por este detector, demonstrando que este saía à noite do local de alcance do receptor, onde passava o dia, e viajava para um local, não identificado, povoado por outros tubarões marcados. Foi ainda verificada segregação espacial interespecífica (WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996) com *C. plumbeus* no Havaí e com *C. albimarginatus* nas ilhas Socorro (KATO; CARVALLO, 1967).

Alimenta-se de peixes de fundo, lulas e polvos, com mudança ontogenética de dieta, sendo raias e tubarões responsáveis pela maior quantidade de presas capturadas por indivíduos maiores (> 200 cm) (BENNETT; GORDON; KYNE, 2003; PAPASTAMATIOU *et al.*, 2006; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996). Nas ilhas, pode capturar leões-marinhos, iguanas marinhas e focas (ANTONELIS *et al.*, 2006). Com nível trófico igual a 4,2 (CORTES, 1999), *C. galapagensis* é um tubarão associado a recifes que utiliza uma ampla variedade de habitats, desde águas rasas lagunares a recifes profundos e mar aberto, promovendo, assim, uma importante ligação trófica entre esses ambientes (MEYER; PAPASTAMATIOU; HOLLAND, 2010).

São vivíparos placentários, atingindo maturidade entre 215-245 cm e gerando entre 4 e 16 neonatos por ninhada, com 60 a 80 cm (BARREIROS; GADIG, 2008; COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017). Foi verificado comportamento reprodutivo sazonal no Havaí, com acasalamento e nascimento ocorrendo no começo do ano, após gestação de um ano (WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996).

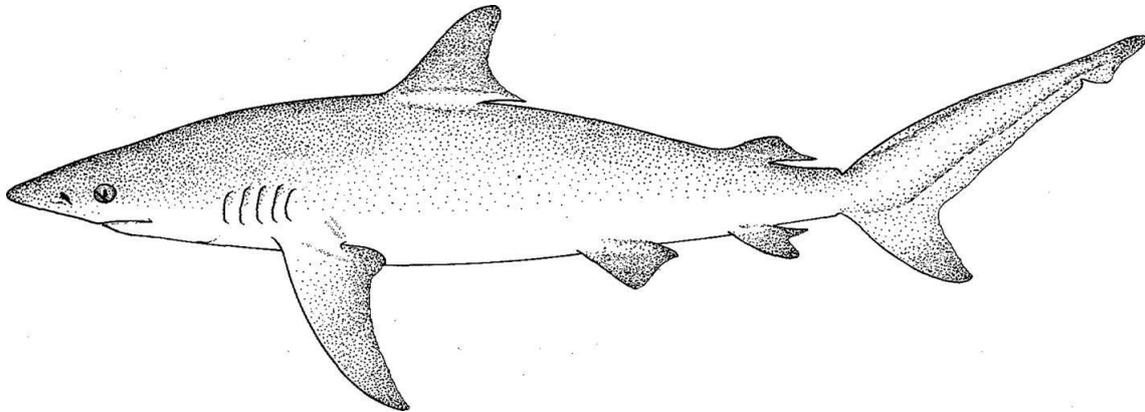
2.3.2.1 Pesca e conservação

Embora não seja uma espécie alvo da pesca, a sua captura com espinhéis e outros aparelhos com iscas em ilhas e montes submarinos é a principal ameaça à espécie, cujo *status* na lista vermelha da IUCN é quase ameaçado (NT- *Near Threatened*) (BENNETT; GORDON; KYNE, 2003). Além disso, alguns países (ex.: Austrália) não possuem dados suficientes para avaliar seu estoque, enquanto em outros os mesmos podem ter sido sub- ou sobrestimados devido a dificuldades na identificação (BENNETT; GORDON; KYNE, 2003). O potencial ofensivo da espécie também faz com que tentativas de extermínio sejam conduzidas em muitos locais (BENNETT; GORDON; KYNE, 2003). No Arquipélago Havaiano, devido à predação destes animais a espécies ameaçadas (albatroz de Laysan- *Phoebastria immutabilis*), em perigo (tartaruga verde- *Chelonia mydas*; albatroz de pés pretos- *Phoebastria nigripes*) ou criticamente ameaçadas (foca monge do Havaí- *Monachus schauinslandi*) foram realizados diversos estudos visando a sua retirada ou restrição nas áreas de reprodução dessas espécies (ANTONELIS *et al.*, 2006; DALE *et al.*, 2011).

A interação com o homem, em geral, tem efeito negativo sobre a presença da espécie. O tubarão das Galápagos foi registrado em densidades significativamente maiores nas ilhas desabitadas do Arquipélago Havaiano (ZGLICZYNSKI *et al.*, 2013), enquanto outras populações encontram-se extremamente depauperadas (BENNETT; GORDON; KYNE, 2003). Embora Luiz e Edwards (2011) afirmem que a população do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (NE do Brasil) esteja extinta, o presente trabalho mostra que a mesma continua presente nesse arquipélago, com níveis elevados de abundância.

2.3.3 Tubarão fidalgo- *C. obscurus* (Lesueur, 1818)

Figura 7- Desenho esquemático de *C. obscurus*



Fonte: Compagno (1984).

O tubarão fidalgo, *C. obscurus*, é uma espécie grande (até 4,2 m e 346 kg, média: 3,2 m e 160-180 kg), ainda que esguia, de tubarão cinzento, com focinho curto e arredondado, lobo nasal não pronunciado e distância pré-oral de 1 a 1,4 vezes maior que a largura internasal; olhos grandes; dentes superiores triangulares serrilhados regularmente, sem cúspide destacada da base (característica diferencial entre *C. obscurus* e *C. falciformis*) e inferiores eretos, mais pontudos e finamente serrilhados; pequena crista dérmica interdorsal; primeira dorsal moderada com ponta traseira curta e origem sobre ou pouco à frente do ápice da margem interna das nadadeiras peitorais; as quais são grandes com margem posterior notoriamente falcadas, bem côncavas, com ápice afilado, e segunda nadadeira dorsal pequena, e baixa (altura de 2,1 a 3,3% do comprimento total), com margem posterior quase reta, se iniciando sobre a origem da nadadeira anal e sem marcas visíveis (características diferenciais entre *C. obscurus* e *C. galapagensis*) (Fig.7) (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; GADIG, 2001). Possui coloração cinza bronze a cinza-azulado na parte superior e branca na inferior. As pontas das nadadeiras são escuras, mas não pretas, nos mais jovens e mais discretas nos adultos. Possui uma faixa discreta branca nos flancos. (Fig.8) (FROESE; PAULY, 2017; MUSICK *et al.*, 2009).

Figura 8- Tubarões fidalgos.



Fonte: www.arkive.org.

Ocorre ao longo das linhas de costa continentais de todos os oceanos, desde zonas tropicais até temperadas, onde varia de águas costeiras rasas até o exterior da plataforma continental e águas oceânicas adjacentes (Fig.9) (GADIG, 2001; MUSICK *et al.*, 2009). É um tubarão intensamente migratório, normalmente com padrões sazonais, deslocando-se para áreas temperadas quando a temperatura aumenta no verão (BASS; D'AUBREY; KISTNASAMY, 1973; COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; KOHLER; CASEY; TURNER, 1998). Tubarões marcados com transmissores via satélite, tanto no Golfo do México como na Austrália, viajaram distâncias mínimas entre 1.760 e 2.759 km (HOFFMAYER *et al.*, 2014; ROGERS *et al.*, 2013). Na compilação de estudos de marcação convencional do *Cooperative Shark Tagging Program (NMFS)*, com 15.074 espécimes marcados, a distância máxima navegada foi 3.800 km (KOHLER; TURNER, 2001).

No Brasil, sua ocorrência é conhecida ao longo de toda a costa sobre a plataforma continental e área oceânica, sendo frequentemente capturado por barcos espinheleiros. Na costa Sudeste e Sul, a presença de jovens próximos da costa é observada principalmente nos meses de inverno (GADIG, 2001).

Figura 9- Distribuição espacial de *C. obscurus* de acordo com a IUCN- *World Conservation Union Red List*



Fonte: Musick *et al.* (2009).

Embora geralmente se alimente no fundo, pode ser encontrado a partir da superfície até profundidades de 400 m (normalmente entre 200 e 400 m) (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017), embora Hoffmayer *et al.* (2014) tenham observado três indivíduos realizando mergulhos abaixo desse limite, alcançando 573 m, com a maioria dos tubarões passando a maior parte do tempo ($60\% \pm 5$, $n= 10$) abaixo da camada de mistura. A faixa termal frequentada por tubarões-fidalgo está entre 9 e 32°C, com o intervalo entre 19 e 22°C sendo o mais utilizado. Não parece haver diferença nem no tempo gasto em cada profundidade, nem nas temperaturas, entre o período diurno e noturno (HOFFMAYER *et al.*, 2014; ROGERS *et al.*, 2013).

Os jovens costumam se reunir em águas costeiras rasas (berçários) em estuários e baías (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017). O estado de Santa Catarina apresentou evidências de uma área de berçário ao norte, onde 79 neonatos foram capturados por meio da pesca artesanal entre 1994 e 2000, entre o fim do verão e meio do outono, demonstrando ainda um comportamento reprodutivo sazonal nessa área (MAZZOLENI, 2000).

Os adultos dessa espécie ocupam o habitat intermediário entre outras espécies de *Carcharhinus* mais costeiras, como *C. plumbeus*; profundo-bentônicas como *C. altimus*; oceânicas, como *C. falciformis* e *C. longimanus*; e insulares, como *C. albimarginatus* e *C. galapagensis*. São vistos frequentemente longe da costa, movendo-se, na maior parte do

tempo, com as correntes marinhas, por vezes seguindo navios e realizando movimentos bem mais longos que os neonatos ou juvenis (COMPAGNO, 1984; DUDLEY *et al.*, 2005; HUIH; BENEDICT, 1978). Tendem a evitar áreas de baixa salinidade devido ao seu mecanismo de osmoregulação ser pouco adaptado, raramente adentrando estuários (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; MUSICK *et al.*, 2009).

Alimentam-se de peixes ósseos, tubarões, raias, cefalópodes, gastrópodes e crustáceos bentônicos e pelágicos, e algumas vezes carniças de mamíferos e objetos inorgânicos. Com nível trófico igual a 4,2 (CORTÉS, 1999), exibem mudança ontogenética de dieta, com juvenis se alimentando primordialmente de pequenos teleósteos e, conforme crescem, passando a se alimentar preferencialmente de teleósteos maiores e elasmobrânquios (GELSLEICHTER; MUSICK; NICHOLS, 1999; SMALE, 1991). São vivíparos, com prole de 3 a 14 neonatos, com 70-100 cm, e período de gestação de aproximadamente 22 meses com um ano de descanso entre o nascimento e o acasalamento, apresentando ciclo reprodutivo de, no mínimo, três anos de duração (GADIG, 2001; ROMINE; MUSICK; BURGESS, 2009). O crescimento é muito lento, com maturação média aos 20 anos e aproximadamente 235 cm (220-300 cm), vivendo até 45 anos (FROESE; PAULY, 2017; NATANSON; CASEY; KOHLER, 1995).

2.3.3.1 Pesca e conservação

A captura comercial ou recreativa nos Estados Unidos da América foi proibida em 2000, quando foi colocada na lista de espécies protegidas da IUCN. No entanto, *C. obscurus* ainda é capturado regularmente tanto como *bycatch* como espécie alvo em pescarias comerciais de tubarões usando redes, espinhéis, linhas de mão e redes de arrasto em diferentes localidades, sendo a segunda espécie de *Carcharhinus* mais capturada em todo mundo, atrás apenas do lombo-preto (HOFFMAYER *et al.*, 2014; MUSICK *et al.*, 2009; (NOAA, 2011). A espécie está entre as mais procuradas pelas suas nadadeiras devido ao alto teor de ceratotriquia (raios dérmicos proteicos que são o ingrediente principal da sopa de nadadeiras de tubarões) (FROESE; PAULY, 2017; MUSICK *et al.*, 2009). Associado ao alto valor comercial de *C. obscurus*, a mais baixa taxa de crescimento ($K= 0,039$;) e maturidade mais tardia (19-21 anos) entre todos os tubarões conhecidos, além do seu longo ciclo reprodutivo (3 anos) e pequena ninhada (3-13 embriões), posicionam a espécie entre as mais vulneráveis à depleção populacional ocasionada por ação antrópica entre todos os vertebrados

(COMPAGNO, 1984; MUSICK, 1999; MUSICK *et al.*, 2009; NATANSON; CASEY; KOHLER, 1995; ROMINE; MUSICK; BURGESS, 2009). Possuem *status* global de vulnerável (VU- *vulnerable*) na lista vermelha da IUCN, embora as populações dos EUA no Atlântico noroeste e no Golfo do México estejam classificadas como em perigo (EN-*endangered*) (MUSICK *et al.*, 2009; NOAA, 2011). Além disso, a espécie é difícil de ser administrada e protegida devido a sua captura estar associada a outras espécies (difícil identificação) e a alta taxa de mortalidade quando vítima de *bycatch* (81,1%- média para todas as fases de maturação quando capturados com espinhéis de fundo (MORGAN; BURGESS, 2007) e 97% quando o tempo de imersão ultrapassa 3 h (MARSHALL *et al.*, 2015)). Outras ameaças a essa espécie são os programas de redes de proteção contra tubarões colocadas em praias da Austrália e África do Sul, além da pesca recreativa (MUSICK *et al.*, 2009).

Muitas populações de tubarão fidalgo são avaliadas como em declínio em várias áreas de sua ocorrência (MUSICK *et al.*, 2009). No Brasil, por exemplo, a espécie é capturada pelos espinhéis santistas e pela pesca artesanal no Rio de Janeiro e no sudeste paulista (GADIG, 2001). Além disso, diversos países, além dos costeiros do Oceano Atlântico Sul, realizam pesca comercial de atuns e espadarte nesse oceano, tais como: Japão, Espanha, Reino Unido, China, Taiwan, Coréia, entre outros (MUSICK *et al.*, 2009).

2.4 Histórico da pesca na área de estudo

Delano, em 1799, foi o primeiro a realizar uma expedição científica ao ASPSP (DELANO, 1817). Após ele, Darwin, no Beagle, em 1832 (DARWIN; KING; FITZROY, 1839), e muitas outras expedições (Ross, 1847; Günther, 1880; Nicoll, 1908; Clark, 1915; Wild, 1923; Speiss, 1928; Tressler *et al.*, 1956; Springer, 1972; e Smith *et al.*, 1974), na sequência, descreveram características físicas e biológicas do local. No entanto, apenas nove espécies de peixes haviam sido registradas até 1979, quando a expedição de Cambridge descreveu 50 espécies de peixes no ASPSP (LUBBOCK; EDWARDS, 1981).

As atividades de pesca comercial na área se iniciaram com a frota japonesa, atuando sob a forma de arrendamento, de 1956 a 1963, tendo a cidade de Recife/PE como porto-base. Os primeiros registros de atividade de pesca na área por embarcações nacionais datam de 1976 (OLIVEIRA; EVANGELISTA; FERREIRA, 1997). Em 1977, a SUDEPE realizou trabalhos de prospecção pesqueira e tecnologia de pesca no ASPSP. Em 1992, diante da necessidade de se ampliar os conhecimentos sobre os recursos vivos na zona econômica

exclusiva (ZEE), particularmente sobre os grandes peixes pelágicos migradores, foram realizadas algumas expedições de prospecção pesqueira ao ASPSP, a partir de um projeto de pesquisa desenvolvido de forma cooperativa entre o CEPENE- IBAMA e a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), que se estendeu até 1995 (Ecologia de Atuns e Afins- ECOTUNA). Na sequência, a partir de 1995, novas expedições foram realizadas no âmbito do Programa de Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos na ZEE-REVIZEE.

Já a partir da década de 80, porém, o ASPSP passou a ser regularmente visitado por embarcações pesqueiras de pelo menos três estados nordestinos (Rio Grande do Norte, Pernambuco e Ceará), com destaque para a frota atuneira sediada em Natal- RN, que desde 1988 mantém uma pesca regular no local, objetivando a captura de peixes pelágicos migratórios (OLIVEIRA; EVANGELISTA; FERREIRA, 1997; VASKE-JÚNIOR; VOOREN; LESSA, 2009), com um desembarque anual perto de 300 t de peixes, a maioria de atuns (VIANA *et al.*, 2008). Embora quase 20 espécies capturadas no ASPSP tenham valor comercial, cerca de 85% das capturas são compostas por apenas quatro espécies: *Acanthocybium solandri*, *Thunnus albacares*, *Elagatis bipinnulata* e *Cheilopogon cyanopterus*. Os 15% restantes incluíam vários elasmobrânquios, tais como o tubarão azul (*Prionace glauca*), o lombo preto (*Carcharhinus falciformis*) e o martelo (*Sphyrna lewini*) (VIANA *et al.*, 2015). Desde 2012, porém, a pesca de tubarões no Arquipélago foi descontinuada a partir de uma recomendação da Secretaria Interministerial para os Recursos do Mar e de um acordo com os barcos de pesca comerciais que atuam na região. Além disso, a ICCAT- Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico, entre 2009 e 2011, adotou uma série de recomendações mandatórias de restrição de captura de várias espécies de tubarões, incluindo o tubarão raposa (*Alopias superciliosus*) (2009; Rec. 09-07); o tubarão mako (*Isurus oxyrinchus*) (2010; Rec. 10-06); o tubarão galha-branca oceânico (*Carcharhinus longimanus*) (2010; Rec. 10-07); os tubarões martelo (*Sphyrna* spp., exceto *S. tiburo*) (2010; Rec. 10-08); e o tubarão lombo-preto (*Carcharhinus falciformis*) (2011; Rec. 11-08).

Em razão dessas medidas, nos últimos 5 anos, segundo relato dos pesquisadores e dos pescadores que frequentam regularmente a Estação Científica, a abundância de tubarões cresceu significativamente, passando-se a observar com frequência agregações de mais de uma dezena de tubarões, em anos recentes.

3 OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Estudar a composição das capturas, a abundância relativa e os padrões de movimentação do tubarão lombo-preto (*C. falciformis*), tubarão das Galápagos (*C. galapagensis*) e tubarão fidalgo (*C. obscurus*), incluindo as relações inter- e intraespecíficas, no entorno do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, visando a compreender seu papel na dinâmica do ecossistema insular e colaborar com a conservação dessas espécies.

3.2. Objetivos específicos

- Descrever a distribuição de tamanho do tubarão lombo-preto (*C. falciformis*), tubarão-das-Galápagos (*C. galapagensis*) e tubarão fidalgo (*C. obscurus*), no Arquipélago de São Pedro e São Paulo;
- Determinar a distribuição espacial das diferentes classes de tamanho dessas espécies no entorno do arquipélago;
- Analisar os seus padrões de movimentação espacial e temporal;
- Estudar o uso do habitat e as interações inter- e intraespecíficas;
- Verificar se os tubarões dessas espécies são residentes na região do arquipélago e se apresentam fidelidade local.

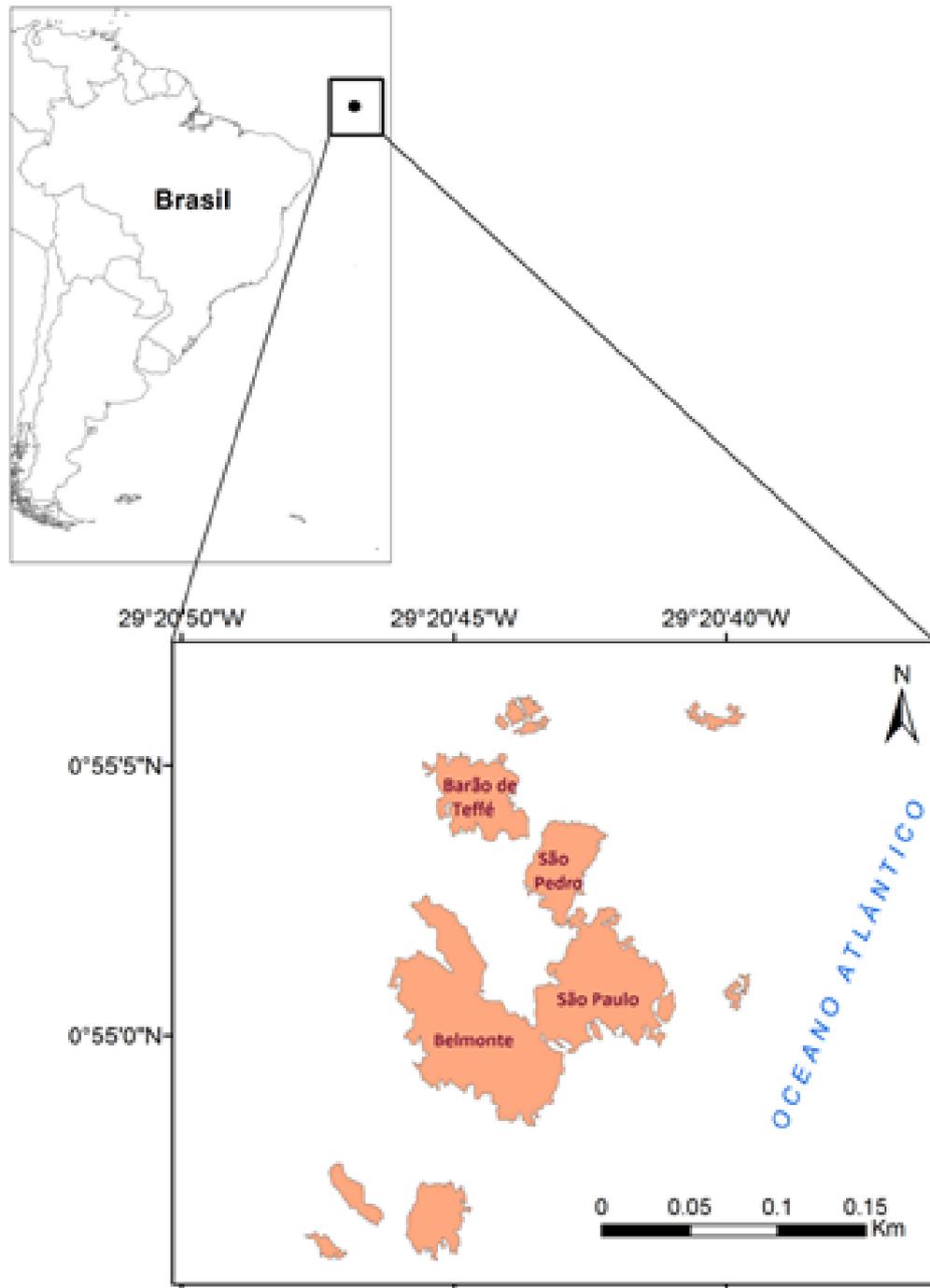
4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O ASPSP, único conjunto de ilhas oceânicas brasileiras localizadas no hemisfério norte, é formado por um pequeno grupo de seis ilhas maiores e quatro menores, além de diversas pontas de rochas, com uma área total emersa de cerca de 7.500 m² e distância entre os pontos extremos de 420 m (CAMPOS *et al.*, 2005) (Fig. 10). Quatro ilhotas (Belmonte, São Pedro, São Paulo e Barão de Teffé), com contornos sinuosos e fortes declives (>80°), constituem uma enseada central com fundo constituído por sedimentos provenientes da atividade biológica e da desagregação das rochas que formam o arquipélago (THOMPSON, 1981). Situado na região equatorial, a cerca de 50 milhas náuticas (mn) ao norte da linha do Equador (0°55'02"N, 29°20'42"W), o ASPSP integra a Cadeia Dorsal Meso-Atlântica, distando cerca de 510 mn de Natal-RN (Brasil) e 985 mn da Guiné-Bissau (África) e emergindo de profundidades de mais de 4.000 m (CAMPOS *et al.*, 2005).

Estrategicamente situado entre os continentes sul-americano e africano e entre os hemisférios Norte e Sul, o ASPSP constitui uma área com grande importância geopolítica, garantindo mais 450 mil km² de área adicional de Zona Econômica Exclusiva, sobre a qual o país possui a jurisdição exclusiva para fins de exploração, aproveitamento, conservação e gestão dos recursos naturais (HAZIN *et al.*, 2015). Além disso, o ASPSP é uma importante área de proteção ambiental (APA) que, em função do seu posicionamento geográfico isolado, exerce uma forte influência no ciclo de vida de várias espécies (HAZIN *et al.*, 2015; LESSA *et al.*, 1999; VASKE JR *et al.*, 2005; VIANA *et al.*, 2008), sendo um ambiente fundamental para espécies oceânicas que realizam grandes migrações e que utilizam o ASPSP para alimentação, reprodução e repouso (SOUZA, 2007; HAZIN *et al.*, 2015). Devido à sua grande distância da costa, o ASPSP apresenta ainda um alto grau de endemismo, tornando essa área altamente relevante para a conservação da biodiversidade (VIANA *et al.*, 2015).

Figura 10- Mapa do Arquipélago de São Pedro e São Paulo



Fonte: Mapa confeccionado por Thaise Sena (2017).

4.2 Captura, biometria e marcação dos indivíduos

As operações de captura foram feitas a bordo das embarcações pesqueiras Transmar I, II ou III, que prestam apoio às pesquisas no Arquipélago. No início do estudo os animais eram

capturados pelo espinhel utilizado por esses barcos. Após a adoção pela ICCAT da proibição da pesca do *Carcharhinus falciformis* nas pescarias de espinhel, em 2011, e da recomendação da SECIRM de proibição da pesca de elasmobrânquios na área da APA, em 2012, esses aparelhos de pesca foram retirados das embarcações. A partir de então passou-se a utilizar duas linhas de espera especialmente confeccionadas para a pesquisa. Somente os dois primeiros indivíduos marcados com *tags* acústicos (em abril e maio de 2009) foram capturados pelos espinhéis dos barcos comerciais, sendo os dados utilizados nas análises de estrutura populacional e CPUE fruto da captura pelas linhas de espera.

Um total de 101 lançamentos de linhas de espera foi realizado entre outubro de 2010 e junho de 2015, completando 60 dias distribuídos ao longo de 16 expedições, sendo 65% ao leste do ASPSP ($\approx 0^{\circ}55'4''N, 29^{\circ}20'11''W$) e 35% a oeste ($\approx 0^{\circ}54'57''N, 29^{\circ}20'57''W$). Cada linha de espera era composta por uma linha principal de monofilamento de poliamida de 6 mm, com 300 ou 500 m de comprimento e de 11 a 27 linhas secundárias, com anzóis circulares (nº16 ou 17), nas suas extremidades (Fig. 11). As linhas de espera eram dispostas horizontalmente e mantidas próximas da superfície, com o auxílio de boias, sendo fixadas na posição por um dos lados por meio de uma poita, ficando a outra extremidade livre. As iscas utilizadas foram peixe prego (*Ruvettus pretiosus*), voador (*Cheilopogon cyanopterus*), albacorinha (*Tunnus atlanticus*) e lula (*Hyaloteuthis pelagica*). Foram realizadas duas operações de pesca por noite, com o primeiro lançamento tendo sido realizado pouco após o pôr-do-sol, recolhendo-se próximo à meia noite; e o segundo logo em seguida, tendo sido recolhido antes do sol nascer. O tempo de imersão foi, em média, igual a 4 h e 49 min (± 1 h e 38 min).

Figura 11- Detalhe de um dos aparelhos de pesca, constituído por uma linha de espera, com cabo principal de monofilamento (300 m) e dezesseis linhas secundárias com anzóis circulares (nº 16 e 17)

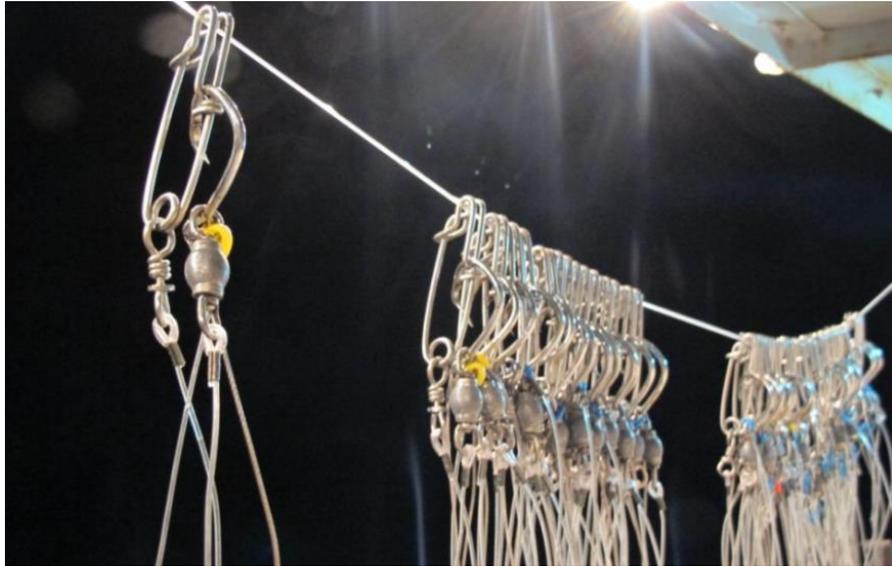


Foto: Natalia Bezerra (2013).

Todos os tubarões capturados foram embarcados, identificados e sexados, além de terem as seguintes medidas de comprimento aferidas em centímetros (cm): comprimento total (CT), furcal (CF), precaudal (CP) e interdorsal (CI). Na sequência, foram marcados com marca convencional, aplicada em sua musculatura dorsal logo abaixo da primeira nadadeira dorsal. A marca utilizada foi do tipo *dart tags*, que consiste em uma haste reta e flexível, reconhecível externamente, contendo numerações específicas para a identificação de cada um dos tubarões, e uma extremidade com a forma de seta (ponteira) para inserção no tecido muscular do animal (Fig.12). Adicionalmente, foram coletadas biópsias de tecido de todos os elasmobrânquios capturados durante as operações de captura para posterior análise genética.

Para a liberação dos animais, o anzol foi cortado com auxílio de uma tesoura corta vergalhão de 24 polegadas e/ou retirado com alicate, de forma a causar o menor dano possível ao animal. Durante todo o procedimento, com duração máxima de 5 minutos, os indivíduos foram vendados com um pano escuro molhado e mantidos oxigenados com uma mangueira com fluxo contínuo de água salgada. Essas medidas foram tomadas para reduzir o estresse causado pela captura/marcação.

Figura 12- Marca convencional com os dados para contato em caso de recaptura



Foto: Thereza Bella (2016).

4.2.1 Transmissores acústicos

Entre janeiro de 2009 e julho de 2015, quinze tubarões do gênero *Carcharhinus* (nove *C. falciformis*, cinco *C. galapagensis* e um *C. obscurus*) foram marcados também com transmissores acústicos V16 (Vemco, Halifax, Canada) com *shark case*, cada um com um código único de identificação do indivíduo marcado. Para sua fixação nos tubarões, os transmissores foram equipados com um monofilamento de poliamida de 2,0 milímetros revestido com material de alta resistência que foi transpassado através de um pequeno orifício perfurado na porção média proximal da primeira nadadeira dorsal (Fig. 13) ou inserido intramuscularmente em sua base.

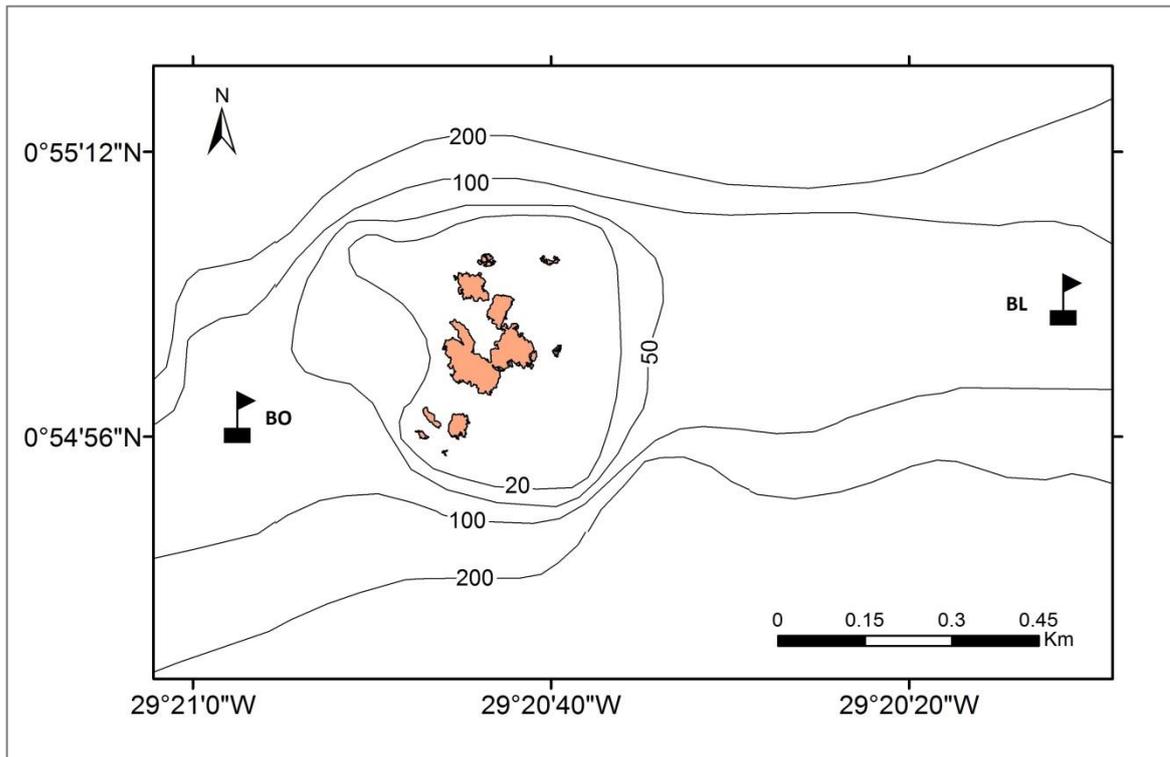
Figura 13- Tubarão marcado com marca plástica convencional (1) e transmissor acústico (2).



Fonte: Yuri Niella, 2016.

Os sinais emitidos pelos transmissores acústicos implantados nos tubarões foram detectados por dois receptores acústicos VR2w (Vemco, Halifax, Canada), com 500 m de raio médio de detecção, instalados a meia água (profundidade média de 15 m) nas duas boias de ancoragem situadas nas imediações do ASPSP, uma a oeste ($0^{\circ}54'57''\text{N}$, $29^{\circ}20'57''\text{W}$) e uma a leste ($0^{\circ}55'4''\text{N}$, $29^{\circ}20'11''\text{W}$) do Arquipélago (Fig. 14). Os receptores foram fixados a uma amarração vertical mantida por meio da boia de flutuação e uma garatêia (âncora) com peso suficiente para impedir a sua deriva, sendo sinalizadas com bandeiras e sinalizadores noturnos. A cada três meses, aproximadamente, os receptores foram retirados da água para a transferência dos dados armazenados para um laptop e manutenção do equipamento (limpeza e troca de bateria).

Figura 14: Mapa do ASPSP com a localização das boias leste (BL) e oeste (BO).



4.3 Composição das capturas, captura por unidade de esforço (CPUE), razão sexual e distribuição de tamanho.

A composição das capturas foi descrita para todas as espécies, calculando-se o percentual das espécies de elasmobrânquios estudadas, em relação ao total de elasmobrânquios capturados. Como indicador da abundância relativa, foi utilizada a captura por unidade de esforço (CPUE), calculada a partir do número de indivíduos capturados por

dezena de anzóis das linhas de espera (FONTELES FILHO, 2011; HAZIN; HAZIN; TRAVASSOS, 2007) por espécie para cada ano. A relação entre a mortalidade das espécies estudadas e o tempo de imersão do aparelho de pesca na água foi testada através de análise de variância. Todas as análises foram conduzidas no software R versão 3.3.1 (R CORE TEAM, 2016), com significância estatística de 0,05. A captura por unidade de esforço de cada uma das espécies para cada localização (boia leste ou oeste) foi testada através de análises de variância.

A razão sexual de machos e de fêmeas durante todo o período de estudo foi comparada através do teste estatístico do Chi-quadrado. Cada uma das espécies (*C. falciformis*, *C. galapagensis* e *C. obscurus*) foi representada graficamente a partir da frequência absoluta de captura por classes de comprimento total (classes de 10 cm de comprimento para peixes de grande porte; GARLA, 2003) para cada sexo. A normalidade na distribuição de tamanho da população foi testada através da análise de Shapiro-Wilk, e a diferença entre o comprimento total de machos e fêmeas para cada espécie e para todas as espécies associadas através do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney. A frequência sexual e de comprimento total dos tubarões entre os meses para a soma de todos os anos analisados (2010-2015) também foi testada através do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney e análise de variância, respectivamente, e representadas graficamente quanto à sua frequência absoluta sendo que, devido à reduzida quantidade de amostra para as espécies *C. galapagensis* e *C. obscurus*, essas análises só foram possíveis para os tubarões da espécie *C. falciformis*. Dados da biologia reprodutiva das espécies foram compilados, em busca da maior proximidade de área e atualidade possível, para a estimativa do provável estágio de maturação de cada um dos indivíduos amostrados a partir do comprimento total. As análises sazonais não foram viáveis devido à concentração das amostras nos primeiros semestres dos anos estudados.

4.4 Telemetria Acústica

O provável estágio de maturação para cada indivíduo foi determinado através dos dados da biologia reprodutiva da espécie (Tabela 3) e o total de detecções para os indivíduos nas diferentes fases de maturação sexual testado através de análise de variância. Os totais de detecções ao longo do período de estudo e por espécie também foram comparados através de análises de variância e representados graficamente.

A partir das detecções obtidas pela telemetria acústica foi possível calcular a presença dos animais na área de estudo e suas variações temporais. Para o cálculo do tempo de permanência de um indivíduo dentro da área de alcance de um determinado receptor foi considerado que os registros (frequência de detecções) ocorreram em média, a cada 60 segundos, considerando-se que os transmissores emitem sinais a intervalos de 45 a 70 segundos. O número de registros, portanto, foi interpretado como o número de minutos em que o animal permaneceu em cada local (GARLA, 2003). A residência e o grau de fidelidade ao local foram avaliados separadamente a partir do número de detecções de cada um dos receptores, com esses valores sendo posteriormente avaliados em função do período total de estudo e das características físicas e ecológicas dos locais dos receptores.

O número de detecções em cada receptor foi determinado para cada animal marcado, como uma porcentagem do número total de detecções. No intuito de avaliar se houve preferência de alguma espécie por determinadas áreas em detrimento de outras, a proporção de detecções por espécie em cada receptor foi comparada através de análise de variância e representada graficamente. A quantidade de detecções para cada indivíduo ao longo do dia foi representada graficamente e testada estatisticamente por meio de análises de variância para cada espécie. Ambas as representações e testes também foram utilizados para comparar os períodos diurno/ noturno (dia: 06-18h e noite: 19-05h) e períodos definidos (a= alvoreada (05-07h); m= manhã (08-11h); t= tarde (12-15h); c= crepúsculo (16-19h); n= noite (20-04h)) para as duas espécies, realizando-se um teste a posteriori de Tukey para identificar o período específico responsável pela diferença.

Os métodos do mínimo polígono convexo (MCP) e estimativa de Kernel (*Kernel Utilization Distribution*) não foram utilizados para calcular a área que os animais regularmente frequentaram (*home ranges*) devido à disponibilidade de somente dois receptores, inviabilizando esse tipo de análise.

4.5 Genética

A fim de comprovar a identificação das espécies realizada em campo, 64 amostras de tecidos das nadadeiras dos indivíduos haviam sido analisadas anteriormente em Lana (2016), através da metodologia *DNA barcoding*, no Laboratório de Genética de Organismos Aquáticos e Aquicultura (Lagoaa) da Universidade de Mogi das Cruzes- SP. Em outubro de 2016, amostras dos três indivíduos identificados em campo como *C. galapagensis*, que foram

marcados com telemetria acústica, foram enviadas para procedimentos de identificação molecular por meio do gene mitocondrial Citocromo Oxidase subunidade I (COI) e confirmação das espécies através dessa mesma metodologia (*DNA barcoding*) no mesmo laboratório (Lagoaa- UMC). A metodologia *DNA barcoding* consiste no processo de automação da identificação de espécies através de um banco de dados de sequências parciais de DNA do gene COI, a partir de alianças internacionais para a investigação da diversidade da vida eucariótica.

O DNA foi extraído de cada uma das amostras com auxílio do *kit* de purificação rápida QIAGEN, sendo, em seguida, avaliadas quanto à integridade e concentração de DNA por meio de gel de agarose. O produto oriundo da PCR para o gene do COI foi purificado para ser sequenciado segundo o método de interrupção da cadeia. Com as sequências do COI tanto para o primer *forward* quanto para o *reverse*, utilizou-se o programa *Codon Code Aligner* para realizar o *Contig* e a verificação da qualidade das sequências. A partir dos *Contigs* dos três animais utilizou-se dois bancos de dados, GeneBank e *Barcode of Life Data Systems* (BOLD), para identificar as espécies (detalhes da metodologia no anexo).

5 RESULTADOS

5.1 Composição das capturas e captura por unidade de esforço (CPUE)

Nos 101 lançamentos foram capturados 129 elasmobrânquios, sendo 8 raias *Mobula thurstoni* e 121 tubarões. A família Carcharhinidae foi responsável por 90% da captura de tubarões: *C. falciformis* foi a espécie predominante (66,9%, n= 81), seguida por *C. galapagensis* (16,5%, n= 20) e *C. obscurus* (6,6%, n= 8). Os outros tubarões capturados foram: martelos (*Sphyrna lewini*: 5,8%, n= 7 e *S. zygaena*: 0,8%, n= 1), mako (*Isurus oxyrinchus*, 2,5%, n= 3) e um indivíduo que não pôde ser identificado, pois escapou do anzol antes de ser embarcado (0,8%) (Tabela 1).

Tabela 1- Captura total em números absolutos para as diversas espécies no Arquipélago de São Pedro e São Paulo para o período total do estudo.

Espécie	Nº de capturas	♂	♀
Lombo-preto (<i>Carcharhinus falciformis</i>)	81	36	38
Tubarão das galápagos (<i>Carcharhinus galapagensis</i>)	20	8	10
Tubarão-fidalgo (<i>Carcharhinus obscurus</i>)	8	2	6
Tubarão martelo (<i>Sphyrna lewini</i>)	7	2	5
Tubarão mako (<i>Isurus oxyrinchus</i>)	3	-	-
Tubarão martelo (<i>Sphyrna zygaena</i>)	1	0	1
Outros tubarões	1	-	-
Manta- chilena (<i>Mobula thurstoni</i>)	8	4	3
Lançamentos sem captura	23	-	-
Total teleósteos	94	-	-
Total tubarões	121	48	60
Total elasmobrânquios	129	52	63
TOTAL DE CAPTURAS	223	-	-

Além dos elasmobrânquios, foram capturados 94 indivíduos de oito espécies de teleósteos: albacora-bandolim (*Thunnus obesus*, n= 1), albacora-laje (*T. albacares*, n= 25), albacorinha (*T. atlanticus*, n= 8), cavala-impingem (*Acanthocybium solandri*, n= 26), dourado (*Coryphaena hippurus*, n= 2), guarajuba (*Caranx crysos*, n= 2), peixe-prego (*Ruvettus pretiosus*, n = 29) e *Uraspis* sp. (n = 1).

Os valores calculados para a captura por unidade de esforço (CPUE), no ano de 2010, foram os mais altos de todo o período apresentando CPUE média anual igual a 1,56

Carcharhinus por dez anzóis (Fig. 15). Neste ano foram feitos quatro lançamentos em dois dias de amostragem (no mês de outubro), com a realização de seis capturas. Já a menor CPUE média, 0,37 *Carcharhinus* por dez anzóis, ocorreu em 2014, quando foram realizados 32 lançamentos (entre abril e maio) totalizando um esforço de 588 anzóis. Em 2011, o esforço empregado aumentou de 32 para 91 anzóis em seis lançamentos, em quatro dias de amostragem (meses de março e julho). No entanto, a CPUE diminuiu para 0,66 *Carcharhinus* por 10 anzóis. Em 2012, foram realizados 34 lançamentos nos meses de janeiro a junho, aumentando o esforço de pesca para 634 anzóis. A CPUE nesse ano manteve-se praticamente igual ao ano anterior, com 0,65 *Carcharhinus* por 10 anzóis. No ano de 2013, as capturas ocorreram em maio, com um total de 14 lançamentos e esforço de 349 anzóis. A CPUE aumentou para 0,72 *Carcharhinus* por 10 anzóis. No entanto, no ano seguinte, com o aumento substancial do esforço (588 anzóis) a CPUE caiu para 0,37 *Carcharhinus* por 10 anzóis. Já em 2015 foram realizados 11 lançamentos nos meses de maio e junho, totalizando um esforço de 198 anzóis, com CPUE igual a 0,56 *Carcharhinus* por 10 anzóis.

Para todos os anos analisados, a CPUE média de *C. falciformis* foi igual a 0,43, de *C. galapagensis* igual a 0,11, e de *C. obscurus* a 0,04. A CPUE de *C. falciformis* apresentou uma tendência de forte declínio entre os anos, caindo de 1,56, em 2010, para 0,05, em 2015. Já a CPUE das outras duas espécies de *Carcharhinus*, de forma inversa, exibiram um aumento marcado a partir de 2014 (Fig. 16).

Figura 15: Esforço total realizado durante todo o período avaliado e valores de CPUE média para os *Carcharhinus*.

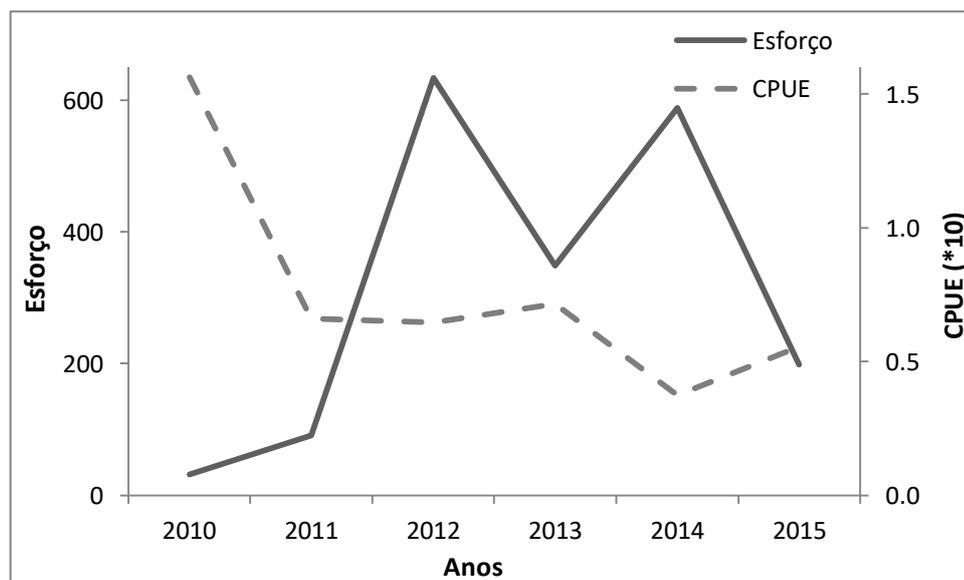
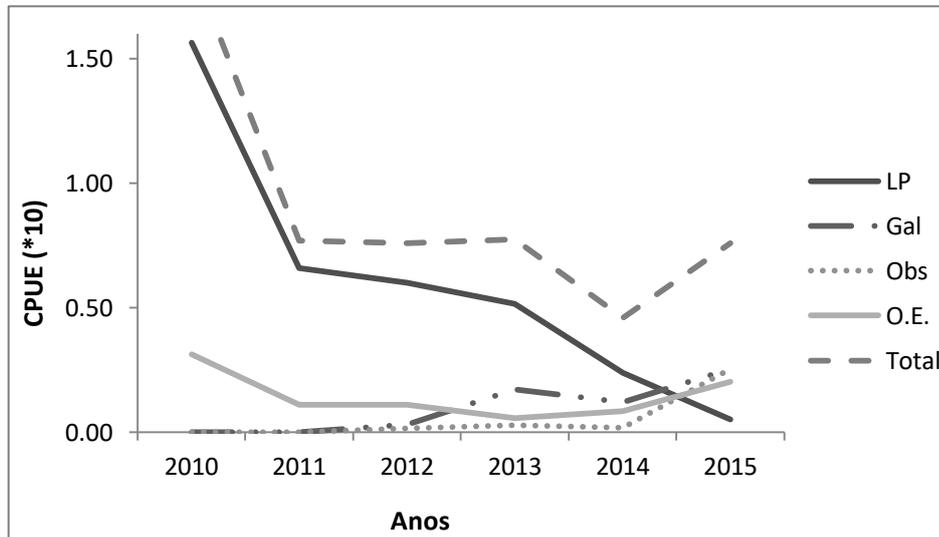
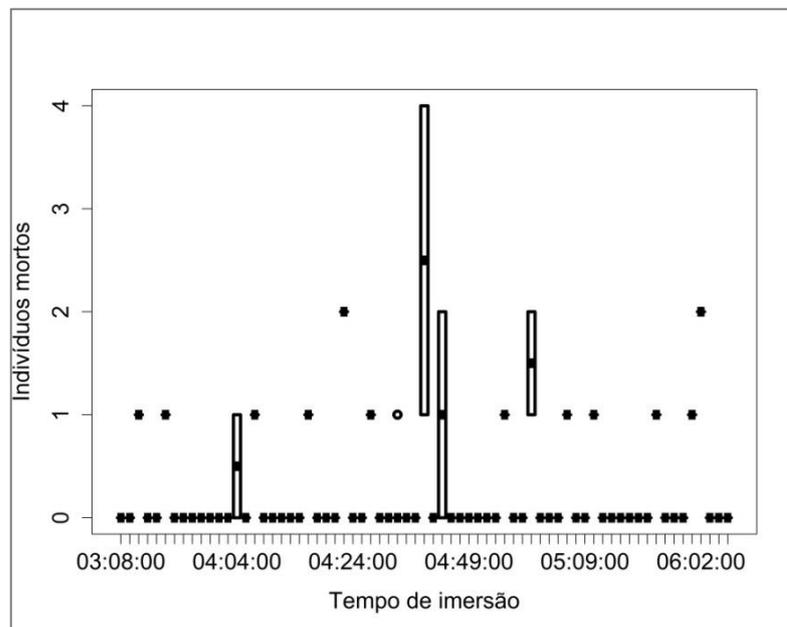


Figura 16- Captura por unidade de esforço (CPUE) por dez anzóis para cada espécie ao longo dos anos estudados. LP: tubarão-lombo preto; Gal: tubarão das galápagos; Obs: tubarão-fidalgo; OE: Outros elasmobrânquios (*Mobula thurstoni*, *Sphyrna lewini*, *S. zygaena*, *Isurus oxyrinchus* e um indivíduo não identificado).



A mortalidade total dos tubarões para todo o período avaliado foi 0,22, sendo 0,25 para *C. falciformis*, 0,30 para *C. galapagensis*, e 0,13 para *C. obscurus*. Não houve diferença significativa na taxa de mortalidade entre os distintos tempos de imersão (ANOVA: $F = 1,525$; $p = 0,11$; Fig. 17).

Figura 17- Relação entre a mortalidade dos tubarões (n) e o tempo de imersão (horas) do aparelho de pesca na água.



5.1.1 Razão sexual, distribuição de tamanho e variações temporais

Dos 109 *Carcharhinus*, 103 tubarões foram sexados (95%), compondo uma razão sexual de 1♂:1,05♀ para *C. falciformis*, 1♂:1,25♀ para *C. galapagensis* e 1♂:3♀ para *C. obscurus*, com a diferença não tendo sido, entretanto, estatisticamente significativa para nenhuma das espécies (*C. falciformis*: $\chi^2= 0,05$; $p= 0,82$; *C. galapagensis*: $\chi^2= 0,05$; $p= 0,82$; *C. obscurus*: $\chi^2= 1,12$; $p= 0,29$). A distribuição de frequência de comprimento dos lombopretos não seguiu uma distribuição normal (Shapiro-Wilk; $W = 0.86$, $p < 0,01$), já as frequências de comprimento dos tubarões de Galápagos e fidalgo se distribuíram de forma normal ($W = 0,92$, $p = 0,14$ e $W = 0,90$, $p = 0,33$, respectivamente).

O menor indivíduo capturado, de *C. falciformis*, mediu 70 cm e ainda tinha marca de cicatriz umbilical, sendo, provavelmente, um neonato, tendo sido, assim, liberado sem a coleta das informações adicionais. A maior média de comprimento total foi exibida por *C. obscurus*, seguida por *C. galapagensis* e *C. falciformis* (Tabela 2). Nenhuma das espécies apresentou diferença significativa no comprimento total entre machos e fêmeas (Wilcoxon-Mann-Whitney, lombopreto: $W = 719.5$, $p = 0,70$; Galápagos: $W = 38$, $p = 0,89$; fidalgo: $W = 7$, $p = 0,86$).

Tabela 2- Valores médios (\pm desvio padrão), mínimos e máximos de comprimento total (CT) para as três espécies.

Espécie	Média (\pm DP) CT(cm)	CT Mín (cm)		CT Máx (cm)	
		♀	♂	♀	♂
<i>C. falciformis</i>	133,0 (\pm 22,8)	86,0	97,0	236,0	250,0
<i>C. galapagensis</i>	171,9 (\pm 22,6)	138,0	116,8	223,0	225,0
<i>C. obscurus</i>	198,4 (\pm 23,2)	158,0	160,0	235,0	206,0

Tomando-se por base a literatura disponível para a biologia reprodutiva das espécies (Tabela 3), a maioria dos tubarões capturados de todas as espécies se encontrava ainda jovens: 96,2% das capturas de *C. falciformis*, 77,8% de *C. galapagensis* e 100% de *C. obscurus* (Fig. 18).

A frequência sexual de tubarões-lombo-preto não apresentou diferença significativa entre os meses (Wilcoxon Mann Whitney, $W = 668$, $p = 0,72$) para a soma de todos os anos analisados (2010-2015) (Figs. 19 e 20).

A distribuição de frequência de comprimento total dos tubarões lombo-preto não apresentou diferença significativa (ANOVA, $F = 0,525$, $p = 0,66$) por meses para a soma de todos os anos analisados (2010-2015) (Fig. 21).

Tabela 3- Tamanho (comprimento total em cm) dos indivíduos na primeira maturidade sexual para cada sexo por espécie baseado nos dados de biologia reprodutiva disponíveis.

Espécie	Fonte	Local	CT (cm)	
			Fêmeas	Machos
<i>C. falciformis</i>	Compagno, 1984		213-230	187-217
<i>C. falciformis</i>	Branstetter, 1987	Atlântico Norte (Golfo do México)	>225	210-220
<i>C. falciformis</i>	Hazin; Oliveira; Macena, 2007	Atlântico Equatorial (prox ASPSP)	230	210-230
<i>C. falciformis</i>	Bonfil, 2008	Atlântico Noroeste	232-246	215-225
<i>C. falciformis</i>	Lana, 2012	Atlântico Sudoeste e Equatorial	205-210	180-205
<i>C. falciformis</i>	Alejo-Plata <i>et al.</i> , 2016	Pacífico Leste Central (México)	184,8	178,5
<i>C. falciformis</i>	Varghese <i>et al.</i> , 2015	Mar Arábico	224-231	201-223
<i>C. galapagensis</i>	Compagno, 1984		235	170-236
<i>C. galapagensis</i>	Wetherbee; Crow; Lowe, 1996	Pacífico Norte (Havaí)	215-245	205-239
<i>C. obscurus</i>	Compagno, 1984		257	280
<i>C. obscurus</i>	Natanson; Casey; Kohler, 1995	Atlântico Norte	284	280
<i>C. obscurus</i>	Natanson <i>et al.</i>, 2014	Atlântico Norte	275	273

Figura 18- Distribuição de frequência absoluta dos comprimentos totais dos tubarões a) lombo-preto, b) das-Galápagos e fidalgo, c) capturados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, por sexo.

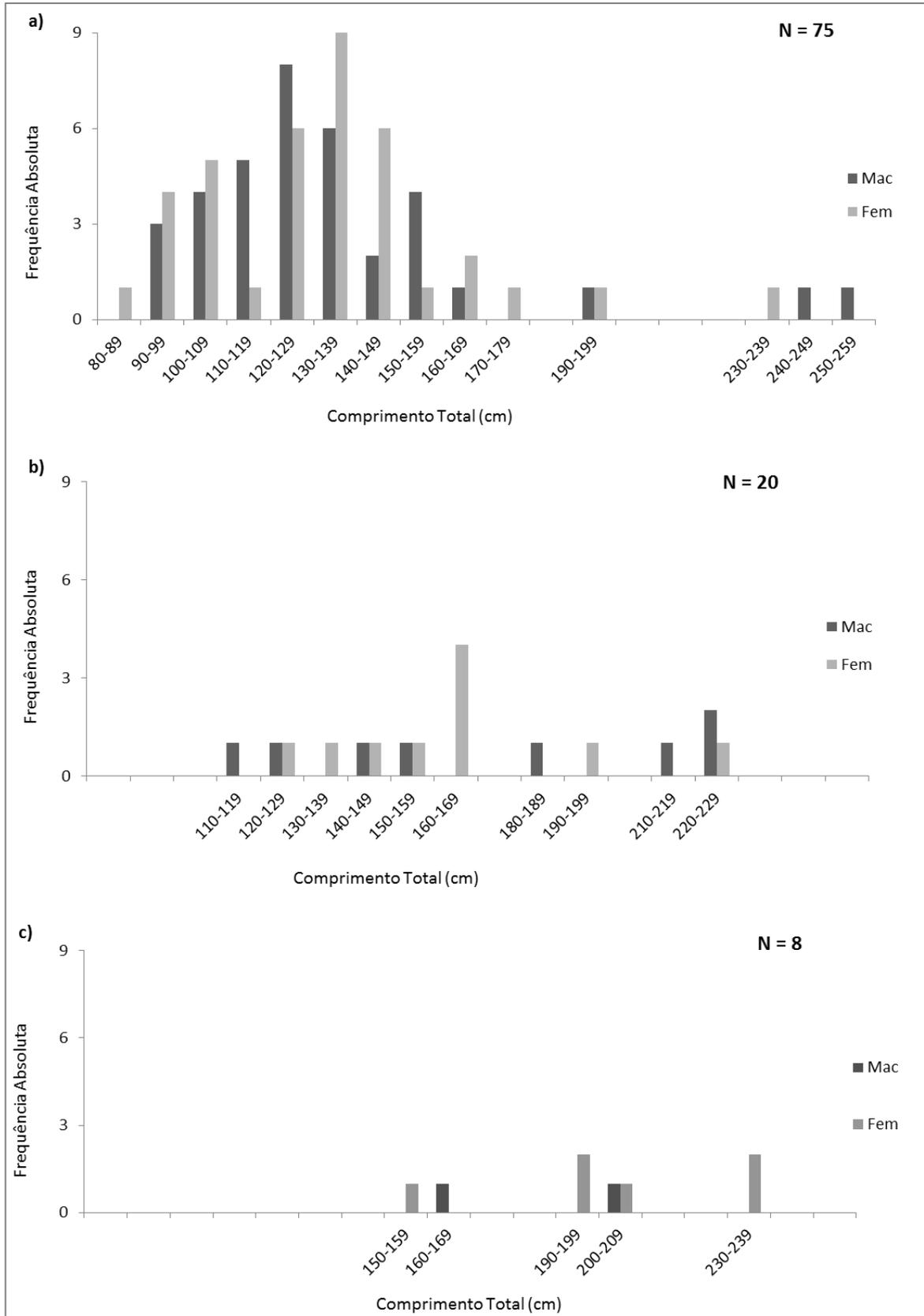


Figura 19- Frequência absoluta dos tubarões lombo-preto por meses (total para todos os anos analisados).

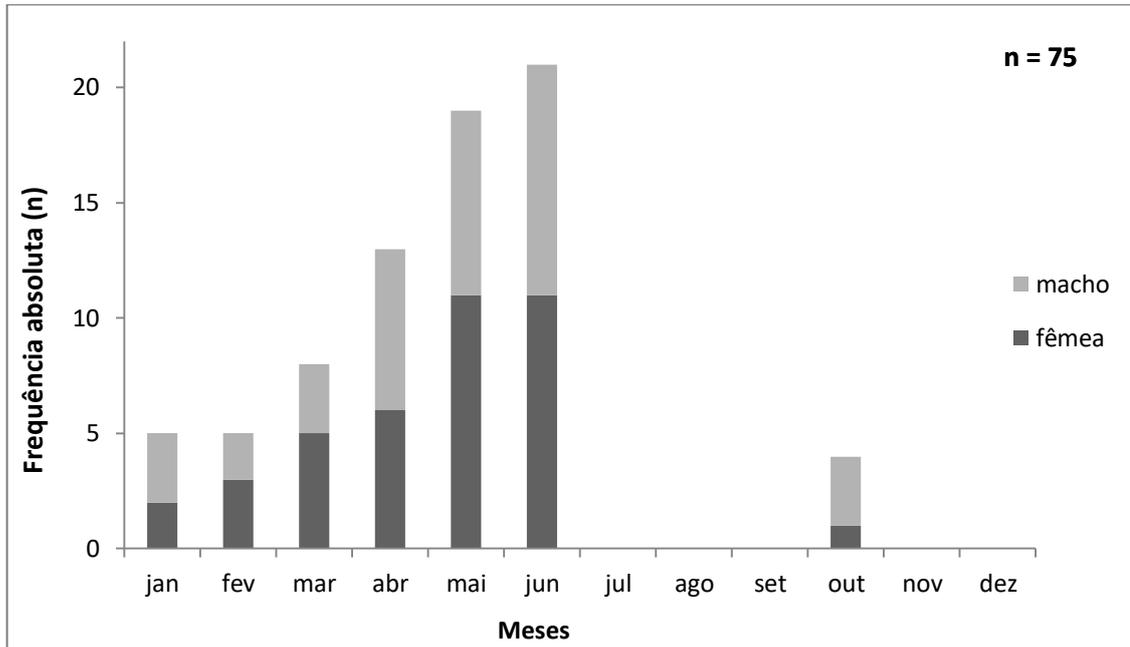


Figura 20- Frequência relativa dos tubarões lombo-preto por meses (total para todos os anos analisados).

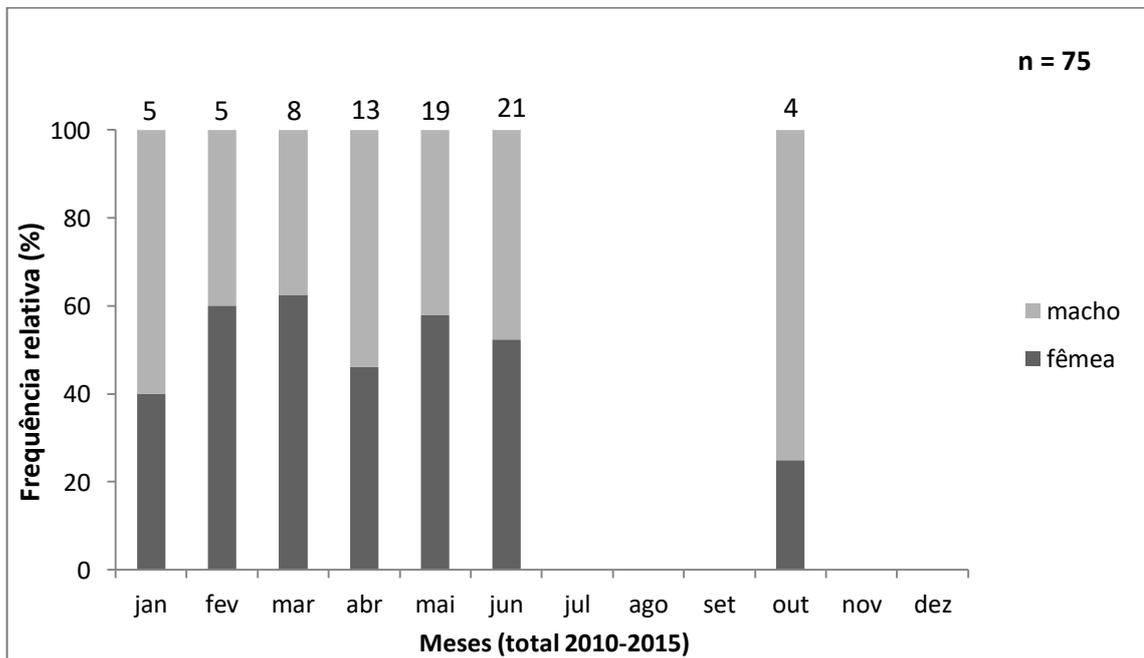
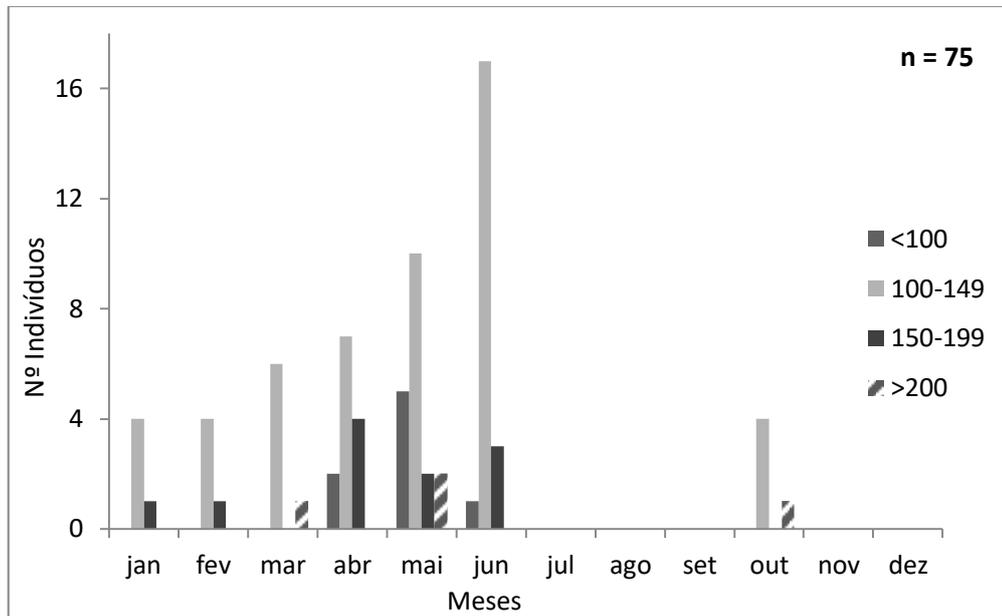


Figura 21- Frequência absoluta dos tubarões lombo-preto por classes de tamanho ao longo dos meses (total para todos os anos analisados).



A maioria dos tubarões (62% para os lombo-preto, 64% para os de Galápagos e 100% dos fidalgos) foram capturados no primeiro lançamento do dia, entre 17 e 22h (Tabela 4). No entanto, não houve diferença significativa da captura por unidade de esforço nos dois horários para nenhuma das espécies analisadas (ANOVA, *C. falciformis*: $F = 1,73$, $p = 0,19$; *C. galapagensis*: $F = 0,71$, $p = 0,40$; *C. obscurus*: $F = 2,34$, $p = 0,13$).

Tabela 4- Períodos de lançamentos das linhas de espera e CPUEs médias associadas

Lançamento	<i>C. falciformis</i>	<i>C. galapagensis</i>	<i>C. obscurus</i>	Total
1º (17h - 22h)	0.05	0.01	0.01	0.07
2º (23h-2h)	0.03	0.01	0.00	0.04
Total	0.09	0.02	0.01	0.11

5.1.2 Distribuição espacial

A captura por unidade de esforço por localização (leste e oeste) apresentou diferença significativa para as espécies *C. falciformis* (88% da captura na boia leste; ANOVA, $F = 5,28$, $p = 0,02$;) e *C. galapagensis* (60% da captura na boia oeste; ANOVA, $F = 8,77$, $p < 0,01$), já a CPUE de *C. obscurus* não foi significativamente diferente por local (88% da captura na boia leste; ANOVA, $F = 0,27$, $p = 0,60$).

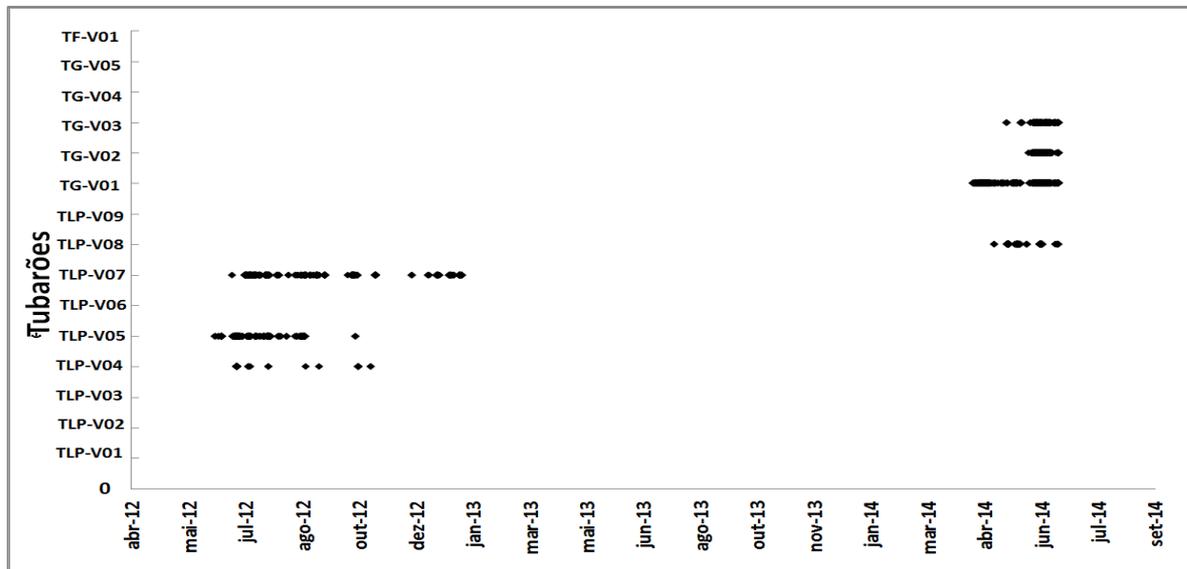
5.2 Telemetria Acústica

Dos nove tubarões-lombo-preto marcados seis exemplares eram juvenis (TLP-V01, TLP-V03, TLP-V04, TLP-V05, TLP-V06, TLP-V07), dois em fase de maturação (TLP-V02 e TLP-V08) e um adulto (TLP-V09), baseando-se em dados da biologia reprodutiva para a espécie no Atlântico equatorial (Tabela 3; HAZIN; OLIVEIRA; MACENA, 2007). O único indivíduo adulto não foi detectado pelos receptores e não houve diferença significativa entre o total de detecções para os indivíduos nas diferentes fases de maturação sexual (ANOVA, $F=0.36$, $p=0,59$). Dos cinco tubarões-das-Galápagos apenas um indivíduo, macho, (TG-V02) já estava maduro na época da marcação, enquanto o único fidalgo marcado era juvenil.

Dos quinze indivíduos marcados, apenas oito (cinco *C. falciformis* e três *C. galapagensis*) foram detectados pelos receptores acústicos durante os 63 meses amostrados, embora os sete tubarões que não apresentaram detecções tenham sido liberados em boas condições após o processo de marcação.

As detecções dos tubarões lombo-preto (TLPs) se apresentaram muito mais intervaladas ao longo do tempo que as detecções dos tubarões das Galápagos (TGs) (Fig. 21).

Figura 22- Total de detecções ao longo do período de estudo (obs: o indivíduo TLP-V02 só apresentou detecção em um dia em maio de 2009, assim, ele não está representado no gráfico para melhorar a visualização do período mais representativo (abr/12 – jun/14).



Os animais marcados estão discriminados abaixo, com as respectivas características (Tabela 5). Foi alcançado um total de 8345 detecções durante o período total do estudo.

1172 Tabela 5: Indivíduos monitorados no ASPSP entre 2009 e 2015. Os números identificam cada um dos tubarões, espécie, comprimento total (m), sexo, data de marcação,
 1173 primeiro e último dias com detecção, período em que os sensores estiveram detectando (d = dia e m = mês), número total de detecções, total de dias com
 1174 detecções e o período máximo de dias seguidos com detecção.

Tubarão	Espécie	CT (m)	Sexo	Marcação	1ª dia detecção	Último dia de detecção	Período de detecção	Total de detecções	Total de dias c/ detecções	Máximo de dias seguidos c/ detecção
TLP-01	<i>C. falciformis</i>	1,10	-	01/04/2009	-	-	-	0	0	0
TLP-02	<i>C. falciformis</i>	2,07	M	01/05/2009	07/05/2009	07/05/2009	7 d	22	1	1
TLP-03	<i>C. falciformis</i>	1,46	M	03/02/2012	-	-	-	0	0	0
TLP-04	<i>C. falciformis</i>	0,97	M	12/06/2012	02/07/2012	28/10/2012	4 m e 16 d	46	8	1
TLP-05	<i>C. falciformis</i>	1,21	M	13/06/2012	13/06/2012	14/10/2012	4 m e 1 d	604	41	7
TLP-06	<i>C. falciformis</i>	1,27	M	28/06/2012	-	-	-	0	0	0
TLP-07	<i>C. falciformis</i>	1,33	M	28/06/2012	28/06/2012	16/01/2013	6 m e 19 d	620	56	11
TG-01	<i>C. galapagensis</i>	1,69	F	07/04/2014	11/04/2014	25/06/2014	2 m e 19 d	2645	62	25
TLP-08	<i>C. falciformis</i>	1,96	F	29/04/2014	30/04/2014	25/06/2014	1 m e 26 d	471	14	3
TG-02	<i>C. galapagensis</i>	2,23	M	06/05/2014	30/05/2014	25/06/2014	1 m e 19 d	3530	23	20
TG-03	<i>C. galapagensis</i>	1,63	F	05/05/2014	11/05/2014	25/06/2014	1 m e 20 d	407	26	17
TF-01	<i>C. obscurus</i>	1,96	F	05/05/2015	-	-	-	0	0	0
TG-04	<i>C. galapagensis</i>	1,44	F	07/05/2015	-	-	-	0	0	0
TG-05	<i>C. galapagensis</i>	1,51	M	07/05/2015	-	-	-	0	0	0
TLP-09	<i>C. falciformis</i>	2,36	F	08/05/2015	-	-	-	0	0	0

O primeiro tubarão com detecção (TLP-02) foi um lombo-preto, macho, de 2,07 m, detectado seis dias após sua marcação por volta das 20h (Fig.22a), tendo permanecido menos de uma hora nas proximidades do receptor (22 detecções).

O segundo tubarão detectado (TLP-04) também foi um lombo-preto, macho, de menor tamanho entre os indivíduos marcados (0,97 m). Detectado vinte dias após a marcação, retornou ao local algumas vezes (46 detecções), apresentando detecções durante oito dias em um período de mais de quatro meses (12/06 a 28/10/2012), porém nunca em dias consecutivos. O horário com maior número de detecções para este indivíduo foi o entardecer, entre 16 e 19h (91,3% de um total de 46 detecções) (Fig. 22a).

O terceiro tubarão detectado (TLP-05), ainda um lombo-preto, macho, com 1,21 m de comprimento total, foi detectado no mesmo dia de sua marcação, tendo retornado ao local diversas vezes (604 detecções) totalizando 41 dias de detecção em quatro meses (13/06 a 14/10/2012), sendo que sete desses dias foram consecutivos. O horário com maior número de detecções deste indivíduo também foi o entardecer, entre 16 e 19h (61,6% das detecções) (Fig.22a).

O quarto indivíduo com detecção (TLP-07), novamente um lombo-preto, macho, com 1,33 m de comprimento total, foi detectado no mesmo dia de sua marcação, retornando ao local em 56 dias durante seis meses (28/06/2012 a 16/01/2013), sendo detectado durante 11 dias consecutivos. O maior número de detecções para este tubarão ocorreu no período da tarde, entre 12 e 18h (83,1% das 620 detecções) (Fig.22a).

O quinto tubarão detectado (TG-01) foi um *C. galapagensis*, fêmea, com 1,69 m de comprimento total. Detectada quatro dias após sua marcação, permaneceu nas proximidades do ASPSP durante pouco mais de dois meses (11/04 a 25/06/2014), sendo detectada 2.645 vezes em 62 dias diferentes, sendo 25 destes consecutivos. O maior número de detecções (68,9%) (Fig.22b) ocorreu no período diurno (06-18h).

O sexto tubarão com detecção (TLP-08), o último lombo-preto, foi uma fêmea, com 1,96 m, detectada no dia seguinte à sua marcação. O espécime retornou às proximidades do receptor 471 vezes em 14 dias de um período de dois meses (29/04 a 25/06/2014), com somente três dias tendo sido consecutivos. A maior frequência de detecção ocorreu entre as 14 e 21h (64,8%) (Fig.22a).

O sétimo indivíduo detectado (TG-02), um macho da espécie *C. galapagensis*, foi o maior dos tubarões detectados (2,23 m). Sua primeira detecção ocorreu quase um mês após a sua marcação. Após esse retorno, o indivíduo permaneceu quase que continuamente nas

proximidades do ASPSP, sendo detectado 20 dias consecutivos dos 23 com detecção e apresentando o maior número de detecções entre todos os exemplares marcados: 3.530 (período de 06/05 a 25/06/2014). O maior número de detecções (76,1%) (Fig.22b) ocorreu no período diurno (06-18h).

O último tubarão com detecção (TG-03) foi uma fêmea da espécie *C. galapagensis* com 1,63 m de comprimento total, detectada seis dias após sua marcação. Da mesma forma que o espécime anterior, esse tubarão também permaneceu grande parte do tempo nas proximidades do receptor, sendo detectado 407 vezes em 26 dias, 17 dos quais consecutivos (período: 05/05 a 25/06/2014). Da mesma forma, também, o maior número de detecções (73,7%) (Fig.22b) ocorreu no período diurno.

Os sete indivíduos, quatro *C. falciformis*, dois *C. galapagensis* e um *C. obscurus*, que não apresentaram detecções (46,7% do total marcado) haviam sido liberados aparentemente sem nenhum trauma físico. No entanto, quatro deles, os últimos indivíduos marcados (TF-01, TG-04, TG-05 e TLP-09), não puderam apresentar detecções, pois não foi possível realizar a transferência dos dados armazenados devido à perda dos receptores.

As detecções de *C. galapagensis* foram significativamente mais frequentes no período diurno (06-18h) (ANOVA, $F = 14,24$, $p < 0,01$), enquanto as detecções de *C. falciformis* não apresentaram diferença significativa por turno (ANOVA, $F = 2,45$, $p = 0,13$). Os somatórios para o número de detecção para cada uma das espécies apresentou porcentagem de detecção por período (diurno/noturno) muito similar (Fig.23).

Figura 23- Número de detecções para cada um dos indivíduos ao longo do dia, a) *C. falciformis* e b) *C. galapagensis*.

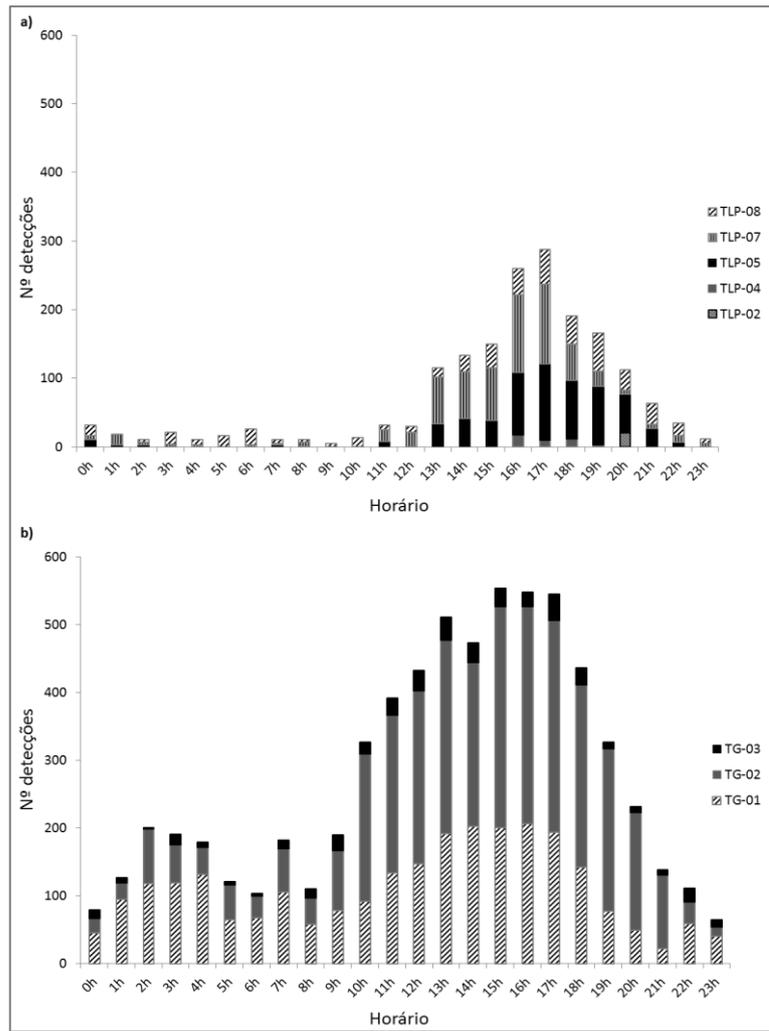
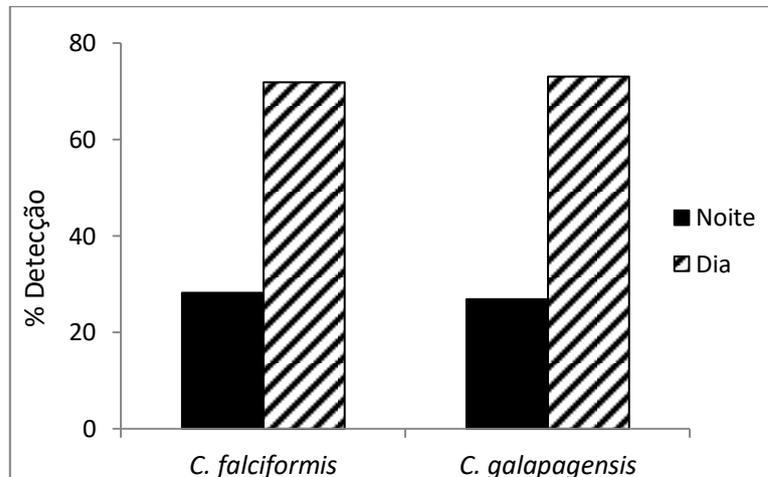


Figura 24- Porcentagem de detecções por período para as espécie *C. falciformis* (LP) e *C. galapagensis* (Gal) (Dia = 06-18h e Noite = 19-05h).



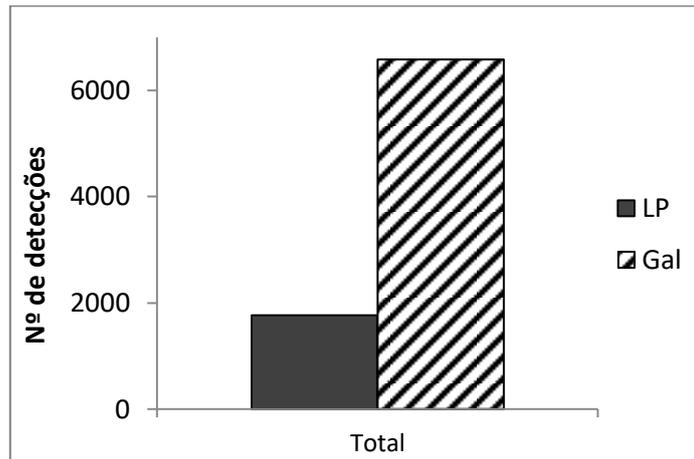
Para os períodos definidos (a = alvorada (05-07h); m = manhã (08-11h); t = tarde (12-15h); c = crepúsculo (16-19h); n = noite (20-04h)) ambas as espécies apresentaram diferenças significativas entre as frequências de detecção (ANOVA,ombo-preto: $F = 23,56$, $p < 0,01$ e Galápagos: $F = 21,34$, $p < 0,01$). Nos períodos da tarde e crepúsculo as detecções foram significativamente mais frequentes para as duas espécies, sendo que, para *C. falciformis*, o anoitecer apresentou a maior frequência de detecções, enquanto *C. galapagensis* não apresentou diferença significativa entre os períodos vespertino e crepuscular (teste a posteriori Tukey; Tabela 6).

Tabela 6: Resultados do teste a posteriori Tukey do número de detecções para *C. falciformis* (LP) e *C. galapagensis* (Gal) nos diferentes períodos do dia: a = alvorada (05-07h); m = manhã (08-11h); t = tarde (12-15h); c = crepúsculo (16-19h); n = noite (20-04h). Destacados os resultados que apresentaram diferença significativa com $\alpha \geq 95\%$.

	<i>P</i>	
	LP	Gal
c-a	<0,01	<0,01
m-a	1,00	0,34
n-a	0,87	1,00
t-a	0,02	<0,01
m-c	<0,01	0,01
n-c	<0,01	<0,01
t-c	<0,01	0,99
n-m	0,86	0,19
t-m	0,02	<0,01
t-n	0,05	<0,01

O número de detecções para a espécie *C. galapagensis* foi significativamente maior do que para *C. falciformis* (ANOVA, $F = 6,89$, $p = 0,04$) (Fig.24).

Figura 25- Total de detecções por espécie. LP = *Carcharhinus falciformis* e Gal = *Carcharhinus galapagensis*.



As detecções por espécie apresentaram diferença significativa entre as duas localizações (ANOVA, $F = 311451$, $p < 0,01$), estando *C. falciformis* quase que completamente associado à boia leste (98,75% das detecções) e *C. galapagensis* completamente associado à boia oeste (100%).

5.3 Genética

As amostras foram sequenciadas com qualidade, isto é, apresentaram picos bem definidos, porém a técnica de identificação por meio do gene mitocondrial Citocromo Oxidase subunidade I (COI) através da metodologia *DNA barcoding* não foi capaz de separar as duas espécies *C. galapagensis* e *C. obscurus*. Os dois bancos de dados, GeneBank e *Barcode of Life Data Systems* (BOLD), apresentaram resultados divergentes, mas sempre com grau de similaridade acima de 99% das sequências depositadas para ambas espécies.

6 DISCUSSÃO

O comprimento total dos indivíduos marcados correspondeu ao padrão descrito na literatura (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; GADIG, 2001), com os espécimes de *C. obscurus* tendo apresentado o maior tamanho ($198,4 \pm 23,2$) seguido por *C. galapagensis* ($171,9 \pm 22,6$ cm) e *C. falciformis* ($133,0 \pm 22,8$ cm).

O valor da CPUE média para todo o período encontrado para *C. falciformis*, igual a 0,43, foi muito maior que o alcançado pela mesma espécie a partir da pesca com espinhéis no Atlântico Sul de 1980 a 2004 (0,007; (HAZIN; HAZIN; TRAVASSOS, 2007) assim como de 2004 a 2011 (0,0007, LANA *et al.*, 2012), sugerindo uma agregação no entorno do arquipélago. Este resultado corrobora Morato *et al.* (2010) que, a partir de um estudo com diversas espécies, afirmaram que a probabilidade de captura do tubarão lombo-preto aumenta com a proximidade dos montes submarinos e que sua CPUE média foi muito maior próximo aos mesmos.

Não foi observado no ASPSP comportamento reprodutivo para nenhuma das três espécies, com a grande maioria dos espécimes marcados sendo ainda juvenis (96,2% de *C. falciformis*, 77,8% de *C. galapagensis* e 100% de *C. obscurus*), embora, no caso do *C. falciformis*, tenham sido encontrados indivíduos em todas as fases de desenvolvimento, desde neonatos até adultos. A presença do espécime neonato confirma a ocorrência de parto próximo ao equador, comportamento já reportado por outros autores (HAZIN; OLIVEIRA; MACENA, 2007; LANA, 2012; OLIVEIRA, 2008). O fato da maioria dos espécimes serem juvenis para as três espécies pode indicar uma segregação por tamanho em função da proximidade da ilha, com os maiores indivíduos permanecendo mais afastados, em áreas de maior profundidade. Esse comportamento de mudança ontogenética de habitat já foi constatado em tubarões das Galápagos, com a tendência de se afastar das ilhas com o crescimento (FROESE; PAULY, 2017; HOLZWARTH *et al.*, 2006; KATO; CARVALLO, 1967; LOWE; WETHERBEE; MEYER, 2006; MEYER; PAPASTAMATIOU; HOLLAND, 2010; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996) e em lombo-pretos e fidalgos, que costumam utilizar áreas mais costeiras quando jovens, migrando para áreas mais oceânicas ao atingirem maiores tamanhos (COMPAGNO, 1984; FROESE; PAULY, 2017; GARLA *et al.*, 2006a, 2006b; YOKOTA; LESSA, 2006).

Conforme descrito no referencial teórico, a espécie *C. falciformis* é prontamente distinguida em campo das outras duas espécies em razão dos seus aspectos morfológicos característicos (focinho longo e levemente arredondado; nadadeiras peitorais estreitas, longas

e em forma de foice, primeira dorsal relativamente pequena, com curvatura na margem originando-se posteriormente ao ápice das nadadeiras peitorais). A diferenciação entre *C. galapagensis* e *C. obscurus*, porém, é bem mais complexa, embora a presença simultânea de espécimes das duas espécies facilite a distinção entre as mesmas, por permitir uma análise comparativa (Fig. 25).

Figura 26- *C. galapagensis* e *C. obscurus* capturados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. *C. galapagensis*, na frente, com nadadeiras peitorais e primeira dorsal grandes com margens quase retas, pouco côncavas, ápices das peitorais arredondados; olhos grandes, azulados; e altura da segunda nadadeira dorsal pequena (1,5 a 2,1% do comprimento total do corpo), e *C. obscurus*, atrás, com a primeira dorsal menor, com ponta traseira curta e origem sobre ou pouco à frente do ápice da margem interna das nadadeiras peitorais; que são grandes e com margem posterior falcadas e côncavas, com ápice afilado; e segunda nadadeira dorsal mais alta (altura de 2,1 a 3,3% do comprimento total), se iniciando sobre a origem da nadadeira anal.



Foto: Bruno Macena (2015).

Dessa forma, apesar da última análise genética (outubro/2016) não ter conseguido diferenciar as duas espécies, *C. galapagensis* e *C. obscurus*, a probabilidade de erro na identificação realizada em campo é considerada baixa. Infelizmente, os tubarões fidalgo e das Galápagos fazem parte das oito espécies analisadas por Wong *et al.* (2009), também utilizando o BOLD, que formam quatro pares de espécies irmãs (*Rhizoprionodon porosus*/*Rhizoprionodon terraenovae*, *Carcharhinus plumbeus*/*Carcharhinus altimus*, *Carcharhinus limbatus*/*Carcharhinus tilstoni* e *Carcharhinus obscurus*/*Carcharhinus galapagensis*). Esses pares de espécies compartilham haplótipos mtDNA e, assim, o diagnóstico de nucleotídeos (ND) não é único para cada espécie, sendo possível diagnosticar apenas o par de espécies (WONG; SHIVJI; HANNER, 2009). Segundo Corrigan *et al.* (2017), como ocorrências

simpátricas dessas duas espécies são geralmente incomuns, e suas amostras foram retiradas de locais onde isto não ocorre, a identificação taxonômica errônea não pôde ser considerada a causa potencial para a mistura mitocondrial observada, sugerindo falhas na definição dessas espécies através da análise mitocondrial. Assim, existem apenas duas hipóteses presumíveis: há introgressão mitocondrial entre as duas espécies (ou talvez devido à classificação de linhagem incompleta ou alguma forma de seleção em nível mitocondrial), ou as duas espécies não são realmente espécies válidas, sendo somente variantes morfológicas da mesma espécie causadas pela ecologia. Corrigan *et al.* (2017) afirmam que ocorreu hibridização permitindo que as mitocôndrias de *C. galapagensis* e *C. obscurus* se misturassem, após o que as espécies se isolaram novamente e retomaram trajetórias evolutivas independentes.

Através da utilização tanto de dados mitocondriais quanto nucleares, Corrigan *et al.* (2017) puderam inferir que, apesar de não apresentar nenhum suporte estatístico para a separação em duas espécies pela análise mitocondrial, *C. galapagensis* e *C. obscurus* foram facilmente distinguíveis por AMOVA hierárquica, PCA e análise de cluster através dos dados nucleares. Desta maneira, compreende-se que a identificação de cada uma das espécies somente seria possível através de análise molecular nuclear, ou a partir de detalhada análise dos caracteres morfológicos, o que é, entretanto, inviável em campo, pois o prolongamento dos procedimentos de biometria dos indivíduos embarcados poderia reduzir a probabilidade de sobrevivência dos animais marcados.

No ano de 2011, a população de tubarão das Galápagos do Arquipélago de São Pedro e São Paulo foi declarada extinta (LUIZ; EDWARDS, 2011), com base em dados históricos. Os dados aqui apresentados, no entanto, indicam que *C. galapagensis* não somente ainda está presente no ASPSP, como está se tornando cada vez mais abundante. A redução na abundância dessa espécie no entorno do arquipélago provavelmente foi ocasionada pelo esforço de pesca local, tendência, no entanto, que parece estar sendo revertida a partir da descontinuidade da sua captura na área. As restrições à pesca de tubarões lombo-preto implementadas pela ICCAT em 2011, que se estendem igualmente ao tubarão das Galápagos e ao tubarão fidalgo (pelas dificuldades de identificação aqui discutidas), pode também ter sido um fator contributivo importante para a reversão nessa tendência. O comportamento comum nessa espécie de realizar migrações entre ilhas, por fim, é outro aspecto a ser considerado quando da avaliação na variação nos níveis de abundância da espécie (DALE *et al.*, 2011; KOHLER; CASEY; TURNER, 1998; KOHLER; TURNER, 2001; LOWE;

WETHERBEE; MEYER, 2006; MEYER; PAPASTAMATIOU; HOLLAND, 2010; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996).

Os espécimes marcados que não apresentaram detecções podem ter se libertado dos *tags* por meio de interação entre indivíduos ou com o substrato, comportamento já verificado por Meyer *et al.* (2010) para tubarões das Galápagos. Por serem fortemente associados a recifes, os tubarões podem desalojar os *tags* externos arrastando-se nos substratos. No entanto, devido à forma como foi realizada a marcação, através de alças, essa hipótese é improvável. Como, dos sete indivíduos não detectados, quatro estavam impossibilitados de ter suas transmissões reportadas devido à perda dos receptores, é mais provável que os outros três espécimes simplesmente tenham se afastado do arquipélago, e conseqüentemente dos receptores, ou, ainda, vieram a óbito após sua liberação, apesar das boas condições em que se encontravam ao término dos procedimentos de marcação.

O período de dias em sequência com detecções para *C. galapagensis* (média = $20,7 \pm 3$; n=3) foi muito maior do que para *C. falciformis* ($4,6 \pm 3,9$; n=5), demonstrando que os tubarões das Galápagos estão muito mais associados com o sistema insular que os lombopretos, corroborando diversos estudos anteriores que descreveram esse caráter residente e associado a ilhas oceânicas apresentado por essa espécie (DALE; MEYER; CLARK, 2011; KATO; CARVALLO, 1967; KOHLER; CASEY; TURNER, 1998; KOHLER; TURNER, 2001; LOWE; WETHERBEE; MEYER, 2006; MEYER; PAPASTAMATIOU; HOLLAND, 2010; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996). O número muito menor de detecções para *C. falciformis* (média= $352,6 \pm 265,3$; n=5), mesmo em períodos de detecção relativamente longos (média= 24 ± 21 dias; n= 5), quando comparado com o elevado número de detecções de *C. galapagensis* (média = $2194 \pm 1314,2$; n= 3) em um período somente um pouco mais longo (média = 37 ± 17 dias; n=3), confirma essa tendência e o comportamento mais migratório dos tubarões lombo-preto. Apesar de retornar diversas vezes ao ASPSP, *C. falciformis* não parece permanecer por demasiado tempo nas proximidades dos receptores. Comportamento semelhante foi descrito para um exemplar macho adulto da espécie, marcado no mesmo local com uma *tag* SPOT, resultando em 248 dias de rastreamento, durante o qual o indivíduo se afastou bastante do ASPSP (48,6 milhas) retornando, entretanto, múltiplas vezes ao local (LANA, 2016).

Diferentemente da tendência fortemente crescente de abundância apresentada pelos tubarões *C. galapagensis* e *C. obscurus*, após a suspensão da pesca de tubarões nos arredores do ASPSP, a CPUE de *C. falciformis* diminuiu marcadamente. É bastante provável que essas

tendências discrepantes decorram da competição entre as espécies e do comportamento mais territorialista de *C. galapagensis*, cuja presença crescente deve ter resultado na “expulsão” dos tubarões lombo-preto, os quais, por serem mais migratórios e oceânicos, possuem um *home range* muito maior. Ou seja, a pesca localizada aparentemente afetava de forma muito mais acentuada as populações de *C. galapagensis* e de *C. obscurus*, que dependiam mais intimamente do Arquipélago, do que dos tubarões *C. falciformis*, que apresentam uma distribuição muito mais ampla geograficamente, se afastando naturalmente da área, reduzindo o impacto da pesca localizada em suas populações. Essas tendências confirmam a certidão da recomendação de suspensão da pesca de tubarões na área da APA, proposta pela SECIRM, ao mesmo tempo em que exemplificam a cautela que se deve ter sempre na avaliação das tendências de CPUE em locais geograficamente restritos, como indicadores de abundância das populações exploradas.

A diferença significativa no número de detecções nos períodos diurno e noturno, e especificamente para os períodos vespertino e crepuscular, encontrada para *C. galapagensis*, assim como sua maior captura no primeiro lançamento da linha de espera, entre 17 e 22h, apontam para a priorização por essa espécie das áreas próximas do ASPSP ao anoitecer. O período noturno é conhecido por apresentar maior atividade de Carcharhinídeos, em geral (RANDALL, 1967), e maior atividade na alimentação para diversas espécies de tubarões dessa família, como *C. brevipinna*, *C. leucas*, *C. plumbeus* e *C. limbatus* (DRIGGERS *et al.*, 2012). Assim, infere-se que os tubarões das Galápagos se alimentam nas proximidades do ASPSP ao anoitecer, afastando-se em seguida e retornando à tarde, quando aumentam sua atividade nas proximidades dos receptores. Este comportamento de migração noturna dos *C. galapagensis* para longe da ilha onde passam o dia corrobora com Holland *et al.* (2009), que, através da implantação de *tags* capazes de transmitir e detectar simultaneamente (*business card* –BC) em quatro *C. galapagensis*, em um local (Oahu – ilhas Havaianas) onde já haviam sido marcados 32 indivíduos (21 *C. galapagensis*, 10 *C. plumbeus* e 1 *Galeocerdo cuvier*) e havia sido instalada uma ampla rede de receptores, constataram que um indivíduo apresentou detecções, no mesmo dia, no receptor fixo e de outro tubarão não detectado por este detector, demonstrando sua saída à noite do local de alcance do receptor, onde passava o dia, viajando para um local, não identificado, povoado por outros tubarões marcados. Além disso, dois tubarões foram recapturados apresentando informações de todos marcados com BCs e de diversos outros anteriormente marcados, evidenciando intenso comportamento social entre eles (HOLLAND; MEYER; DAGORN, 2009).

Já a espécie *C. falciformis* apresentou diferença significativa no número de detecções ao longo do dia, mas não entre os períodos diurno e noturno. Sua captura também foi maior no primeiro lançamento, entre 17 e 22h, (62%) que no segundo, entre 23 e 2h, (38%), mas apesar de apresentar diferença significativa entre os períodos vespertino e ao anoitecer e quase todos os outros períodos, o período da tarde não diferiu do noturno. Assim, aparentemente, esses indivíduos não apresentam um padrão diário tão específico quanto *C. galapagensis*. Driggers *et al.* (2012) apresentam duas das seis espécies de Carcharhinídeos (*Rhizoprionodon terraenovae* e *C. acronotus*) que, ao contrário das quatro citadas acima, não exibiram um horário definido de captura, indicando que essas duas espécies não apresentam comportamento diferenciado para a alimentação. As duas espécies com dados suficientes analisadas neste trabalho confirmam que as diferenças espécie-específicas na cronologia de alimentação dos tubarões demonstram que amplas generalizações a respeito do comportamento alimentar dos tubarões não são apropriadas (DRIGGERS *et al.*, 2012).

As diferenças encontradas para a CPUE e para o número de detecções entre as boias leste e oeste para o *C. falciformis*, majoritariamente detectado na boia leste, e para o *C. galapagensis*, exclusivamente detectado na boia oeste, indicam uma clara segregação espacial entre essas duas espécies nas proximidades do ASPSP, confirmando o comportamento antagônico em suas distribuições. É importante observar que a espécie *C. obscurus* não apresentou diferença significativa entre os dois locais provavelmente em função do reduzido número de amostras (n=8), o que dificulta as análises estatísticas para esta espécie. Segregações espaciais interespecíficas já foram descritas para *C. galapagensis* com *C. plumbeus*, no Havaí, (WASS, 1971) e *C. albimarginatus*, nas ilhas Socorro (KATO; CARVALLO, 1967). A boia leste está posicionada em uma região mais afastada do arquipélago e sofre uma influência mais direta da Corrente Sul Equatorial (STRAMMA; SCHOTT, 1999), enquanto a boia oeste se encontra à jusante da corrente, mais próxima e protegida pelo arquipélago. A presença de *C. falciformis* na boia leste, portanto, está certamente associada ao seu caráter mais migratório e oceânico, enquanto a predominância do *C. galapagensis* na boia oeste decorre do seu comportamento mais residente e associado ao ambiente insular (BARREIROS; GADIG, 2011; DECROSTA; TAYLOR; PARRISH, 1984; FROESE; PAULY, 2017; LIMBAUGH'S, 1963; LOWE; WETHERBEE; MEYER, 2006; LUMPKIN; GARZOLI, 2005; WETHERBEE; CROW; LOWE, 1996).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As três espécies examinadas representaram 90% da captura de tubarões no período avaliado no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, evidenciando a importância deste estudo não apenas para a conservação dessas espécies como para toda a teia trófica deste ecossistema. O crescimento da captura por unidade de esforço para as espécies *C. galapagensis* e *C. obscurus* e a redução análoga para *C. falciformis*, após a suspensão da pesca de tubarões nos arredores do ASPSP, comprovaram um padrão competitivo entre as mesmas. O período de dias em sequência com detecções para *C. galapagensis*, assim com seu total de detecções, muito maior do que para *C. falciformis*, demonstrou que os tubarões das Galápagos estão muito mais associados com o sistema insular que os lombos-pretos, confirmando o comportamento mais migratório e *home range* maior desses últimos. Assim, podemos afirmar que a pesca localizada afetava de forma muito mais acentuada as populações de *C. galapagensis* e de *C. obscurus* o que, através do comportamento mais territorialista destes, resultou na repulsão dos tubarões lombo-preto, que devido à sua distribuição muito mais ampla geograficamente, se afasta naturalmente da área.

Dessa forma, tornou-se clara a conclusão de que os tubarões das Galápagos estão cada vez mais presentes na ilha, e que o sistema insular possui alta resiliência, com os principais predadores residentes voltando a dominar o local em apenas cinco anos após a suspensão da pesca de elasmobrânquios na APA do ASPSP, confirmando a real necessidade dessa suspensão, conforme recomendado pela SECIRM em 2011.

Deduz-se conforme o demonstrado, que os objetivos do trabalho foram alcançados, representando um passo primordial para a conservação dos tubarões do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, assim como uma proteção para as espécies migratórias que o utilizam. O desdobramento deste estudo compreende análises de DNA por genoma nuclear a fim de se obter resultados precisos na definição das espécies *C. galapagensis* e *C. obscurus* e novas marcações, rastreamento por satélite SPOT e Psat, destas duas espécies para melhor interpretar seu padrão residente no local, assim como, definir as medidas de segurança necessárias para os pesquisadores que realizam trabalhos no entorno do ASPSP.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, N. S.; BEEMAN, J. W.; EILER, J. H. **Telemetry Techniques: A User Guide for Fisheries Research**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2012. 543 p. ISBN: 978-1-934874-26-4.
- AFONSO, A. S.; ANDRADE, H. A.; HAZIN, F. H. V. Structure and dynamics of the shark assemblage off Recife, Northeastern Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 2014.
- AFONSO, A. S.; HAZIN, F. H. V. Post-release survival and behavior and exposure to fisheries in juvenile tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, from the South Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 454, p. 55–62, 2014.
- ALEJO-PLATA, M. DEL C. *et al.* Population structure and reproductive characteristics of the silky shark *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) off the coast of Oaxaca, Mexico. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 3, p. 513–524, 2016.
- ANTONELIS, G. A. *et al.* Hawaiian monk seal (*Monachus schauinslandi*): status and conservation issues. **Atoll Research Bulletin**, v. 543, p. 75–101, 2006.
- BARNETT, A. *et al.* Residency and spatial use by reef sharks of an isolated seamount and its implications for conservation. **PLoS ONE**, v. 7, n. 5, p. 1–12, 2012.
- BARREIROS, J.P.; GADIG, O.B.F. **Catálogo Ilustrado dos Tubarões e Raias dos Açores**. Angra do Heroísmo: IAC- Instituto Açoriano da Cultura. ISBN 978-989-8225-24-5. 2011.
- BARRETO, R. *et al.* Trends in the exploitation of South Atlantic shark populations. **Conservation Biology**, v. 30, n. 4, p. 792–804, 2016.
- BASS, A. J.; D'AUBREY, J. D.; KISTNASAMY, N. **Sharks of the east coast of southern Africa. 1. The genus *Carcharhinus* (Carcharhinidae)**. The Oceanographic Research Institute of South Africa, 1973.
- BENNETT, M.B., GORDON, I.; KYNE, P.M. (SSG Australia ; Oceania Regional Workshop, March 2003). 2003. *Carcharhinus galapagensis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2003**: e.T41736A10550977. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2003.RLTS.T41736A10550977.en>. Download: 25 Novembro 2016.
- BIGELOW, H. B.; SCHROEDER, W. C. Sharks. **Fishes of the Western North Atlantic. Part one. Lancelets, cyclostomes, sharks.**, p. 59–546, 1948.
- BRASIL. Ministérios da Pesca e Aquicultura e do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 8, de 6 de Novembro de 2014. **Diário Oficial da União** Seção 1- Nº 217, Brasília, DF, 10 Nov. 2014. p. 50. ISSN: 1677-7042. Disponível em: <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1;pagina=50;data=10/11/2014-> Acesso em 16/07/2016.
- BONFIL, R. The Biology and Ecology of the Silky Shark, *Carcharhinus falciformis*. In: PIKITCH, E.K.; CAMHI, M.D.; BABCOCK, E.A (Eds). **Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation** Oxford: Blackwell Publishing, 2008. p. 114-127.
- BONFIL, R. *et al.* *Carcharhinus falciformis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2009**: e.T39370A10183906. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T39370A10183906.en>. Download: 22 Novembro 2016.
- BRANSTETTER, S. Age Growth and Reproductive Biology of the Silky Shark *Carcharhinus-falciformis* and the Scalloped Hammerhead *Sphyrna lewini* from the Northwestern Gulf of Mexico. **Environmental Biology of Fishes**, v. 19, n. 3, p. 161–174, 1987.
- CAMHI, M.D. Conservation Status of Pelagic Elasmobranchs. In: PIKITCH, E.K.; CAMHI, M.D.; BABCOCK, E.A (Eds). **Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation** Oxford: Blackwell Publishing, 2008. p. 397-417.

- CAMHI, M.D.; PIKITCH, E.K.; BABCOCK, E.A. Introduction to Sharks of the Open Ocean. In: PIKITCH, E.K.; CAMHI, M.D.; BABCOCK, E.A (Eds). **Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation** Oxford: Blackwell Publishing, 2008. p. 3-13.
- CAMHI, M. D. *et al.* **The conservation status of pelagic sharks and rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop.** IUCN Species Survival Commission's Shark Specialist Group, p 19-23, 2009.
- CAMPOS, T.F.C. *et al.* Arquipélago de São Pedro e São Paulo- Soerguimento tectônico de rochas infracrustais no Oceano Atlântico. In: WINGE, M.; *et al.*; Campos, D.A.; Souza, C.R.G.; FERNANDES, A.C.S. (Eds.) **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil.** 2005.
- CARLISLE, A. Movements and habitat use of female leopard sharks in Elkhorn Slough, California. **Habitat**, n. December, p. 195, 2006.
- CARVALHO, F. *et al.* Using pop-up satellite archival tags to inform selectivity in fisheries stock assessment models: a case study for the blue shark in the South Atlantic Ocean. **ICES Journal of Marine Science**, v. 70, n. 4, p. 883–891, 2015.
- COLLINS, A. B.; HEUPEL, M. R.; MOTTA, P. J. Residence and movement patterns of cownose rays *Rhinoptera bonasus* within a south-west Florida estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 71, p. 1159–1178, 2007.
- COMPAGNO, L. J. V. **Sharks of the World. Vol . 4 , Part 2, Carcharhiniformes. Fao Species Catalogue.** Food and Agriculture Organisation of the United Nations Fisheries Synopsis, v. 4, 249p, 1984.
- COMPAGNO, L. J. V. Checklist of living chondrichthyes. **Reproductive biology and phylogeny of chondrichthyes: sharks, batoids and chimaeras.**, p. 503–548, 2005.
- COMPAGNO, L.J.V. Pelagic elasmobranch diversity. Pp. 14–23. In: PIKITCH, E.K.; CAMHI, M.D.; BABCOCK, E.A. (Eds). **Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation** Oxford: Blackwell Publishing, 2008. p. 14-23.
- CORTÉS, E. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. **ICES Journal of Marine Science**, v. 56, n. May, p. 707–717, 1999.
- CORTÉS, E.; BROOKS, E.N.; GEDAMKE, T. Population Dynamics, Demography, and Stock Assessment. In: CARRIER, J.; MUSICK, J.A.; HEITHAUS, M. (Eds.), **Biology of Sharks and Their Relatives.** Boca Raton: CRC Press. p. 453-487, 2012.
- CORRIGAN, S. *et al.* Historical introgression drives pervasive mitochondrial admixture between two species of pelagic sharks. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 110, p. 122–126, 2017.
- DALE, J. J. *et al.* The shark assemblage at French Frigate Shoals atoll, Hawai'i: Species composition, abundance and habitat use. **PLoS ONE**, v. 6, n. 2, 2011.
- DALE, J. J.; MEYER, C. G.; CLARK, C. E. The Ecology of Coral Reef Top Predators in the Papahānaumokuākea Marine National Monument. **Journal of Marine Biology**, v. 2011, p. 1–14, 2011.
- DARWIN, C; KING, P.P; FITZROY, R. Narrative of de Surveying Voyages of His Majesty's Ships Adventure and Beagle between the years 1826 and 1836. **Journal and Remarks**, vol 3, 1839.
- DECROSTA, M. A.; TAYLOR, L. R.; PARRISH, J. D. Age determination, growth and energetics of three species of carcharhinid sharks in Hawaii. In: GRIGG, R. W.; TANOUE, K. Y. (Eds.). . **Proceedings of 2nd symposium on resource investigations in the northwestern Hawaiian islands - vol 2.** [s.l.] UNIHI-SEAGRANT-MR-84-01, 1984. p. 75–95.
- DELANO, A. **Narrative of voyages and travels in the northern and southern hemispheres; Comprising three voyages around the world, together with a voyage of Survey and Discovery in the Pacific Ocean and oriental islands.** Boston, E.G. House, 1817.

- DENT F; CLARKE S. State of the global market for shark products. **FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper** No. 590. Rome, FAO. 187 pp, 2015.
- DEWAR, H. *et al.* Movements and site fidelity of the giant manta ray, *Manta birostris*, in the Komodo Marine Park, Indonesia. **Marine Biology**, v. 155 (2), p. 121–133, 2008.
- DRIGGERS, W. B. *et al.* Feeding chronology of six species of carcharhinid sharks in the western North Atlantic Ocean as inferred from longline capture data. **Marine Ecology Progress Series**, v. 465, p. 185-192, 2012
- DUDLEY, S. F. J. *et al.* Sharks caught in the protective gill nets off KwaZulu-Natal, South Africa. 10. The dusky shark *Carcharhinus obscurus* (Lesueur 1818). **African Journal of Marine Science**, v. 27, n. November, p. 107–127, 2005.
- DUFFY, L. M. *et al.* Foraging ecology of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, captured by the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. **Marine Biology**, v. 162, n. 3, p. 571–593, 2015.
- DULVY NK, *et al.* You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. **Aquat Conserv** 18:459–482, 2008.
- DULVY, N.K.; FRECKLETON, R.P.; POLUNIN N.V.C. Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecology Letters* 7:410-416, 2004.
- EDWARDS, A. J.; LUBBOCK, H. R. The Shark Population of Saint Paul's Rocks. **Copeia**, v. 1982, n. 1, p. 223, 23 fev. 1982.
- FANCY, S.G. *et al.* Satellite telemetry: a new tool for wildlife research and management. U.S. Dept. Int., **Fish Wildl. Serv. Res. Publ.** v.172, p.1–54, 1988.
- FILMALTER, J. *et al.* Fine-scale 3-dimensional movement behaviour of silky sharks *Carcharhinus falciformis* associated with fish aggregating devices (FADs). **Marine Ecology Progress Series**, v. 539, p. 207–223, 2015.
- FONTELES FILHO, A. A. **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros**. Expressão ed. Fortaleza: 464p, 2011.
- FROESE, R.; PAULY, D.(Eds) 2017 **Fishbase**. World Wide Web electronic publication. FAO Guides for Fisheries Purposes Disponível em: <<http://www.fishbase.org/search.php>>.
- GADIG, O. B. F. **Tubarões da costa brasileira**. Tese (doutorado em Ciências Biológicas) Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2001.
- GALLUCCI, R.- Analista ambiental e gerente de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros do MMA. In: **Informativo Online do Ministério do Meio Ambiente**, 11 de Nov de 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog;id=596>. Acesso: 16/07/2016.
- GARLA, R. C. **Ecologia e Conservação dos Tubarões com Ênfase no Tubarão-Cabeça-de-Cesto *Carcharhinus perezii* (Poey, 1876) (Carcharhiniformes, Carcharhinidae)**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Unesp, Brasil, 170p, 2003.
- GARLA, R. C. *et al.* Movement patterns of young Caribbean reef sharks, *Carcharhinus perezii*, at Fernando de Noronha Archipelago, Brazil: The potential of marine protected areas for conservation of a nursery ground. **Marine Biology**, v. 149, n. 2, p. 189–199, 2006a.
- GARLA, R. C. *et al.* Habitat of juvenile Caribbean reef sharks, *Carcharhinus perezii*, at two oceanic insular marine protected areas in the southwestern Atlantic Ocean: Fernando de Noronha Archipelago and Atol das Rocas, Brazil. **Fisheries Research**, v. 81, p. 236–241, 2006b.
- GARRICK, J. A. Sharks of the genus *Carcharhinus*. **National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Report, National Marine Fisheries Service Circular**, v. 445, n. vii, p. 194, 1982.

- GELSLEICHTER, J.; MUSICK, J. A.; NICHOLS, S. Food habits of the smooth dogfish, *Mustelus canis*, dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, and the sand tiger, *Carcharias taurus*, from the northwest Atlantic **Ocean Environmental Biology of Fishes**, 1999.
- GROGAN, E. D.; LUND, R.; GREENFEST-ALLEN, E. The Origin and Relationships of Early Chondrichthyans. In: CARRIER, J.; MUSICK, J.A.; HEITHAUS, M. (Eds.), **Biology of Sharks and Their Relatives**. Boca Raton: CRC Press 2012. p. 2-31.
- HAZIN, F.H.V. 1993. **Fisheries-oceanographical study on tunas, billfishes and sharks in the southwestern equatorial Atlantic Ocean**. Tese de Doutorado. Universidade de Pesca de Tóquio, Tóquio, Japão. 286 pp.
- HAZIN, F.H.V. *et al.* (Orgs.) **Arquipélago de São Pedro e São Paulo: o Brasil no meio do Atlântico** / Marinha do Brasil – Recife: VEDAS Edições, 2015. 200p.
- HAZIN, F.; HAZIN, H.; TRAVASSOS, P. CPUE and catch trends of shark species caught by Brazilian longliners in the Southwestern Atlantic Ocean. **ICCAT Collective Volume of Scientific**, v. 60, n. 2, p. 636–647, 2007.
- HAZIN, F.; OLIVEIRA, P.; MACENA, B. Aspects of the reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis* (Nardo, 1827), in the vicinity of Archipelago of Saint Peter and Saint Paul, in the. **Collective Volume of Scientific**, v. 60, n. 2, p. 648–651, 2007.
- HEUPEL, M. R. *et al.* Residency and movement patterns of bonnethead sharks, *Sphyrna tiburo*, in a large Florida estuary. **Environmental Biology of Fishes**, v. 76, n. 1, p. 47–67, 2006.
- HEUPEL, M.; SIMPFENDORFER, C.; LOWE, C. Passive acoustic telemetry technology: current applications and future directions. **Results of the VR2 workshop held**, n. 1066, p. 98, 2005.
- HOFFMAYER, E. R. *et al.* Habitat, movements and environmental preferences of dusky sharks, *Carcharhinus obscurus*, in the northern Gulf of Mexico. **Marine Biology**, v. 161, n. 4, p. 911–924, 2014.
- HOLLAND, K. N. *et al.* Movements of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in coastal Hawaiian waters. **Marine Biology**, v. 134, n. 4, p. 665-673, 1999.
- HOLLAND, K.; MEYER, C.; DAGORN, L. Inter-animal telemetry: results from first deployment of acoustic “business card” tags. **Endangered Species Research**, v. 10, p. 287–293, 27 out. 2009.
- HOLZWARTH, S. R. *et al.* Sharks and Jacks in the Northwestern Hawaiian Islands from Towed-Diver Surveys 2000 - 2003. **Atoll Research Bulletin**, v. 543, p. 257–279, 2006.
- HUIH, M. T.; BENEDICT, C. Sonic Tracking of Dusky Sharks in the Cape Fear River, North Carolina **J. Elisha Mitchell Scien. Soc.**, 1978.
- JACKSON, J. B. C. *et al.* Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. **Science**, v. 293, n. 5530, p. 629–637, 27 jul. 2001.
- KATO, S.; CARVALLO, A. H. Shark tagging in the eastern tropical Pacific Ocean, 1962-1965. In: GILBERT, P. W.; MATHEWSON, R. F.; RALL, J. P. (Eds.). **Sharks, Skates and Rays**. Johns Hopkins ed. Baltimore: Johns Hopkins Press, 1967. p. 93–109.
- KLIMLEY, A. P.; KIHSLINGER, R. L.; KELLY, J. T. Directional and non-directional movements of bat rays, *Myliobatis californica*, in Tomales Bay, California. p. 79–88, 2005.
- KOHLER, N. E.; CASEY, J. G.; TURNER, P. A. NMFS cooperative shark tagging program, 1962-93: an atlas of shark tag and recapture data. **Marine Fisheries Review**, v. 60, n. 2, p. 1–87, 1998.
- KOHLER, N. E.; TURNER, P. A. Shark tagging : a review of conventional methods and studies. **Environmental Biology of Fishes**, v. 60, p. 191–223, 2001.
- LANA, F. DE O. **Ecologia do Tubarão lombo preto *Carcharhinus falciformis* (Muller & Henle, 1839) na margem Ocidental do Oceano Atlântico Equatorial**. Dissertação (mestrado em Recursos

Pesqueiros e Aquicultura) Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2012.

LANA, F. DE O. **Morfologia, Identificação Molecular e Movimentação do tubarão lombo-preto, *Carcharhinus falciformis* (Bribon, 1839), no Atlântico Oeste Tropical.** Tese (doutorado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura). Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2016.

LESSA, R. P. *et al.* Distribution and abundance ictioneuston at seamounts and islands off North-Eastern Brazil. **Archive of Fishery Marine Research**, v. 47, n. 2/3, p. 239–252, 1999.

LIMBAUGH, C. **Field notes on sharks.** pp. 53-94. In: GILBERT, P.W.; GARRICK, J.A.F.; SCHULTZ, L.P. (eds.) *Sharks and Survival*, D.C. Heath Co., Boston. 1963.

LOWE, C. G.; HOLLAND, K. N.; WOLCOTT, T. G. A new acoustic tail beat transmitter for fishes. **Fisheries Research**, v. 36, n. 2, p. 275-283, 1998.

LOWE, C. G.; WETHERBEE, B. M.; MEYER, C. G. Using acoustic telemetry monitoring techniques to quantify movement patterns and site fidelity of sharks and giant trevally around French Frigate Shoals and Midway Atoll. **Atoll Research Bulletin**, v. 543, p. 281–303, 2006.

LUBBOCK, H. R.; EDWARDS, A. J. The fishes of Saint Paul's Rocks. **Journal of Fish Biology**, v. 18, p. 135–157, 1981.

LUIZ, O. J.; EDWARDS, A. J. Extinction of a shark population in the Archipelago of Saint Paul ' s Rocks (equatorial Atlantic) inferred from the historical record. **Biological Conservation**, p. 1–9, 2011.

LUMPKIN, R.; GARZOLI, S. L. Near-surface circulation in the Tropical Atlantic Ocean. **Deep-Sea Research**, v. 52, p. 495–518, 2005.

LYNCH, S. D. *et al.* The effects of pop-up satellite archival tags (PSATs) on the metabolic rate and swimming kinematics of juvenile sandbar shark *Carcharhinus plumbeus*. **Fisheries Research**, v. 186, p. 205–215, fev. 2017.

MARSHALL, H. *et al.* At-vessel and post-release mortality of the dusky (*Carcharhinus obscurus*) and sandbar (*C. plumbeus*) sharks after longline capture. **Fisheries Research**, v. 172, p. 373–384, 2015.

MAZZOLENI, R. C. Uma possível área de maternidade/berçário para *Carcharhinus obscurus* no litoral centro norte de Santa Catarina. In: **Reunião da Sociedade Brasileira para o Estudo de Elasmobrânquios**, 2, Santos. Resumos, p. 89, 2000.

MEYER, C. G. *et al.* Seasonal cycles and long-term trends in abundance and species composition of sharks associated with cage diving ecotourism activities. **Environmental Conservation**, v. 36, n. 2, p. 104–111, 2009.

MEYER, C. G.; PAPASTAMATIOU, Y. P.; HOLLAND, K. N. A multiple instrument approach to quantifying the movement patterns and habitat use of tiger (*Galeocerdo cuvier*) and Galapagos sharks (*Carcharhinus galapagensis*) at French Frigate Shoals, Hawaii. **Marine Biology**, v. 157, n. 8, p. 1857–1868, 2010.

MORATO, T. *et al.* Seamounts are hotspots of pelagic biodiversity in the open ocean. v. 107, n. 21, 2010.

MORGAN, A.; BURGESS, G. H. At-Vessel Fishing Mortality for Six Species of Sharks Caught in the Northwest Atlantic and Gulf of Mexico. **Gulf and Caribbean Research**, v. 19, n. 2, p. 123–129, 1 jan. 2007.

MORRISEY, J.F; GRUBER, S.H. Habitat selection by lemon sharks, *Negaprion brevirostris*. **Env. Biol. Fish.** v. 38, p. 311-319, 1993.

MUSICK, J. A. Criteria to Define Extinction Risk in Marine Fishes. **Fisheries**, v. 24, n. 12, p. 6–14, 1999.

MUSICK, J.A. *et al.* 2009. *Carcharhinus obscurus*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2009: e.T3852A10127245. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T3852A10127245.en>. Download: 26 Novembro 2016.

- NATANSON, L. J. *et al.* Validated age and growth estimates for *Carcharhinus obscurus* in the northwestern Atlantic Ocean, with pre- and post management growth comparisons. **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, n. 8, p. 881–896, 2014.
- NATANSON, L. J.; CASEY, J. G.; KOHLER, N. E. Age and growth of the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the western North Atlantic. **Fishery Bulletin**, v. 93, n. 2, p. 116–126, 1995.
- NELSON, D.R. Telemetry studies of sharks: a Review, with applications in resource management. In: PRATT, H.L.; GRUBER, S.H.; TANIUCHI, T. **Elasmobranchs as living resources: advances in the Biology, Ecology, Systematics, and the status of the fisheries**. NOAA Technical Report NMFS v.90, p.239-256, 1990.
- NELSON, D. R. *et al.* An acoustic tracking of a megamouth shark, *Megachasma pelagios*: A crepuscular vertical migrator. **Environmental Biology of Fishes**, v. 49, n. 4, p. 389–399, 1997.
- NOAA. **Species of Concern - Dusky Shark**. 5p, 2011. Disponível em: <http://www.nmfs.noaa.gov/pr/pdfs/species/duskyspark_detailed.pdf>.
- OLIVEIRA, G. M. DE; EVANGELISTA, J. E. V.; FERREIRA, B. P. **Considerações sobre a biologia e a pesca no arquipélago dos penedos de são pedro e são paulo**. Tamandaré: 1997.
- OLIVEIRA, P. G. V. DE. **Biologia reprodutiva dos tubarões *Carcharhinus falciformis*, *C. plumbeus*, *Pseudocarcharias kamoharai* e ocorrências do *Rinichodon typus*, no Atlântico Tropical e ecologia da raia *Dasyatis americana*, na Rebio Rocas – Brasil**. Tese (doutorado em Ciências, área de Oceanografia Biológica) Universidade Federal de Pernambuco, 2008.
- PAPASTAMATIOU, Y. P. *et al.* Distribution and diet of four species of carcharhinid shark in the Hawaiian Islands: evidence for resource partitioning and competitive exclusion. **Marine Ecology Progress Series**, v. 320, p. 239–251, 2006.
- PAPASTAMATIOU, Y. P.; MEYER, C. G.; HOLLAND, K. N. A new acoustic pH transmitter for studying the feeding habits of free-ranging sharks. **Aquatic Living Resources**, v. 20, n. 4, p. 287–290, 23 out. 2007.
- PICKARD, A. E. *et al.* Comparative Use of a Caribbean Mesophotic Coral Ecosystem and Association with Fish Spawning Aggregations by Three Species of Shark. **PloS one**, v. 11, n. 5, p. e0151221, 2016.
- PINCOCK, D. *et al.* Acoustic Telemetry for studying migration movements of small fish in rivers and the ocean - current capabilities and future possibilities. In: **PNAMP Special Publication: Tagging, Telemetry, and Marking Measures for Monitoring Fish Populations**. p. 105–118, 2010.
- POISSON, F. *et al.* Mortality rate of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, p. 1–34, 2014.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>, 2016.
- RANDALL, J.E. Food habits of reef fishes of the West Indies. **Stud. Trop. Oceanogr.** 5:665–847, 1967.
- RIGBY, C.L. *et al.* *Carcharhinus falciformis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T39370A2909465. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T39370A2909465.en>. Download: 08 Fevereiro, 2017.
- ROGERS, P. J. *et al.* Broad-scale movements and pelagic habitat of the dusky shark *Carcharhinus obscurus* off Southern Australia determined using pop-up satellite archival tags. **Fisheries Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 102–112, 2013.
- ROMINE, J. G.; MUSICK, J. A.; BURGESS, G. H. Demographic analyses of the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the Northwest Atlantic incorporating hooking mortality estimates and revised reproductive parameters. **Environmental Biology of Fishes**, v. 84, n. 3, p. 277–289, 2009.

- SIMPFENDORFER, C. A. *et al.* The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: A synthesis. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, n. 6, p. 518–527, 2011.
- SKOMAL, G. B. Evaluating the physiological and physical consequences of capture on post-release survivorship in large pelagic fishes. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, p. 81–89, 2007.
- SKOMAL, G. B.; BERNAL, D. Physiological responses to stress in sharks. In: CARRIER, J. C.; MUSICK, J. A.; HEITHAUS, M. R. (Eds.). **Sharks and Their Relatives**. CRC Press ed. Boca Raton, FL: p. 459–490, 2010.
- SMALE, M. J. Occurrence and feeding of three shark species, *Carcharhinus brachyurus*, *C. obscurus* and *Sphyrna zygaena*, on the Eastern Cape coast of South Africa. **South African Journal of Marine Science**, v. 11, n. 1, p. 31–42, 1991.
- SOUZA, J.E.B. Arquipélago de São Pedro e São Paulo- Oportunidades e desafios. **Passadiço**. Marinha do Brasil. v.1, p.68-72, 2007.
- STEVENS, J. D. Taxonomy and field techniques for identification and available regional guides. In: MUSICK, J.A., BONFIL, R. (Eds.), **Elasmobranch Fisheries Management Techniques**. FAO: Rome, p. 24–53, 2005.
- STEVENS, J.D. Epipelagic oceanic elasmobranchs. In: CARRIER, J.; MUSICK, J.A.; HEITHAUS, M. (Eds.), **Sharks and Their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology, and Conservation**. Boca Raton: CRC Press, p. 3–35, 2010.
- STEVENS, J.D. *et al.* The effects of fishing on sharks, rays, and chimeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Mar Sci* 57(3):476-494, 2000.
- STRAMMA, L.; SCHOTT, F. The mean flow field of the tropical Atlantic Ocean. **Deep-Sea Research Part II - Topical Studies in Oceanography**, v. 46, n. 1–2, p. 279–303, 1999.
- SUNDSTRÖM, L. F. *et al.* Review of elasmobranch behavioral studies using ultrasonic telemetry with special reference to the lemon shark, *Negaprion brevirostris*, around Bimini Islands, Bahamas. **Environmental Biology of Fishes**, v. 60, p. 225–250, 2001.
- THOMPSON, G. St. Peter and St. Paul's rocks (Equatorial Atlantic) and the surrounding sea floor. Woods Hole Oceanog. **Inst. Tech. Rept.** WHOI-81-98, 1981.
- VARGHESE, S. P. *et al.* Biological aspects of silky shark *Carcharhinus falciformis* in the eastern Arabian Sea. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. FirstView, n. 7, p. 1–11, 2015.
- VASKE-JÚNIOR, T.; VOOREN, C. M.; LESSA, R. P. Feeding strategy of the night shark (*Carcharhinus signatus*) and scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) near seamounts off northeastern Brazil. **Brazilian Journal Of Oceanography**, v. 57, n. 2, p. 97–104, 2009.
- VASKE JR, T. *et al.* Short Communication: A checklist of fishes from Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. **J. Appl. Ichthyol.**, v. 21, p. 75–79, 2005.
- VIANA, D. *et al.* The wahoo *Acanthocybium solandri* fishery in the vicinity of the Saint Peter and Saint Paul archipelago, Brazil, from 1998 to 2006. **Collect. Vol. Sci. Pap.**, v. 62, n. 5, p. 1662–1670, 2008.
- VIANA, D. F. *et al.* Fisheries in the Saint Peter and Saint Paul archipelago: 13 years of monitoring. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 41, n. 2, p. 239–248, 2015.
- VOEGELI, F. A. *et al.* Ultrasonic telemetry, tracking and automated monitoring technology for sharks. **Environmental Biology of Fishes**, v. 60, p. 267–281, 2001.
- WASS, R.C. **A comparative study of the life history, distribution, and ecology of the sandbar shark and gray reef shark in Hawai'i**. Ph.D. Dissertation, University of Hawai'i, Honolulu. 219 pp, 1971.

WETHERBEE, B.M.; CORTÉS, E.; BIZZARRO, J.J. Food Consumption and Feeding Habits. In: CARRIER, J.; MUSICK, J.A.; HEITHAUS, M. (Eds.), **Biology of Sharks and Their Relatives**. Boca Raton: CRC Press, p. 239-265, 2012.

WETHERBEE, B. M.; CROW, G. L.; LOWE, C. G. Biology of the Galapagos shark, *Carcharhinus galapagensis*, in Hawai'i. **Environmental Biology of Fishes**, v. 45, p. 299–310, 1996.

WHITNEY, N. M.; PAPASTAMATIOU, Y. P.; GLEISS, A. C. Integrative Multisensor Tagging: Emerging Techniques to Link Elasmobranch Behavior, Physiology, and Ecology. In: **Biology of Sharks and Their Relatives**. Taylor & Francis Group, LLC, 2012. p. 349–401, 2012.

WONG, E. H. K.; SHIVJI, M. S.; HANNER, R. H. Identifying sharks with DNA barcodes: Assessing the utility of a nucleotide diagnostic approach. **Molecular Ecology Resources**, v. 9, n. SUPPL. 1, p. 243–256, 2009.

YOKOTA, L.; LESSA, R. P. A nursery area for sharks and rays in Northeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 75, p. 349–360, 2006.

ZGLICZYNSKI, B. J. *et al.* The IUCN Red List of Threatened Species: an assessment of coral reef fishes in the US Pacific Islands. **Coral Reefs**, v. 32, n. 3, p. 637–650, 2013.

APÊNDICE

Artigo submetido à *Marine Biology Journal* em 08/05/2017

RELATIVE ABUNDANCE AND HABITAT USE OF THE *Carcharhinus* SHARKS IN AN MID-EQUATORIAL ATLANTIC OCEANIC ISLAND

Luíza Paoliello Pacheco de Oliveira^{1*}; Bruno César Luz Macena²; Natalia Priscila Alves Bezerra²; Sibeles Alves de Mendonça¹; Fábio Hissa Vieira Hazin^{1,2}

*Corresponding author: tel/fax: 55 81 3320 6512; email: paoliello.luiza@gmail.com

ORCID: 0000-0001-7256-4129

¹ Programa de Pós Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife CEP 50670-901, Brazil

² Departamento de Pesca e Aquicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife CEP 52171-030, Brazil

ABSTRACT

The excessive fishing mortality on several elasmobranch populations may cause damage to the balance of marine ecosystems, since the removal of top predators causes effects on all levels through trophic cascade. For take the fisheries management decisions, however, it is necessary to overcome the large gaps in knowledge that still exist about their ecology. The present paper aims at assessing the relative abundance and residency patterns of the *Carcharhinus* sharks and their interspecific relations in Saint Peter and Saint Paul Archipelago (SPSPA), combining an analysis of a relative abundance index and acoustic telemetry data. The catch rates of *C. falciformis* showed an inverse pattern from other elasmobranchs, suffering a notorious reduction, while all others increased since 2012. The period of consecutive days with detections for *C. galapagensis* was greater than that amount for *C. falciformis*, as well the total number of detections. Interspecific segregation between *C. falciformis* and *C. galapagensis* was found with the majority of detections of *C. falciformis* being recorded in the east buoy while all detections of *C. galapagensis* were observed in west buoy. Because of the resident behavior of *C. galapagensis*, the suspension of the shark fishing

activities in SPSPA affected them much more than other species, likes *C. falciformis*, which have a migratory oceanic behavior, getting back several times to SPSPA waters. Capture and acoustic telemetry data confirm the presence of *C. galapagensis* in SPSPA vicinity and suggest a significant increase in its abundance recently, since the suspension of shark fishing in the area.

Keywords: *C. falciformis*; *C. galapagensis*; CPUE; acoustic telemetry; habitat use; movement patterns; spatial segregation; fishery

INTRODUCTION

Elasmobranch populations are in evident decline worldwide. Catch rates in the past few decades have been reduced by 50-90% and one-third of oceanic sharks are threatened with extinction, according to IUCN, due mainly to overfishing, besides the progressive increase of habitat loss and coastal zone degradation (Camhi et al. 2009; Cortes et al. 2012). The excessive fishing mortality on various populations of sharks and rays can cause serious damage to the balance of marine ecosystem, since the removal of natural top predators causes indirect effects on all other levels through trophic cascades (Stevens et al. 2000; Dulvy et al. 2004). Studies indicate, however, that these populations can recover if fishing effort is adequately reduced, so proper fisheries management measures are urgent in order to help conserve and restore these populations (Camhi et al. 2009; Barreto et al. 2016). However, for such measures to be adequate and effective, it is necessary to overcome the large gaps in knowledge that are still there about the ecology of these animals.

In Saint Peter and Saint Paul Archipelago (SPSPA), an equatorial oceanic island located at the mid-Atlantic Ridge, the genus *Carcharhinus* is represented by five species: silky-shark, *C. falciformis* (Bibron, 1839) (Edwards and Lubbock 1982; Vaske Jr et al. 2005;

Hazin et al. 2007a; Luiz and Edwards 2011; Viana et al. 2015), Galapagos shark, *C. galapagensis* (Snodgrass and Heller, 1905)⁷; blacktip shark, *C. limbatus* (Valenciennes, 1839) (Oliveira et al. 1997), oceanic whitetip shark, *C. longimanus* (Poey, 1861) (Vaske Jr et al. 2005), and the dusky shark, *C. obscurus* (LeSueur, 1818) (Macena, *in prep.*). The most common species in SPSPA is *C. falciformis*, which accounted for an important portion of the catches by the Brazilian fleet in that area, in the past (Viana et al. 2015). It is one of the most common pelagic species in all tropical oceans in coastal and ocean waters and also one of the most abundant species of elasmobranchs caught in the tuna fishing, as by-catch (Hazin et al. 1993; Lucena Frédou et al. 2015; Barreto et al. 2016), as well as in shark fishing (Compagno 1984, 2008; Bonfil 2008). Other important species is *C. galapagensis*, which was first recorded in the archipelago in 1979 (Edwards and Lubbock 1982), but was not observed there again for the following 30 years, being even considered locally extinct by some authors (Luiz and Edwards 2011). However, records of its presence were made in 2009 and 2010, confirming that the species was not extinct in SPSPA (Soto et al. 2011). Misidentification was, therefore, the most likely reason for the absence of records within that period. *C. falciformis* and *C. galapagensis* are globally classified as *near threatened* by the IUCN Red List (Bennett et al. 2003; Rigby et al. 2016) but, the first, is considered to be *vulnerable* regionally in the eastern and southeastern central Pacific and in northeast and western central Atlantic (Camhi et al. 2008; Bonfil 2009). *C. obscurus* is also considered to be *vulnerable* globally, albeit northwest Atlantic and Gulf of Mexico populations are classified as *endangered* only (Musick et al. 2009; NOAA 2011).

Because of the poor condition of their stocks, various protective measures have been adopted by different countries, environmental organizations and regional fisheries management organizations (RFMOs), to protect pelagic and oceanic sharks. In 2010, for instance, the ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas) and

subsequently Brazil, in 2014, adopted through Interministerial Normative Instruction No. 8, the prohibition of "directed fishing, retention on board, transshipment, landing, storage, transportation and commercialization of *C. falciformis* in Brazilian jurisdictional waters and national territory (...)"(Brasil 2014). For *C. obscurus*, commercial or recreational capture was forbidden in United States of America in 2000, when the species was included in IUCN Red List (Musick et al. 2009). In Brazil, *C. obscurus* is considered *endangered* and, for this reason, protected integrally (MMA 2014). However it's still regularly caught, both as bycatch as well as a target species in commercial fisheries of many areas, being the second *Carcharhinus* species most fished in the whole world, just behind *C. falciformis* (NOAA 2011; Hoffmayer et al. 2014). *C. galapagensis*, as well, is integrally protected in Brazil since they are considered *critically endangered*, internationally. Nevertheless, there is no directed protection for its populations due, mainly, to the substantial lack of data (Bennett et al. 2003; MMA 2014).

In the last decades, acoustic telemetry has become one of the main tools used to investigate the migration and movement patterns of marine species, especially elasmobranchs (Klimley et al. 2001; Heupel et al. 2005). Through this technique, it is possible to obtain information about the movement, behavior, activity and type of habitat used by migratory and/ or wild species in a non-lethal way. The study of physiological and behavioral responses in these animals by telemetry techniques has generated fundamental information for the conception and application of effective fisheries management measures, including the correct implementation of marine protected areas (Fancy et al. 1988; Nelson 1990; Pincock et al. 2010; Adams et al. 2012).

By combining catch data with acoustic telemetry, the present paper aims at assessing the relative abundance and habitat use of *C. falciformis*, *C. galapagensis* and *C. obscurus* and

their interspecific relations, in Saint Peter and Saint Paul Archipelago, in order to understand their role in the dynamics of this insular ecosystem and to collaborate with their conservation.

MATERIAL AND METHODS

Study site

The SPSPA, the only group of Brazilian oceanic islands in the Northern hemisphere ($0^{\circ}55'02''\text{N}$ and $29^{\circ}20'42''\text{W}$; Fig.1), is strategically located between the South American and African continents, integrating the Meso-Atlantic Dorsal Chain (Campos et al. 2005). Because of their location, these islands are a fundamental environment to many oceanic species that make long migrations and use them for feeding, reproduction and/or resting (Lessa et al. 1999; Vaske Jr et al. 2005; Viana et al. 2015).

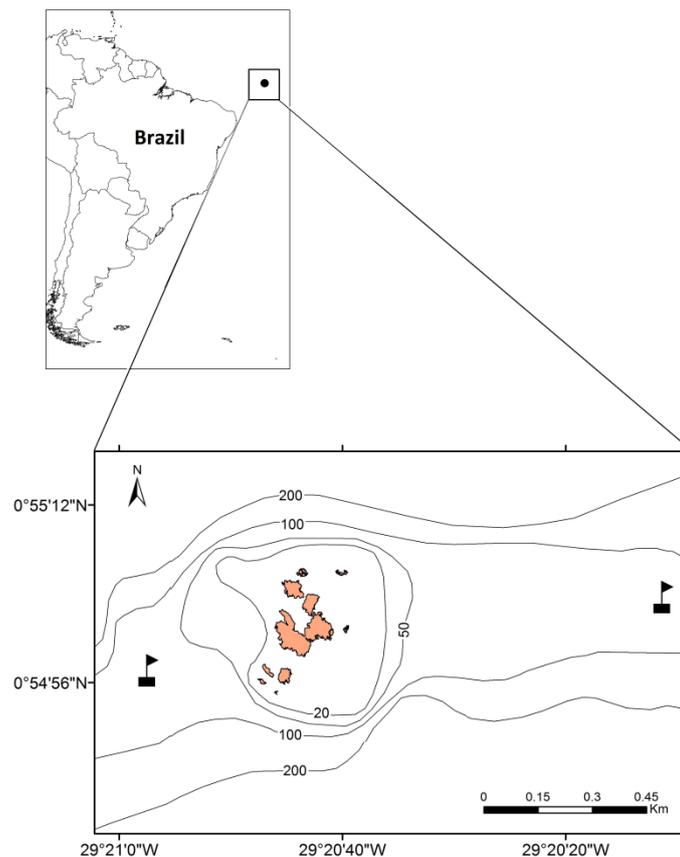


Fig. 1 The study area: the Saint Peter and Saint Paul Archipelago; the flag symbols indicate the locations of the drumlines and acoustic receivers (west and east)

Approximately 85% of the capture in SPSP is composed by only four species: *Acanthocybium solandri*, *Thunnus albacares*, *Elagatis bipinnulata* and *Cheilopogon cyanopterus*. The remaining 15% used to be composed mainly by sharks, especially *C. falciformis* (Viana et al. 2015). However, since 2012, the shark fishing in the Archipelago was discontinued due to a recommendation from *Secretaria Interministerial para os Recursos do Mar*.

Data collection

Capture and tagging

A total of 101 drumline sets were made between October 2010 and June 2015 at two locations in the SPSPA vicinity, on east (E-buoy; 0°54'952"N, 29°06'956"W) and west (W-buoy; 0°55'062"N, 29°20'187"W) sides, in order to investigate elasmobranch diversity. The two drumlines were composed by a 3 mm main line of polyamide monofilament, 300-500 m long, and 11 to 27 secondary lines of 2 mm polyamide monofilament, equipped with circular hooks (offset 16/0 or 17/0). Two drumline deployments were done each day, the first soon after sunset (local time 19:00h- GMT -2), being removed close to midnight; and the second soon after the end of the first deployment, being removed before sunrise (local time 06:00h). The mean immersion time was 4h and 49 min (± 1 h and 38 min).

After capture, all sharks were carefully brought onboard of the fishing vessel, where they were then identified, sexed and measured for stretched total length (TL), fork length (FL) and pre-caudal length (PCL), and also clasper length (CL), if males, to the nearest centimeter. After these first procedures, all sharks were tagged with conventional dart tags, attached in the base of the first dorsal fin, and were released. Additionally, tissue biopsies were collected for

posterior genetic analysis. To reduce capture/manipulation/tagging stress, during all process (with 5 minutes of maximum duration) the animals were blindfolded with a dark wet cloth and oxygenated with a hose with continuous flow of seawater into the mouth.

Acoustic monitoring

Fifteen sharks, nine *C. falciformis*, five *C. galapagensis* and one *C. obscurus*, were also tagged with acoustic transmitters (model V16 shark case; Vemco, Halifax, Canada) (Table 1). These transmitters were equipped with a polyamide monofilament coated with a shrink tube and transpassed as a loop by a little hole in the medium proximal part of the first dorsal fin (Hazin et al. 2013) or attached on the musculature in the base of dorsal fin (first two tagged individuals; Table 1). All sharks were tagged during the scientific drumline sets, except for the first two, which were tagged onboard of a commercial longline vessel (Table 1).

Two acoustic receivers VR2w (Vemco, Halifax, Canada) were installed at 15m depth on the two anchorage buoys located at the east and west sides of the archipelago (Fig. 1). The equipment maintenance and download of data were done between three to eight months. No data were collected from the sharks tagged in May 2015 due the loss of the hydrophones array in January 2016.

Tab. 1 Summary of the acoustic monitored sharks at ASPSP between 2009 and 2015. The identification number of the sharks (ID), species, total length (cm), sex, tagging date, first and last days with detection, period in wich the sensors were detecting (d = day, m = month), total number of detections, total days with detections and the maximum number of days in a row with detection

ID	Species	TL (m)	Sex	Tagging date	First Day detection	Last Day detection	Detection period	Number of detections	Number of detection days	Maximum days in a row with detections
SS1 ₁	<i>C. falciformis</i>	110	-	01/04/2009	-	-	-	0	0	0

SS2 _{1,2}	<i>C. falciformis</i>	207	M	01/05/2009	07/05/2009	07/05/2009	7	22	1	1
SS3 ₂	<i>C. falciformis</i>	146	M	03/02/2012	-	-	-	0	0	0
SS4 ₂	<i>C. falciformis</i>	97	M	12/06/2012	02/07/2012	28/10/2012	4 m, 16 d	46	8	1
SS5 ₂	<i>C. falciformis</i>	121	M	13/06/2012	13/06/2012	14/10/2012	4 m, 1 d	604	41	7
SS6 ₂	<i>C. falciformis</i>	127	M	28/06/2012	-	-	-	0	0	0
SS7	<i>C. falciformis</i>	133	M	28/06/2012	28/06/2012	16/01/2013	6 m, 19 d	620	56	11
GS1	<i>C. galapagensis</i>	1.69	F	07/04/2014	11/04/2014	25/06/2014	2 m, 19 d	2645	62	25
SS8	<i>C. falciformis</i>	1.96	F	29/04/2014	30/04/2014	25/06/2014	1 m, 26 d	471	14	3
GS2	<i>C. galapagensis</i>	2.23	M	06/05/2014	30/05/2014	25/06/2014	1 m, 19 d	3530	23	20
GS3	<i>C. galapagensis</i>	1.63	F	05/05/2014	11/05/2014	25/06/2014	1 m, 20 d	407	26	17
DS1	<i>C. obscurus</i>	1.96	F	05/05/2015	-	-	-	0	0	0
GS4	<i>C. galapagensis</i>	1.44	F	05/07/2015	-	-	-	0	0	0
GS5	<i>C. galapagensis</i>	1.51	M	05/07/2015	-	-	-	0	0	0
SS9	<i>C. falciformis</i>	2.36	F	05/08/2015	-	-	-	0	0	0

₁ tagged onboard of a longline vessel;

₂ intramuscular attachment on the base of dorsal fin;

in bold: sharks that were detected by the acoustic receivers

Data analysis

To assess the relative abundance, the catch per unit of effort- CPUE was used as the number of sharks caught divided by the total number of hooks used (Hazin et al. 2007a), by 10 hooks. The mortality rate was calculated by dividing the number of deaths by the total catch per species and for pooled data. The relationship between mortality for each species and soak time of fishing gear was tested through one-way analysis of variance- ANOVA. Significance level was set at 0.05 and all the analyses were conducted in R. 3.3.1 programming (R Core Team 2016).

Sexual ratio, length distribution and spatial distribution

Sexual ratio between males and females was compared by Chi-square test. After testing the data on shark total length for normality and homoscedasticity with Shapiro-Wilk and

Lillefors tests, Wilcoxon-Mann-Whitney tests were conducted to assess the differences in mean TL between males and females per species. The major concentration of the sample effort in the first six months of the year prevented any analysis of seasonal trends in abundance.

The maturity stage was defined based on the size of the sharks using the most up-to-date literature for the nearest ocean basin. The proxy for size at maturity for *C. falciformis* (Hazin et al. 2007b), *C. galapagensis* (Wetherbee et al. 1996) and *C. obscurus* (Natanson et al. 2014), respectively (♀/♂), were: 230/210-230 cm, 215-245/205-239 cm and 275/273 cm. The spatial distribution of each species was assessed by inferring the relationship of the CPUE in each location (East or West side/buoy) through a one-way ANOVA.

Acoustic monitoring

Residence time and the degree of site fidelity were estimated individually from the number of detections in each receiver, with these values being subsequently evaluated according to the whole period in which the receivers were in the water.

The diel cycle was assessed using the number of detections for each individual according to 5 periods of the day: d= dawn (05-07h); m= morning (08-11h); a= afternoon (12-15h), t= twilight (16-19h) and n= night (20-04h). The differences were tested with ANOVA for each species, applying a post-hoc Tukey's HSD test to identify the specific period responsible for the difference.

RESULTS

During the study period, 129 elasmobranchs were caught: 121 sharks and eight rays. The Carcharhinidae family was responsible for 90% of the captures. *C. falciformis* was the most frequently caught species (66.9%, n= 81), followed by *C. galapagensis* (16.5%, n= 20)

and *C. obscurus* (6.6%, n= 8). Other elasmobranchs caught were: hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*: 5.8%, n= 7 and *S. zygaena*: 0.8%, n= 1), mako shark (*Isurus oxyrinchus*, 2.5%, n= 3), bentfin devil rays (*Mobula thurstoni*, 6.6%, n= 8) and an individual that could not be identified because it escaped from the hook (0.8%). Besides the elasmobranchs, 94 individuals were caught from eight species of teleosts (*Ruvettus pretiosus*, n= 29; *Acanthocybium solandri*, n= 26; *Thunnus albacares*, n= 25; *T. atlanticus*, n= 8; *Coryphaena hippurus*, n= 2; *Caranx crysos*, n= 2; *T. obesus*, n= 1; *Uraspis* sp., n = 1).

CPUE values for *Carcharhinus* spp. were higher in 2010 (1.56) and lower in 2014 (0.37) (Fig. 2). The average CPUE for *C. falciformis*, *C. galapagensis* and *C. obscurus* for the whole period was 0.43, 0.11 and 0.04, respectively. The CPUE of *C. falciformis* declined strongly along the years, while the CPUE of the two other species of *Carcharhinus*, conversely, showed a marked increase starting in 2013 (*C. galapagensis*) and 2015 (*C. obscurus*) (Fig. 3).

The total shark mortality for the study period was 0.22, being 0.25 for *C. falciformis*, 0.30 for *C. galapagensis*, and 0.13 for *C. obscurus*. Differences in mortality rate by soaking time were not significant (ANOVA: $F = 1,525$; $p = 0.11$).

Of the 109 *Carcharhinus* caught, 103 were sexed (95%), resulting in a sex ratio ($\sigma^{\circ}:\text{♀}$) of 1.00:1.05 for *C. falciformis*, 1.00:1.25 for *C. galapagensis* and 1.00:3.00 for *C. obscurus*. None of them, however, were statistically significant ($p>0.05$).

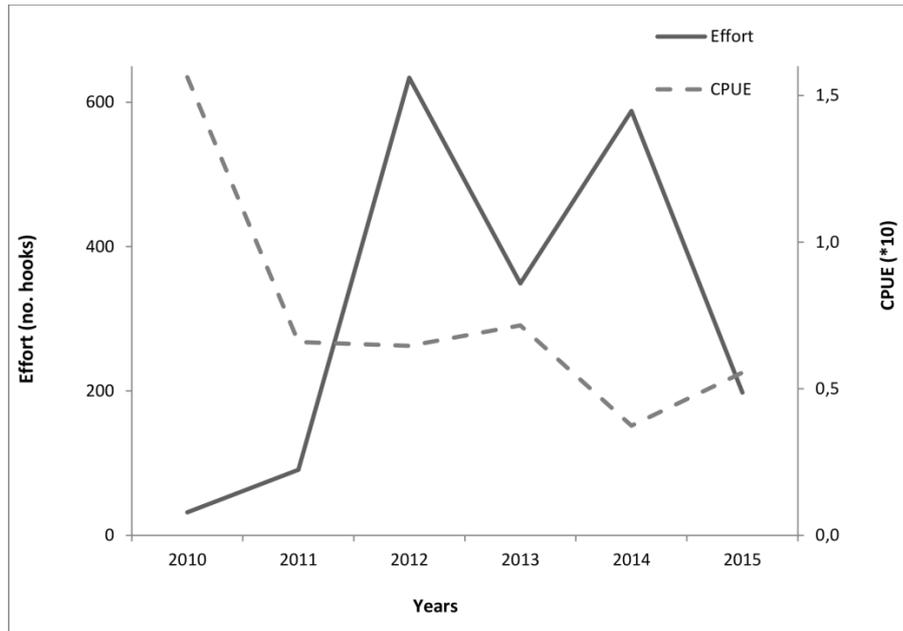


Fig. 2 Total effort and annual mean CPUE (per 10 hooks) of *Carcharhinus* sharks in Saint Peter and Saint Paul Archipelago, from 2010 to 2015

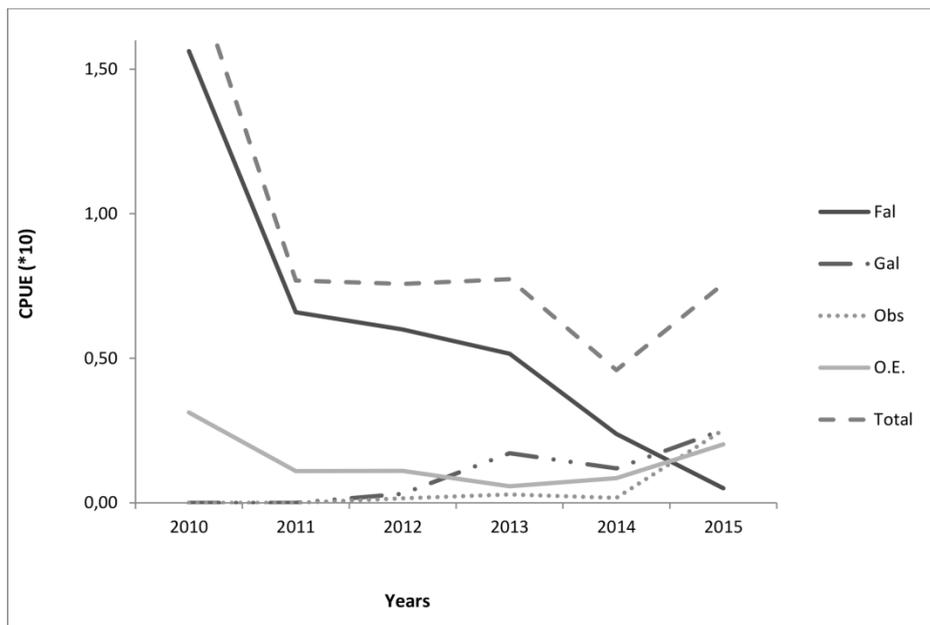


Fig. 3 Catch per unit of effort (CPUE) (per 10 hooks) per species along the years; Fal: *C. falciformis*; Gal: *C. galapagensis*; Obs: *C. obscurus*; OE: Other elasmobranchs (*Mobula thurstoni*, *Sphyrna lewini*, *S. zygaena*, *Isurus oxyrinchus* and an individual non identified)

The smallest individual caught (*C. falciformis*) measured 70 cm and still had a visible umbilical scar mark, being probably a young-of-the-year. It was thus released without tagging

or biopsy. The largest average TL was measured in *C. obscurus*, followed by *C. galapagensis* and *C. falciformis* (Table 2). There were no significant differences in total length between males and females (Wilcoxon-Mann-Whitney, *C. falciformis*: $W= 719.5$, $p= 0.70$, *C. galapagensis*: $W= 38$, $p= 0.89$; *C. obscurus*: $W= 7$, $p= 0.86$).

Tab. 2 Mean (\pm standart deviation), minimum and maximum values of total length (TL) for the three species

Species	Mean (\pm SD) TL (cm)	TL Min (cm)		TL Max (cm)	
		♀	♂	♀	♂
<i>C. falciformis</i>	133.0 (\pm 22.8)	86.0	97.0	236.0	250.0
<i>C. galapagensis</i>	171.9 (\pm 22.6)	138.0	116.8	223.0	225.0
<i>C. obscurus</i>	198.4 (23.2)	158.0	160.0	235.0	206.0

Based on available literature for the reproductive biology of the three species (Wetherbee et al. 1996; Hazin et al. 2007b; Natanson et al. 2014), sharks under the size at maturity dominated the catches for all of them: 96.2% for *C. falciformis*, 77.8% for *C. galapagensis* and 100% for *C. obscurus* (Fig. 4).

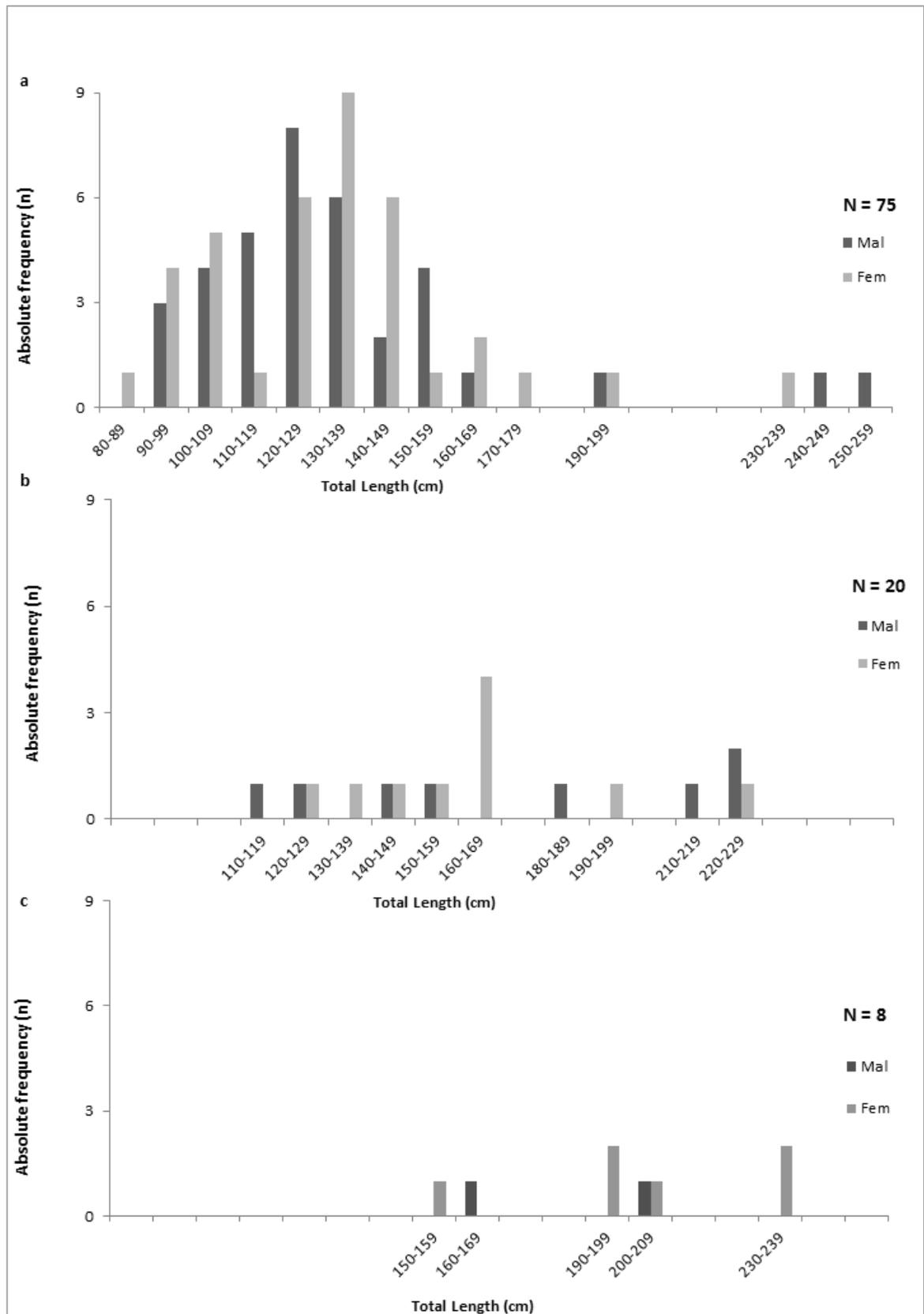


Fig. 4 Absolute frequency distribution of total length: (a) *C. falciformis* (n=75), (b) *C. galapagensis* (n= 20) and (c) *C. obscurus* (n=08) caught in Saint Peter and Saint Paul Archipelago, by sex

Most sharks (62% for *C. falciformis*, 64% for *C. galapagensis* and 100% for *C. obscurus*) were caught on the first drumline set of the day between 6pm and 10pm. However, there was no statistical difference in CPUE at both times for any of the analysed species (ANOVA, *C. falciformis*: $F = 1.73$, $p = 0.19$, *C. galapagensis*: $F = 0.71$, $p = 0.40$; *C. obscurus*: $F = 2.34$, $p = 0.13$).

The CPUE at each location (east and west), however, showed a significant difference for *C. falciformis* (ANOVA, $F = 5.28$, $p = 0.02$) and *C. galapagensis* (ANOVA, $F = 8.77$, $p < 0.01$), but not for *C. obscurus* (ANOVA, $F = 0.27$, $p = 0.60$).

Acoustic monitoring

From the nine *C. falciformis* tagged, six were juveniles (SS1, SS3, SS4, SS5, SS6, SS7), two were in maturing stages (SS2 and SS8) and one was adult (SS9). Only the adult individual was not detected by the receivers. Moreover, there was no significant difference between the total number of detections for individuals in different stages of sexual maturation (ANOVA, $F = 0.36$, $p = 0.59$). Of the five *C. galapagensis* only one male (GS2) was mature at the time of tagging and the only *C. obscurus* tagged (DS1) was a juvenile.

Of the fifteen individuals tagged, only eight (five *C. falciformis* and three *C. galapagensis*) were detected by the acoustic receivers during the 63 months (period with at least one receiver in working conditions), although the seven sharks not detected were released in good conditions after tagging. A total of 8,345 detections were yielded during the study (Table 1). *C. falciformis* detections (SSn) were much more spaced than *C. galapagensis* detections (GSn) (Fig. 5).

The total number of detections by distinct periods of the day was significantly different for both species (ANOVA, *C. falciformis*: $F = 23.56$, $p < 0.01$ and *C. galapagensis*: $F = 21.34$, $p < 0.01$). In the afternoon and twilight, the detections were significantly more

frequent for both species. Twilight presented the highest frequency of detections for *C. falciformis*, whereas the number of detections for *C. galapagensis* was not significantly different between the afternoon and the twilight period (Tukey test: $p \leq 0.05$ for t-d, a-d, m-t, n-t, a-t, a-m and a-n and $p > 0.05$ for m-d, n-d, n-m and a-t only for *C. falciformis*) (Fig. 6).

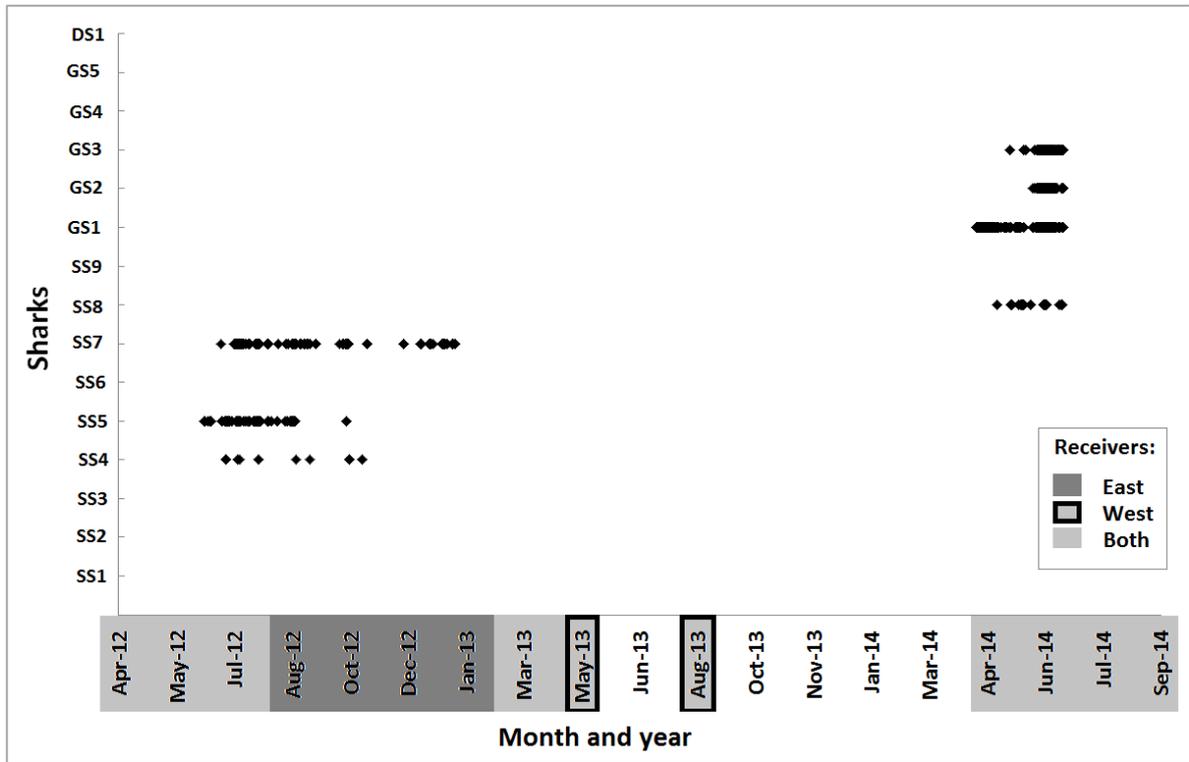


Fig. 5 Total detections over the study period (obs: the individual TLP-V02 only showed detections on one day in May 2009, so it is not represented in the graph to improve the visualization of the most representative period- Apr/12- Jun/14)

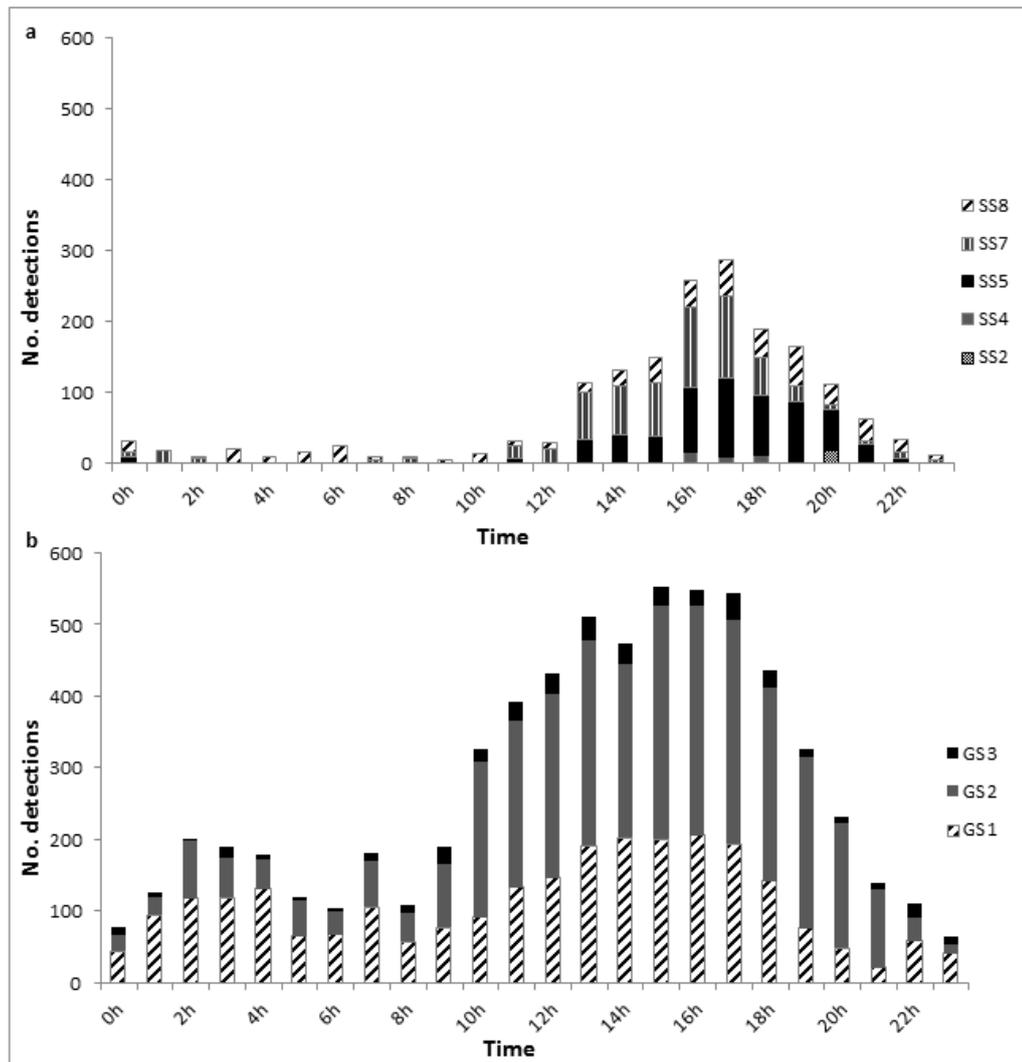


Fig.6 Detection number for each individual along the day, (a) *C. falciformis* and (b) *C. galapagensis*

The number of detections for *C. galapagensis* was significantly higher than for *C. falciformis* (ANOVA, $F = 6.89$, $p = 0.04$). The detections by species were significantly different between the two locations (ANOVA, $F = 311451$, $p < 0.01$), with *C. falciformis* being predominately associated to the East buoy (98.75% of detections) and *C. galapagensis* completely associated to the West buoy (100% of detections).

DISCUSSION

The mean CPUE value for the entire period for *C. falciformis*, equal to 0.43, was much higher than that reached by the same species with longline fishery in the Southwestern Atlantic from 1980 to 2004 (0.007 (Hazin et al. 2007a)) as well as from 2004 to 2011 (0.0007 (Lana, unpubl. data)), suggesting an aggregation around the archipelago. This result corroborates Morato *et al.* (2010), who reported an increased CPUE and probability of *C. falciformis* captures in the proximity of seamounts, proving that these features are important sites of marine life aggregation by providing feed grounds and reproduction areas in open ocean for the species.

The majority of tagged specimens were juvenile (96.2% *C. falciformis*, 77.8% *C. galapagensis* and 100% *C. obscurus*), although in the case of *C. falciformis*, individuals have been found in all stages of development, from neonates to adults, confirming the occurrence of birth near the Equator (Hazin et al. 2007a; Lana, unpubl. data). The fact that most of the specimens were juvenile for the three species may indicate segregation by size, related to the proximity of the island, with the larger individuals probably remaining further away, in areas of greater depth. This behavior of ontogenetic habitat change has already been observed in *C. galapagensis*, which tend to move away from the islands as they grow (Kato and Carvalho 1967; Holzwarth et al. 2006; Lowe et al. 2006), and in *C. falciformis* and *C. obscurus*, which use more coastal areas when young, migrating to oceanic areas when they become bigger (Garla et al. 2006; Yokota and Lessa 2006).

In 2011, *C. galapagensis* was declared extinct in SPSPA, based on historical data (Luiz and Edwards 2011). The data presented here, however, confirms that *C. galapagensis* is not only still present in SPSPA (Soto et al. 2011), but is becoming increasingly abundant. The reduction in the abundance of this species around the archipelago probably was caused by the local fishing mortality (Vaske Jr et al. 2005; Viana et al. 2015), a trend, however, that seems

to have been reversed since the discontinuity of shark fishing in the area. The restrictions on *C. falciformis* fishing implemented by ICCAT in 2011, which extend equally to *C. galapagensis* and *C. obscurus* (because of identification difficulties), may have also contributed for the reversal of that trend. The common behavior in this species of migrating between islands is another aspect to be considered when evaluating the local variation in their levels of abundance (Crow et al. 1996; Kohler et al. 1998; Kohler and Turner 2001; Lowe et al. 2006; Meyer et al. 2009; Dale et al. 2011).

The tagged specimens that did not present detections (46.7%) may have released themselves from the tags by interaction between individuals or with the substrate, a behavior already verified by Meyer *et al.*(2010) for *C. galapagensis*. Because they are strongly associated with reefs, sharks can dislodge external tags by dragging on substrates, however with the attachment system used here this does not seem to be probable. Alternatively, these specimens may have simply moved away from the archipelago, and consequently from the receptors, or, yet, may have died after their release.

The much longer period of consecutive days with detections for *C. galapagensis* (mean= 20.7 ± 3 ; n = 3), when compared to *C. falciformis* (4.6 ± 3.9 ; n = 5), indicate they are much more associated with the insular ecosystem than *C. falciformis*, corroborating with several previous studies that described their association with oceanic islands (Kato and Carvallo 1967; Wetherbee et al. 1996; Kohler et al. 1998; Kohler and Turner 2001; Lowe et al. 2006; Meyer et al. 2009; Dale et al. 2011). The much smaller number of detections for *C. falciformis* (mean = 352.6 ± 265.3 ; n = 5), even at relatively long detection periods (mean = 24 ± 21 days; n = 5), when compared to *C. galapagensis* (mean = 2194 ± 1314.2 ; n = 3) in a slightly longer period (mean = 37 ± 17 days; n = 3), confirms this trend, as well as the more migratory behavior of *C. falciformis*. Despite returning to the SPSPA several times, *C. falciformis* does not seem to remain a long time in the range of the hydrophones. Similar

behavior was described for an adult male specimen of the species, tagged in the same place with a SPOT tag, resulting in 248 days of tracking, during which the individual moved far away from SPSPA (48.6 miles), however, returning multiple times to this location, indicating local fidelity (Lana et al, *in prep.*).

Unlike the trend of increasing abundance observed for *C. galapagensis* and *C. obscurus* after the discontinuation of shark fishing in the vicinity of SPSPA, the CPUE of *C. falciformis* decreased significantly. These divergent trends likely stem from the competition between these species and from the more territorialistic behavior of *C. galapagensis*, whose increasing presence must have resulted in the "expulsion" of *C. falciformis*, which, due to their more migratory and oceanic nature, possess a much larger home range. The local fishing, therefore, apparently affected much more the populations of *C. galapagensis* and *C. obscurus*, which depended more closely on the archipelago, than that of *C. falciformis*, which are much more widely distributed geographically, moving naturally away from the area and reducing, therefore, the impact of localized fishing on their populations. These trends also confirm the appropriateness of the recommendation to suspend the shark fishing in the area. They also highlight the caution that should always be exercised when using CPUE trends in geographically restricted locations as an indication of abundance of any exploited population.

The statistical difference in the number of detections in the evening and twilight periods, found for *C. galapagensis*, as well as its greater capture in the first sets of drumlines, between 18 and 22h, indicate a higher degree of use of the SPSPA by this species during nightfall. The nocturnal period is known to show higher activity of Carcharhinids in general (Compagno 1984), and greater feeding activity for several species of sharks in this family, such as *C. brevipinna*, *C. leucas*, *C. plumbeus* and *C. limbatus* (Driggers et al. 2012). It is likely, therefore, that *C. galapagensis* feed in the vicinity of SPSPA during the evening, then moving away and returning in the following afternoon, when they increase their activity again

in the vicinity of the receiver. This behavior of nocturnal migration of *C. galapagensis* away from the island where they spend the day corroborates with Holland *et al.* (2009). By the use of tags capable of transmitting and detecting simultaneously (business card- BC) placed in four *C. galapagensis*, in a place (Oahu - Hawaii) where 32 individuals had already been tagged and a wide network of receivers had been installed, they found that an individual presented detections on the same day in the fixed receiver and from another shark, not detected by this hydrophone, demonstrating their departure at night from the receiver's range, where they spent the day, traveling to an unidentified location, populated by other tagged sharks. In addition, two sharks were recaptured presenting information from all tagged with BCs sharks and several others previously tagged, evidencing intense social behavior among them (Holland et al. 2009).

C. falciformis, in turn, did not show a statistical difference between the diurnal and nocturnal periods. Its capture was also higher in the first drumline sets, between 18 and 22h (62%), than in the second, between 23 and 5h (38%), but despite showing significant difference in detections between afternoon and evening and almost all others periods, the afternoon did not differ from the nocturnal period. Thus, apparently, these individuals do not present a daily pattern as marked as *C. galapagensis*. Driggers *et al.* (2012), on the other hand, presented two species of Carcharhinidae (*Rhizoprionodon terraenovae* and *C. acronotus*) that, unlike the ones described, did not show a defined time pattern of capture, indicating that these two species do not present differentiated behavior for feeding. The two species with sufficient data analysed in this work confirm that species-specific differences in shark feeding chronology demonstrate that widespread generalizations concerning shark feeding behavior are not appropriate (Driggers et al. 2012).

The difference found for CPUE and for the number of detections between the east and west buoys for *C. falciformis*, mostly caught and detected in the eastern buoy, and for *C.*

galapagensis, exclusively caught and detected in the west buoy, indicate a clear spatial segregation between these two species in the vicinity of SPSPA, confirming the antagonistic behavior in their distributions. Interspecific spatial segregations for *C. galapagensis* have already been described with *C. plumbeus* in Hawaii (Wass 1971) and with *C. albimarginatus* in Socorro islands (Kato and Carvallo 1967). The eastern buoy is located in a region further away from the archipelago, which is more directly influenced by the South Equatorial Current (Stramma and Schott 1999), while the western buoy is located downstream of the current, which is closer to and more protected by the archipelago. The presence of *C. falciformis* in the eastern buoy is, therefore, probably associated with its more migratory and oceanic character, whereas the predominance of *C. galapagensis* in the western buoy derives from its more resident behavior, more associated to the insular environment (DeCrosta et al. 1984; Wetherbee et al. 1996; Stramma and Schott 1999; Lumpkin and Garzoli 2005; Lowe et al. 2006).

CONCLUSION

The three species analysed here represented 90% of the shark catch in the period evaluated in Saint Peter and Saint Paul Archipelago, evidencing the importance of this ecosystem to sharks of the genus *Carcharhinus*. The increasing trend of the CPUE for *C. galapagensis* and *C. obscurus* and its analogous reduction for *C. falciformis*, following the suspension of shark fishing in SPSPA vicinity, evidenced a competitive pattern among them. The period of consecutive days with detections for *C. galapagensis*, as well as the number of total detection for this species, much higher than for *C. falciformis*, showed that *C. galapagensis* are much more associated with the insular ecosystem than *C. falciformis*, confirming a more migratory behavior and wider home range of these latter. The local shark fishing, therefore, affected *C. galapagensis* and *C. obscurus* populations much more strongly,

than *C. falciformis*, which, due to their broader geographical distribution and more migratory nature, moved more easily away from the area. The resurgence of the main resident predator, which became dominant again in just five years after the fishing suspension, clearly shows the resilience of the ecosystem, from one side, as well as the real importance of adequate management measures, from the other.

Acknowledgments We thank the crew of the Transmar I, II and III and members of LATEP/LOP for scientific mission support. We are grateful to Thaise Sena and Nicolas Melo for helps with map production and images formatting. To SECIRM/Marinha do Brasil for logistical support and CNPq for project funding and master grant awarded to Luiza Paoliello.

Compliance with Ethical Standards The methods and data used in this research were approved by the Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade of the Brazilian Ministry of the Environment (permit no. 50119-2).

Funding This study was funded by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) (Edital Universal/CNPq- proc. 478070/2008.0).

Conflict of interest The authors declare that they have no conflict of interest.-

REFERENCES

- Adams NS, Beeman JW, Eiler JH (2012) Telemetry Techniques: A User Guide for Fisheries Research. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland
- Barreto R, Ferretti F, Flemming JM, et al (2016) Trends in the exploitation of South Atlantic shark populations. *Conserv Biol* 30:792–804. doi: 10.1111/cobi.12663
- Bennett MB, Gordon I, Kine PM (2003) *Carcharhinus galapagensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. In: SSG Aust. ; Ocean. Reg. Work. March 2003.
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2003.RLTS.T41736A10550977.en>. Accessed 25 Nov 2016
- Bonfil R (2008) The Biology and Ecology of the Silky Shark, *Carcharhinus falciformis*. In:

- PIKITCH EK, CAMHI MD, BABCOCK E. (eds) *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Oxford: Blackwell Publishing, pp 114–127
- Bonfil R (2009) The Biology and Ecology of the Silky Shark, *Carcharhinus Falciformis*. *Sharks Open Ocean Biol Fish Conserv* 114–127. doi: 10.1002/9781444302516.ch10
- Brasil (2014) Ministérios da Pesca e Aquicultura e do Meio Ambiente. Instrução Normativa n° 8, de 6 de Novembro de 2014. Diário Oficial da União, Brasília, DF
- Camhi MD, Pikitch EK, Babcock EA (2008) *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Blackwell Publishing Ltd Blackwell
- Camhi MD, Valenti S V., Fordham S V., et al (2009) The conservation status of pelagic sharks and rays.
- Campos TFC, Virgens-Neto J, Srivastava NK, et al (2005) Arquipélago de São Pedro e São Paulo- Soerguimento tectônico de rochas infracrustais no Oceano Atlântico. In: Winge M, Schobbenhaus C, Berbert-Born M, et al. (eds) *Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil*.
- Compagno LJV (2008) Pelagic elasmobranch diversity. In: Pikitch EK, Camhi MD, Babcock EA (eds) *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Oxford: Blackwell Publishing, pp 14–23
- Compagno LJ V (1984) *Sharks of the World*. Vol . 4 , Part 2, Carcharhiniformes. *Fao Species Catalogue*.
- Cortes E, Brooks EN, Gedamke T (2012) Population Dynamics, Demography, and Stock Assessment. In: Carrier JC, Musick JA, Heithaus MR (eds) *Biology of Sharks and Their Relatives*. CRC Press, Boca Raton, pp 453–487
- Crow GL, Lowe CG, Wetherbee BM (1996) Shark records in longline fishing programs in

- Hawai'i with comments on Pacific Ocean distributions. *Pacific Sci* 50:382–392.
- Dale JJ, Stankus AM, Burns MS, Meyer CG (2011) The shark assemblage at French Frigate Shoals atoll, Hawai'i: Species composition, abundance and habitat use. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0016962
- DeCrosta MA, Taylor LR, Parrish JD (1984) Age determination, growth and energetics of three species of carcharhinid sharks in Hawaii. In: Grigg RW, Tanoue KY (eds) *Proceedings of 2nd symposium on resource investigations in the northwestern Hawaiian islands - vol 2*. UNIHI-SEAGRANT-MR-84-01, pp 75–95
- Driggers WB, Campbell MD, Hoffmayer ER, Ingram Jr GW (2012) Feeding chronology of six species of carcharhinid sharks in the western North Atlantic Ocean as inferred from longline capture data.
- Dulvy NK, Freckleton RP, Polunin NVC (2004) Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecol Lett* 7:410–416.
- Edwards AJ, Lubbock HR (1982) The Shark Population of Saint Paul's Rocks. *Copeia* 1982:223–225. doi: 10.2307/1444304
- Fancy SG, Pank LF, Douglas DC, et al (1988) Satellite telemetry: a new tool for wildlife research and management. *Fish Wildl Serv Res Publ* 172:1–54.
- Garla RC, Chapman DD, Wetherbee BM, Shivji M (2006) Movement patterns of young Caribbean reef sharks, *Carcharhinus perezii*, at Fernando de Noronha Archipelago, Brazil: The potential of marine protected areas for conservation of a nursery ground. *Mar Biol* 149:189–199. doi: 10.1007/s00227-005-0201-4
- Hazin F, Hazin H, Travassos P (2007a) CPUE and catch trends of shark species caught by Brazilian longliners in the Southwestern Atlantic Ocean. *ICCAT Collect Vol Sci ...*

60:636–647.

Hazin F, Oliveira P, Macena B (2007b) Aspects of the reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis* (Nardo, 1827), in the vicinity of Archipelago of Saint Peter and Saint Paul, in the. *Collect Vol Sci ...* 60:648–651.

Hazin FH V, Afonso AS, De Castilho PC, et al (2013) Regional movements of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, off Northeastern Brazil: inferences regarding shark attack hazard. *An Acad Bras Cienc* 85:1053–1062. doi: 10.1590/S0001-37652013005000055

Hazin FH V, Zagaglia JR, Broadhurst MK, et al (1993) Review of a Small-scale Pelagic Longline Fishery off Northeastern Brazil. 1–8.

Heupel M, Simpfendorfer C, Lowe C (2005) Passive acoustic telemetry technology: current applications and future directions. *Results VR2 Work held ...* 98.

Hoffmayer ER, Franks JS, Driggers WB, et al (2014) Habitat, movements and environmental preferences of dusky sharks, *Carcharhinus obscurus*, in the northern Gulf of Mexico. *Mar Biol* 161:911–924. doi: 10.1007/s00227-014-2391-0

Holland K, Meyer C, Dagorn L (2009) Inter-animal telemetry: results from first deployment of acoustic “business card” tags. *Endanger Species Res* 10:287–293. doi: 10.3354/esr00226

Holzwarth SR, Demartini EE, Schroeder RE, et al (2006) Sharks and Jacks in the Northwestern Hawaiian Islands from Towed-Diver Surveys 2000 - 2003. *Atoll Res Bull* 543:257–279.

Kato S, Carvalho AH (1967) Shark tagging in the eastern tropical Pacific Ocean, 1962-1965. In: Gilbert PW, Mathewson RF, Rall JP (eds) *Sharks, Skates and Rays*, Johns Hopk. Johns Hopkins Press, Baltimore, pp 93–109

- Klimley P a, Le Boeuf BJ, Cantara KM, et al (2001) Radio-acoustic positioning as a tool for studying site-specific behaviour of the white shark and other large marine species. *Mar Biol* 138:429–446. doi: 10.1007/s002270000394
- Kohler NE, Casey JG, Turner PA (1998) NMFS Cooperative Shark Tagging Program, 1962-93: An Atlas of Shark Tag and Recapture Data.
- Kohler NE, Turner PA (2001) Shark tagging : a review of conventional methods and studies. *Environ Biol Fishes* 60:191–223.
- Lessa RP, Mafalda-Jr P, Advíncula R, et al (1999) Distribution and abundance of sharks at seamounts and islands off North-Eastern Brazil. *Arch Fish Mar Res* 47:239–252.
- Lowe CG, Wetherbee BM, Meyer CG (2006) Using acoustic telemetry monitoring techniques to quantify movement patterns and site fidelity of sharks and giant trevally around French Frigate Shoals and Midway Atoll. *Atoll Res Bull* 543:281–303.
- Lucena Frédou F, Tolotti MT, Frédou T, et al (2015) Sharks caught by the Brazilian tuna longline fleet: an overview. *Rev Fish Biol Fish* 25:365–377. doi: 10.1007/s11160-014-9380-8
- Luiz OJ, Edwards AJ (2011) Extinction of a shark population in the Archipelago of Saint Paul's Rocks (equatorial Atlantic) inferred from the historical record. *Biol Conserv* 144:2873–2881. doi: 10.1016/j.biocon.2011.08.004
- Lumpkin R, Garzoli SL (2005) Near-surface circulation in the Tropical Atlantic Ocean. *Deep Res* 52:495–518. doi: 10.1016/j.dsr.2004.09.001
- Meyer CG, Dale JJ, Papastamatiou YP, et al (2009) Seasonal cycles and long-term trends in abundance and species composition of sharks associated with cage diving ecotourism activities. *Environ Conserv* 36:104–111. doi: 10.1017/S0376892909990038

- Meyer CG, Papastamatiou YP, Holland KN (2010) A multiple instrument approach to quantifying the movement patterns and habitat use of tiger (Galeocerdo cuvier) and Galapagos sharks (Carcharhinus galapagensis) at French Frigate Shoals, Hawaii. *Mar Biol* 157:1857–1868. doi: 10.1007/s00227-010-1457-x
- MMA (2014) Portaria MMA N. 445, de 17 de dezembro de 2014.
- Morato T, Hoyle SD, Allain V, Nicol SJ (2010) Seamounts are hotspots of pelagic biodiversity in the open ocean. doi: 10.1073/pnas.0910290107
- Musick JA, Grubbs RD, Baum J, Cortés E (2009) *Carcharhinus obscurus*. In: IUCN Red List Threat. Species. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T3852A10127245.en>. Accessed 26 Nov 2016
- Natanson LJ, Gervelis BJ, Winton M V., et al (2014) Validated age and growth estimates for *Carcharhinus obscurus* in the northwestern Atlantic Ocean, with pre- and post management growth comparisons. *Environ Biol Fishes* 97:881–896. doi: 10.1007/s10641-013-0189-4
- Nelson DR (1990) Telemetry studies of sharks: a Review, with applications in resource management. In: *Elasmobranchs as living resources: advances in the Biology, Ecology, Systematics, and the status of the fisheries*. NOAA Technical Report NMFS, pp 239–256
- NOAA (2011) Species of Concern - Dusky Shark.
- Oliveira GM de, Evangelista JEV, Ferreira BP (1997) Considerações sobre a biologia e a pesca no arquipélago dos penedos de são pedro e são paulo. *Tamandaré*
- Pincock D, Welch D, McKinley S, Jackson G (2010) Acoustic Telemetry for studying migration movements of small fish in rivers and the ocean - current capabilities and future possibilities. In: *PNAMP Special Publication: Tagging, Telemetry, and Marking*

Measures for Monitoring Fish Populations. pp 105–118

R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing.

Rigby CL, Sherman CS, Chin A, Simpfendorfer C (2016) *Carcharhinus falciformis*. In: IUCN Red List Threat. Species. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T39370A2909465.en>. Accessed 8 Feb 2017

Soto JMR, Macena BCL, Hazin FHV (2011) Novas informações sobre a presença do tubarão-das-galápagos *Carcharhinus galapagensis* (Snodgrass & Heller, 1905) (Carcharhiniformes, Carcharhinidae) no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. In: VII Encontro da Sociedade Brasileira para o Estudo de Elasmobrânquios. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande - RS, pp 17–18

Stevens JD, Bonfil R, Dulvy NK, Walker PA (2000) The effects of fishing on sharks, rays, and chimeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J Mar Sci* 57:476–494.

Stramma L, Schott F (1999) The mean flow field of the tropical Atlantic Ocean. *Deep Res II* 46:279–303.

Vaske Jr T, Lessa RP, Nóbrega MF de, et al (2005) Short Communication: A checklist of fishes from Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. *J Appl Ichthyol* 21:75–79.

Viana DF, Hazin FH V, Andrade HA, et al (2015) Fisheries in the Saint Peter and Saint Paul archipelago: 13 years of monitoring. *Bol do Inst Pesca* 41:239–248.

Wass RC (1971) A comparative study of the life history, distribution, and ecology of the sandbar shark and gray reef shark in Hawai'i. University of Hawai'i, Honolulu

Wetherbee BM, Crow GL, Lowe CG (1996) Biology of the Galapagos shark, *Carcharhinus galapagensis*, in Hawaii. *Environ Biol Fishes* 45:299–310.

Yokota L, Lessa RP (2006) A nursery area for sharks and rays in Northeastern Brazil. *Environ Biol Fishes* 75:349–360.

ANEXO

Metodologia das análises genéticas

1. Extração de DNA

Para extração do DNA total foram utilizadas partes de cada uma das amostras através do *kit* de purificação rápida QIAGEN, seguindo os procedimentos descritos pelo fabricante. O protocolo consiste basicamente em um processo de lise com proteína K e, após o tamponamento, ocorre a purificação com coluna seletiva de DNA, a qual nos procedimentos de lavagem deixa os interferentes passarem livremente por ela. Este processo apresenta alto desempenho para análises moleculares, reduzindo eficientemente os contaminantes ou enzimas inibidoras. Após a extração, as amostras foram avaliadas quanto à integridade e concentração de DNA por meio de gel de agarose a 0,8% em tampão TAE 1X (0,04M Tris-acetato, 0,001M EDTA), corado com brometo de etídio (1mg/ml), digitalizados sob luz UV e por meio de espectrofotômetro (*NanoDrop*® ND-1000).

2. Reação em Cadeia da Polimerase (PCR)

A amplificação de região do gene COI foi realizada obedecendo às condições: 15,0 µl de água; 1,5 µl de MgCl₂ na [] 1,5mM; 2,0 µl de Buffer KCl; 2,0 µl de dNTP; 1,0 µl de Prímer F1 (*Foward*) [] 5 mM; 1,0 µl de Prímer R1 (*Reverse*) [] 5 mM; 0,5 µl de TAQ polimerase; 2,0 µl de DNA; totalizando uma reação de PCR com 25,0 µl. O programa utilizado no termociclador para as amplificações consistiu em: 95 °C por 5 minutos para desnaturação, seguido por 35 ciclos a: 95 °C por 30 segundos; 50 °C por 30 segundos; 72 °C por 2 minutos. Para extensão utilizou-se 72 °C por 10 minutos. Os géis de agarose a 1,5% (90V) foram feitos para verificar as amplificações e posteriormente digitalizados em fotodocumentador ImageQuant 300 (*GE Healthcare Life Sciences*), utilizando-se luz UV 2.

3. Purificação do produto de PCR

Após a avaliação em gel de agarose, o produto oriundo da PCR para o gene do COI foi purificado para ser sequenciado. As amostras foram purificadas utilizando Kit Purificação Roche. A verificação da qualidade das purificações foi feita por meio de eletroforese em gel de agarose a 2% (80V) corado com intercalante Gel Red.

4. Sequenciamento

O sequenciamento foi realizado segundo o método de interrupção da cadeia (SANGER *et al.*, 1977) utilizando-se o kit DYEnamic ET Terminator premix (GE Healthcare). As reações foram feitas no Centro de Estudos do Genoma Humano da Universidade de São Paulo.