



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

LAÍS RAMOS BARCELLOS

**A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS MARINHAS BIOLÓGICA E ECOLOGICAMENTE
SIGNIFICATIVAS (EBSAS) PARA TUBARÕES OCEÂNICOS NO ATLÂNTICO
SUL EQUATORIAL**

**RECIFE
2019**

LAÍS RAMOS BARCELLOS

**A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS MARINHAS BIOLÓGICA E ECOLOGICAMENTE
SIGNIFICATIVAS (EBSAS) PARA TUBARÕES OCEÂNICOS NO ATLÂNTICO
SUL EQUATORIAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biologia Animal

Orientadora: Prof(a). Dr(a). Rosângela de Paula Lessa

Co-orientador: Dr. Rodrigo Risi Pereira Barreto

**RECIFE
2019**

Catálogo na fonte
Elaine C Barroso (CRB4/1728)

Barcellos, Laís Ramos

A importância das áreas marinhas biológica e ecologicamente significativas (EBSAS) para tubarões oceânicos no Atlântico Sul Equatorial / Laís Ramos Barcellos- 2019.

78 folhas: il., fig., tab.

Orientadora: Rosângela de Paula Lessa
Coorientador: Rodrigo Risi Pereira Barreto
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.
Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Recife, 2019.

Inclui referências e anexo

1. Tubarão 2. Conservação 3. Atlântico Sul I. Lessa, Rosângela de Paula (orient.) II. Barreto, Rodrigo Risi Pereira (coorient.) III. Título

597.3

CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2019-151

LAÍS RAMOS BARCELLOS

**A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS MARINHAS BIOLÓGICA E ECOLOGICAMENTE
SIGNIFICATIVAS (EBSAS) PARA TUBARÕES OCEÂNICOS NO ATLÂNTICO
SUL EQUATORIAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biologia Animal

Aprovada em: 22/02/2019

Prof(a). Dr(a). Rosângela Paula Teixeira Lessa – Orientadora / UFRPE
Universidade Federal Rural De Pernambuco

COMISSÃO EXAMINADORA

Dr. João Lucas Leão Feitosa/ UFPE

Dr. Ricardo de Souza Rosa / UFPB

Dr. Francisco Marcante Santana / UFRPE

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família por sempre apoiar meus sonhos;

Ao meu pai Zairo pelos incentivos e princípios;

A minha mãe Sônia por me dar o exemplo de lutar pelos meus desejos;

A minha irmã gêmea Marina por estar sempre ao meu lado;

A minha irmã Gabriela por ser uma pessoa maravilhosa;

À professora Rosângela Lessa pelas inspirações e pela orientação;

Ao Rodrigo Barreto pela co-orientação e amizade;

Aos amigos de Brasília por me darem motivação;

Aos amigos que fiz em Recife por me acolherem, principalmente Camila Luna e Tainá Júlio;

Aos colegas do Laboratório de Dinâmica de Populações Marinhas;

À Thaísy pela ajuda e pelos momentos de descontração;

À Caroline Vargas pela amizade;

Ao Júlio por ser meu companheiro de todas as horas;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado, permitindo a realização deste trabalho;

A CAPES por fomentar o Programa de Pós Graduação em Biologia Animal – UFPE.

RESUMO

Os tubarões atuam como predadores de topo de cadeia alimentar em diferentes ecossistemas, possuindo um papel vital na manutenção dos ecossistemas marinhos. Esses animais são sensíveis a sobrepesca devido a características de história de vida, como crescimento lento, maturidade sexual tardia e baixa taxa de fecundidade. Modalidades pesqueiras exploram uma grande diversidade de tubarões capturando os animais acidentalmente e também para consumo de suas nadadeiras, porém o manejo dos estoques pesqueiros é dificultado pela escassez de informações sobre aspectos biológicos, dados de captura, e efeitos diretos da pesca sob as espécies. Áreas marinhas biológicas e ecologicamente significativas (EBSAs) são classificadas como áreas raras, com importância especial para a história de vida das espécies que as habitam e para espécies ou habitats considerados ameaçados, em perigo ou em declínio, com vulnerabilidade, fragilidade, sensibilidade e lenta recuperação, grande produção biológica, diversidade e naturalidade. Duas EBSAs que compõem o Nordeste brasileiro, e elas apresentam espécies fundamentais no balanço ecológico dos oceanos, como o tubarão galha-branca-oceânico (*Carcharhinus longimanus*), tubarão-mako (*Isurus oxyrinchus*), tubarão-azul (*Prionace glauca*), tubarão-toninha (*Carcharhinus signatus*) e tubarão lombo-preto (*Carcharhinus falciformis*). Essas cinco espécies citadas estão inclusas na Lista Vermelha da IUCN na categoria Vulnerável e Quase-Ameaçada. Esse estudo pretende analisar o uso do habitat dessas espécies por meio de mapeamento de ocorrência das espécies categorizadas por idades (neonato, jovem e adulto), a fim de confirmar que essas áreas precisam de proteção por lei e de fiscalização na pesca descontrolada, já que este é o maior motivo para que se encontrem atualmente na Lista Vermelha da IUCN. Também pretende observar a mudança no padrão de crescimento do tubarão-azul por meio de comparação entre curvas de crescimento, uma elaborada para o período de 1992 a 2000, e outra de 2005 a 2011, com o fim de confirmar se houve mudanças nos parâmetros de crescimento causado pela pesca descontrolada. Na análise de ocorrência por meio de mapeamento, utilizou-se a equação de von Bertalanffy invertida para delimitar as idades baseando-se em resultados de estudos prévios de crescimento para *C. falciformis* (n= 330), *C. longimanus* (n= 496), *C. signatus* (n= 60), *I. oxyrinchus* (n= 452) e *P. glauca* (n= 6802). Observando as distribuições etárias e sua distribuição espacial no Atlântico

Sul, pôde-se observar que o estoque pescado possui a captura de indivíduos juvenis como majoritária nas duas EBSAs, um estágio considerado crucial para a manutenção e equilíbrio de populações de elasmobrânquios. O sucesso reprodutivo está diretamente ligado a essa faixa etária, por isso, sugere-se a proibição da pesca nos trimestres em que os jovens estão mais presentes nas duas EBSAs. Para a elaboração das curvas de crescimento, 236 vértebras provindas do programa ECOTUNA (1992-2000) e 180 do PROTUNA (2005-2011) foram emblocadas em resina poliéster e seccionadas em 0,5 mm por serra metalográfica de baixa velocidade e disco de corte diamantado. Os comprimentos dos indivíduos em idades prévias foram retrocalculados a partir das medidas entre o núcleo e cada anel, e após ajustados segundo o modelo de crescimento de von Bertalanffy. O tubarão-azul apresentou $L_{inf} = 307.63$, $k = 0.24$, $t_0 = -0.53$ para o período de 1992-2000, para 2005-2011 $L_{inf} = 355.18$, $K = 0.12$ e $t_0 = 1.99$ como resultado dos parâmetros de crescimento, e demonstrou que o segundo período apresenta crescimento mais lento e chegando a maturação sexual em tamanhos menores.

Palavras-chave: Pesca. Idade e crescimento. Conservação.

ABSTRACT

Sharks act as top food chain predators in different ecosystems, playing a vital role in maintaining marine ecosystems. These animals are sensitive to overfishing due to life history characteristics such as slow growth, late sexual maturity and low fertility rate. Fishing methods exploit a large diversity of sharks by catching the animals accidentally and also for their fins, but the management of shark stocks is hampered by the scarcity of information on biological aspects, catch data, and direct effects of fishing under the species. Biological and ecologically significant marine areas (EBSAs) are classified as rare areas of particular importance to the life history of the species that inhabit them and to species or habitats considered to be endangered, endangered or declining with vulnerability, fragility, sensitivity and slow recovery, great biological production, diversity and naturalness. There are two EBSAs in the Brazilian Northeast, and they present fundamental species in the ecological balance of the oceans, such as the oceanic whitetip shark (*Carcharhinus longimanus*), mako shark (*Isurus oxyrinchus*), blue shark (*Prionace glauca*), night shark (*Carcharhinus signatus*) and silky shark (*Carcharhinus falciformis*). These five species are listed on the IUCN Red List in the Vulnerable and Near-Threatened category. This study intends to analyze the habitat use of these species by mapping the occurrence of species categorized by age (neonate, young and adult), in order to confirm that these areas need protection by law and control in fishing, since this is the biggest reason they are currently on the IUCN Red List. It also intends to observe the change in blue shark growth pattern by comparing growth curves, one elaborated for the period from 1992 to 2000, and another from 2005 to 2011, in order to confirm if there were changes in the parameters caused by uncontrolled fishing. In the analysis of occurrence through mapping, the inverse von Bertalanffy equation was used to delimitate the ages of the sample based on results of previous growth studies for *C. falciformis* (n= 330), *C. longimanus* (n= 496), *C. signatus* (n= 60), *I. oxyrinchus* (n= 452) and *P. glauca* (n= 6802). Observing the age and spatial distributions in the South Atlantic, the fish stock has the capture of juvenile individuals as the majority in its composition in the two EBSAs, which is considered a crucial stage for the maintenance and balance of elasmobranch populations. Reproductive success is directly related to this age class, and it is suggested the banishment of fishing in periods where juvenile individuals are more present in the two EBSAs. For the

elaboration of growth curves, 236 vertebrae from the ECOTUNA program (1992-2000) and 180 from PROTUNA (2005-2011) were embedded in polyester resin and sectioned in 0.5 mm by low speed metallographic saw and diamond cutting disc. The lengths of the individuals in previous ages were retrocalculated from the measurements between the core and each ring, and then adjusted according to the von Bertalanffy growth model. The blue shark have $L_{inf} = 307.63$, $k = 0.24$, $t_0 = -0.53$ as growth parameters for the period 1992-2000, and for 2005-2011, $L_{inf} = 355.18$, $K = 0.12$ and $t_0 = 1.99$, and demonstrated that the second period shows slower growth and sexual maturation in smaller sizes.

Key-words: Fisheries. Age and growth. Conservation.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
1.1 Problematização	13
1.2 Objetivos	14
1.2.1 Objetivo Geral	14
1.2.2 Objetivos Específicos	15
1.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	15
2 OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO ETÁRIA DE CINCO ESPÉCIES AMEAÇADAS EM DUAS ÁREAS MARINHAS BIOLÓGICAS E ECOLOGICAMENTE SIGNIFICATIVAS (EBSAS) DO NORDESTE BRASILEIRO.....	17
3 DIFFERENCES IN GROWTH OF THE BLUE SHARK PRIONACE GLAUCA (LINNAEUS, 1758) OFF NORTHEASTERN BRAZIL.....	60
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	75
REFERÊNCIAS	75
APÊNDICE A – CATEGORIAS DE AMEAÇA DA IUCN.....	78

1 INTRODUÇÃO

O Brasil assinou em 1982 a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (CNUDM), assim delimitando espaços marítimos que podem ser aproveitados para a exploração, conservação e gestão de recursos naturais. O Mar Territorial possui o limite de 12 milhas náuticas, a Zona Contígua não ultrapassa 24 milhas náuticas, e a Zona Econômica Exclusiva (ZEE) não excede 200 milhas náuticas. A ZEE juntamente com a extensão da plataforma continental soma a distância de 4,5 milhões de km² (Marinha do Brasil, 2015).

De acordo com os Artigos 61 e 62 da CNUDM, sobre conservação e utilização dos recursos vivos, as seguintes regras se destacam:

1. O Estado costeiro fixará as capturas permissíveis dos recursos vivos na ZEE.
2. O Estado costeiro, tendo em conta os melhores dados científicos de que dispõe, assegurará, por meio de medidas apropriadas de gestão e conservação, que a preservação dos recursos vivos na ZEE não seja ameaçada por um excesso de captura.
3. Tais medidas devem ter também a finalidade de preservar ou restabelecer as populações das espécies capturadas a níveis que possam produzir o máximo rendimento constante, determinado a partir de fatores ecológicos e econômicos pertinentes, incluindo as necessidades econômicas das comunidades costeiras que vivem da pesca e as necessidades especiais dos Estados em desenvolvimento, e tendo em conta os métodos de pesca, a interdependência das populações e quaisquer outras normas mínimas internacionais geralmente recomendadas, sejam elas sub-regionais, regionais ou mundiais (Brasil, 1990).

A ZEE do Nordeste do Brasil possui uma linha de costa com cerca de 2 mil km² e 1,4 milhões de km² de extensão, da foz do rio Parnaíba a Salvador. São encontradas nessa área três das quatro ilhas oceânicas do Brasil, sendo essas o Atol das Rocas, os arquipélagos de Fernando de Noronha e o de São Pedro e São Paulo (Marinha do Brasil, 2015). A ZEE e o ambiente oceânico possui pH alcalino, temperatura e salinidade elevadas e estáveis na maioria do tempo, caracterizando típicas regiões tropicais. (Nóbrega et al., 2009).

As áreas de pesca mais profundas são exploradas por embarcações nacionais e arrendadas, nas modalidades de emalhe de fundo, armadilhas, arrasteiros, espinhéis de fundo e superfície (Valentini e Pezzuto, 2006). Dentre essas modalidades, as que capturam tubarões como espécie-alvo incluem pesca de arrasto de fundo na Plataforma Continental, pesca de espinhel de superfície e de fundo, e pesca de emalhar de fundo (Nóbrega et al., 2009). Os tubarões são considerados importantes para o habitat por serem predadores de topo de cadeia que executam um controle sobre a abundância de outros organismos marinhos (Heithaus et al., 2008). Os elasmobrânquios constituem o grupo de animais marinhos mais ameaçados da atualidade por conta do *bycatch*, da perda de habitat e degradação ambiental (Smith et al., 2008; Pierce et al., 2010).

Áreas marinhas biológicas e ecologicamente significativas (EBSAs) são classificadas como áreas raras, com importância especial para a história de vida das espécies que as habitam e para espécies ou habitats considerados ameaçados, em perigo ou em declínio, com vulnerabilidade, fragilidade, sensibilidade e lenta recuperação, grande produção biológica, diversidade e naturalidade (Druel, 2012).

Foram identificadas três EBSAs na costa nordestina do Brasil: uma constituída pela quebra da plataforma continental, entre o Estado da Bahia e o do Ceará, outra localizada na área de ressurgência e zona de fratura do Atlântico Equatorial, onde situa-se o Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSP) entre 0° 55'01"N e 29° 20' 44"W, e a última, localizada nos altos fundos das cadeias Norte do Brasil e Fernando de Noronha, situadas entre 1°S e 4°S de latitude e 32°W e 39°W de longitude. Nessas áreas, encontram-se espécies de tubarões que se estão listadas no livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção, como *Carcharhinus longimanus*, *Isurus oxyrinchus*, *Prionace glauca*, *Carcharhinus signatus*, *Carcharhinus falciformis*, *Ginglymostoma cirratum*, *Negaprion brevirostris*, *Galeorcerdo cuvier*, *Sphyrna lewini*, *Sphyrna mokarran*, *Rhincodon typus* e *Hexanchus griseus* (Nóbrega et al., 2009; ICMBio, 2018).

Uma das EBSAs supracitadas, a SPSP, foi denominada pela Conferência da Diversidade Biológica (CDB) como “Zona de Fratura Equatorial do Atlântico e sistema de alta produtividade”, caracterizada como o ponto onde a parte norte e sul do Oceano Atlântico se conectam. Essa área tem múltiplos habitats bentônicos de 1

a 6 km de profundidade, formados pelo cume do Médio Atlântico e da Zona de Fratura Equatorial, a interferência de padrões de circulação das águas profundas do Atlântico e a influência dos processos superficiais oceanográficos, onde se encontra o menor arquipélago do território brasileiro (arquipélago de São Pedro e São Paulo), um local formado de cumes de uma cadeia montanhosa mesoceanica com 400 km² de extensão (Viana et al., 2009).

Acredita-se que o Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSP) surgiu de um encaixe tectônico quando a crosta oceânica se encontrava em estado sólido, pois existe atividade tectônica nessa região, onde a movimentação é controlada pelo movimento de falhas e um conjunto de fraturas que estão associadas a essas falhas (Bonatti, 1900; Hekinian et al., 2000). Nessa EBSA ocorre uma proliferação sazonal de fitoplânctons, que é importante tanto para o ecossistema pelágico quanto para o bentônico, além de sua fauna ter interesse zoogeográfico devido ao ambiente isolado, tamanho pequeno e presença de espécies endêmicas. (Lubbock & Edwards, 1980, 1981; Edwards & Lubbock, 1983; Joyeux et al., 2001; Feitoza et al., 2003).

As Cadeias Norte do Brasil e Fernando de Noronha (FN) caracterizam outra EBSA, formada por ilhas e bancos oceânicos de diferentes profundidades. Os montes submarinos destas cadeias possuem topografia rochosa e irregular, dispostos paralelamente à base da plataforma continental, apresentando-se em forma de crista estreita, alongando-se paralelamente à costa por 1300 km (46 a 35° W), distante aproximadamente entre 150 e 200 km do talude continental (Coutinho, 1996).

Além do arquipélago de Fernando de Noronha, o Atol das Rocas se encontra nessa EBSA, e esses dois locais são considerados “hotspots” pela presença de formações de corais, alta biodiversidade e endemismo. O Atol e o Arquipélago são similares em sua fauna, acredita-se que seja devido à presença de rasos bancos oceânicos que conectam as duas áreas. Essa localidade é importante para a vida marinha, sendo local de desova e alimentação para vários grupos de animais, como tartarugas, peixes recifais e pelágicos, além dos elasmobrânquios (CBD, 2009; Nóbrega et al., 2009).

1.1 PROBLEMATIZAÇÃO

A atual exploração indiscriminada dos tubarões pode resultar em alterações na estrutura populacional como consequência da pesca excessiva, tais como uma diminuição no tamanho da população, e mudanças na estrutura etária e em parâmetros como fecundidade e taxas de crescimento e mortalidade (Stevens et al., 2000). A exploração é considerada a principal causa que leva a extinções restritas a escalas locais ou regionais (Dulvy et al., 2003).

A taxa intrínseca de crescimento (r) foi analisada segundo Barreto (2015) para cada espécie observada no estudo, considerando a mortalidade por pesca, assim como mostra a tabela 1, os valores menores de r indicam que as espécies mais vulneráveis, que tendem a extinguir caso nenhuma medida conservacionista seja tomada.

Tabela 1. Taxa intrínseca de crescimento da população (r) de acordo com a idade máxima observada da amostra e a mortalidade total (Z) estimadas pelas curvas de captura de Chapman e Robson (1960) (Barreto, 2015).

Species	r	Z
<i>C. longimanus</i>	-0.229	-0.045
<i>C. falciformis</i>	-0.049	-0.133
<i>C. signatus</i>	-0.194	-0.568
<i>I. oxyrinchus</i>	-0.154	-0.828
<i>P. glauca</i>	0.173	-0.467

Dentre as medidas já propostas para o controle da pesca de elasmobrânquios destacam-se: 1) a criação de planos de manejo, 2) cotas de captura, 3) necessidade de obtenção anual de licença para a pesca comercial e esportiva, 3) fechamento de áreas de hábitat crítico para jovens e adultos, 4) proibição sazonal da captura, 5) tamanho mínimo de captura, 6) restrições nos petrechos de pesca, 7) utilização total das carcaças e proibição do corte de barbatanas, 8) limite de captura na pesca esportiva, e 9) monitoramento da captura acidental pela pesca não direcionada (Camhi et al., 1998).

O Brasil assinou em 2010, durante a 10ª Conferência das Partes na Convenção da Diversidade Biológica, um plano estratégico focado na recuperação e uso sustentável da biodiversidade denominado Metas de Aichi (CDB, 2009). Dentro dessas metas, a pesca destaca-se em três proposições: 1) Produção e consumo

sustentáveis; 2) Pesca sustentável; e 3) Sustentabilidade da agricultura, piscicultura e silvicultura. Os elasmobrânquios no Brasil continuam sendo largamente explorados, com declínios de suas populações em grande escala, e com fiscalização da pesca de espécies ameaçadas quase nula (Amaral & Jablonski, 2005; Di Dario, 2015; Barreto al. 2017), o que define uma situação preocupante no que se refere à conservação e implementação das Metas de Aichi, que deveria servir para o progresso da situação da biodiversidade nacional até 2020.

O Brasil é considerado um dos maiores consumidores de carne de tubarão do mundo, devido à falta de monitoramento adequado para proibir a pesca de espécies ameaçadas, à falta de informação básica sobre a carne que o consumidor está comprando, ao baixo custo no mercado e a parceria internacional para exportação de barbatanas para o continente asiático (Barreto, 2017). O governo brasileiro investe fortemente no setor pesqueiro, e a depleção da maioria dos estoques de tubarões da costa se dá devido à pesca acidental e direcionada, focando no grande valor comercial do atum, que prioriza a pesca em mar aberto. (Dias-Neto, 2003; Hazin e Travassos, 2006).

A pressão pesqueira existente nas duas áreas em foco no presente estudo é preocupante, com registros recentes de declínios populacionais acentuados de populações de *C. signatus* e *C. galapagensis* (Santana et al., 2009). A captura excessiva nesses locais afetam espécies migratórias que usufruem das áreas em algum estágio de seu ciclo de vida, como *C. falciformis*, que utiliza plataformas e taludes de ilhas oceânicas. Para possibilitar o devido monitoramento e ações conservacionistas, necessita-se de planos de ação e implementação de fiscalização para avaliar a eficiência de medidas de proteção para as espécies nessas EBSAs, principalmente para as do presente estudo, sendo essas: *Carcharhinus falciformis*, *C. longimanus*, *C. signatus*, *Isurus oxyrinchus* e *Prionace glauca*.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Identificar os padrões biológicos das populações de cinco espécies de tubarões que ocorrem em áreas marinhas de significância biológica e ecológica por meio de mapeamento das ocorrências e curvas de crescimento para identificar o estágio de vida mais capturado pela pesca artesanal e assim propor medidas de manejo.

1.2.2 Objetivos Específicos

- a) Por meio de leitura de anéis vertebrais, elaborar uma nova curva de crescimento de *Prionace glauca* para a área de interesse;
- b) Por uso de geoprocessamento e parâmetros de crescimento de estudos prévios, identificar a distribuição etária dos tubarões *Carcharhinus falciformis*, *C. longimanus*, *C. signatus*, *Isurus oxyrinchus* e *Prionace glauca* nas duas EBSAs;
- c) Analisar por meio de chave de idade-comprimento qual classe etária foi mais capturada pela pesca industrial, e assim propor meios de conservação e preservação para as cinco espécies.

1.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Foram analisados os bancos de dados de pesca e captura de tubarões disponibilizados pelo programa ECOTUNA (1992-2000) e PROBORDO (2005-2011), visando obter melhor representatividade da amostra nas duas EBSAs do Nordeste brasileiro. Os exemplares foram capturados com espinhel pelágico de monofilamento, equipado com cerca de 6 linhas secundárias por samburá, sendo a linha principal de monofilamento (3,6 mm). As linhas secundárias foram munidas de um *snap* de aço conectado a um cabo de monofilamento (\varnothing 2mm) com cerca de 15 m conectados a um cabo de multifilamento ou de aço, chamado estropo e, por fim, um anzol de 8, 9 ou 10/0 (Oliveira, 2006).

Os observadores de bordo do programa anotaram as coordenadas geográficas em que os animais foram capturados, assim como seu comprimento total (TL, cm), comprimento interdorsal (ID, cm), comprimento zoológico (CZ, cm), sexo e período de captura. Quando só ID ou CZ eram medidos, regressões foram utilizadas para converter os comprimentos em TL, e assim estimar a idade a partir do comprimento do indivíduo utilizando a equação inversa de Von Bertalanffy:

$$t(L) = t_0 - 1/K \ln(1 - L/L_{\infty})$$

Compilaram-se dados coletados em artigos científicos e teses com foco na pesca, reprodução, ocorrência de espécies de tubarões oceânicos nas EBSAs do Nordeste brasileiro e em trabalhos sobre idade e crescimento realizados no território

brasileiro utilizando as os dados obtidos por estudos anteriores realizados no laboratório de Dinâmica de Populações Marinhas (DIMAR).

As coordenadas geográficas foram filtradas a partir do banco de dados dos programas ECOTUNA e PROBORDO para que correspondessem às EBSAs de interesse do estudo. As idades e os sexos dos indivíduos foram plotados no software QGIS (2.18.16) de acordo com a coordenada geográfica correspondente ao ponto de captura. Após delimitar os estágios de vida (neonato, jovem e adulto), os dados foram inseridos no R Studio (1.1.453) para elaborar gráficos de curvas de idade e crescimento, frequência e proporção.

Para análises de idade e crescimento no *Prionace glauca*, os observadores de bordo coletaram seis vertebrae logo abaixo da nadadeira dorsal e mantiveram-nas no gelo. No laboratório, as vértebras foram limpas e fixadas em 4% de formaldeído por um dia, e depois preservadas em álcool. As vértebras foram emblocadas com resina poliéster e seccionadas em 0.5 mm usando uma serra metalográfica de baixa velocidade com uma lâmina diamantada. Bandas translúcidas de secções longitudinais foram contadas duas vezes por duas pessoas, em um microscópio equipado com um micrômetro ocular com ampliação de 10x, e em cada secção, as distâncias entre o foco e a margem de cada zona estreita foi registrada utilizando luz refletida de acordo com os procedimentos descritos por Caillet et al. (1983).

Os parâmetros de crescimento foram estimados pela utilização da função de von Bertalanffy:

$$L_t = L_{\infty} \times \left[1 - e^{-k(t-t_0)} \right]$$

Onde L_t é o comprimento previsto em t , L_{∞} é o comprimento assintótico, K é o coeficiente de crescimento e t_0 é a idade onde o comprimento é teoricamente zero.

2 OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO ETÁRIA DE QUATRO ESPÉCIES AMEAÇADAS EM DUAS ÁREAS MARINHAS BIOLÓGICAS E ECOLOGICAMENTE SIGNIFICATIVAS (EBSAS) DO NORDESTE BRASILEIRO

Authors: Barcellos, L.R.; Barreto, R.R.P.; Lessa, R.P.T.

RESUMO: Os tubarões atuam como predadores de topo de cadeia alimentar em diferentes ecossistemas, possuindo um papel vital na manutenção dos ecossistemas marinhos. Certas características de história de vida desses animais, como crescimento lento, maturidade sexual tardia e baixa taxa de fecundidade, os põe em situação de risco quando sofrem sobrepesca. Áreas marinhas biológicas e ecologicamente significativas (EBSAs) são classificadas como áreas raras, com importância especial para a história de vida das espécies que as habitam e para espécies ou habitats considerados ameaçados, em perigo ou em declínio, com vulnerabilidade, fragilidade, sensibilidade e lenta recuperação, grande produção biológica, diversidade e naturalidade. Duas EBSAs que se encontram no Nordeste brasileiro apresentam espécies fundamentais no balanço ecológico dos oceanos, como o tubarão galha-preta-oceânico (*Carcharhinus longimanus*), tubarão-mako (*Isurus oxyrinchus*), tubarão-toninha (*Carcharhinus signatus*) e tubarão lombo-preto (*Carcharhinus falciformis*) e o tubarão-azul (*Prionace glauca*), todas listadas na Vulnerável pela IUCN. O presente estudo pretende analisar o uso do habitat dessas espécies por meio de mapeamento de ocorrência das espécies categorizadas por idades (neonato, jovem e adulto), a fim de confirmar que essas áreas precisam de proteção por lei e de fiscalização na pesca descontrolada. Foram analisados os bancos de dados de pesca e captura de tubarões disponibilizados pelo Banco Nacional da Pesca de Atuns e Afins (BNDA) do programa PROBORDO, onde as coordenadas geográficas foram filtradas para as duas EBSAs de interesse, assim como o comprimento total, interdorsal, zoológico, sexo e período de captura. Foram utilizadas equações de regressão para converter todos os comprimentos para comprimento total utilizando a equação inversa de Von Bertalanffy. Na análise de ocorrência por meio de mapeamento, pôde-se observar que o estoque pescado possui a captura de indivíduos juvenis como majoritária em sua composição, que é considerado um estágio crucial para a manutenção e equilíbrio de populações de elasmobrânquios. Comparando as idades pescadas com períodos anteriores, nota-

se que o número de capturas diminuiu significativamente com o tempo, o que pode ser devido à mudança do aparelho de pesca, ou pela real redução populacional nas áreas analisadas.

Palavras-chave: MONA. Conservação. Pesca.

ABSTRACT: Sharks act as top predators of the food chain in different ecosystems, playing a vital role in the maintenance of marine ecosystems. These animals are sensitive to overfishing due to life history characteristics such as slow growth, late sexual maturity and low fertility rate. Biological and ecologically significant marine areas (EBSAs) are classified as rare areas of particular importance to the life history of the species that inhabit them and to species or habitats considered to be endangered, endangered or declining with vulnerability, fragility, sensitivity and slow recovery, great biological production, diversity and naturalness. There are two EBSAs in the Brazilian Northeast, inhabited by fundamental species in the ecological balance of the oceans, such as the oceanic whitetip shark (*Carcharhinus longimanus*), mako shark (*Isurus oxyrinchus*), night shark (*Carcharhinus signatus*) and silky shark (*Carcharhinus falciformis*), all listed as Vulnerable in the IUCN Red List. The present study aims to analyze the habitat use of these species by mapping the occurrence of species categorized by life stage (neonate, young and adult), in order to confirm that these areas need protection by law and control in fishing. We analyzed the fishery and shark catch databases provided by the PROBORDO program, where the geographic coordinates were filtered for the two EBSAs of interest, as well as the total, interdorsal and zoological length, sex and period of capture. Regression equations were used to convert all lengths to total length using the inverse Von Bertalanffy equation. In the analysis of occurrence through mapping, it could be observed that the fish stock has the capture of juvenile individuals as the majority in its composition, which is considered a crucial stage for the maintenance and balance of elasmobranch populations. Comparing the ages harvested with previous periods, it is observed that the number of catches decreased significantly with time, which may be due to the change in fishing gear or the actual population reduction in the areas analyzed.

Keywords: MONA. Conservation. Fisheries.

2.1 INTRODUÇÃO

Os tubarões são caracterizados por crescimento lento, maturação tardia, alta longevidade e baixas taxas de fecundidade e produtividade (Holden, 1974; Cortés, 2002). De modo geral, esses animais possuem particularidades biológicas que os aproximam em termos de vulnerabilidade muito próximos dos répteis, aves e mamíferos do que aos peixes propriamente ditos (Hoenig e Gruber, 1990). Esse conjunto de características resulta em um baixo potencial de reposição para a maioria das espécies, com sérias implicações para a sustentabilidade pesqueira, conferindo às populações de tubarões uma capacidade limitada de resiliência em caso de sobre-exploração (Smith et al., 1998; Stobutzki et al., 2002).

Diferentes modalidades de pescarias modernas vêm explorando uma grande diversidade de tubarões para consumo humano e também para o comércio de suas nadadeiras (*finning*), além de os capturarem na pesca dirigida a outras espécies, ameaça que está prevista na legislação vigente do Brasil, onde a Instrução Normativa de 26 de março de 2015 resolve que espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção e que tenham sua captura e comercialização proibidas são encaixadas na categoria de “Captura Incidental”, ameaça também conhecida como *bycatch* (Musick, 2005; Brasil, 2015). Contudo, o manejo de estoques de elasmobrânquios é dificultado principalmente pela escassez de informações básicas sobre aspectos biológicos básicos e dados de captura, assim como os efeitos da pesca sobre essas espécies (Lessa et al., 1999a, Motta, 2002; ICMBio, 2014). Neste contexto, a subestimação dos registros das capturas de componentes da fauna acompanhante associada ao *finning*, a perda de habitat e a degradação ambiental incluem os tubarões entre os grupos marinhos mais ameaçados da atualidade (Pierce, 2011).

Áreas marinhas biológicas e ecologicamente significativas (EBSAs) são classificadas como áreas raras, com importância especial para a história de vida das espécies que as habitam e para espécies ou habitats considerados ameaçados, em perigo ou em declínio, com vulnerabilidade, fragilidade, sensibilidade e lenta recuperação, grande produção biológica, diversidade e naturalidade (Druel, 2012). Há duas importantes EBSAs do Nordeste brasileiro, uma se localiza nos altos fundos das cadeias Norte do Brasil e Fernando de Noronha (FN), situadas entre 1°S e 4°S de latitude e 32°W e 39°W de longitude, e outra localizada na área de ressurgência e

zona de fratura do Atlântico Equatorial, que inclui os Arquipélagos de São Pedro e São Paulo (SPSP) (0° 55'01"N, 29° 20' 44"W).

A pressão pesqueira existente nas regiões das EBSAs é preocupante para os elasmobrânquios por causa de atividades como o *finning*, perda de habitat e a degradação ambiental, principalmente sobre os bancos oceânicos, importante para a vida marinha por ser sítio de desova e alimentação para vários grupos de animais (Smith et al., 1998; Nóbrega et al., 2009; Pierce et al., 2011). Nessas áreas, encontram-se espécies oceânicas categorizadas como Vulnerável na Lista Vermelha da IUCN (Apêndice A) como *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus longimanus*, *Carcharhinus signatus*, *Isurus oxyrinchus* e *Prionace glauca* (Nóbrega et al., 2009).

Segundo a IUCN (2009), o tubarão-mako *Isurus oxyrinchus* (Rafinesque, 1810) é alvo de *bycatch* na pesca direcionada a atum (*Thunnus thynnus*) e espadarte (*Xiphias gladius*), e sua carne e barbatana possuem alto valor no mercado. Por ser um animal migratório, o monitoramento de pesca é dificultado, e é categorizado na análise global como Vulnerável (A2abd+3bd+4abd). O tubarão-azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) é um animal abundante em regiões pelágicas e oceânicas de águas temperadas e tropicais. Ele é largamente capturado, estimando-se 20 milhões de indivíduos por ano, sendo a causa o *bycatch*, se encaixando na categoria Quase-Ameaçado (Camhi et al., 2009). O tubarão lombo-preto *Carcharhinus falciformis* (Muller & Henle, 1839) se encaixa em Vulnerável (A2bd), sendo alvo de pesca e *bycatch* em espinheis direcionados para pescar atum. Ele vive em águas costeiras e oceânicas tropicais, e é uma das espécies mais comercializadas por suas barbatanas globalmente. É estimado um declínio de 47 a 54% nas próximas três gerações do animal (IUCN, 2017). Essas duas espécies são pelágicas e possuem o crescimento relativamente rápido (Smith et. al., 1998).

O tubarão galha-branca-oceânico *Carcharhinus longimanus* (Poey, 1861) também é considerado Vulnerável (A2ad+3d+4ad) mundialmente e no Brasil (A4d), com declínio inferido a população em 30% nos últimos 100 anos (ICMBio, 2018). Essa espécie possui uma grande dispersão pelo globo, sendo encontrada em águas tropicais e subtropicais oceânicas, e em praticamente todas as regiões em que ocorre, foram observados declínios populacionais por ser pescada como *bycatch* por espinhel pelágico, linha e rede de arrasto. (Compagno, 1984; ICMBio, 2018). O

cação-toninha *Carcharhinus signatus* (Poey, 1861) se encaixa na Lista Vermelha na categoria Vulnerável (A2abd+3bd+4abd) globalmente e no Brasil (A4bd). Essa espécie sofreu intensa pressão pesqueira na costa nordestina brasileira, fazendo parte de 90% das capturas em bancos oceânicos, e foi um alvo para fins comerciais, sendo a maioria indivíduos jovens (Santana & Lessa, 2004). Mesmo com a proibição da pesca no Atlântico, a pesca só não é praticada pelos Estados Unidos (IUCN, 2006). Essas duas espécies são animais costeiros de médio a grande porte, com menores capacidades de resiliência (Smith, et. al, 1998).

Esses animais integram áreas sensíveis, sendo importantes para o equilíbrio do ambiente, já que ocupam o topo da cadeia alimentar, regulando todas as populações nos níveis inferiores, porém há necessidade de mais informações sobre o estado atual da espécie para assim propiciar o manejo adequado tanto regional quanto seguindo acordos internacionais (IUCN, 2015). Dessa forma, o presente estudo pretende compilar dados biológicos e populacionais dos elasmobrânquios oceânicos que ocorrem nas EBSAs do Nordeste brasileiro, elaborando um mapeamento de ocorrência relacionado ao estágio de vida em que foram pescados incidentalmente por frotas oceânicas direcionadas a pesca de atum, com o objetivo de analisar o papel biológico dos animais nessas áreas críticas, propondo alternativas para conservação e manejo.

2.2 METODOLOGIA

De 2005 a 2011, os observadores de bordo do programa anotaram as coordenadas geográficas em que os animais foram capturados, assim como seu comprimento total (TL, cm), comprimento interdorsal (ID, cm), comprimento zoológico (CZ, cm), sexo e período de captura. Quando só ID ou CZ eram medidos, regressões foram utilizadas para converter os comprimentos em TL, e assim estimar a idade a partir do comprimento do indivíduo utilizando a equação inversa de Von Bertalanffy:

$$t_{(L)} = t_0 - 1/K \ln(1 - L/L_{\infty})$$

Foram analisados os bancos de dados de pesca e captura de tubarões disponibilizados pelo Banco Nacional da Pesca de Atuns e Afins (BNDA) do programa PROBORDO, visando obter melhor representatividade da amostra nas

duas EBSAs do Nordeste brasileiro. Os exemplares foram capturados com espinhel pelágico de monofilamento, equipado com cerca de 6 linhas secundárias por samburá, sendo a linha principal de monofilamento (3,6 mm). As linhas secundárias foram munidas de um *snap* de aço conectado a um cabo de monofilamento (\varnothing 2mm) com cerca de 15 m que são conectados a um cabo de multifilamento ou de aço, chamado estropo e, por fim, um anzol de 8, 9 ou 10/0 (Oliveira, 2006).

As coordenadas geográficas foram filtradas a partir do banco de dados do PROBORDO para que correspondessem às EBSAs de interesse do estudo. As idades e os sexos dos indivíduos foram plotados no software QGIS (2.18.16) de acordo com a coordenada geográfica correspondente ao ponto de captura final. Os dados foram tratados dividindo os indivíduos em estágios de desenvolvimento sexual, seguindo as referências da Tabela 2, considerando indivíduos de 0 a 1 anos como neonatos, de 1 até a idade de maturação sexual como jovens, e mais velhos que a idade de maturação sexual como adultos. Os dados foram inseridos no software R (1.1.453) para elaborar gráfico de frequência e proporção.

Compilaram-se dados coletados em artigos científicos e teses com foco na pesca, reprodução, ocorrência de espécies de tubarões variados nas EBSAs do Nordeste brasileiro e em trabalhos sobre idade e crescimento realizados no território brasileiro utilizando os dados do Laboratório de Dinâmica de Populações Marinhas (DIMAR). A partir desse levantamento e analisando o banco de dados do PROBORDO, as espécies mais representativas nas EBSAs para elaboração dos mapas foram escolhidas: *C. falciformis* (n= 330), *C. longimanus* (n= 496), *C. signatus* (n= 60), *I. oxyrinchus* (n= 452) e *P. glauca* (n= 6802).

Tabela 1. Compilação de outros trabalhos utilizando o método de Von Bertalanfy com valores retrocalculados. *Trabalho com valores diferentes para machos e fêmeas.

Espécie	Autor	Linf	K	t0	Regressão ID	Regressão CZ
<i>C. signatus</i>	Santana & Lessa (2004)	270	0.11	-2.70	3.3467ID+30.87 9	1.2049CZ + 1.7972
<i>C. longimanus</i>	Lessa et al. (1999)	325.4	0.07	-3.34	(ID+0.6282)/0.4 81	(CZ- 13.083)/0.7202

<i>C. falciformis</i>	Santander et al. (2011)	304.7	0.08	-4.97	(ID+0.5801)/0.2 859	(CZ+4.8375)/0.862 7
<i>I. oxyrinchus</i> *	Barreto et al. (2016)	291.6♂	0.2♂	-2.38♂	-	(CZ-1.7)/0.93
		309.8♀	0.13♀	-3.27♀		
<i>P. glauca</i>	Presente estudo	355.1	0.12	-1,99	(ID- 18.099)/0.1454	(CZ-8.126)/0.7909

2.3 RESULTADOS

A amostra de todas as espécies foi categorizada em três estágios: neonatos, juvenis e maduros. De acordo com a biologia dos animais, os machos neonatos possuem clássper pequeno e não calcificado, além de testículos pequenos, e as fêmeas possuem um ovário pequeno e estreito, sendo classificados pelas idades de zero e um ano. Foram considerados juvenis os indivíduos com um ano de idade até atingir a idade de maturação sexual (Tabela 2). Os machos possuem testículos maiores e em desenvolvimento, e as fêmeas apresentam o ovário um pouco mais desenvolvido que as neonatas. Os maduros são os que atingiram a idade de maturação sexual, os machos têm testículos e clássperes grandes e calcificados, e as fêmeas tem o ovário grande e bem desenvolvido e gametas femininos preparados para fecundação observados macroscopicamente.

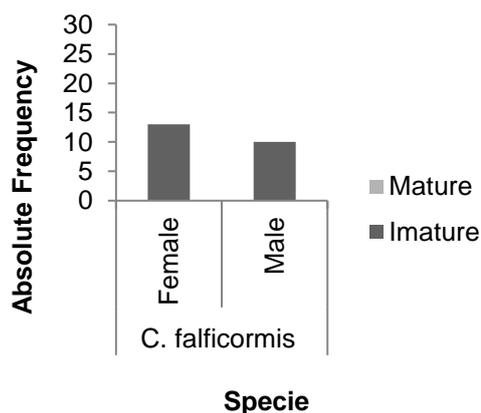
Tabela 2. Revisão de literatura sobre idade de maturação sexual (Tmat) de *C. falciformis*, *C. longimanus*, *C. signatus* e *I. oxyrinchus* com foco na região Nordeste do Brasil.

Espécie	Tmat	Referência
<i>C. falciformis</i>	9♀ / 8♂	Lana, F. 2012. Ecologia do tubarão lombo preto <i>Carcharhinus falciformis</i> (Muller & Henle, 1839) na margem ocidental do oceano Atlântico Equatorial. Recife.
<i>C. longimanus</i>	7♀ / 7♂	Lessa, R.; Santana, F. e Paglerani, R. 1999. Age, growth and stock structure of the oceanic whitetip shark, <i>Carcharhinus longimanus</i> , from the Southwestern Equatorial Atlantic.
<i>C. signatus</i>	8♀ / 10♂	Santana, F.M., Lessa, R. P. 2004. Age determination of

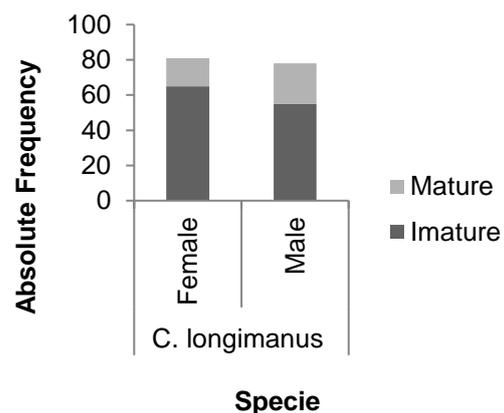
		the night shark (<i>Carcharhinus signatus</i>) off the northeastern Brazilian coast.
<i>I. oxyrinchus</i>	14♀/ 3♂	Barreto, R. R., de Farias, W. K. T., Andrade, H., Santana, F. M., e Lessa, R. 2016. Age, Growth and Spatial Distribution of the Life Stages of the Shortfin Mako, <i>Isurus oxyrinchus</i> (Rafinesque, 1810) Caught in the Western and Central Atlantic.
<i>P. glauca</i>	6♀/ 6♂	Lessa, R.; Santana, F.M.; Hazin, F.H. 2004. Age and growth of the blue shark of the northeastern Brazil.

Os mapas foram divididos trimestralmente de acordo com cada período gestativo das espécies analisadas, focando no maior número de neonatos presentes em cada mês. Considerou-se o trabalho de Hazin et al. (2000) para *C. falciformis*, no qual o ciclo reprodutivo começa em janeiro inferido pela quantidade maior de fêmeas grávidas no período. Para *C. longimanus*, o começo do ciclo é em janeiro. Para *C. signatus*, dezembro. Para *I. oxyrinchus*, considerou-se o trabalho de Duffy & Francis (2001) por haver o mesmo padrão climático na Nova Zelândia e Austrália, e o de Costa et al. (2002), onde analisaram o Sudeste do Brasil, considerando que o ciclo começa em novembro.

(A)



(B)



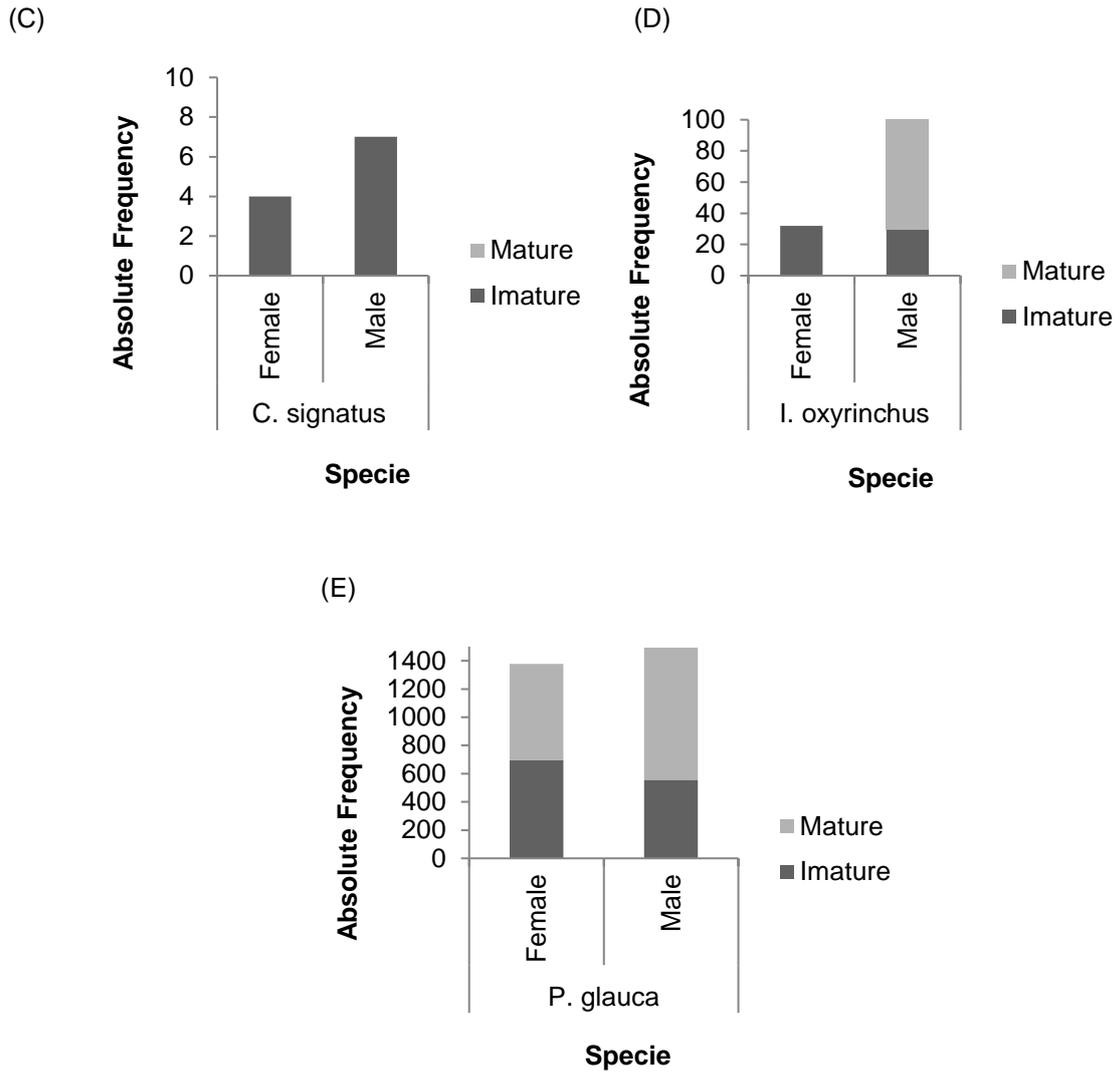
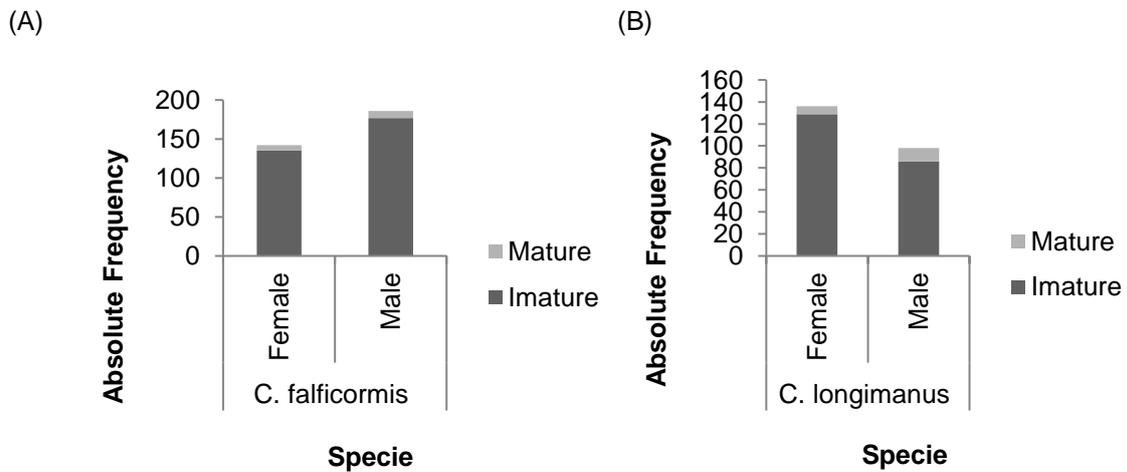


Figura 1. Frequência absoluta de indivíduos sexualmente imaturos e maduros em SPSP de 2005 a 2011.



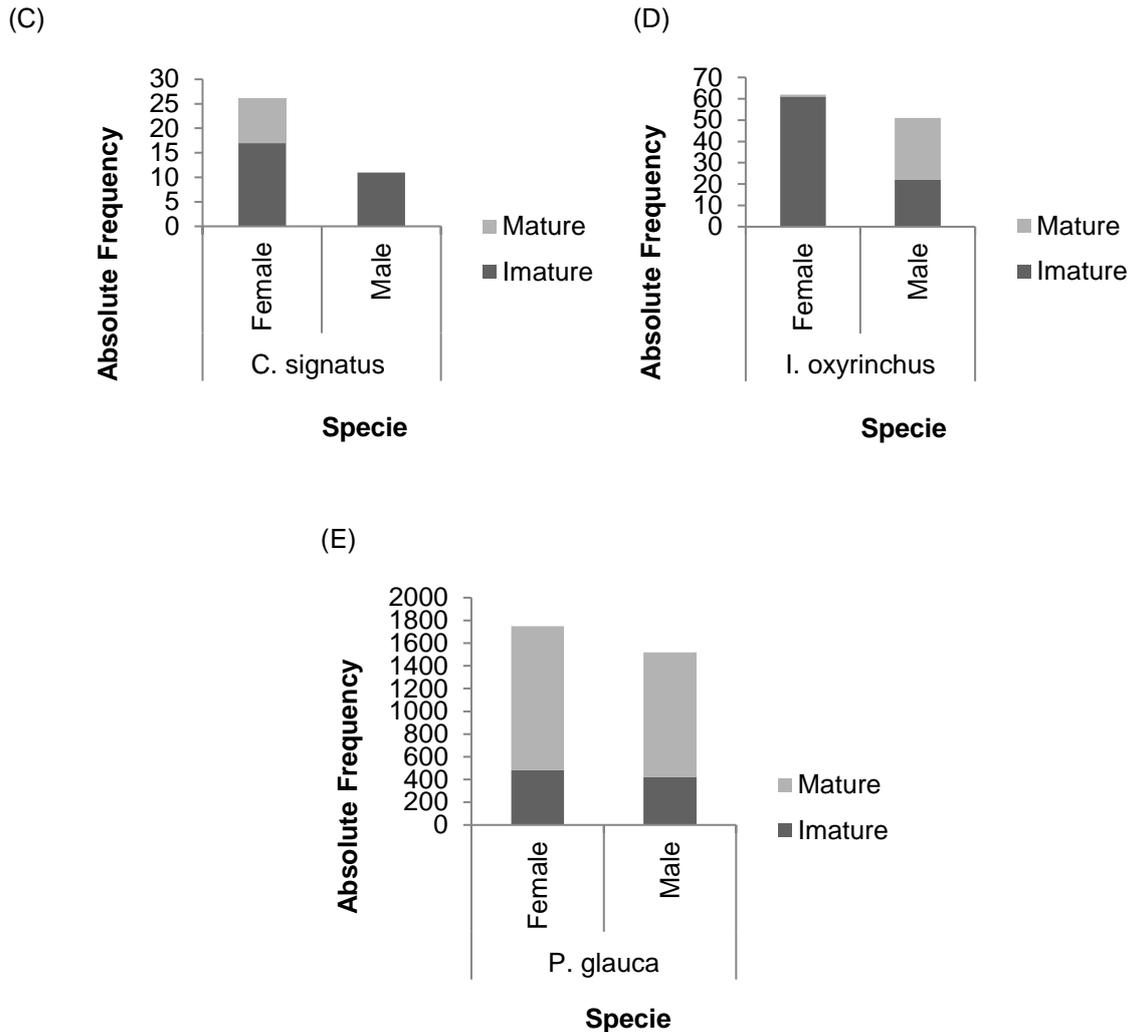


Figura 2. Frequência absoluta de indivíduos sexualmente imaturos e maduros em FN de 2005 a 2011.

2.3.1 *Carcharhinus falciformis*

Para *C. falciformis*, foi considerada a deposição de crescimento por ano (Bonfil et al., 1993; Oshitani et al., 2003). Não foi encontrada diferença significativa entre os sexos, seguindo Santander et al. (2011), que utilizou o mesmo banco de dados do presente estudo (Figura 4(a); (b)).

O teste t para uma amostra não encontrou diferença significativa ($p > 0.05$) e uma distribuição normal com grau de liberdade = 134.

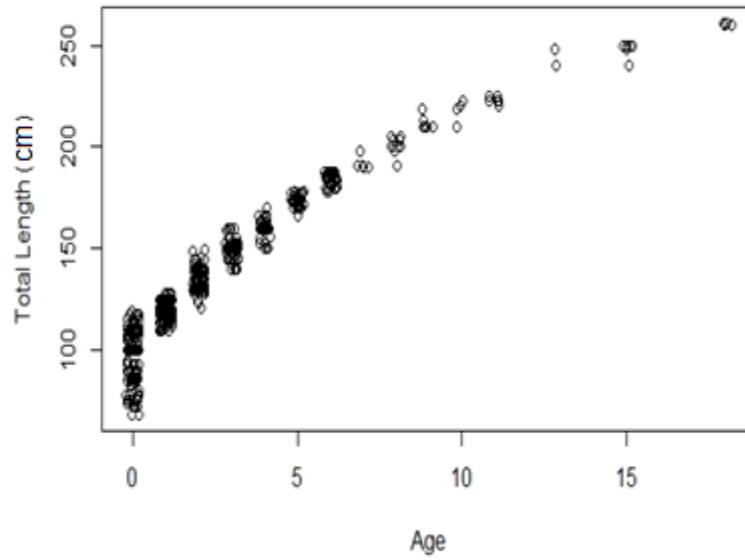
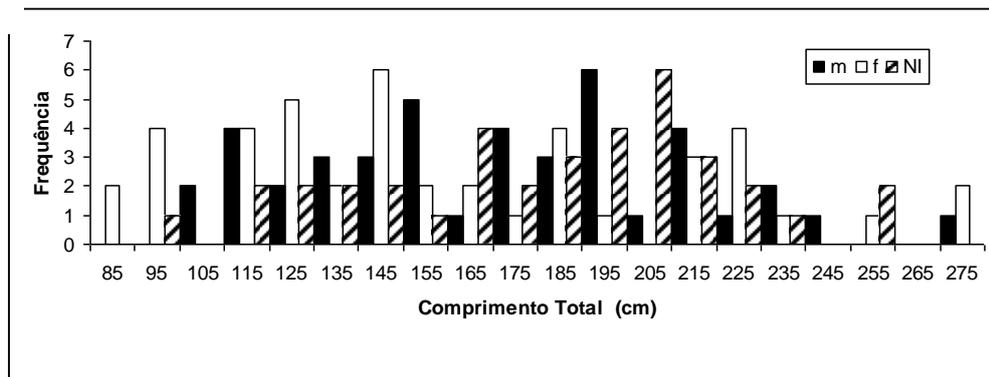


Figura 2. Curva de crescimento da amostra de *C. falciformis* capturada em SPSP e FN entre 2005-2011.

(a)



(b)

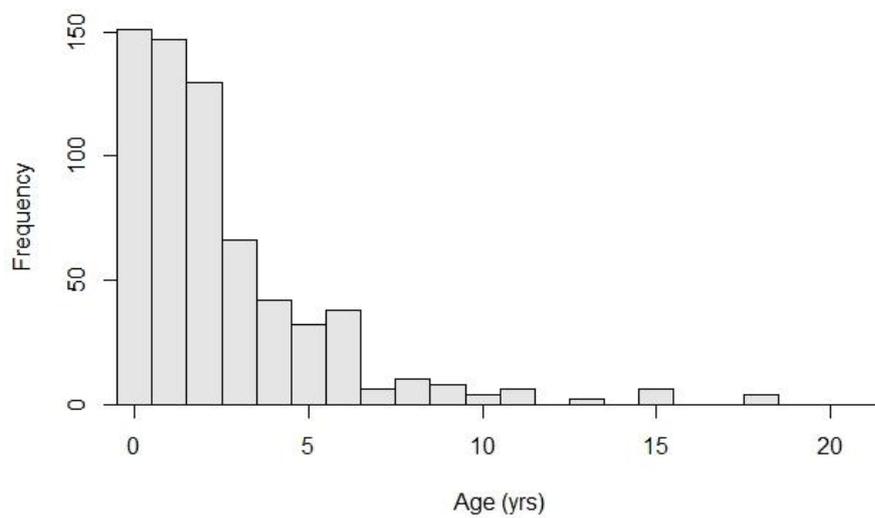


Figura 4. Frequência absoluta de amostras de *C. falciformis* capturadas no Nordeste brasileiro; (a) Composição etária de exemplares coletados no Atlântico Sudoeste Tropical de 2005-2011 (Santander et al., 2011), sendo m= machos, f= fêmeas e NI = não identificados; (b) Composição etária nas capturas entre 2005-2011 nas EBSAs do Nordeste brasileiro.

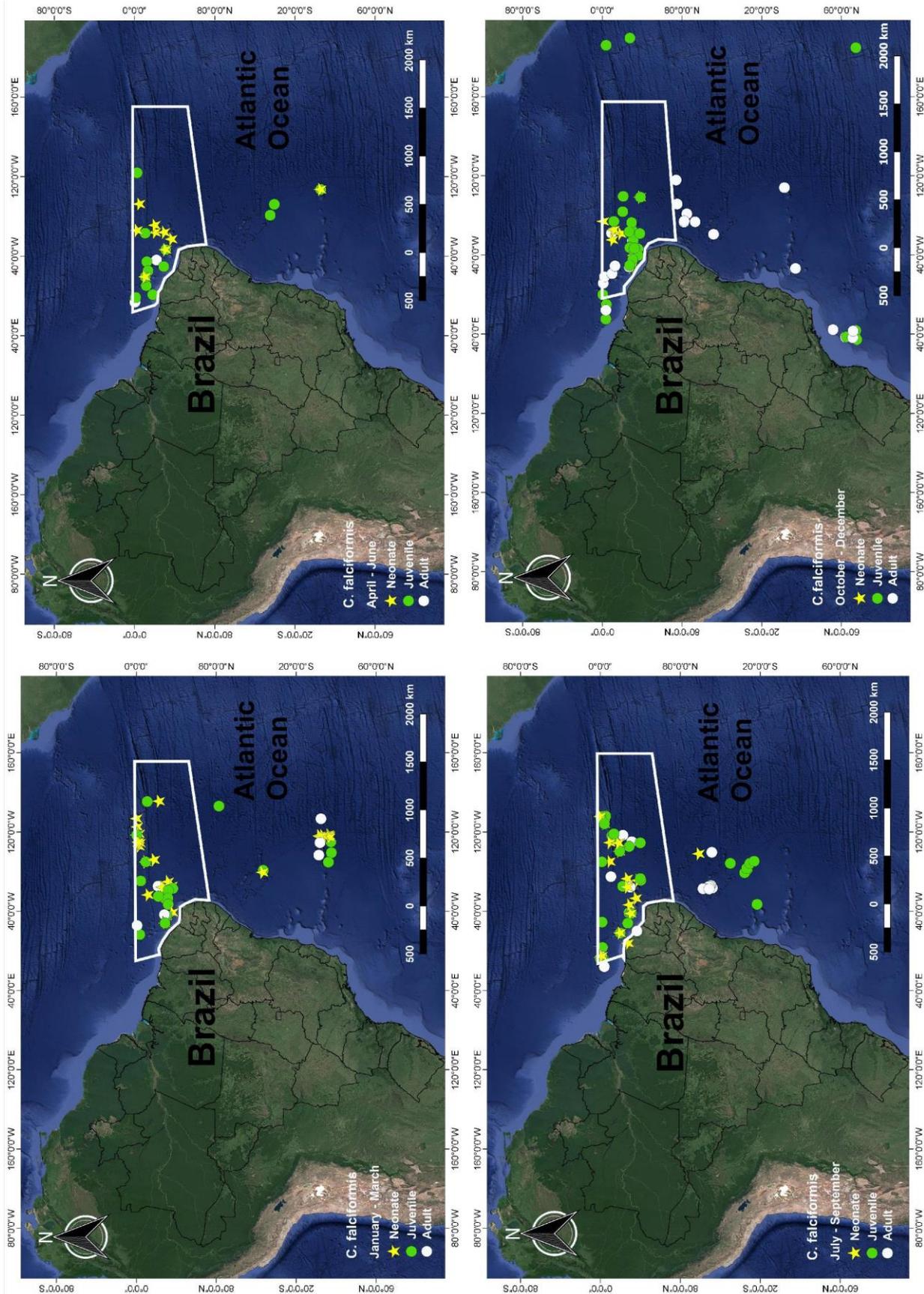


Figura 5. Ocorrência trimestral de 2005-2011 para a espécie *C. falciformis* ocorrendo nas EBSAs nordestinas. Área em branco corresponde as duas EBSAs analisadas.

2.3.2 *Carcharhinus longimanus*

O estudo de Lessa et al. (1999) sugere que o padrão de formação dos anéis para *C. longimanus* no Oceano Atlântico é anual.

A distribuição da amostra é normal, com o grau de liberdade = 170 e o valor de $p > 0.05$. A frequência etária do presente estudo juntou machos e fêmeas, pois as idades de maturação sexual são iguais e não se encontrou diferença significativa entre os sexos (Figura 8).

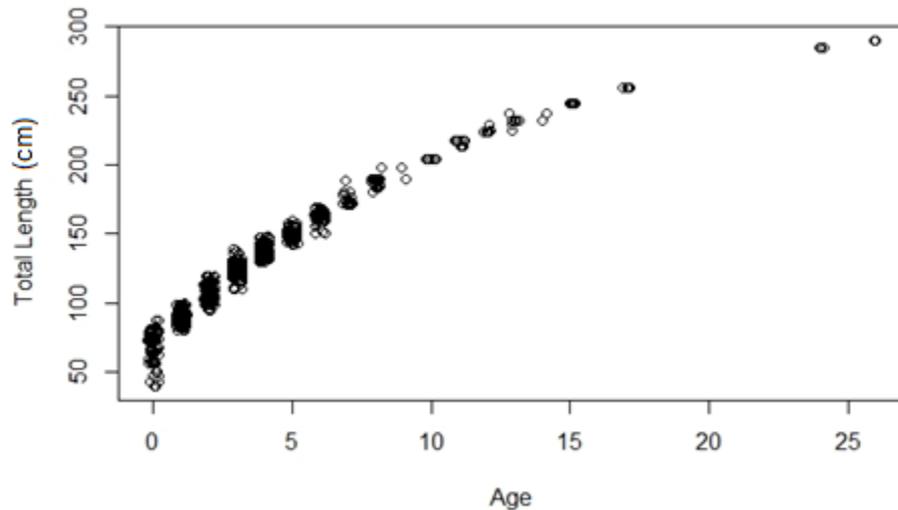
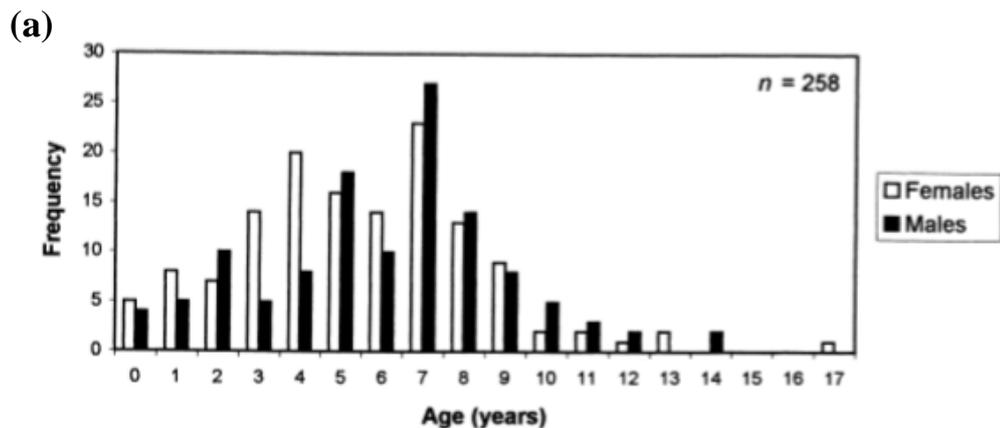


Figura 6. Curva de crescimento da amostra de *C. longimanus* capturada em SPSP e em FN entre 2005 e 2011.



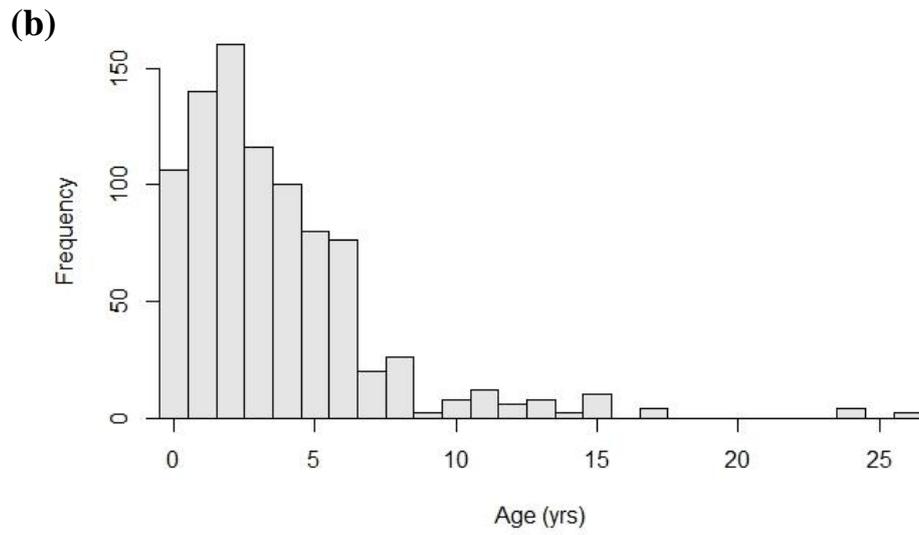


Fig 8. Frequência absoluta de amostras de *C. longimanus* capturadas no Nordeste brasileiro; (a) Composição etária de exemplares coletados entre 1992-1997 no Nordeste brasileiro. (Lessa et. al, 1999); (b) Composição etária nas capturas entre 2005-2011 nas EBSAs do Nordeste brasileiro.

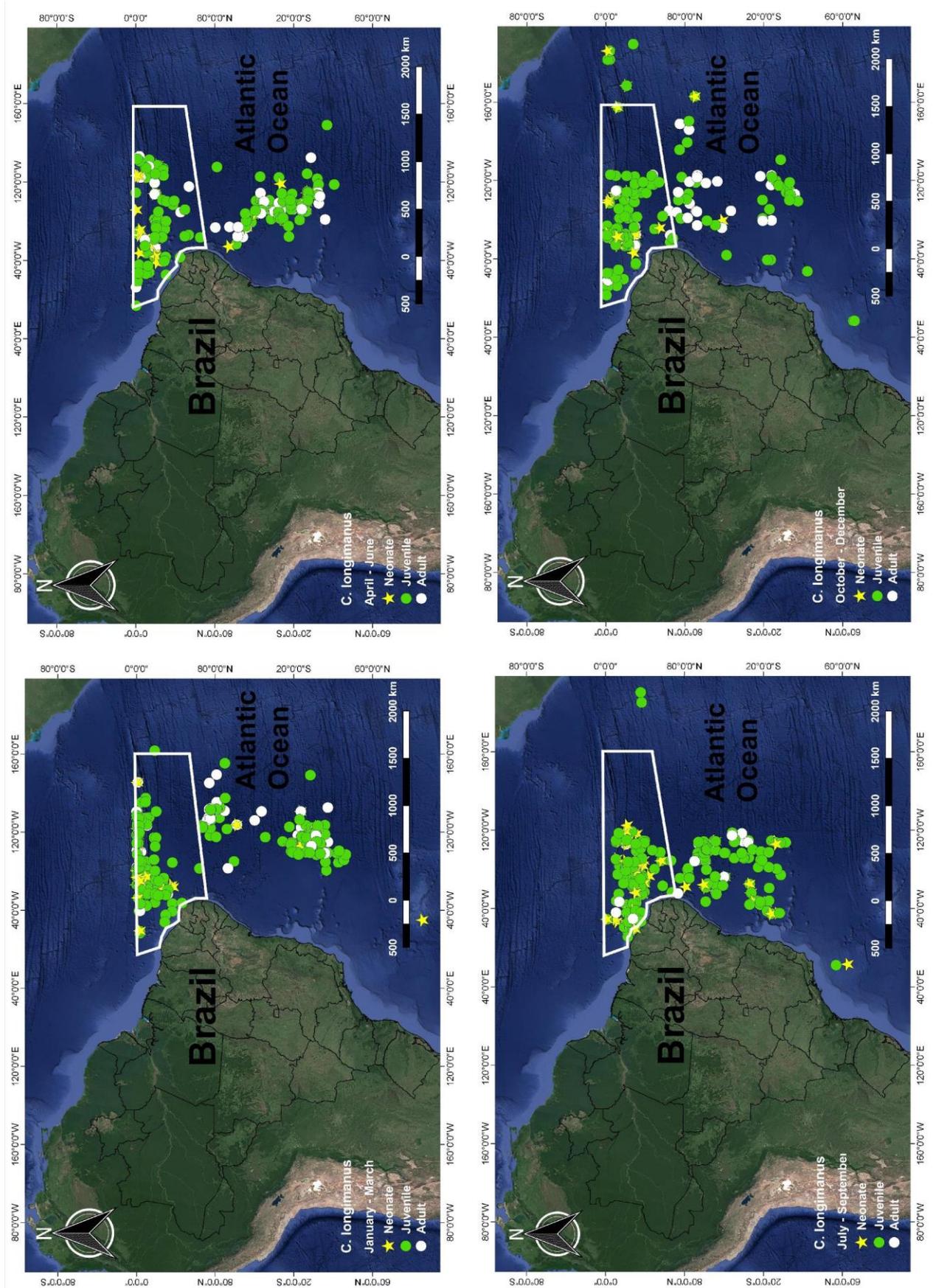


Figura 9. Ocorrência trimestral de 2005-2011 para a espécie *C. longimanus* ocorrendo nas EBSAs nordestinas. Área em branco corresponde as duas EBSAs analisadas.

2.3.3. *Carcharhinus signatus*

Para *C. signatus*, Santana & Lessa (2004) não obtiveram resultados significativos para diferença entre sexos, foram então tratados agrupados (Figura 12). O teste t para uma amostra não mostrou diferenças significativas na amostra, tendo $p > 0.05$ e o grau de liberdade = 152.

O padrão de deposição dos anéis foi assumido como anual, seguindo o estudo de Santana & Lessa (2004).

As capturas de *C. signatus* só ocorreram em dois trimestres, sendo esses de Junho a Agosto e de Setembro a Novembro, pela falta de captura de indivíduos nos outros trimestres (Figura 13).

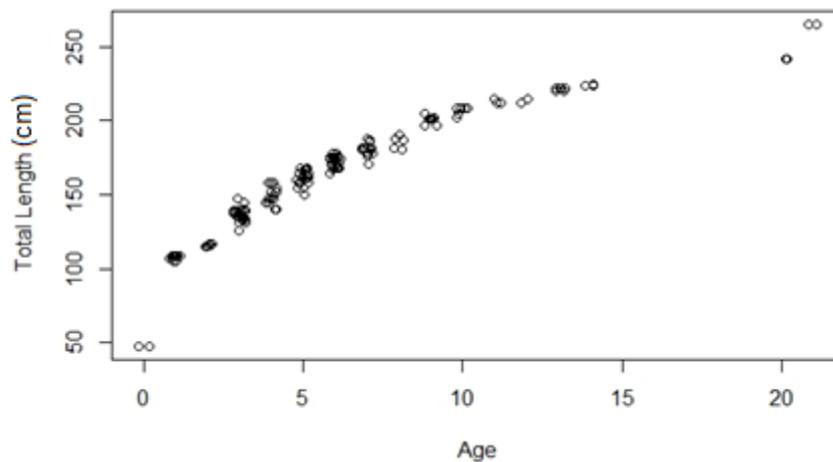


Figura 10. Curva de crescimento da amostra de *C. signatus* capturada em SPSP e em FN entre 2005 e 2011.

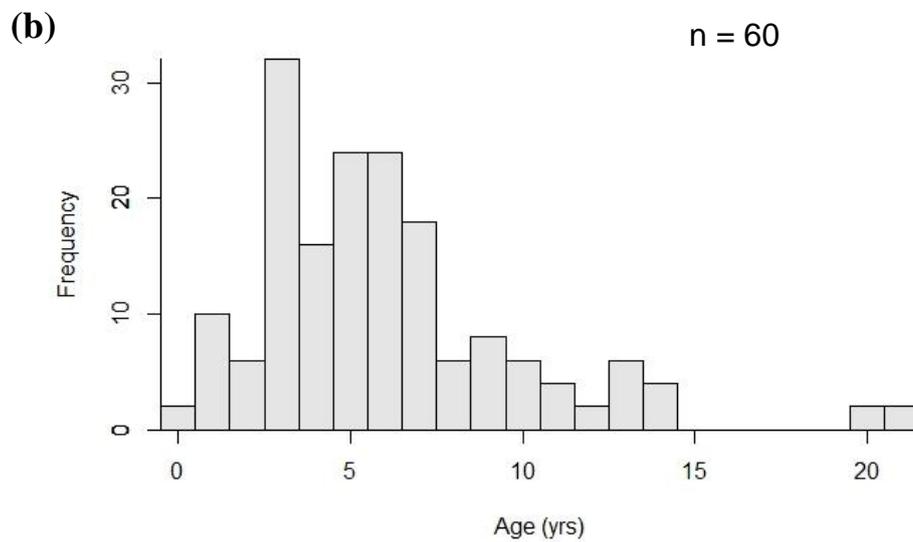
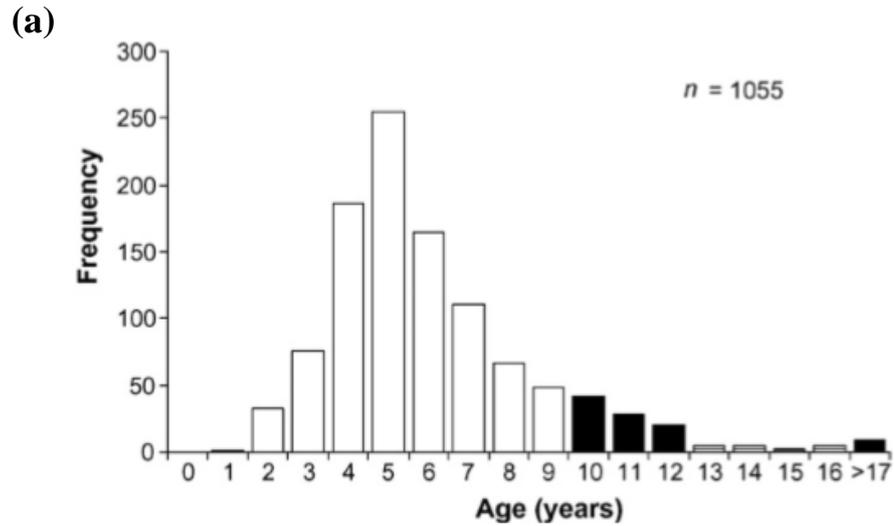


Figura 12. Frequência absoluta de amostras de *C. signatus* capturadas no Nordeste brasileiro; (a) Composição etária de exemplares coletados entre 1995-1999 no Nordeste brasileiro, as barras pretas representam indivíduos sexualmente maduros. (Santana et al., 2009); (b) Composição etária nas capturas entre 2005-2011 nas EBSAs do Nordeste brasileiro.

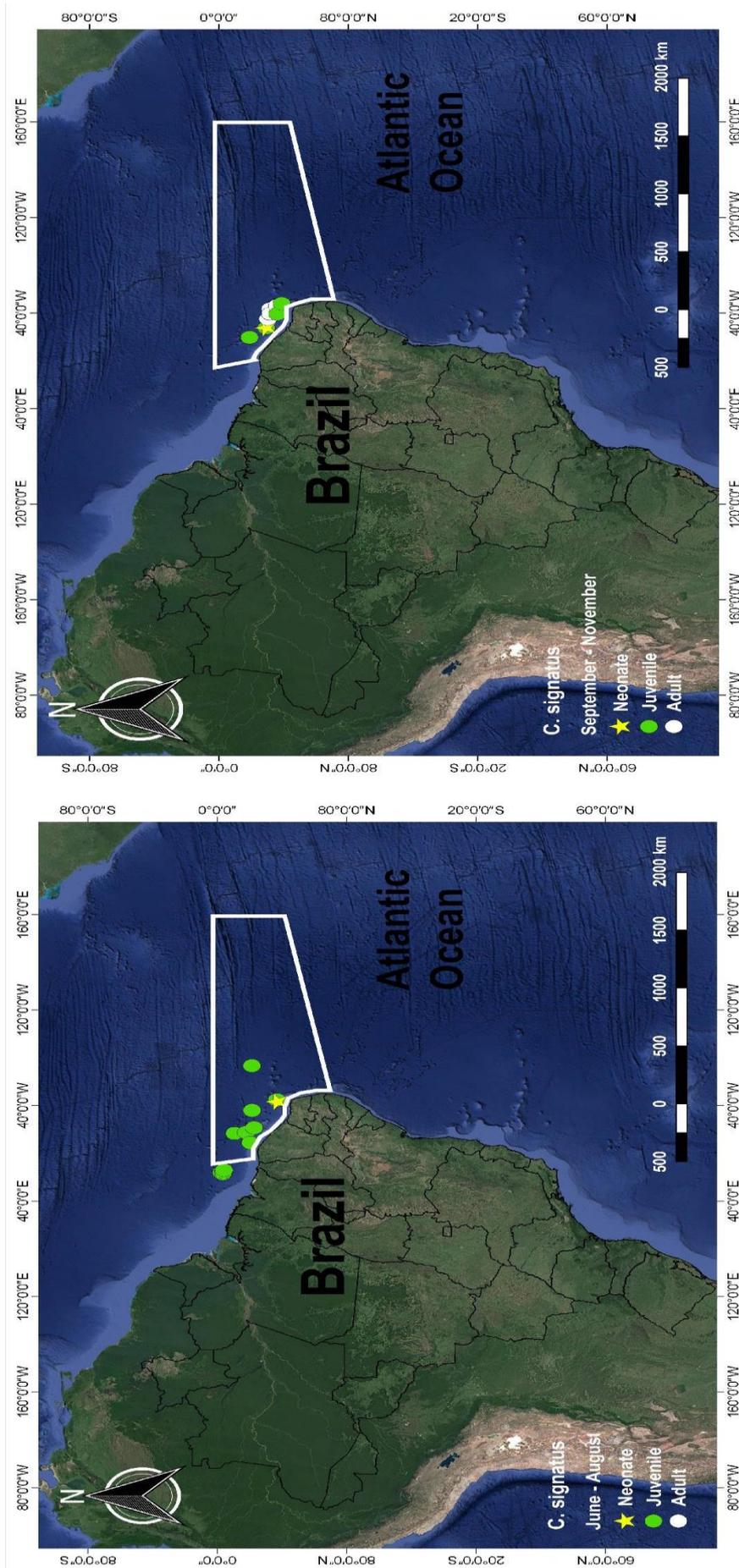


Figura 13. Ocorrência trimestral de 2005-2011 para a espécie *C. signatus* ocorrendo nas EBSAs nordestinas.

2.3.4. *Isurus oxyrinchus*

Seguindo Wells et al. (2013) e Barreto et al. (2016), considerou-se no presente estudo que essa espécie cresce mais rápido antes de atingir a maturação sexual, sendo depositados dois anéis vertebrais anualmente. Além disso, os estudos anteriormente citados mostraram diferenças entre o crescimento de machos e fêmeas.

2.3.4.1. Fêmeas

O teste t para uma amostra acusou o $p > 0.05$, com grau de liberdade = 148, mostrando distribuição normal entre os indivíduos.

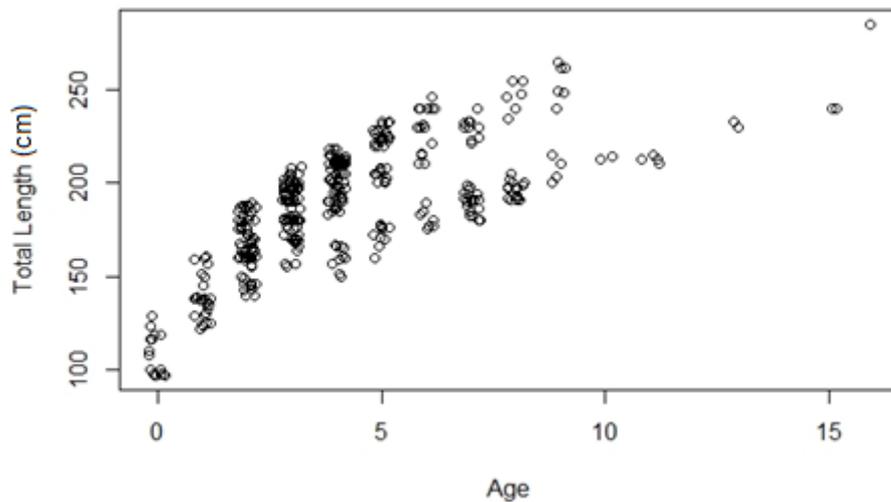
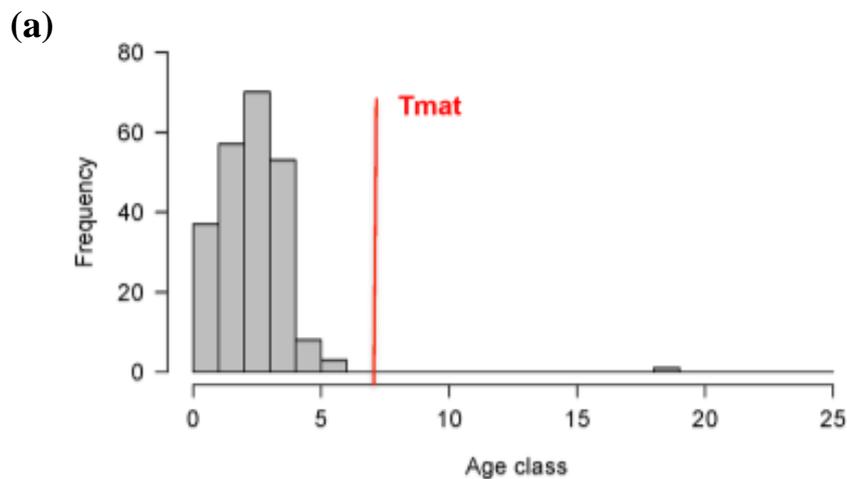


Figura 14. Curva de crescimento da amostra de fêmeas de *I. oxyrinchus* capturadas em SPSP e em FN entre 2005 e 2011.



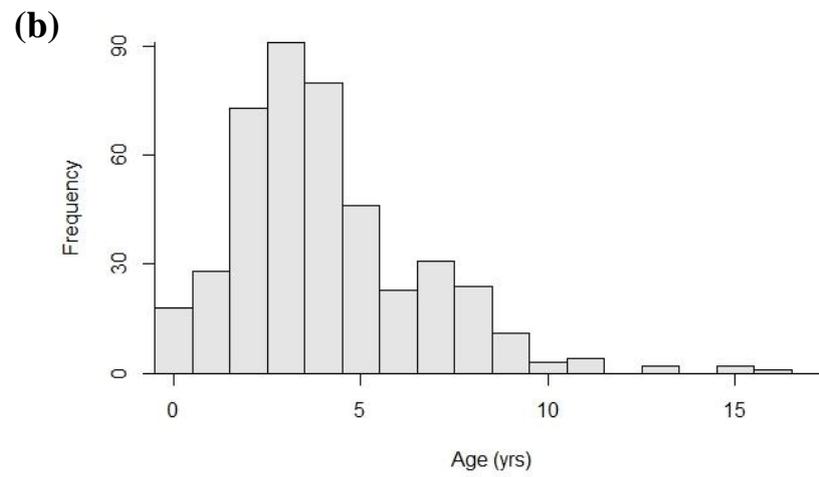


Figura 16. Frequência absoluta de fêmeas de *I. oxyrinchus* capturadas no Nordeste brasileiro; (a) Composição etária de exemplares coletados entre 2005-2011 no Atlântico Sul (Barreto et al., 2016); (b) Composição etária de nas capturas entre 2005-2011 nas EBSAs do Nordeste brasileiro.

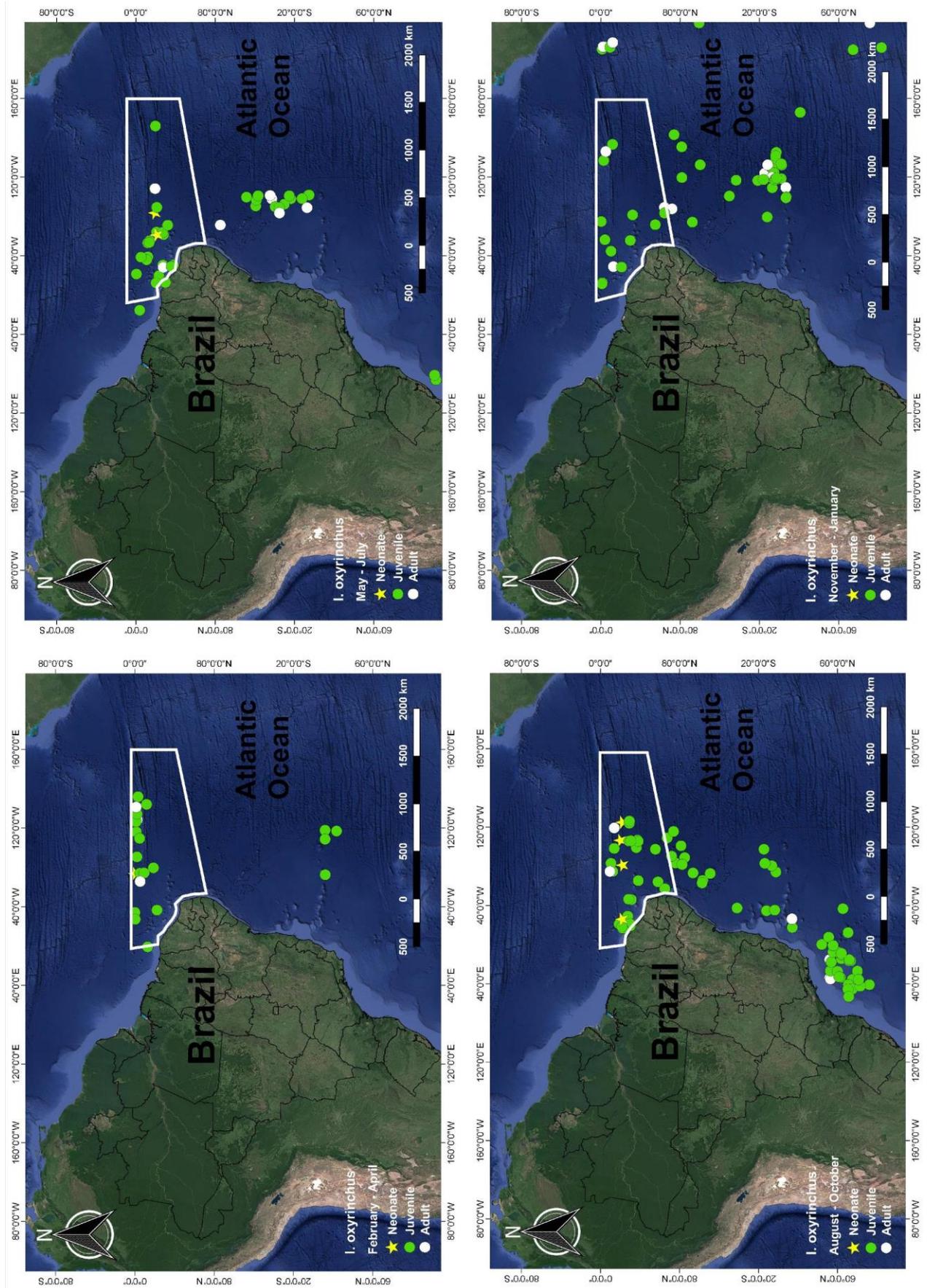


Figura 17. Ocorrência trimestral de 2005-2011 para fêmeas da espécie *I. oxyrinchus* ocorrendo nas EBSAs nordestinas.

2.3.4.2 Machos

O teste t para uma amostra apontou a distribuição normal $p > 0.05$, com grau de liberdade = 89.

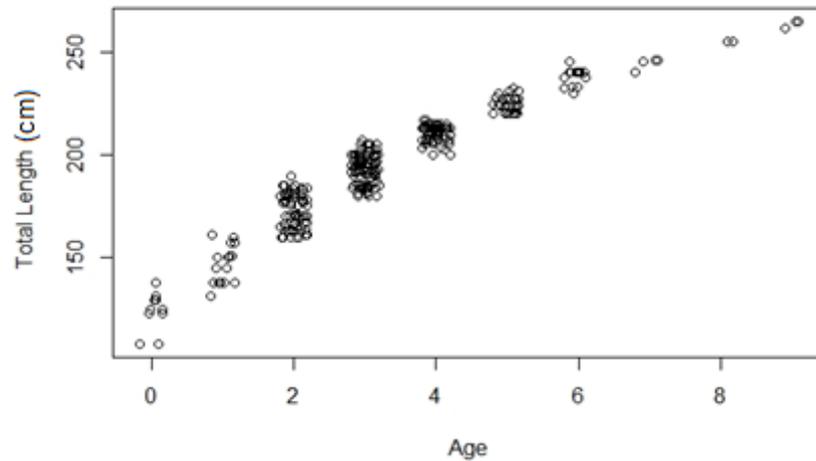
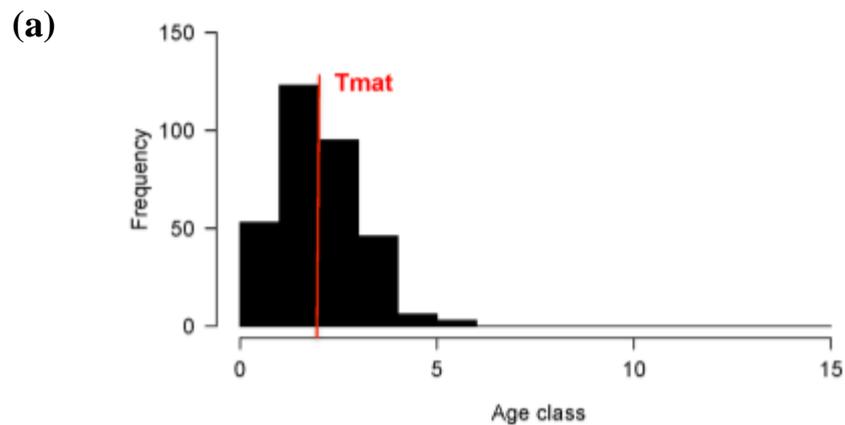


Figura 18. Curva de crescimento da amostra de machos de *I. oxyrinchus* capturados em SPSP e em FN entre 2005 e 2011.

A Fig. 14 revela que as fêmeas juvenis capturadas possuem tamanhos maiores, e os machos (Fig. 18) são menores.



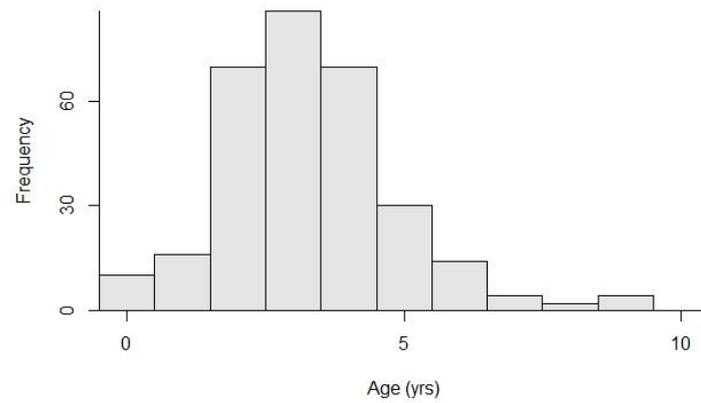
(b)

Figura 20. Frequência absoluta de amostras machos de *I. oxyrinchus* capturados no Nordeste brasileiro; (a) Composição etária de exemplares coletado entre 2005-2011 no Atlântico Sul. (Barreto et. al, 2016); (b) Composição etária nas capturas entre 2005-2011 nas EBSAs do Nordeste brasileiro.

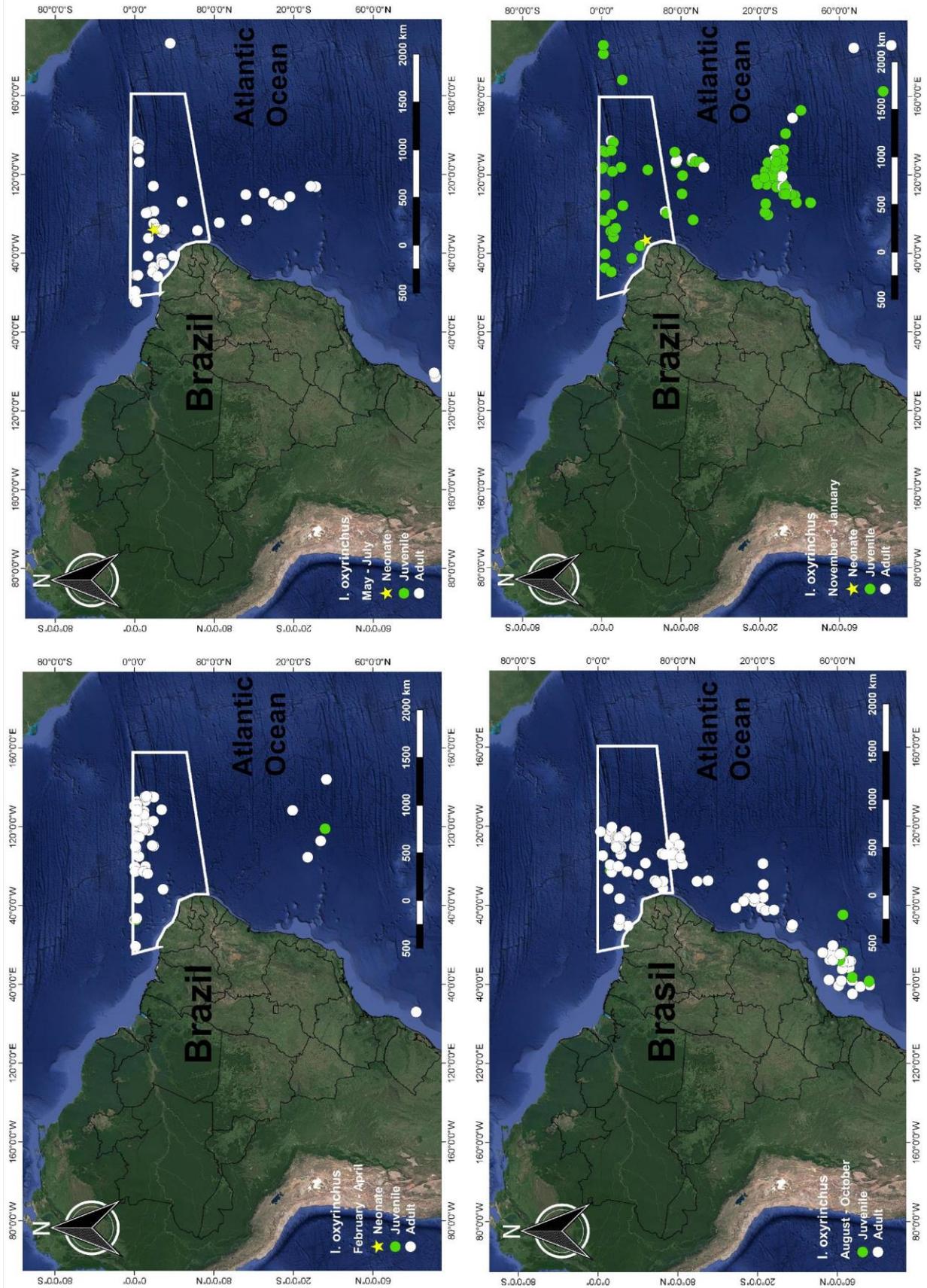


Figura 21. Ocorrência trimestral de 2005-2011 para machos da espécie *I. oxyrinchus* ocorrendo nas EBSAs nordestinas.

2.3.5 *Prionace glauca*

O valor do teste t para uma amostra foi igual a 13.70, e apontou distribuição normal com $p > 0.05$ e grau de liberdade = 89.

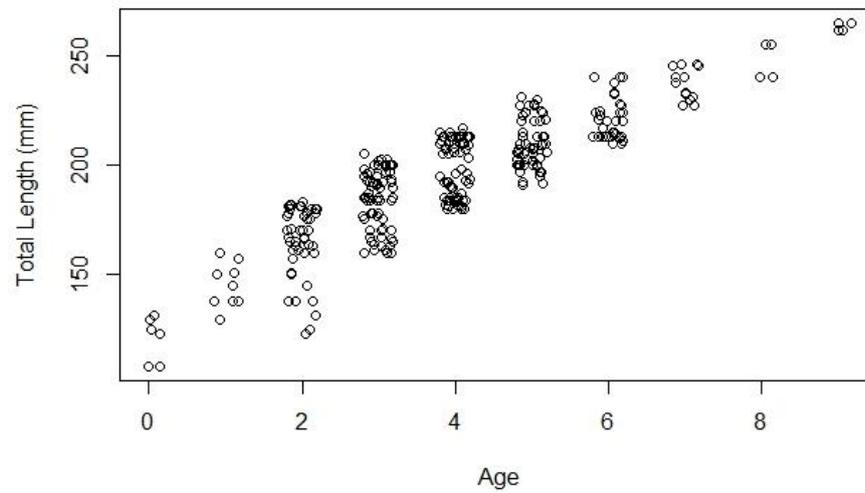
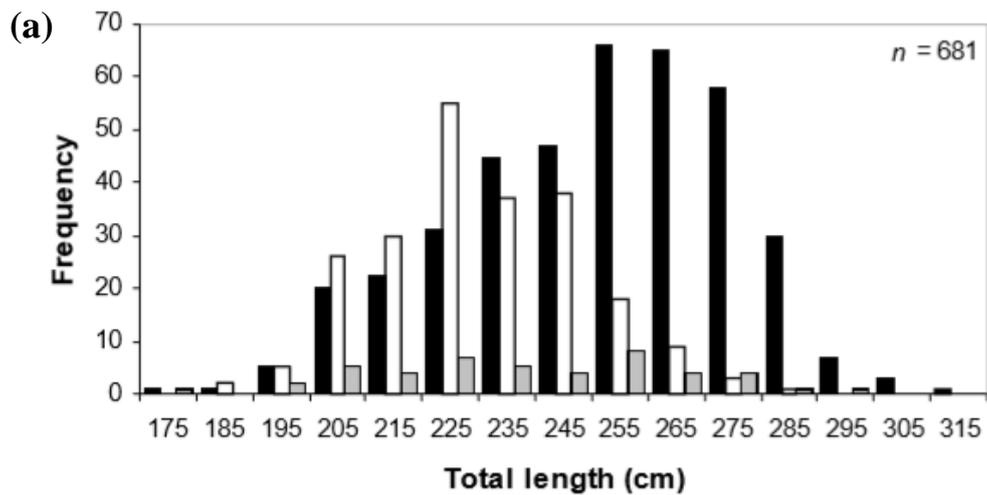


Figura 22. Curva de crescimento da amostra de machos de *I. oxyrinchus* capturados em SPSP e em FN entre 2005 e 2011.



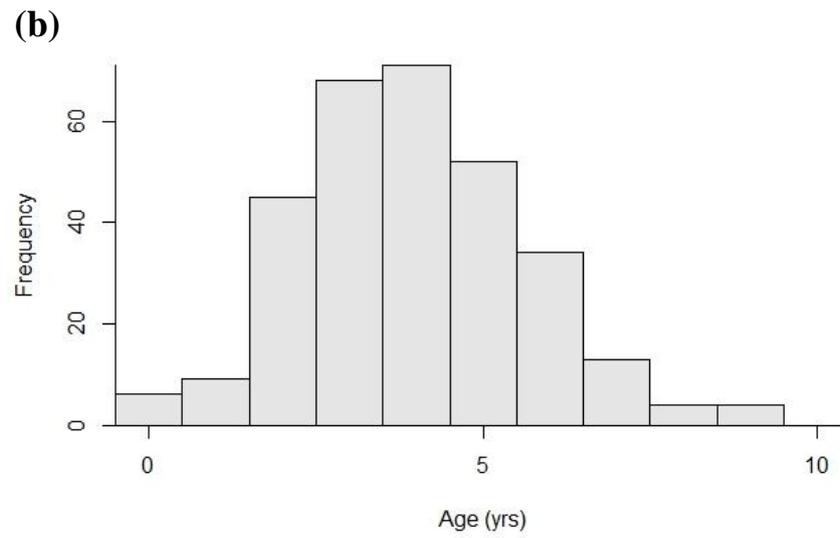


Figura 23. Frequência absoluta de amostras *P. glauca* capturados no Nordeste brasileiro; (a) Composição etária elaborada por Lessa et al., 2004); (b) Composição etária nas capturas entre 2005-2011 nas EBSAs do Nordeste brasileiro.

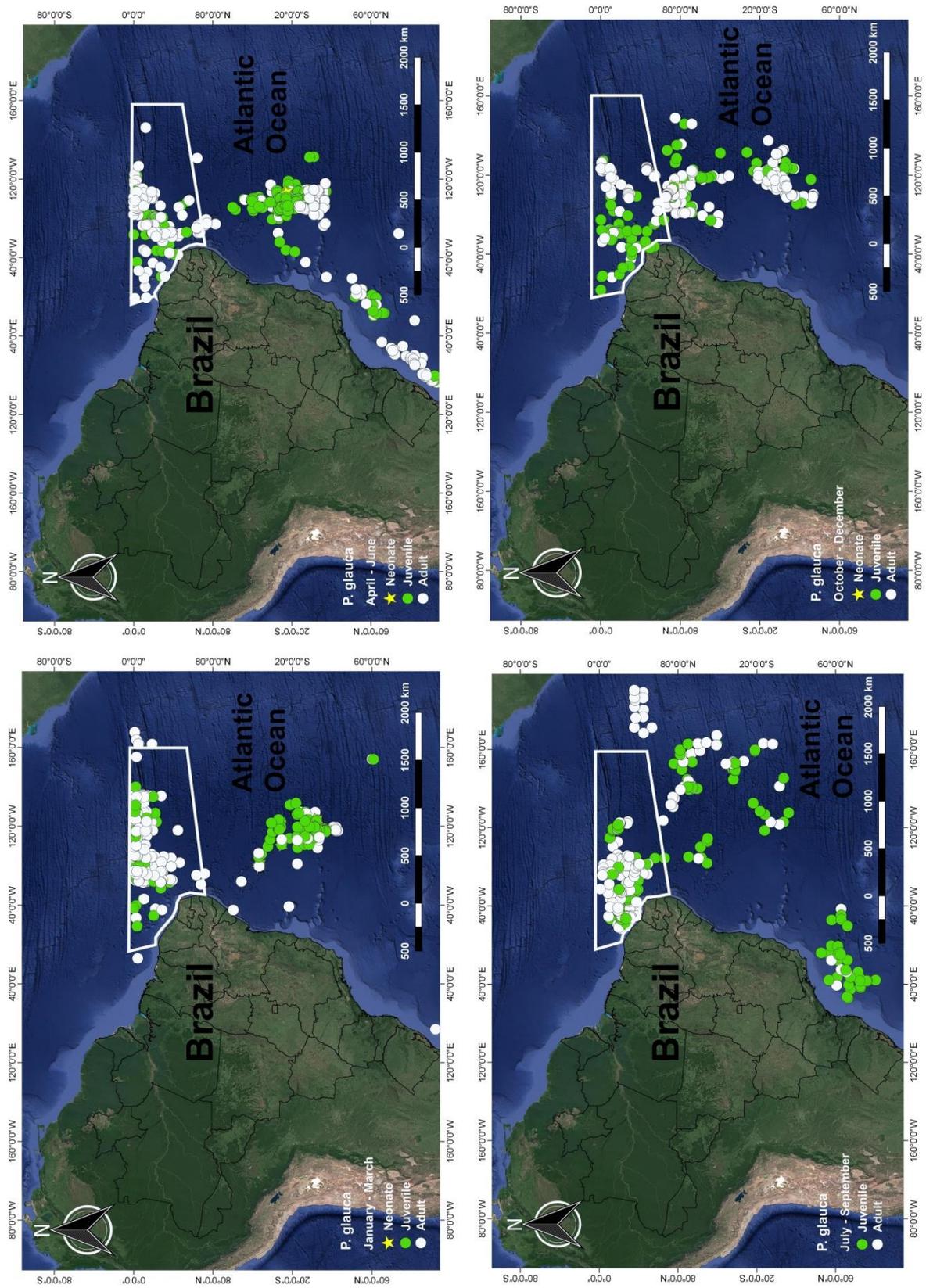


Figura 24. Ocorrência trimestral de 2005-2011 para *P. glauca* ocorrendo nas EBSAs nordestinas.

2.4 DISCUSSÃO

A exploração pesqueira atinge os elasmobrânquios abundantes nos bancos oceânicos, como *C. falciformis*, *C. longimanus* e *C. signatus*, alvos de uma pescaria dirigida nessa área (Lessa et al., 1999c). As EBSAs do Nordeste brasileiro são áreas de grande produtividade, e deveriam ser monitoradas por observação via satélite pelas agências competentes pela fiscalização para acrescentar informações sobre o manejo sustentável da área. (Dustan et al, 2016).

A EBSA de FN, além de conter o arquipélago de Fernando de Noronha, integra a área do Atol das Rocas, que juntos são considerados “hotspots” pela presença de formação de corais, alta biodiversidade e endemismo (Nóbrega et al., 2009). As duas EBSAs analisadas no presente estudo são similares em sua fauna, e se interligam por ilhas e os bancos oceânicos de diferentes profundidades, habitat importante para períodos do ciclo de vida de pelo menos 5 espécies de raias e 16 de tubarões (Coutinho, 1996; Lessa et al., 1999c; Nóbrega et al., 2009).

Os indivíduos machos das espécies analisadas no presente estudo maturam sexualmente com tamanhos menores que fêmeas, um fato comum entre os elasmobrânquios, segundo Cortés (2000), porém a idade de maturação sexual de *C. falciformis*, *C. longimanus*, *C. signatus* e *P. glauca* não diferiram muito entre os sexos (Tabela 2). Somente para *I. oxyrinchus* podemos observar uma acentuada diferença entre as idades de maturação sexual de fêmeas e machos. A mesma diferença ocorre quando tratamos de deposição anual de anéis etários, já que espécies da família Carcharhinidae já estudadas possuem deposição anual de anéis, como *C. falciformis*, *C. longimanus*, *C. signatus*, *C. plumbeus* (Bonfil et al., 1993; Lessa et al., 1999; Oshitani et al., 2003; Santana e Lessa, 2004), enquanto para *I. oxyrinchus*, essa deposição é bienal (Pratt & Casey, 1983; Chan, 2001; Wells, 2013; Barreto et al., 2016).

O resultado apontou que a maioria da amostra de todas as espécies capturadas pela pesca de espinhel são compostas por indivíduos imaturos, o que pode impactar diretamente a estrutura populacional, com uma diminuição no tamanho, mudanças na composição de idades e em parâmetros como fecundidade e taxas de crescimento e mortalidade (Stevens et al., 2000), além de diminuir o sucesso reprodutivo. Barreto (2015) demonstrou que, quando analisada a elasticidade de cada estágio etário, os juvenis possuem a mudanças proporcionais

de taxas vitais, que estão associadas a mudanças nos parâmetros de crescimento, muito maiores do que os neonatos e adultos, demonstrando que esse estágio é o mais vulnerável a sobrepesca.

A mudança no aparelho de pesca relatada em estudos anteriores pode ter contribuído para a redução significativa de captura das espécies *C. longimanus* e *C. signatus*, pois entre 1992-1999 o espinhel consistia em uma linha de 30 km de extensão com 100 cestos contendo seis anzóis cada, com alcance de 1000 m de profundidade (Lessa, 1999a), e atualmente consiste em uma linha principal de 250 a 800m de extensão com 4 a 15 séries de linha, atingindo 300m de profundidade (FAO, 2019). Mudanças no aparelho de pesca implicam em diferentes seletividades, sendo necessários estudos, como o presente, que permitam a comparação entre os dois períodos.

No ano de 2011, a espécie *Carcharhinus galapagensis* foi considerada extinta do SPSP (Luiz & Edwards, 2011). Ela era uma espécie abundante no arquipélago, sendo catalogada até por Darwin em 1832 (Darwin, 1845). Isso sugere cautela com a exploração das populações locais, já que indica falhas graves na conservação e manejo da fauna, em áreas classificadas como EBSAs justamente por serem importantes para o equilíbrio dos oceanos. (Pitcher, 2001; Dulvy et al., 2003). A extinção ou declínio das populações destes predadores de topo de cadeia pode acarretar problemas no fenômeno conhecido como “efeito cascata” causando um aumento na população de meso-predadores e colocando em risco a existência de espécies dos níveis tróficos inferiores, as quais eles se alimentam (Lessa et al., 2009).

A quantidade de unidades de conservação marinhas não é o suficiente para proteger a biodiversidade dos organismos, parecendo não existir mecanismos de conservação efetivos, como observamos com o declínio documentado de várias espécies de elasmobrânquios (Lessa et al., 1999c; Santana et al., 2009). Na região Nordeste do Brasil, há um efetivo esforço para conservação das espécies com a presença do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha e Reserva Biológica do Atol das Rocas, porém, a pressão pesqueira sob os bancos oceânicos ainda existe, e é fundamental a criação de Reservas Biológicas (REBIO) que conectem o Atol das Rocas a Fernando de Noronha para formar um “corredor de biodiversidade” para proteger o ecossistema da região (Evangelista et al., 1998, Lessa et al., 1999c,

Lessa et al., 2009), além de coibir a pesca nos períodos em que indivíduos juvenis estejam em maior abundância nas EBSAs.

A pressão pesqueira existente nas duas áreas em foco no presente estudo é preocupante, pois a captura excessiva afeta espécies migratórias que utilizam as áreas em algum estágio de seu ciclo de vida, como *C. falciformis*. Além disso, Santana et al. (2009) apresentam registros de declínios populacionais acentuados de populações de *C. signatus* e *C. galapagensis*. Em 2018, o ex-presidente do país, Michel Temer, assinou um decreto que cria duas Unidades de Conservação (UC), sendo uma Área de Proteção Ambiental (APA) e um Monumento Natural (MONA), ocupando a área composta pela EBSA de SPSP, que abrange 40 milhões de hectares (ICMBio, 2018). Com isso, todas as ilhas oceânicas brasileiras passam a ser protegidas por UCs, incluindo a área da EBSA de FN. São permitidas atividades econômicas de forma sustentável nessas áreas de proteção ambiental, porém, sem a devida fiscalização, não há como afirmar que a criação dessas UCs garantirá as devidas ações de proteção do ecossistema local.

2.4.1 *C. falciformis*

Essa espécie se distribui entre Massachusetts, nos Estados Unidos, à região Sul do Brasil, mas como nenhum estudo genético ainda foi feito com a mesma, não há como afirmar se existe só uma população em todo o Atlântico (Bonfil et al., 2008; Vaske-Júnior et al., 2010).

Comparando as distribuições etárias da Fig. 4, a maior captura de *C. falciformis* foi da faixa etária de jovens do ano, o que pode indicar que as EBSAs são áreas de berçário para a espécie. A maior ameaça que essa espécie sofre é a pesca de espinhel e linha de mão em volta das ilhas e bancos oceânicos em sua volta (Cavanagh et al., 2003; Afonso et al., 2011; Whoriskey et al., 2011), e com o aparelho de pesca seletivo para idades menores que a de maturação sexual, essa espécie corre grande risco de declínio, pois quase 100% da amostra compõe-se de indivíduos imaturos. Branstetter (1987) afirmou que a reprodução de *C. falciformis* dura 12 meses. A aparição de neonatos em todos os trimestres analisados (Fig. 5) indica que essa espécie não tem um ciclo gestacional definido, o que já foi reportado por Strasburg (1958), Bane, (1966), Bass et al. (1973) e Hazin (2007).

2.4.2 *C. longimanus*

Essa espécie é representada por duas populações distintas no Oceano Atlântico, uma no leste e outra no oeste (Camargo et al., 2016).

O aumento da pressão pesqueira sob *C. longimanus* e a falta de dados e monitoramento adequado fez com que a preocupação em relação à conservação dessa espécie aumentasse (Baum et al., 2006; Tolotti, 2011). As capturas dessa espécie no Nordeste diminuíram significativamente entre os anos de 2000 e 2005, passando de 640 t por ano para 80 t (ICMBio, 2018), o que pode explicar a redução de captura mostrada na Fig. 8 quando comparados os anos de 1992-1999 com 2005-2011. Essa espécie possui baixa capacidade de resiliência por sua fecundidade baixa, e como mostra a Fig. 1, a maioria dos indivíduos pescados são juvenis, o que pode indicar maior redução populacional por não estarem contribuindo para a geração de neonatos (Branstetter, 1990; Camhi et al., 1998).

A comparação da frequência absoluta de indivíduos pescados entre os períodos de 1992-1997 (Lessa et al., 1999a) e 2005-2011 (presente estudo) indicou diferenças entre a composição etária do estoque. Para Lessa et al. (1999a), a maior classe etária capturada foi a de 7 anos de idade, enquanto a do presente estudo foi a de 3 anos. Tal situação pode ser associada à mudança de seletividade do aparelho de pesca utilizado em cada período. No primeiro período, usavam-se espinhéis de multifilamentos, e no segundo, de acordo com a padronização dos aparelhos de pesca mundialmente, utilizou-se espinhel de monofilamento.

A maioria dos indivíduos foram considerados imaturos, o que corrobora o estudo de Coelho et al. (2009), onde mais de 80% da amostra para o Nordeste do Brasil eram imaturos. Foram encontrados indivíduos neonatos em todos os trimestres analisados e mais indivíduos jovens em todos os trimestres (Fig 9). Os neonatos se restringem a área correspondente a Linha do Equador, local onde há bancos submersos e fartura de alimento, características que corroboram a agregação de indivíduos da espécie nessa área (Lessa et al., 1999a, 1999b; Bonfil et al., 2008; Tolotti, 2011; Rodrigues, 2015).

O período de gestação é de 9 a 12 meses (Seki, 1998). Fêmeas em estágio pré-ovulatório são encontradas nessa região do Brasil, e o período de reprodução ocorreria em Março segundo Coelho et al., 2009, argumento que corrobora o que ocorre na população do sudoeste do Pacífico, segundo Stevens (1984), e com o

mapa do trimestre de Janeiro a Março (Fig 9), quando foi capturado o maior número de indivíduos adultos durante os anos analisados.

2.4.3 *C. signatus*

Para *C. signatus*, as capturas foram registradas somente em dois trimestres, resultado da dinâmica da frota que pode ter se dirigido a outras espécies nos demais trimestres, sendo o esforço registrado de Junho a Agosto e de Setembro a Novembro (Fig. 13). A captura, comparada com os dados de Santana & Lessa (2009) diminuiu quase em 100%, além de ter mudado a faixa etária mais pescada, de 5 anos para 3 anos (Fig 12). Isso pode ser explicado pelo fato da mudança no aparelho de pesca, que passou de multifilamento para monofilamento nos últimos 20 anos, o que altera a seletividade do tamanho pescado pelo aparelho para classes mais jovens.

O trabalho de Santana & Lessa (2004) apresenta que essa espécie ocupa bancos oceânicos de 38 a 370 m de profundidade. Embriões foram encontrados em fevereiro e em junho no trabalho anteriormente citado, e em junho e setembro no presente estudo (Fig. 13), o que pode confirmar que o período de nascimento se estende por vários meses, e o de gestação entre 12 a 13 meses (Osorno, 1992; Santana & Lessa, 2004).

Para ambos os períodos analisados, assim como para Hazin (2000), a maioria dos indivíduos desembarcados eram imaturos sexualmente e mais frequente em SPSP do que em FN, e isso é preocupante no quesito conservacionista, pois segundo Domingues et al. (2018), a população do sudoeste do Atlântico tem diversidade genética menor que a população do noroeste do Atlântico por conta da pressão pesqueira e falta de manejo adequado na área.

Essa espécie é desordenadamente explorada no território brasileiro, e por ter características K-selecionadas, como maturidade sexual tardia, longo período de gestação e baixa fecundidade, ela se torna uma das espécies com menor resiliência a exploração, estimando-se que a população tenha declinado em 30%. (Santana & Lessa, 2004; ICMBio, 2018), demonstrando ser a espécie mais impactada do presente estudo por ter ocorrência limitada somente a essas EBSAs.

2.4.4 I. *oxyrinchus*

Essa espécie é muito representativa nas pescas industriais de espinhel que têm como alvo os atuns e peixes de bico (Stevens, 2008; Mejuto et al., 2013), sendo a segunda mais frequente nos desembarques (Mourato et al., 2008; Barreto et al., 2016) e a mais frequente em SPSP (Fig. 1). A Fig. 14 revela que as fêmeas juvenis capturadas possuem tamanhos variados, a maioria sendo imatura sexualmente. Os machos (Fig. 18) são menores que as fêmeas e os tamanhos são melhores distribuídos entre a amostra, e a maioria da composição etária é composta por indivíduos maduros sexualmente (Fig. 1), o que difere das demais espécies analisadas no presente trabalho. Poucas fêmeas adultas foram encontradas na amostra total, o que é preocupante para a espécie, que declinou em 99% de 1979 a 2007 (Barreto et al. 2016) e é considerada uma das espécies de tubarões oceânicos mais vulneráveis do Atlântico (Cortes et al. 2015).

Alguns autores assumem um padrão anual de deposição dos pares de banda (Bishop et al., 2006; Caillet & Bedford, 1983; Campana et al., 2002; Doño et al., 2014), porém esse estudo usou a premissa que os indivíduos possuem deposição de dois anéis anuais nos primeiros cinco anos de vida, onde passam de imaturos para maduros sexualmente, e após essa idade, um anel anual (Wells et al., 2013). O trabalho de Barreto (2016) utilizou o mesmo banco de dados que o presente estudo, e os parâmetros de crescimento de Von Bertalanffy foram estimados utilizando a mesma premissa de Wells et al. (2013) por ser mais acurada, já que usou metodologias para validar o crescimento dos animais. Uma determinação precisa de idade é importante para avaliar populações e promover o correto manejo pesqueiro, além de ser necessária para calcular taxas de crescimento, mortalidade, longevidade e idade de primeira maturação sexual (Caillet & Goldman, 2004; Goldman et al., 2012).

Segundo Mollet et al. (2000), o período de gestação é de 21 meses, e o ciclo reprodutivo completo dessa espécie pode passar de 3 anos. Acredita-se que o hemisfério Sul abrange uma única população (Schrey et al., 2003). As EBSAs analisadas não mostraram ser áreas de berçário e poucos indivíduos neonatos foram capturados, porém houve um padrão de aparecimento dos neonatos no trimestre de maio a julho e de agosto a outubro para ambos os sexos (Fig. 17; 21).

2.4.5 *P. glauca*

Essa espécie é a mais capturada da amostra do presente estudo, e a mais pescada das espécies de tubarões na pesca espinheleira do Brasil (Coluchi et al., 2005). Como mostra a Figura 23b, a maior frequência etária capturada ocorre quando o indivíduo possui 4 anos, um ano antes de chegar à maturação sexual.

No Atlântico Sul, de dezembro a fevereiro, o período de reprodução ocorre no Sudeste brasileiro (Amorim, 1992). As fêmeas adultas são encontradas 3 meses depois no Nordeste brasileiro, onde ovulam e são fertilizadas principalmente entre março e maio (Hazin, 1993; Hazin et al., 1994). De acordo com o mapa de distribuição, os adultos são encontrados em maior abundância de janeiro a março, o que pode demonstrar uma mudança no período migração, antecipando a cópula.

2.5 CONCLUSÃO

Todas as espécies demonstraram redução considerável em sua captura durante essa comparação temporal apresentada no estudo, o que pode ser reflexo da mudança nas configurações dos aparelhos pesqueiros, ou que as populações que integram as duas EBSAs realmente diminuíram de tamanho.

Mesmo com uma UC localizada em FN, os órgãos fiscalizadores não foram efetivos para a área, e pode ocorrer o mesmo em relação a nova APA e MONA implementadas na EBSA de SPSP. Para possibilitar o devido monitoramento e ações conservacionistas, necessita-se de planos de ação e implementação de fiscalização para avaliar a eficiência de medidas de proteção para as espécies nessas EBSAs, além de coibição da pesca em períodos onde os indivíduos juvenis das cinco espécies analisadas nesse estudo estejam mais presentes.

REFERÊNCIAS

AFONSO, A.S.; HAZIN, F.H.V.; CARVALHO, F.; PACHECO, J.C.; HAZIN, H.; KERSTETTER, D.W.; MURIE, D.; BURGESS, G.H. Fishing gear modifications to reduce elasmobranch mortality in pelagic and bottom longline fisheries off Northeast Brazil. **Fisheries Research**, v.108, p. 336–343, 2011.

BARRETO, R.R.P. História de vida e vulnerabilidade dos tubarões oceânicos (elasmobranchii) do Atlântico Sul. **Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco** (PGPA – UFRPE), 2015. 165 p.

BARRETO, R.R.; DE FARIAS, W.K.T.; ANDRADE, H.; SANTANA, F.M.; LESSA, R. Age, Growth and Spatial Distribution of the Life Stages of the Shortfin Mako, *Isurus oxyrinchus* (Rafinesque, 1810) Caught in the Western and Central Atlantic. **PLoS ONE**, v. 11, n.4, p. 1-19, 2016.

BARRETO, R.; FERRETTI, F.; MILLS, J.; AMORIM, A.; ANDRADE, H.; WORM, B.; LESSA, R. Trends in the exploitation of South Atlantic shark populations. **Conservation Biology**, v. 30, n.4, 792–804, 2016.

BISHOP, S.D.H.; FRANCIS, M.P.; DUFFY, C.; MONTGOMERY, J.C. Age, growth, maturity, longevity and natural mortality of the shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in New Zealand waters. **Marine Freshwater Research**, v. 57, p. 143–154, 2006.

BONFIL, R.; MENA, R.; ANDA, D. DE. Biological parameters of commercially exploited silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, from the Campeche Bank, México. In: Branstetter, S. Conservation biology of elasmobranchs. **NOAA Technical Report NMFS**. Silver Spring, MD, 1993. 73-86 p.

BONFIL, R.; CLARKE, S; NAKANO, H. **Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation:** The biology and ecology of the whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*. Eds M.D. Camhi, E.K. Pikitch and E.A. Babcock. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 2008. 114–127 p.

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, p. 161–173, 1987.

BRANSTETTER, S. **Elasmobranchs as Living Resources; Advances in the Biology, Ecology, Systematics and Status of the Fisheries:** Early life history implications of selected carcharhinoid and lamnoid sharks of the Northwestern Atlantic. Eds: PRATT JR., H.L., GRUBER, S.H., TANIUCHI, T. NOAA Technical Report NMFS 90. US Department of Commerce, National Marine Fisheries Service, NOAA, 1990. 17-28 p.

CAILLIET, G.M.; BEDFORD, D.W. The biology of three pelagic sharks from California waters, and their emerging fisheries: a review. **California Marine Research Community**, v. 24, p. 57–69, 1983.

CAILLIET, G.M.; GOLDMAN, K.J. **The biology of sharks and their relatives:** Age determination and validation in chondrichthyan fishes. Eds: CARRIER, J; MUSICK, J.A; HEITHAUS M. Boca Raton: CRC Press, 2004. 399–447 p.

CAMARGO, S.M.; COELHO, R.; CHAPMAN, D.; HOWEY-JORDAN, L.; BROOKS, E.J.; FERNANDO, D. et al. Structure and Genetic Variability of the Oceanic Whitetip Shark, *Carcharhinus longimanus*, Determined Using Mitochondrial DNA. **PLoS ONE**, v.11, n. 5, p.1-11, 2016.

CAMHI, M.; FOWLER, S.L.; MUSICK, J.A.; BRAUTIGAM, A.; FORDHAM, S.V. **IUCN/SSC Shark Specialist Group: Sharks and Their Relatives – Ecology and Conservation.** IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, IV, 1998. 39 p.

CAMHI, M.; VALENTI, S.V.; FORDHAM, S.V.; FOWLER, S.L. e GIBSON, C. **The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop.** IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. P. 78, 2009.

CAMPANA, S.E.; NATANSON, L.J.; MYKLEVOLL, S. Bomb dating and age determination of large pelagic sharks. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.59, p. 450–455, 2002.

CAVANAGH, R.D.; KYNE, P.M.; FOWLER, S.L.; MUSICK, J.A.; BENNETT, M.B. **The Conservation Status of Australian Chondrichthyans:** Report of the IUCN Shark Specialist Group Australia and Oceania Regional Red List Workshop. The University of Queensland, School of Biomedical Sciences, Brisbane, Australia. 2003.

COELHO, R., HAZIN, F.H.V., REGO, M. ET AL. Notes on the reproduction of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*, in the southwestern Equatorial Atlantic ocean. **Collect Vol Sci Pap ICCAT**, v. 64, p. 1734–1740, 2009.

COLUCHI, R., GIFFONIB, B., SALES, G. et al. **Caracterização das pescarias com espinhel pelágico que interagem com tartarugas marinhas no Brasil.** In Livro de Resumos, II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental, NEMA, Rio Grande, p 80–83, 2005.

COMPAGNO, L.J.V. FAO Species Catalogue, vol. 4: Sharks of the world, part 2; Carcharhiniformes. **FAO Fish. Synopsis**, v. 125, p. 251-655, 1984.

CORTÉS, E. Life history patterns and correlations in sharks. **Reviews in Fisheries Science**, v. 8, n. 4, p. 299-344, 2000.

CORTÉS E. Incorporating uncertainty into demographic modeling: application to shark populations and their conservation. **Conservation biology**, v. 16, n. 4, p. 1048-1062, 2002.

CORTÉS, E.; DOMINGO, A.; MILLER, P.; FORSELLEDO, R.; MAS, F.; AROCHA, F.; HOLTZHAUSEN, H. Expanded ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. **Collect Vol Sci Pap ICCAT**, v. 71, p. 2637-2688, 2015.

COSTA, F. E. S.; BRAGA, F. M. S.; ARFELLI, C. A.; AMORIM, A. F. Aspects of the reproductive biology of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* (Elasmobranchii Lamnidae), in the Southeastern region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 239–248, 2002.

DARWIN, C. **Journal of Researches into the Natural History and Geology of the Countries Visited during the Voyage of the H.M.S. Beagle Round the World Under the Command of Cap. Fitz Roy.** John Murray, London, 1845.

- DOMINGUES, R. R.; BRUELS, C. C.; GADIG, O. B. F.; CHAPMAN, D. D.; HILSDORF, A. W. S.; SHIVJI, M. S. Genetic connectivity and phylogeography of the night shark (*Carcharhinus signatus*) in the western Atlantic Ocean: Implications for conservation management. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, p. 1–13, 2018.
- DOÑO, F.; MONTEALEGRE-QUIJANO, S.; DOMINGO, A.; KINAS, P.G. Bayesian age and growth analysis of the shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus* (Rafinesque, 1810), in the Western South Atlantic Ocean using a flexible model. **EnvironBiolFishes**, v. 98, p. 517–533, 2014.
- DULVY, N.K.; SADOVY, Y.; REYNOLDS, J.D. Extinction vulnerability in marine populations. **Fish and Fisheries**, v. 4, p. 25–64, 2003.
- DUNSTAN, P.K.; BAX, N.J.; DAMBACHER, J.M.; HAYES, K.R.; HEDGE, P.T.; SMITH, D.C.; SMITH, A.D.M. Using ecologically or biologically significant marine areas (EBSAs) to implement marine spatial planning. **Ocean & Coastal Management**, v. 121, p. 116–127, 2016.
- DRUEL, E. **Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (EBSAs)**: the identification process under the Convention on Biological Diversity (CBD) and possible ways forward. IDDRI Working Paper n°17/12, Paris, França. 2012.
- EVANGELISTA, J.E.V.; OLIVEIRA, G.M.; VASCONCELOS J. Evolução da Pesca de Atuns no Nordeste do Brasil. **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**. Ed. IBAMA, v. 6, p. 77-108, 1988.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Fishing Operations and Technology Branch (FIRO) – Fishing Techniques – Industrial Tuna Longining**. Disponível em: <<http://www.fao.org/fishery/fishtech/1010/en>>. Acesso em 20 de jan. 2019.
- GOLDMAN, K.J.; CAILLIET, G.M.; ANDREWS, A.H.; NATANSON, L.J. **Biology of sharks and their relatives**: Assessing the age and growth of chondrichthyan fishes. Eds: CARRIER, J.C., MUSICK, J.A., HEITHAUS, M.R., Boca Raton: CRC Press; 2012.423–452 p.
- HAZIN, F. H.; LUCENA, F.; SOUZA, T. S. L.; BOECKMAN, C.; BROADHURST, M.; MENNI, R.. Maturation of the night shark, *Carcharhinus signatus*, in the south-western equatorial Atlantic Ocean. **Bull. Mar. Sci**, v. 66, n. 1, p. 173–185, 2000.
- HAZIN, F. H.; OLIVEIRA, P. G.; MACENA, B. C. 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 equatorial Atlantic Ocean. **Collective Volume of Scientific Papers: ICCAT**, v. 60, p. 648-651, 2007.
- HOENIG, J. M.; GRUBER, S. H. **Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries**: Life-history patterns in the elasmobranchs: implications for fisheries management. Eds: PRATT, H. L.; GRUBER, S. H.; TANIUCHI, T. 1990. 1-16 p.

HOLDEN, M. J. Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggested solutions – Capítulo 7. **Sea fisheries research**, p. 117–37, 1974.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). **Diagnostico do risco de extinção de espécies da fauna**: 2012– 2014. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. 2014.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**: Volume VI - Peixes. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Brasília: ICMBio. 2018.1232 p.

IUCN; SANTANA, F.M.; LESSA, R.; CARLSON, J. **Carcharhinus signatus**. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2006. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 6 jan. 2018.

IUCN; CAILLIET, G.M.; CAVANAGH, R.D.; KULKA, D.W.; STEVENS, J.D.; SOLDI, A.; CLO, S.; MACIAS, D.; BAUM, J.; KOHIN, S.; DUARTE, A.; HOLTZHAUSEN, J.A.; ACUÑA, E.; AMORIM, A.; DOMINGO, A. **Isurus oxyrinchus**. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2009. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 6 jan. 2018.

IUCN; BAUM, J.; MEDINA, E.; MUSICK, J.A.; SMALE, M. **Carcharhinus longimanus**. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2015. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 26 dez. 2017.

IUCN; RIGBY, C.L.; SHERMAN, C.S.; CHIN, A.; SIMPFENDORFER, C. **Carcharhinus falciformis**. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2017. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 6 jan. 2018.

LESSA, R.; SANTANA, F.; PAGLERANI, R. Age, growth and stock structure of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*, from the Southwestern Equatorial Atlantic. **Fisheries Research**. v. 42, p. 21 – 30, 1999(a).

LESSA, R.; PAGLERANI, R.; SANTANA, F.M.. Biology and morphometry of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*, from the southwestern equatorial Atlantic. **Fisheries Research**, v. 42, p. 21-30, 1999(b).

LESSA, R.P.; SANTANA, F.M.; RINCÓN, G.; GADIG, O.B.F.; EL-DEIR, A.C. Biodiversidade de elasmobrânquios do Brasil. **Relatório para o Programa Nacional da Diversidade Biológica (PRONABIO)** – Necton – Elasmobrânquios, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA). Recife, p. 119, 1999c.

LESSA, R.P.; SANTANA, F.M.; BARRETO, R.; SBEEL. **Oceanografia Biológica**: Composição, distribuição e abundancia do ictioneuston na ZEE da Região Nordeste do Brasil. Programa REVIZEE, SCORE-NORDESTE, v. 2, p. 66-194. 2009.

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**, v. 144, n. 12, p. 2873–2881, 2011.

MEJUTO, J.; GARCÍA-CORTÉS, B.; RAMOS-CARTELLE, A.; SERNA, J.M.; GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, I.; FERNANDÉZ-COSTA, J. Standardized catch rates of shortfin mako (*Isurus Oxyrinchus*) caught by the Spanish surface longline fishery targeting swordfish in the atlantic ocean during the period 1990–2010. **CollectVolSciPap. ICCAT**, v. 69, p. 1657–1669, 2013.

MOLLET, H. F., CLIFF, G., PRATT JR., H. L. AND STEVENS, J. D. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* (Rafinesque, 1810), with comments on the embryonic development of lamnoids. **Fishery Bulletin**, v. 98, p. 299–318, 2000.

MOURATO, B.L.; AMORIM, A.F.; ARFELLI, C.A. Standardized catch rate of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) and bigeye thresher (*Alopias superciliosus*) caught by Sao Paulo longliners off southern Brazil. **Collect. Vol. Sci.Pap.ICCAT**. v. 62, n. 5, p.1542–1552, 2008.

MOTTA, P. J.; HUETER, R. E.; TRICAS, T. C.; SUMMERS, A. P. Kinematic analysis of suction feeding in the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum* (Orectolobiformes, Ginglymostomatidae). **Copeia**, v.1, p. 24 -38, 2002.

MUSICK, J.A.; ELLIS, J.K. Reproductive evolution of chondrichthyans. **Reproductive Biology and Information Series (Fisheries)**, v. 6, p. 1-186, 2005.
NÓBREGA, M. F.; LESSA, R.L.; SANTANA, F.M. **Programa Revizee – Score Nordeste: Peixes Marinhos da Região Nordeste do Brasil**. Fortaleza: Editora Martins & Coreiro. 2009.

OLIVEIRA, I.M.R.P. Pesca, distribuição, abundância relativa e biologia reprodutiva do agulhão branco *Tetrapturus albidus* (Poey, 1860) capturado pela frota espinheleira brasileira. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Pesca e Aqüicultura**, 2006. 115p.

OSHITANI, S.; NAKANO, S; TANAKA, S. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Pacific Ocean. **Fisheries Science**, v.69, p. 456–464, 2003.

OSORNO, R. M. Aspectos biológicos de los tiburones capturados en las costas de Tamaulipas y Veracruz, Mexico. M.Sc. thesis, **Universidad Veracruzana, Veracruz**, Mexico. 1992. 147 p.

PITCHER, T.J. Fisheries managed to rebuild ecosystems? Reconstructing the past to salvage the future. **Ecological Applications**, v. 11, p. 601–617, 2001.

PRATT, H.L.; CASEY, J.G.. **Proceedings, International Workshop on Age Determination of Oceanic Pelagic Fishes-Tunas, Billfishes, Sharks: Age and growth of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus***. Eds: PRINCE, E.D., PULOS, M. Miami: NOAA, Technical Report NMFS: p.175–178, 1983.

PIERCE, S.J.; BENNET, M.B. Destined to decline? Intrinsic susceptibility of the threatened estuary stingray to anthropogenic impacts. **Marine and Freshwater Research**, v. 61, n. 12, p.1468-1481, 2011.

RODRIGUES, J.E.S. Composição e Padrão de Distribuição do tubarão Galha-branca Oceânico (*Carcharhinus longimanus* – Poey, 1861) no Oceano Atlântico. **Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PGPA – UFRPE)**. 53 p. 2015.

SANTANA, F.M.; LESSA, R. P. Age determination of the night shark (*Carcharhinus signatus*) off the northeastern Brazilian coast. **Fisheries Bulletin**, v. 102, p. 156-167, 2004.

SANTANA, F. M.; DUARTE-NETO, P.; LESSA, R.. Demographic analysis of the night shark (*Carcharhinus signatus*, Poey, 1868) in the equatorial Southwestern Atlantic Ocean. **Fisheries Research**, v. 100, n. 3, p. 210–214, 2009.

SANTANDER-NETO, J. Idade e crescimento do tubarão lombo-preto, *Carcharhinus falciformis* (Müller e Henle, 1839), capturado no Atlântico Sudoeste Tropical. **Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PGPA – UFRPE)**. 59 p. 2011.

SCHREY, A.; HEIST, E.. Microsatellite analysis of population structure in the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, p. 670-675, 2003.

SEKI, T.; TANIUCHI, T.; NAKANO, H.; SHIMIZU, M. Age, growth, and reproduction of the oceanic whitetip shark from the Pacific Ocean. **Fisheries Science**, v. 64, p. 14–20, 1998.

SMITH, S.E.; AU, D.W.; SHOW, C. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. **Marine and Freshwater Research**, v. 49, p. 663-678, 1998.

STEVENS, J.D.. Biological observations on sharks caught by sport fishermen off New South Wales. Aust. J. **Marine Freshwater Research**, v. 35, p. 573-590, 1984.

STEVENS, J.D.; BONFIL R.; DULVY, N.K.; WALKER, P.A. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 476-494, 2000.

STEVENS, J.D. **Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation**: The Biology and Ecology of the shortfin mako shark, *Isurus oxyrinchus*. Eds: CAMHI, M.D.; PIKITCH E.K.; BABCOCK, E.A. Oxford: Blackwell Publishing, 2008. 87–91 p.

STOBUTZKI, I.C.; MILLER, M. J.; HEALES, D.S.; BREWER, D.T. Sustainability of elasmobranchs caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. **Fishery Bulletin**, v.100, n. 4, p. 800-821, 2002.

TOLOTTI, M. T. Pesca e Ecologia do Tubarão Galha-branca Oceânico (*Carcharhinus longimanus*, Poey, 1861) no Atlântico Oeste Tropical. **Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco (PPGO - UFPE)**. 46 p. 2011.

VASKE-JÚNIOR, T.; NÓBREGA, M.F.; SANTANA, F.M.; LESSA, R.P.; RIBEIRO, A.C.B.; PEREIRA, A.A; ANDRADE, C.D.P. **Arquipélago de São Pedro e São Paulo: histórico e recursos naturais**: Peixes. NAVE/LABOMAR, UFC, 2010..242 p.

WELLS, R.J.D.; SMITH, S.E.; KOHIN, S.; FREUND, E.; SPEAR, N.; RAMON, D.A. Age validation of juvenile shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) tagged and marked with oxytetracycline off southern California. **Fishery Bulletin**, v. 111, p.147–160, 2013.

WHORISKEY, S.; ARAUZ, R.; BAUM, J.K. Potential impacts of emerging mahi-mahi fisheries on sea turtle and elasmobranch bycatch species. **Biological Conservation**, v. 144, p. 1841–1849, 2011.

3 DIFFERENCES IN GROWTH OF THE BLUE SHARK *PRIONACE GLAUCA* (LINNAEUS, 1758) OFF NORTHEASTERN BRAZIL

Authors: Barcellos, L.R.; Barreto, R.R.P.; Lessa, R.P.T

ABSTRACT: Sharks are exploited by different modalities of fisheries for human consumption, aside from accidentally catching them as bycatch. The current scenario of uncontrollable exploitation of sharks can result in alterations on population structure as consequence of overfishing, as well as decrease on the population size and changes in age structure or biological parameters such as fecundity, growth and mortality. The blue shark (*Prionace glauca*) inhabits tropical and temperate oceanic marine ecosystems and is largely captured in longline fisheries, being categorized on the IUCN Red list as Near Threatened. This study compares age and growth patterns from two different periods to analyze if there have been any biological changes on the population that occurs in Northeast Brazil. For the elaboration of growth curves, 236 vertebrae from the ECOTUNA (1992-2000) program and 180 from PROTUNA (2005-2011) were embedded in polyester resin and sectioned in 0.3 mm by low speed metallographic saw and diamond cutting disc, and the opaque rings counted for by reflected light using a stereoscopic microscope. The lengths of the individuals in previous ages were retrocalculated from the measurements between the core and each ring, and then adjusted according to the von Bertalanffy growth model. The growth parameters were $L_{inf} = 307.63$, $k = 0.24$, $t_0 = -0.53$ for the period 1992-2000 period, and $L_{inf} = 355.18$, $K = 0.12$ and $t_0 = 1.99$ for 2005-2011 period, demonstrated that the blue shark showed slower growth and sexual maturation in smaller sizes during the second period.

Key-words: Age and growth. Fisheries. Conservation.

3.1 INTRODUCTION

Different modalities of fisheries exploit a great diversity of sharks for human consumption, aside from accidentally catching them as bycatch (Musick, 2005). However, the management of elasmobranch stocks is hampered mainly due to scarcity of basic information on biological aspects and catch data, as well as the effects of overfishing these species (Lessa et al., 1999; Motta, 2002).

Due to the depletion of most of fish stocks by incidental and directed fishing focusing on the great commercial value of tuna, the fisheries sector is now prioritizing fishing in the open sea (Dias-Neto, 2003; Hazin & Travassos, 2006). The current scenario of uncontrolled exploitation of sharks can result in alterations on population structure as consequence of overfishing, as well as decrease on the population size and changes in age structure or biological parameters as fecundity, growth and mortality (Stevens et al., 2000).

The blue shark (*Prionace glauca*) is an apex predator in tropical and temperate oceanic marine ecosystems (Hussey et al., 2015). This animal differs from other pelagic sharks due to its fast growth and early sexual maturity comparing to the others species (Smith et al., 1998). Because of its wide distribution, the blue shark is largely captured in longline fisheries and it is estimated that 20 million individuals are caught yearly, being categorized on the IUCN Red-list of extinction as Near Threatened (CAMHI et al., 2009).

Age and growth studies are useful for proper management that requires age-based methods (Hoff & Musick, 1990). Two fisheries programs occurred off Northeastern Brazil with a ten-year difference between them, and this study compare the age and growth pattern of these two different periods to analyze if there have been any biological changes on the population of blue sharks in Northeast Brazil.

3.2 MATERIAL AND METHODS

Several commercial vessels contributed to the research program called ECOTUNA, which operated from 1992 to 2000, and another program called PROBORDO, which operated from 2005 to 2011, both in in Northeast Brazil (Fig 1). The sample used to create the growth curve from 1992-2000 in this study was the

same used in the study by Lessa et al. (2004), but a new analysis was shaped to provide a comparison between the two different periods.

On the logbooks, data as sex, total lengths (TL, cm), interdorsal (ID, cm) and fork lengths (FL, cm), year, month and geographical coordinates for the points where they were caught by longline sets were obtained. The TL was used in this study, and in some cases, only ID and FL were measured, and due to that, TL was estimated using the results of linear relations by Lucena et al. (2015); $TL = 18.099 ID + 0.1454$ and $TL = 8.126FL + 0.7909$.

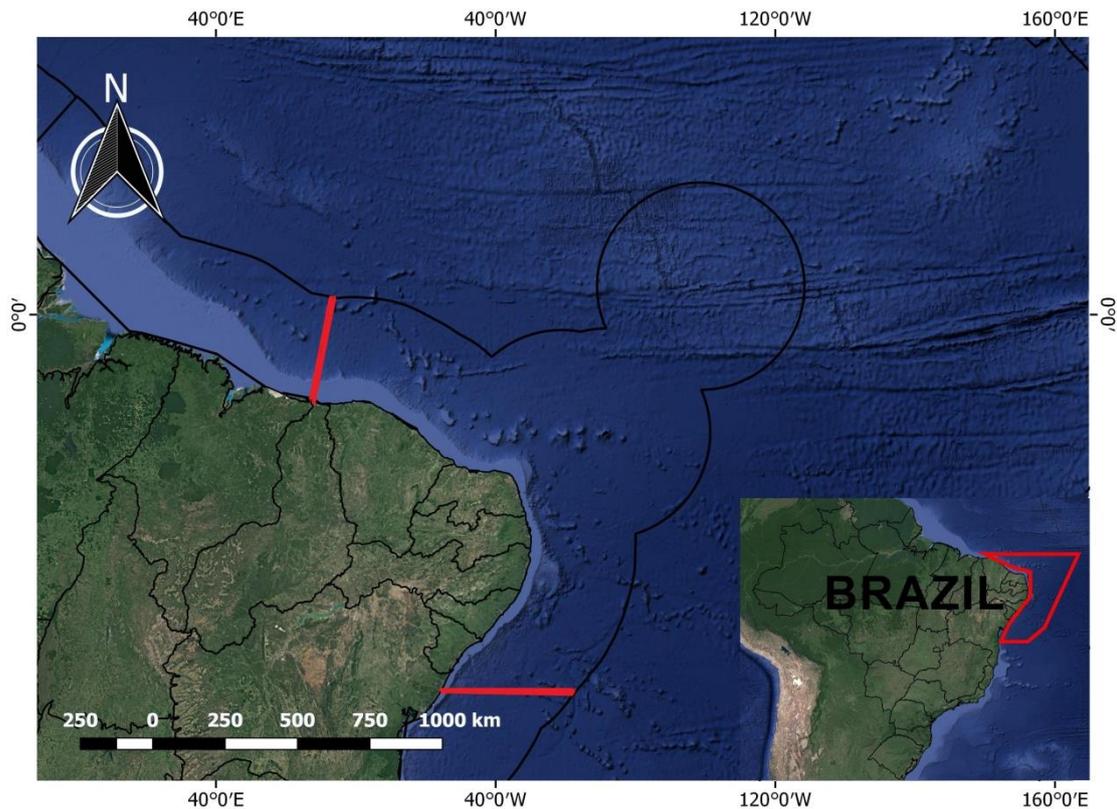


Fig. 1. Delimitation of the study area in the southwestern equatorial Atlantic ocean. Red lines indicate where research and commercial vessels were operating.

The onboard observers collected six vertebrae located right under the first dorsal fin and kept them on ice. On laboratory, vertebrae were cleaned and fixed in 4% formaldehyde for one day, then preserved in 70% alcohol. Vertebrae were embedded in polyester resin and sectioned to a thickness of approximately 0.5 mm using a low speed metallographic saw with a diamond blade.

Longitudinal sections of translucent bands were counted under a compound microscope equipped with an ocular micrometer at a magnification of 10x, and in each section, distances from the focus to the margin of each narrow zone were

recorded in accordance to procedures described by Cailliet et al. (1983), using only reflected light. Sections were read twice by two readers, without previous knowledge of the individual's size or sex. Whenever counts differed between the two readings, a third reading was done and measurements were used for back-calculation of size per band pair class.

The index of average percentage error (IAPE) (Beamish and Fournier, 1981) was calculated to compare reproducibility of age determination between readings:

$$IAPE = 100\% \times \frac{1}{R} \times \sum_{i=1}^R \frac{|X_{ij} - \bar{X}_j|}{\bar{X}_j}$$

where R the number of readings for the individuals j ; X_{ij} is the age of the fish estimated by the i reader; and \bar{X}_j is the mean age calculated for the j fish.

The Fraser–Lee method was employed for back-calculation (Ricker, 1969):

$$T_t = \left(\frac{R_t}{VR} \right) \times (L_c - a) + a$$

Where T_t is the back-calculated length, R_t is the distance between each growth ring at age t , VR is the vertebral radius-at-capture, L_c is the length-at-capture and a is the intercept on the length axis. When there weren't any individuals representing an age class in observed lengths (OB), back-calculated (BC) results were used to fulfill the gap and estimate growth parameters.

Growth parameters were estimated using von Bertalanffy function (VBGF, 1938):

$$L_t = L_\infty \times [1 - e^{-k(t-t_0)}]$$

where L_t is predicted length t ; L_∞ the mean asymptotic total length; K the coefficient of growth; t_0 the age when length is theoretically zero.

Age-length keys (ALKs) were used to identify the age composition for the entire sample. Age class intervals were fixed at 5 years old and histograms were used to plot the frequency (%) of individuals from specific age classes in specific length classes using R Studio (version 1.1.453).

3.3 RESULTS

Vertebral sections were analyzed from 236 individuals from 1992-2000 period (156 males and 80 females, measuring 173.8-310 cm and 185.5-283 cm,

respectively) and 180 from 2005-2011 period (120 males and 60 females, measuring 161-288 cm and 159-250 cm. The sample did not show differences between sexes in both periods, therefore they were treated together, but it demonstrated differences between VR to TL regressions for the two periods (ANCOVA, $P < 0.05$) (Fig. 2). The IAPE value was 5.7, which showed no significant difference between the two readings.

Throughout the year, marginal increment (MI) demonstrated the lowest values between December to January (Fig. 3 A) and from November to February (Fig. 3 B). Qui-square tests did not indicate significant differences on growth comparison between sexes, and data were pooled together in both scenarios. Table 1 shows the results from the von Bertalanfy method for the two different scenarios.

With the results obtained from the von Bertalanfy method, it was possible to generate growth curves of both periods (Fig. 4), as well as age-length keys (Fig. 5) and the frequency of ages that compose the samples (Fig. 6).

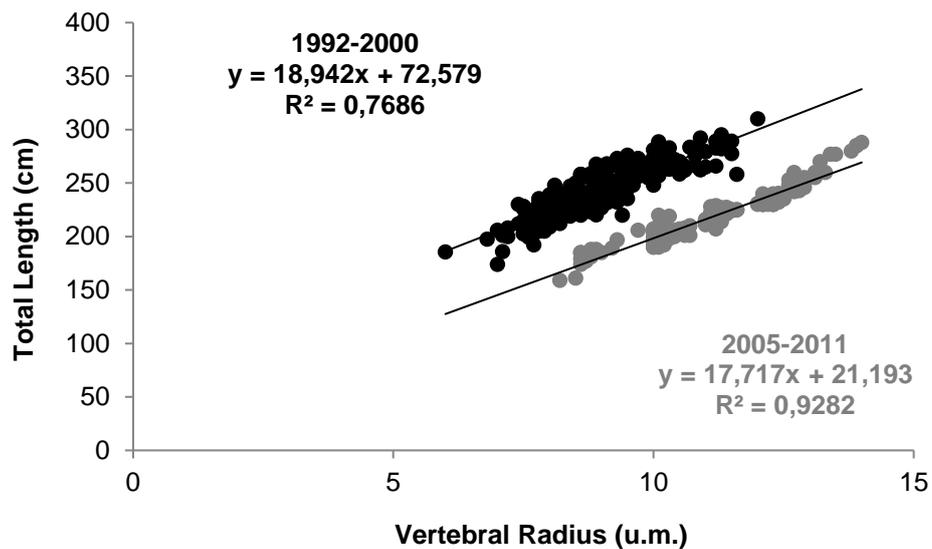
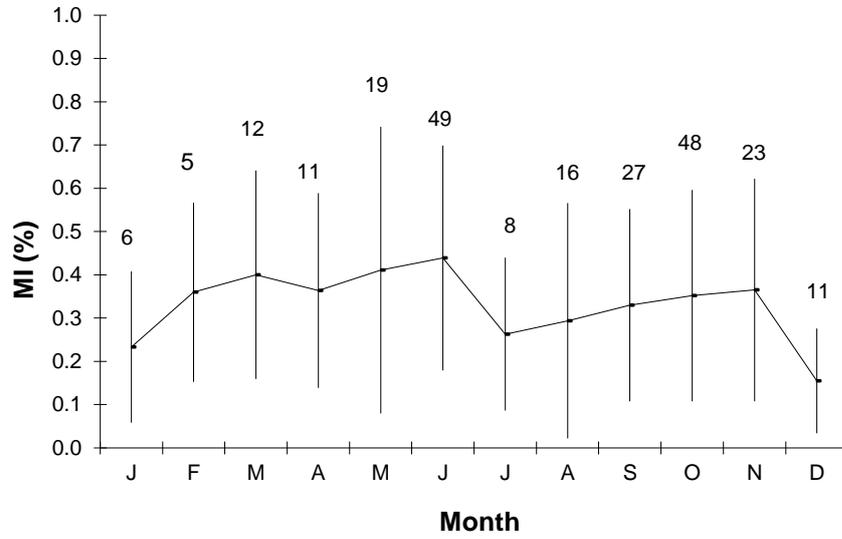


Fig. 2. Comparison of relationships between VR to TL with parameters of the equation and linear regression for the blue shark for combined sexes. (1992-2000 in black; 2005-2011 in grey).

(A)



(B)

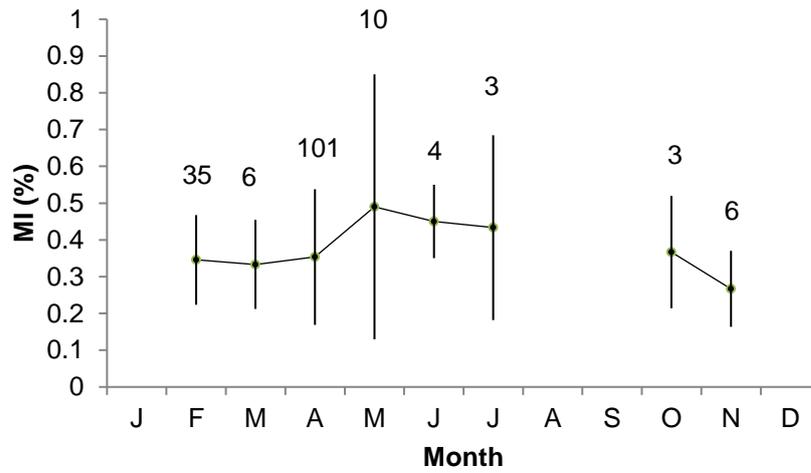


Fig. 3. Mean vertebral marginal increment by month for the blue shark. Vertical bars are standard deviation of means. (A) Lessa et al. (2004); (B) 2005-2011 sample.

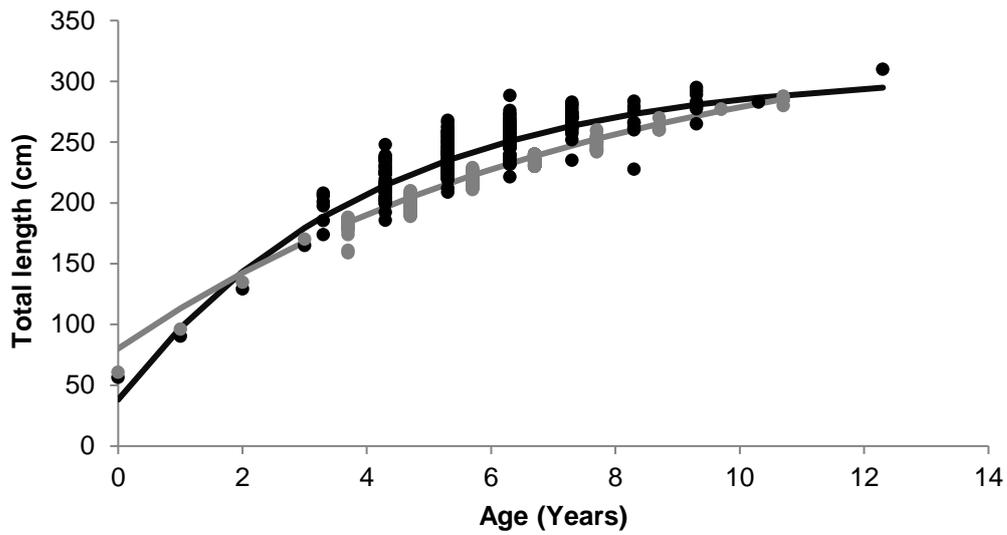
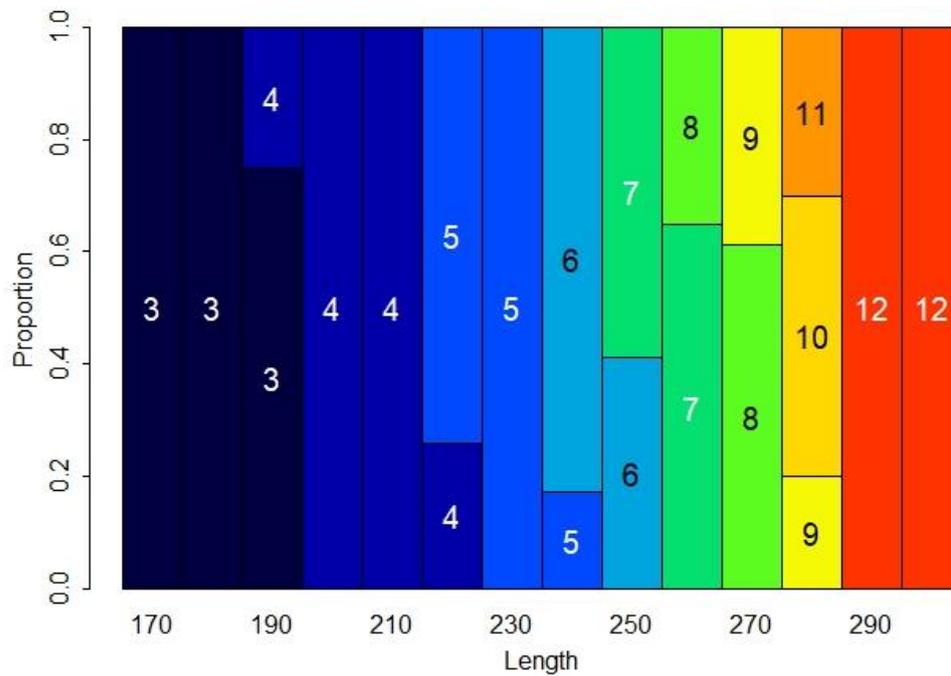


Fig. 4. Comparison of von Bertalanffy growth curves generated from 1992-2000 (black line) and 2005-2011 (grey line) periods for the blue shark off Northeastern Brazil.

(A)



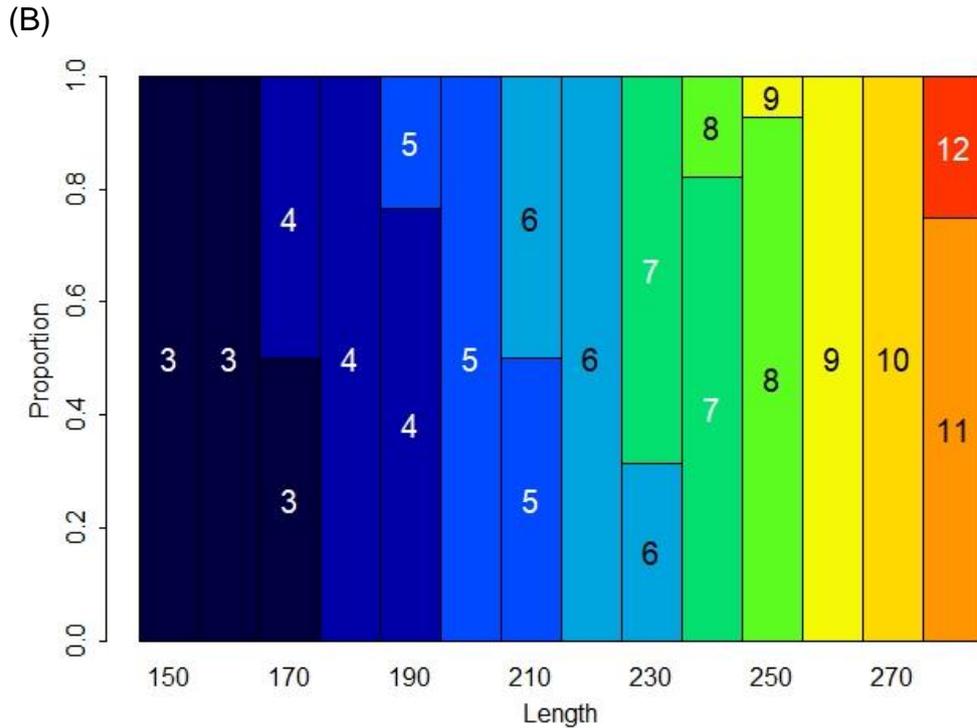


Fig. 5. Age-length keys of the blue shark samples obtained by the (A) 1992-2000 and (B) 2005-2011 periods.

Table 1. Mean back-calculated (BC) and observed length-at-growth ring class (OB) data for combined sexes of blue shark off Northeastern Brazil collected from 1992-2000 and 2005-2011 periods (SD = standard deviation).

Age (years)	1992-2000				2005-2011			
	BC (cm)	SD	OB (cm)	SD	BC (cm)	SD	OB (cm)	SD
0	56.45	1.79	-	-	60.75	1.04	-	-
1	90.44	2.93	-	-	96.22	4.19	-	-
2	129.18	6.01	-	-	134.77	4.40	-	-
3	164.90	6.99	195.3	13.20	170.14	4.83	179.46	8.89
4	190.57	12.64	218.54	14.37	199.19	6.15	200.09	5.99
5	218.27	6.79	238.77	13.48	220.88	7.63	220.39	4.66
6	237.78	6.15	254.41	12.02	240.43	8.93	235.24	3.75
7	253.79	4.83	267.62	9.96	251.15	7.28	249.13	4.89
8	266.78	3.91	271.14	8.65	261.74	5.98	262.4	4.33
9	278.63	4.89	282.87	9.51	272.34	1.14	277	0
10	286.83	8.75	283	0	278.25	0	284.5	3.31
11	300.3	0	-	-	-	-	-	-
12	305.1	0	310	0	-	-	-	-

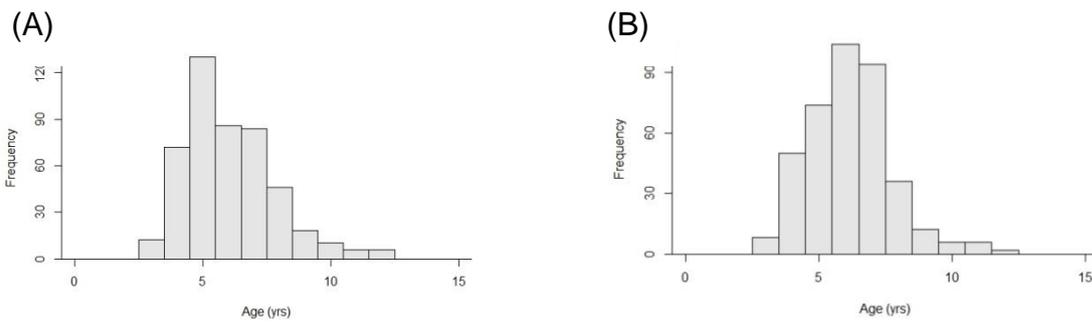


Fig 6. Frequency of blue sharks for sexes combined from 1992-2000 (A) and 2005-2011 (B) periods.

Comparing the frequency of catch for both periods with the the Kolmogorov-Smirnov test, both samples corresponded to a normal population distribution (p -value = 0.9883), but different median values (16 for 1992-2000 and 12 for 2005-2011). For separated sexes, the p -value was also 0.9883 for both females and males and medians did not show a great difference between the periods.

3.4 DISCUSSION

It is important to consider that the fishing gear usually selects the sizes caught by it. From 1992 to 1997, Brazil used deep multifilament longlines with J hooks and small pelagic fishes as bait, mainly targeting tunas, and sharks were bycatch (Hazin et al. 2008; Barreto et al., 2015). After that period, between 1998 and 2007, the targeted species changed to swordfishes and sharks, and consequently, gear configuration changed too, including surface monofilament longlines and circle hooks, leading to a scenario of increased fishing effort. The International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT) banned meat commercialization of oceanic sharks, and from 2006 to 2011, the mean annual catch rate from vessels that used deep and surface longlines decreased from 26.06 to 10.16 in South Atlantic Ocean (Tolloti et al., 2015; Barreto et al., 2015).

The two samples demonstrated similar growth patterns from growth rings 0 to 3 (Fig. 4; Table 1), yet it might be due to the values obtained from the BC, since both samples were lacking data in these age classes, and this corroborates with arguments from Hazin et al. (2000), Legat (2001) and Montealegre-Quijano et al. (2014) that there is no nursery or parturition area in the analyzed region. The growth rate after 3 years old showed differences between the two periods (Fig. 5). The sample caught from 2005-2011 shows that individuals with the same age have

smaller sizes compared to the 1992-2000, which supposedly can be a biological reaction from the species due to the fishing pressure or a response to changes in the fishing gear's selection. The decrease in length can be deemed as an indicative of overfishing in this location, since the CPUE values have changed considerably according to Barreto (2015) for this species when analyzing the fishing efforts before and after changes in the gear configuration.

The 1992-2000 period had larger individuals than the 2005-2011, suggesting that the longlines were modified throughout this ten-year difference to catch younger individuals. The frequency of the sample (Fig. 6) presents that the most caught age classes were different between the two programs (5 years for 1992-2000 and 6 for 2005-2011) and this must be due to the fishing gear modification.

The marginal increment shows the biggest growth between November and March (Fig. 3) and matches the hypothesis that birth in South Atlantic happens between December/January and the assumption that GR formation occurs from November to January (Amorim, 1992; Lessa et al., 2004). There was absence of data in Fig. 3b due to the lack of samples in January, August, September and December, so the periodic deposition of GR is not conclusive.

The L_{max} of males and females are different in both cases but did not demonstrate any differences in growth patterns between sexes, in accordance to Pratt (1979), Castro & Mejuto (1995) and Amorim (1998), who suggested that is why they were not treated separately in age-length keys and in the von Bertalanffy analyzes. The values from the Von Bertalanffy model shown in Table 2 differ from the previous studies of age and growth for the South Atlantic and the two fishing periods analyzed in the current study, except for those growth parameters by Hsu (2015). This author collected samples between 2006-2011 in the South Atlantic, obtaining growth parameters in 2005-2011 period similar to the present study, which can corroborate with the hypothesis of Da Silva et al. (2010) that there is only one population *Prionace glauca* integrating South Atlantic.

Table 2. Von Bertalanffy parameters with combined sex for the blue shark (*Prionace glauca*) in the South Atlantic Ocean.

Authors	Local	Length range (cm)	L_{∞}	K	t_0	n	Tmax (years)
Hsu et al. (2015)	South Atlantic	100 - 325	352.1	0.13	-1.31	742	15
Jolly et al. (2013)	South Africa	72 - 313	311.6	0.12	-1.66	197	18
Lessa et al. (2004)	Northeast Brazil	173 - 310	352.0	0.16	-1.01	236	12
1992-2000 (this study)	Northeast Brazil	173 - 310	307.6	0.24	-0.53	236	12
2005-2011 (this study)	Northeast Brazil	159 - 288	355.1	0.12	-1.99	196	10

Any kind of fishing effort may disturb the population structure by changing the mean size of the population (Beverton & Holt, 1957). Density-dependence mechanisms in elasmobranch populations have three possible compensatory responses, which are a decrease in natural mortality, an increase in fecundity when more food is abundant, and an increase in growth rate causing the population to reach sexual maturity at an early age (Holden, 1973; Hoenig & Gruber, 1990). When the population suffers a fishing pressure, age at maturity decreases, and acts on the population's density by modifying the size-at-maturity and limiting growth (Beverton & Holt, 1957; Rothshild, 1986). The K value (Table 2) has decreased in half, which means that the 2005-2011 samples presents slower growth compared to the 1992-2000 ones, also, the size-at-maturity have been decreasing over time (Table 3), which fits two of the mechanisms that categorize a density-dependent response on the population. In general, density-dependent survival in the juvenile phase is believed to be of key importance in regulating fish populations, but whether the differences presented reflect real growth and biological differences and whether they are the result of a density-dependent factor is much harder to assess (Tanaka et al., 1990).

Table 3. Age at maturity for the blue shark (*Prionace glauca*) in the South Atlantic Ocean.

Authors	Age at maturity (cm)	
	Male	Female
Hazin et al. (1994)	5	3
Lessa et al. (2004)	6	6
Bornatowski & Shwingel (2008)	4	4
Montealegre-Quijano et al. (2014)	4	3

3.5 CONCLUSION

Currently, fishing mortality is the main impact factor for the blue shark, currently classified as Near-Threatened in the South Brazil. There is a concern about the impacts of fishing on the blue shark, reinforcing the need for further study to support specific assessments and management measures, which is a shortcoming for the conservation of this species.

This study concludes that the blue sharks that are fished in northeastern Brazil are reaching sexual maturity at smaller sizes than ten years ago, and this directly affects the dynamic of the population, being vulnerable to all forms of non-natural mortality. Improving the knowledge of the biological structure helps to delineate a more conservational measure. Limiting gear efficiency, fishing effort per year, and setting a fixed catch quota are some measurements that can be taken reduce catch rates and expect the population to maintain its natural growth pattern.

3.6 ACKNOWLEDGEMENTS

Authors owe gratitude to observers for data collection as part of the REVIZEE Programme, created by the Brazilian Ministry of the Environment (MMA) and the Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (SECIRM). The authors would also like to acknowledge the National Onboard Observers Program (PROBORDO), created by the Ministry of fishing and aquaculture (MPA) and the Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SEAP). An MSc scholarship was attributed to the first author (L. Barcellos) by the Conselho Nacional de

Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), and a research grant (Proc: 306672/2015-4) to R. Lessa.

REFERENCES

- AMORIM, A.F. Estudo da pesca e reprodução do cação-azul *Prionace glauca* (L. 1758), capturado no Sudeste e Sul do Brasil. D.Sc. Thesis. **Universidade Estadual Paulista**, Rio Claro, p. 205, 1992.
- AMORIM, A.F.; ARFELLI, C.A.; FAGUNDES, L. Pelagic elasmobranchs caught by longliners off southern Brazil during 1974–1997: an overview. **Marine Freshwater Research**, v.49, p. 621–632, 1998.
- BARRETO, R.R.P. História de vida e vulnerabilidade dos tubarões oceânicos (elasmobranchii) do Atlântico Sul. **Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco** (PGPA – UFRPE), 2015. 165 p.
- BARRETO, R.; FERRETTI, F.; FLEMMING, J. M.; AMORIM, A.; ANDRADE, H.; WORM, B.; LESSA, R. Trends in the exploitation of South Atlantic shark populations. **Conservation Biology**, v. 30, n. 4, p. 792–804, 2016.
- BEVERTON, R.J.H.; HOLT, S. J. On the dynamics of exploited fish populations. **UK Ministry of Agriculture fisheries and food Investigation Series**, v. 2, p. 19, 1957.
- BORNATOWSKI, H.; SCHWINGEL, P.R. Alimentação e reprodução do tubarão-azul, *Prionace glauca* (LINNAEUS, 1758), capturado na costa sudeste e sul do Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v.41, n.1. p. 98-103, 2008.
- CAMHI, M.; VALENTI, S.V.; FORDHAM, S.V.; FOWLER, S.L.; GIBSON, C. **The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays**: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK, 2009. 78 p.
- CASTRO, J.A.; MEJUTO, J. Reproductive parameters of blue shark *Prionace glauca* and other sharks in the Gulf of Guinea. **Marine Freshwater Research**, v. 46, p. 967–973, 1995.
- DA SILVA, C.; KERWATH, S. E.; WILKE, C. G.; MEYER, M.; LAMBERTH, S. J. First documented southern transatlantic migration of a blue shark *Prionace glauca* tagged off South Africa. **African Journal of Marine Science**, v. 32, n. 3, p. 639–642, 2010.
- DIAS-NETO, J. Gestão do uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil. **Edições IBAMA**, Brasília, 2003.
- HAZIN, F.H.V. Ecology of the blue shark, *Prionace glauca*, in the southwestern equatorial Atlantic. M.Sc. Dissertation. **Tokio University of Fisheries**, 1991. 123 p.

HAZIN, F.H.V.; BOECKMAN, C.E.; LEAL, E.C.; LESSA, R.P.; KIHARA, K., OTSUKA, K. Distribution and relative abundance of the blue shark *Prionace glauca* in the south-western equatorial Atlantic Ocean. **Fishery Bulletin**, v. 92, p. 474–480, 1994.

HAZIN, F.H.; PINHEIRO, P.B.; BROADHURST, M.K. Further notes on the reproduction of the blue shark and a postulated migratory pattern in the South Atlantic Ocean. **Ciência e Cultura**, v. 52, p. 114-120, 2000.

HAZIN, F.H.V.; TRAVASSOS, P. Aspectos estratégicos para o desenvolvimento da pesca oceânica no Brasil. **Parcerias Estratégicas**, v.11, p. 289-310, 2006.

HAZIN F.H.V.; BROADHURST, M.; AMORIM, A.C.; ARFELLI, C.; DOMINGO, A. **Sharks of the Open Ocean: Catches of pelagic sharks by longline fisheries in the South Atlantic Ocean during the last century: a review of available data with emphasis on Uruguay and Brazil.** Eds: CAMHI, M.D.; PIKITCH, E.K.; BABCOOK, E.A. Wiley-Blackwell, Oxford, 2008. 213-229 p.

HOENIG, J.M.; S. H. GRUBER. **Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries:** Life-history patterns in the elasmobranchs: implications for fisheries management. Eds: H. L. Pratt Jr., S. H. Gruber, and T. Taniuchi. NOAA Tech. Rep. NMFS 90, U.S. Dept. of Comm, Washington, DC, 1990. 1-16 p.

HOFF, T.B.; MUSICK, J. A. **Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries:** Western North Atlantic shark-fishery management problems and informational requirements. Eds: PRATT, H. L., GRUBER, S. H., AND TANIUCHI, T. NOAA Tech. Rep. NMFS 90, U.S. Dept. of Comm. Washington, DC, 1990. 455-472 p.

HOLDEN, M.J. Are long-term sustainable fisheries for elasmobranchs possible? Rapp. et Procesverbaux des Reunions. **Cons. Int. Explor. Mer**, v. 164, p. 360-367, 1973.

HSU, H.H.; LYU, G.; JOUNG, S.; LIU, K. Age and growth of the blue shark (*Prionace glauca*) in the South Atlantic Ocean. **Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 71, n. 6, p. 2573-2584, 2015.

HUSSEY, N.E.; MACNEIL, M. A.; SIPLE, M.C.; POPP, B. N.; DUDLEY, S. F.; FISK, A. T. Expanded trophic complexity among large sharks. **Food Webs**, v. 4, p. 1-7, 2015.

JOLLY, K.; DA SILVA, C.; ATTWOOD, C. Age, growth and reproductive biology of the blue shark *Prionace glauca* in South African waters. **African Journal of Marine Science**, v. 35, n. 1, p. 99–109, 2013.

LEGAT, J.F.A. Distribuição, abundância, reprodução e morfometria de *Prionace glauca* no sul do Brasil. **Tese de Mestrado. FURG**, 2001. 118 p.

LESSA, R.P.; SANTANA, F.M.; RINCÓN, G.; GADIG, O.B.F.; EL-DEIR, A.C.A. **Biodiversidade de Elasmobrânquios do Brasil: Relatório para o Programa**

Nacional de Diversidade Biológica (PRONABIO) – Necton – Elasmobrânquios. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Recife, 1999. 119 p.

LESSA, R.; SANTANA, F.M.; HAZIN, F.H. Age and growth of the blue shark of the northeastern Brazil. **Fisheries Research**, v. 66, p. 19–30, 2004.

LUCENA FRÉDOU, F.; TOLOTTI, M.T.; FRÉDOU, T. Sharks caught by the Brazilian tuna longline fleet: an overview. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 25, p. 365, 2015.

MONTEALEGRE-QUIJANO, S.; CARDOSO, A. T. C.; SILVA, R. Z.; KINAS, P. G.; VOOREN, C. M. Sexual development, size at maturity, size at maternity and fecundity of the blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) in the Southwest Atlantic. **Fisheries Research**, v. 160, p. 18–32, 2014.

MOTTA, P. J.; HUETER, R. E., TRICAS, T. C.; SUMMERS, A. P. Kinematic analysis of suction feeding in the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum* (Orectolobiformes, Ginglymostomatidae). **Copeia**, v.1, p. 24 -38, 2002.

MUSICK, J.A.; ELLIS, J.K. Reproductive evolution of chondrichthyans. **Reproductive Biology and Information Series (Fisheries)**, v. 6, p. 1-186, 2005.

PRATT, H. L. Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. **Fishery Bulletin (US)**, v. 77, p. 445-457, 1979.

ROTHSCHILD, B. I. **Dynamics of marine fish populations**. Cambridge, MA: Harvard University Press. 1986.

SMITH, S.E.; AU, D.W.; SHOW, C. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. **Marine Freshwater Research**, v. 49, p. 663-678, 1998.

STEVENS, J.D.; BONFIL R.; DULVY, N.K. & WALKER, P.A. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 476-494, 2000.

TOLOTTI, M.T.; TRAVASSOS, P.; FREDOU, F.L.; WOR, C.; ANDREADE, H.A.; HAZIN, F.H.V. Size, distribution and catch rates of the oceanic whitetip shark caught by the Brazilian tuna longline fleet. **Fisheries Research**, v. 143, p. 136-142, 2013.

TOLOTTI, M.T.; FILMALTER, J.D.; BACH, P.; TRAVASSOS, P.; SERRET, B.; DAGORN, L. Banning is not enough: the complexities of oceanic shark management by tuna regional fisheries management organizations. **Global Ecology and Conservation**, v. 4, p.1–7, 2015.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil é considerado um dos maiores consumidores de carne de tubarão do mundo, devido à falta de fiscalização adequada para coibir a pesca de espécies ameaçadas, à falta de informação básica sobre a carne que o consumidor está comprando, ao baixo custo no mercado e à parceria internacional para exportação de barbatanas para o continente asiático.

O presente estudo aponta que houve mudança de padrões biológicos de *Prionace glauca*, o que pode indicar que a população está sendo diretamente afetada pela pesca intensiva na região Nordeste do Brasil. Também apontou que *C. falciformis*, *C. longimanus*, *C. signatus* e *I. oxyrinchus* diminuíram consideravelmente nas capturas em um período de 10 anos, o que pode ser reflexo da mudança nas configurações dos aparelhos pesqueiros. Essa diminuição no número de capturas também pode indicar que, mesmo com a presença de áreas de conservação e presença de EBSAs contidas no Nordeste brasileiro, os órgãos fiscalizadores não lhes deram a devida atenção durante o período analisado.

Dentre as medidas já propostas para o controle da pesca de elasmobrânquios destacam-se: 1) a criação de planos de manejo, 2) cotas de captura, 3) necessidade de obtenção anual de licença para a pesca comercial e esportiva, 4) fechamento de áreas de hábitat crítico para jovens e adultos, 5) proibição sazonal da captura, 6) tamanho mínimo de captura, 7) restrições nos petrechos de pesca, 8) utilização total das carcaças e proibição do corte de barbatanas, 9) limite de captura na pesca esportiva, e 10) monitoramento da captura acidental pela pesca não direcionada (Camhi et al., 1998). Para as EBSAs, as medidas mais urgentes são a 1), 4) e 5), como demonstrado no Capítulo 1.

REFERÊNCIAS

AMARAL, A.C.Z.; JABLONSKI, S. Conservation of marine and coastal biodiversity in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n.3, p. 625–631, 2005.

BARRETO, R. R.; BORNATOWSKI, H.; MOTTA, F. S.; SANTANDER-NETO, J.; VIANNA, G. M. S.; LESSA, R.. Rethinking use and trade of pelagic sharks from Brazil. **Marine Policy**, v. 85, p. 114–122, 2017.

BRASIL. DECRETO N. 99.165, DE 12 DE MAR. DE 1990. **Convenção das Nações Unidas Sobre o Direito Do Mar**. Brasília, DF, mar. 1990. disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1990/decreto-99165-12-marco-1990-328535-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em 21 jun. 2018.

BONATTI, E. Subcontinental mantle exposed in the Atlantic Ocean on St. Peter-Paul islets. **Nature**, v. 345, p. 800-802, 1990.

DRUEL, E. 2012. **Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (EBSAs): the identification process under the Convention on Biological Diversity (CBD) and possible ways forward**. Paris: IDDRI Working Paper, n. 17/12.

CBD (Convention on Biological Diversity). **Azores scientific criteria and guidance for designing ecologically or biologically significant marine areas and designing representative networks of marine protected areas in open waters and deep sea habitats**. CBD Secretariat, Montreal. 2009. Disponível em: <<https://www.cbd.int/marine/doc/azoresbrochureen.pdf>> Acesso em 12 de julho de 2018.

DIAS-NETO, J. Gestão do uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil. **Edições IBAMA**, Brasília, DF, 2003.

DI DARIO, F.; ALVES, C.B.; BOOS, H.; FRÉDOU, F.L.; LESSA, R.P.; MINCARONE, M.M.; PINHEIRO, M.A.A.; POLAZ, C.N.M.; REIS, R.E.; ROCHA, L.A.; SANTANA, F.M.; SANTOS, R.A.; SANTOS, S.B.; VIANNA, M.; VIEIRA, F. A better way forward for Brazil's fisheries. **Science**, v. 347, n. 6226, p. 1079-1079, 2015.

DULVY, N.K.; SADOVY, Y.; REYNOLDS, J.D. Extinction vulnerability in marine populations. **Fish and Fisheries**, v. 4, p. 25–64, 2003.

FEITOZA, B.M.; ROCHA, L.A.; LUIZ JR., O.J.; FLOETER, S.R.; GASPARINI, J.L. Reef fishes of St. Paul's Rocks: new records and notes on biology and zoogeography. **Journal of Ichthyology and Aquatic Biology**, v.7, n. 2, p. 61–82, 2003.

HAZIN, F.H.V.; TRAVASSOS, P. Aspectos estratégicos para o desenvolvimento da pesca oceânica no Brasil. **Parcerias Estratégicas**, v. 11, p. 289-310, 2006.

HEKINIAN, R.; JUTEAU, T.; GRACIA, E.; SICHLER, B.; SICHEL, S.E.; UDINTSEV, G.; APPRIOUAL, R.; LIGI, M. Submersible Observations of Equatorial Atlantic Mantle: The St. Paul Fracture Zone Region. **Marine Geophysical Researches**, v. 21, n. 6, p. 529-560, 2000.

HEITHAUS, M.R.; FRID, A.; WIRSING, A.J.; WORM, B. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, p. 202–210, 2008.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes**. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio, 2018.1232 p.

JOYEUX, J.C.; FLOETER, S.R.; FERREIRA, C.E.L.; GASPARINI, J.L. Biogeography of tropical reef fishes: the South Atlantic puzzle. **Journal of Biogeography**, v. 28, p. 831– 841, 2001.

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

Marinha do Brasil. **Amazônia Azul**. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/content/amazonia-azul>>. Acesso em 5 de novembro de 2018.

NÓBREGA, M. F.; LESSA, R.L.; SANTANA, F.M. **Programa Revizee – Score Nordeste**: Peixes Marinhos da Região Nordeste do Brasil. Fortaleza: Editora Martins & Coreiro, v. 6, 2009. 192-197 p.

PIERCE, S, J.; BENNET, M. Destined to decline? Intrinsic susceptibility of the threatened estuary stingray to anthropogenic impacts. **Marine and Freshwater Research**, v. 61, n. 12, p. 1468-1481, 2011.

SANTANA, F.M.; DUARTE-NETO, P.; LESSA, R. L. Demographic analysis of the night shark (*Carcharhinus signatus*, Poey, 1868) in the equatorial Southwestern Atlantic Ocean. **Fisheries Research**, v. 100, n. 3, p. 210-214, 2009.

SMITH, S.E.; AU, D.W.; SHOW, C. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. **Marine and Freshwater Research**, v. 49, p. 663-678, 1998.

STEVENS, J.D.; BONFIL R.; DULVY, N.K. & WALKER, P.A. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 476-494, 2000.

VALENTINI, H.; PEZZUTO, P. R. **REVIZEE/SCORE-Sul**: Análise das pescarias comerciais da Região Sudeste-Sul do Brasil com base na produção controlada do período 1986-2004. São Paulo: Instituto Oceanográfico-USP, 2006. 56 p.

VIANA, D.D.L.; HAZIN, F.H.V.; SOUZA, M.A.C. **O arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de estação científica**. Brasília: SECIRM, 2009. 348 p.

APÊNDICE A – CATEGORIAS DE AMEAÇA DA IUCN

Espécie	Categoria	Critério A2	Critério A3	Critério A4
<i>I. oxyrinchus</i>	VU	a, b, d	b, d	a, b, d
<i>C. falciformis</i>	VU	b, d	-	-
<i>C. longimanus</i>	VU	a, d	d	a, d
<i>C. signatus</i>	VU	a, b, d	b, d	a, b, d

Tabela 3. Categorias e critérios da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas (IUCN). Categoria Vulnerável (VU): Declínio de biomassa de 30% em 100 anos. Critérios utilizados: A2- Redução da população no passado; A3- Redução da população no futuro; A4- Redução da população no passado e futuro. Itens utilizados: a- observação direta; b- índice de abundância (CPUE); d- níveis reais ou potenciais de exploração.