



Chamada MCTI/MPA/CNPq 22/2015 Ordenamento da Pesca Brasileira

**Projeto de Apoio Técnico-Científico ao
Desenvolvimento da Pesca de Atuns e Afins no Brasil**

RELATÓRIO FINAL

RECIFE, DEZEMBRO/2022



Participantes do 4º Seminário Científico
Encerramento do PROTUNA
UFRPE, Recife, 18-19 de outubro de 2022.



Ministério da Agricultura
Pecuária e Abastecimento
SAP/MAPA



Agradecimentos

A todos os tripulantes do PROTUNA, pesquisadores, colaboradores, estudantes e bolsistas! Valeu galera!

À Secretaria de Aquicultura e Pesca / MAPA pelo apoio financeiro e todo o suporte ao longo dessa navegada! Através da Valdimere Ferreira agradecemos a todos da Secretaria.

Ao CNPq pela logística da Chamada 22/2015 e pela atenção dispensada em vários momentos de dúvidas e esclarecimentos pela Beatriz Volpato. Obrigado!

Ao colega e amigo Fábio Hissa Vieira Hazin, por tudo o que ele que fez para que o desenvolvimento da pesca de atuns e afins no Brasil ocorresse em bases sustentáveis nos seus diferentes aspectos, por acreditar na ciência como base para esse desenvolvimento e por suas dedicação e participação ativa nos fóruns internacionais da pesca, principalmente no âmbito da FAO e da ICCAT.

A você Fábio, dedicamos este nosso trabalho!

SUMÁRIO

<i>Agradecimentos.....</i>	3
<i>Resumo.....</i>	5
1. Contextualização.....	6
2. Resultados obtidos.....	11
2.1 Eixo A: Dinâmica populacional.....	12
2.2 Eixo B: Ecologia marinha.....	199
2.3 Eixo C: Avaliação de estoques.....	229
2.4 Eixo D: Economia pesqueira.....	361
2.5 Eixo E: Tecnologia de Pesca.....	419
3. Comentários finais.....	436
4. Equipe.....	437
5. Acrônimos / Instituições.....	439
6. Projetos parceiros.....	439
7. Referências bibliográficas.....	440

Resumo

O Projeto de Apoio Técnico-Científico ao Desenvolvimento da Pesca de Atuns e Afins no Brasil (Chamada MCTI/MPA/CNPq 22/2015 - Linha Temática II – Atuns e afins) teve como objetivo geral prover informações que contribuam para o desenvolvimento científico, tecnológico e de inovação da pesca de atuns e afins no Brasil de forma sustentável, subsidiando a Secretaria de Aquicultura e Pesca (SAP/MAPA) na implementação de medidas de ordenamento pesqueiro e no cumprimento das obrigações do País perante a ICCAT. Seus objetivos específicos foram: (i) avaliar os aspectos biológicos das principais espécies capturadas (ii) estudar sua ecologia, avaliando suas interações com o ambiente pelágico oceânico, (iii) estimar as condições dos estoques dos principais recursos pesqueiros, contribuindo de forma efetiva nas avaliações de estoques realizadas pela ICCAT, (iv) avaliar aspectos econômicos da pesca de atuns e afins no Brasil e (v) avaliar e propor novas tecnologias de pesca que contribuam para o uso de aparelhos de pesca mais seletivos e ecologicamente responsáveis. O presente relatório final apresenta as atividades desenvolvidas durante o período de execução do projeto (01/2018 a 12/2022). Muito foi feito ao longo desses anos de trabalho nas cinco linhas de pesquisa que estruturaram o projeto, a saber: a) Dinâmica populacional, b) Ecologia marinha, c) Avaliação de estoques, d) Economia pesqueira e e) Tecnologia de pesca. Desta forma, os resultados gerados são apresentados, em detalhes, para cada uma dessas linhas de pesquisa, que iremos chamar de eixos, nesta ordem. É importante mencionar que, em decorrência da pandemia da COVID 19, boa parte da programação de pesquisa prevista para ocorrer ao longo do biênio 2020-2021 foi prejudicada. Por esta razão, foram necessários novos ajustes no cronograma das atividades, os quais foram apresentados e discutidos em reunião de coordenação com o CNPq e a SAP, no início de setembro/2020. No que se refere aos recursos aprovados para o projeto, no valor total de R\$ 2.140.061,00, foram usados 99% da rubrica capital (R\$ 438.741,00), 96% do custeio (R\$ 658.120,00) e 86% do valor para bolsas (R\$ 1.043.200,00). Os detalhes contábeis por rubrica estão disponíveis no corpo do relatório. Os resultados aqui apresentados já vêm contribuindo para o alcance dos objetivos postos na Chamada 22/2015, já que muitos foram apresentados nas reuniões científicas da ICCAT (Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico, da qual o Brasil é membro-fundador. Agora, com a retomada das atividades do Comitê Permanente de Gestão da Pesca e do Uso Sustentável dos Atuns e Afins (CPG Atuns e Afins), as informações científicas aqui disponibilizadas poderão efetivamente subsidiar o governo na implementação de medidas de ordenamento pesqueiro, incluindo o cumprimento das obrigações do País perante à ICCAT, assegurando o uso sustentável dos recursos explotados.

1. Contextualização

O Projeto de Apoio Técnico-Científico ao Desenvolvimento da Pesca de Atuns e Afins no Brasil – PROTUNA foi submetido e aprovado na Chamada MCTI/MPA/CNPq 22/2015 – Linha Temática II – Atuns e afins, e tem como objetivo geral prover informações que contribuam para o desenvolvimento científico, tecnológico e de inovação da pesca de atuns e afins no Brasil de forma sustentável. Essas informações servirão para subsidiar a atual Secretaria de Aquicultura e Pesca (SAP), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), no processo de gestão da dessa pescaria, através da implementação de medidas de ordenamento pesqueiro e do cumprimento das obrigações do País perante a Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico (ICCAT – International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna). Os objetivos específicos do projeto são: (i) avaliar os aspectos biológicos das principais espécies capturadas; (ii) estudar sua ecologia, avaliando suas interações com o ambiente pelágico oceânico; (iii) estimar as condições dos estoques dos principais recursos pesqueiros, contribuindo de forma efetiva nas avaliações de estoques realizadas pela ICCAT; (iv) avaliar aspectos econômicos da pesca de atuns e afins no Brasil; e (v) avaliar e propor novas tecnologias de pesca que contribuam para o uso de aparelhos de pesca mais seletivos e ecologicamente responsáveis.

Baseada nesses objetivos específicos, a proposta foi estruturada em cinco eixos de pesquisa, que abordam diferentes aspectos da pesca e das espécies capturadas, conforme detalhado abaixo e na tabela 1:

- A. Dinâmica populacional (peso e comprimento, hábito alimentar, reprodução, distribuição e abundância, idade e crescimento, estrutura genética, mortalidade e recrutamento, densidade-dependência);
- B. Ecologia marinha (dinâmica espaço-temporal de suas distribuições de abundâncias, habitats preferenciais, deslocamentos verticais, preferências termo batimétricas, agregações no entorno de ilhas oceânicas e dispositivos concentradores de peixes);
- C. Avaliação de estoques (revisão e sistematização dos dados da pesca de atuns e afins no Brasil e elaboração de modelos de Padronização da Captura Por Unidade de Esforço - CPUE);
- D. Economia pesqueira (modelagem bioeconômica da pesca e rendimento econômico espacial das capturas); e
- E. Tecnologia de pesca (uso de anzol circular, estropos de náilon e atratores luminosos, definição da profundidade de operação dos anzóis do espinhel pelágico e horário de captura das espécies alvo e fauna acompanhante)

Apesar de sua aprovação em dezembro/2015, os recursos só foram liberados dois anos depois (dezembro/2017), em decorrência da extinção do Ministério de Pesca e Aquicultura logo após a abertura da Chamada 22/2015, em outubro/2015. A proposta original submetida ao CNPq totalizou R\$ 2.193.661,00, mas o valor aprovado foi de R\$ 1.872.061,00, havendo, portanto, um corte de R\$ 321.600,00 da rubrica bolsa, que recebeu aporte final de R\$ 775.200,00. Os recursos de capital, no valor de R\$ 438.741,00, e custeio, de R\$ 658.120,00, foram aprovados na íntegra. Posteriormente, a SAP aprovou crédito suplementar para bolsas, no valor de R\$ 268.000,00, o qual foi liberado em meados de março de 2022.

Assim, as atividades do Protuna só foram iniciadas efetivamente em janeiro/2018, a partir da reorganização das equipes de pesquisadores vinculadas à cada linha acima descrita. Desde então, os dados foram sendo gerados e analisados, com quatro seminários realizados (3 para apresentação parcial dos dados e 1 para apresentação final).

Neste contexto, o presente relatório final apresenta as atividades desenvolvidas durante o período de execução do projeto (2018-2022).

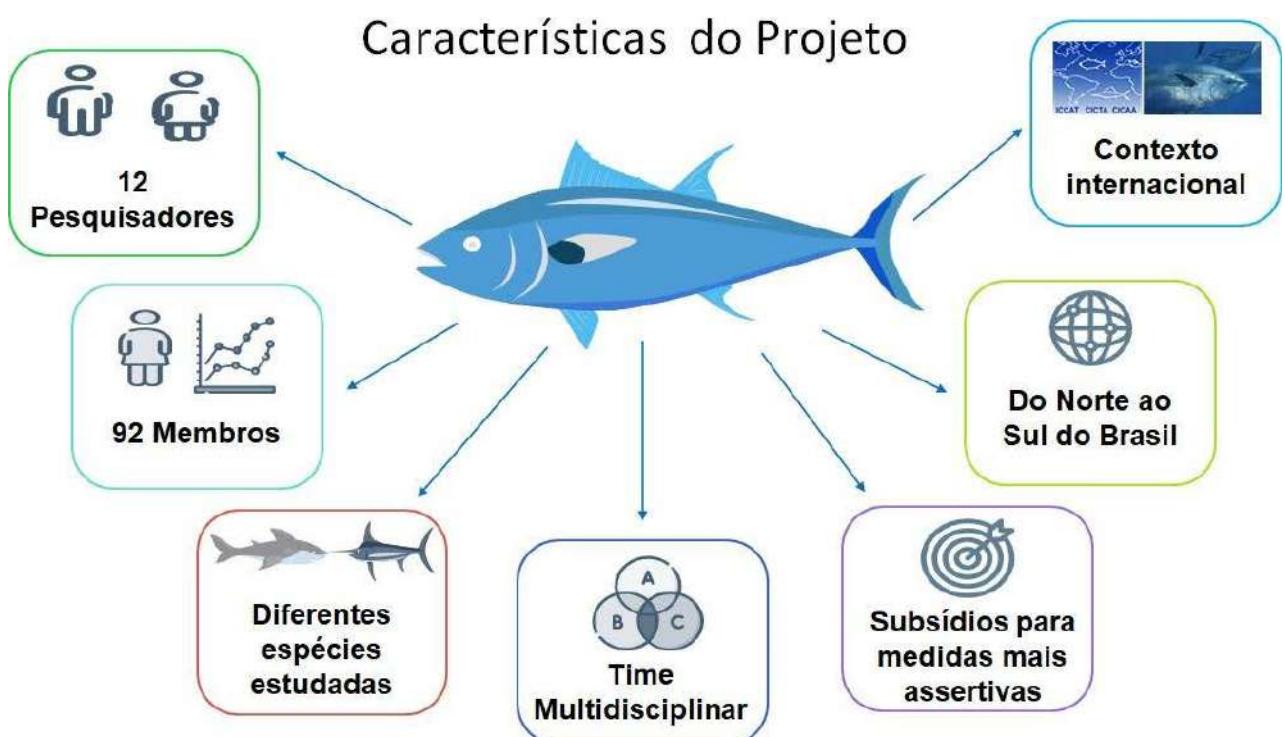
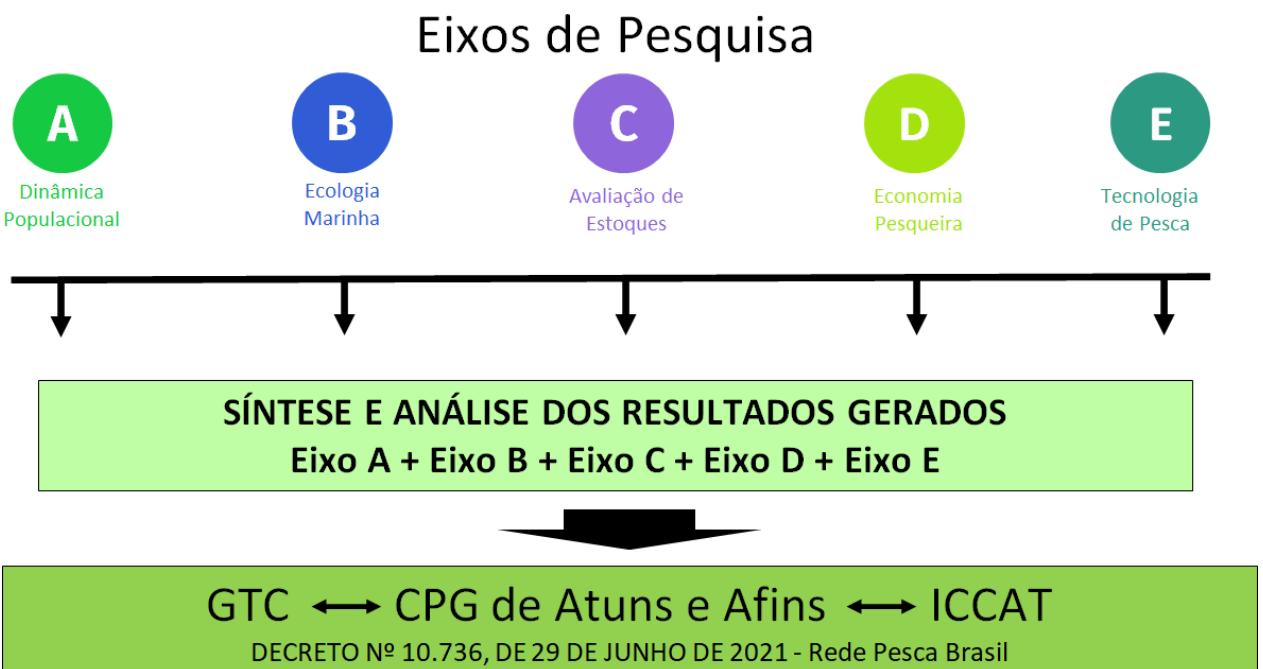
Estrutura e características do projeto

O presente relatório final visa facilitar a avaliação quali-quantitativa dos avanços alcançados com o desenvolvimento do Protuna até o seu encerramento. Inicialmente, um breve informe sobre a gestão do projeto é apresentado, englobando as alterações na composição da equipe e, principalmente, o uso dos recursos liberados para as três rubricas, separadas em capital, custeio e bolsas, mencionando os gastos efetuados em cada uma delas e o saldo final. Em seguida, são apresentadas as atividades técnico-científicas desenvolvidas e os resultados finais obtidos no âmbito de cada linha de pesquisa da proposta inicial (Tabela 1).

Tabela 1. Quadro indicativo das linhas de pesquisa do projeto e respectivas contribuições técnico-científicas.

Linhos de pesquisa	Principais contribuições	Atividades/Informações básicas
A. Dinâmica populacional	Gerar, para as principais espécies capturadas, informações sobre diferentes aspectos biológicos necessários para subsidiar medidas de ordenamento da pesca e conservação das espécies	Relações de peso/comprimento, hábito alimentar, reprodução, distribuição e abundância, idade e crescimento, estrutura genética, mortalidade e recrutamento e denso-dependência
B. Ecologia marinha	Gerar, para as principais espécies capturadas, informações sobre as suas interações com o ambiente pelágico oceânico	Dinâmicas espaço-temporais de suas distribuições e abundâncias, habitats preferenciais, agregações no entorno de ilhas oceânicas e dispositivos concentradores de peixes (DCP)
C. Avaliação de estoques	Gerar índices de abundância que permitam estimar a situação dos estoques das principais espécies capturadas	Revisão e sistematização dos dados da pesca de atuns e afins no Brasil e da elaboração de modelos de Padronização da Captura Por Unidade de Esforço (CPUE)
D. Economia pesqueira	Caracterizar, do ponto de vista econômico, a pesca de atuns e afins no Brasil,	Modelagem bioeconômica da pescaria e o rendimento econômico espacial das suas capturas
E. Tecnologia de pesca	Propor novas tecnologias de captura que contribuam para o uso de aparelhos de pesca mais seletivos e ecologicamente responsáveis	Anzol circular, atrator luminoso, estropo de nylon, profundidade de operação de pesca, outros

Infográficos sobre a estrutura do PROTUNA, o fluxo de informações, suas principais características e linha do tempo são apresentados a seguir.



Linha do tempo PROTUNA



Gestão administrativo-financeira

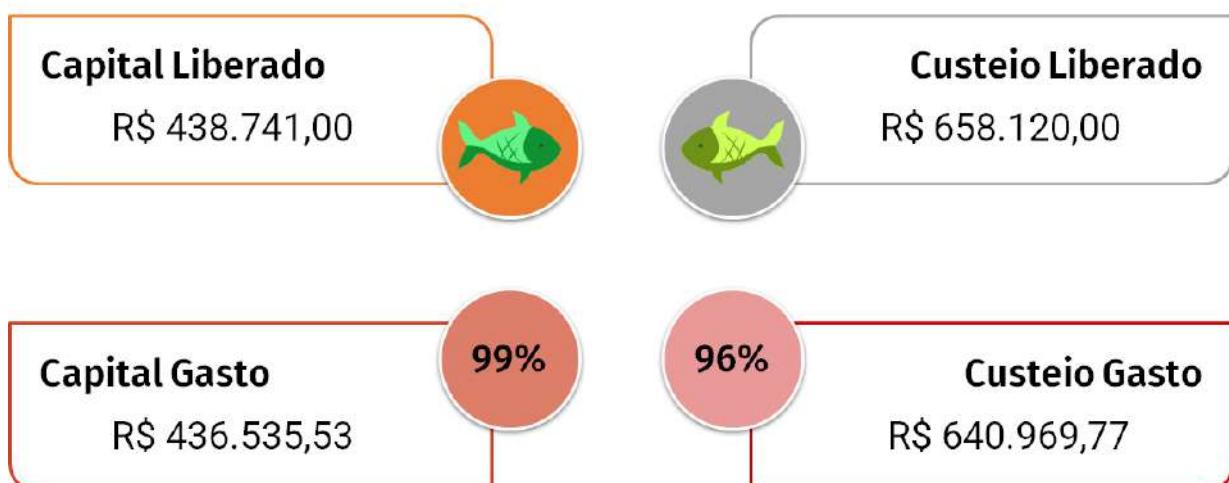
No que se refere ao cronograma de atividades, é importante mencionar que, em decorrência da pandemia do COVID 19, foram necessários ajustes no cronograma de atividades, os quais foram discutidos e apresentados na reunião de coordenação com o CNPq e a SAP visando dar continuidade ao projeto até seu encerramento, em dezembro/2022 (Tabela 2).

Tabela 2. Cronograma de atividades

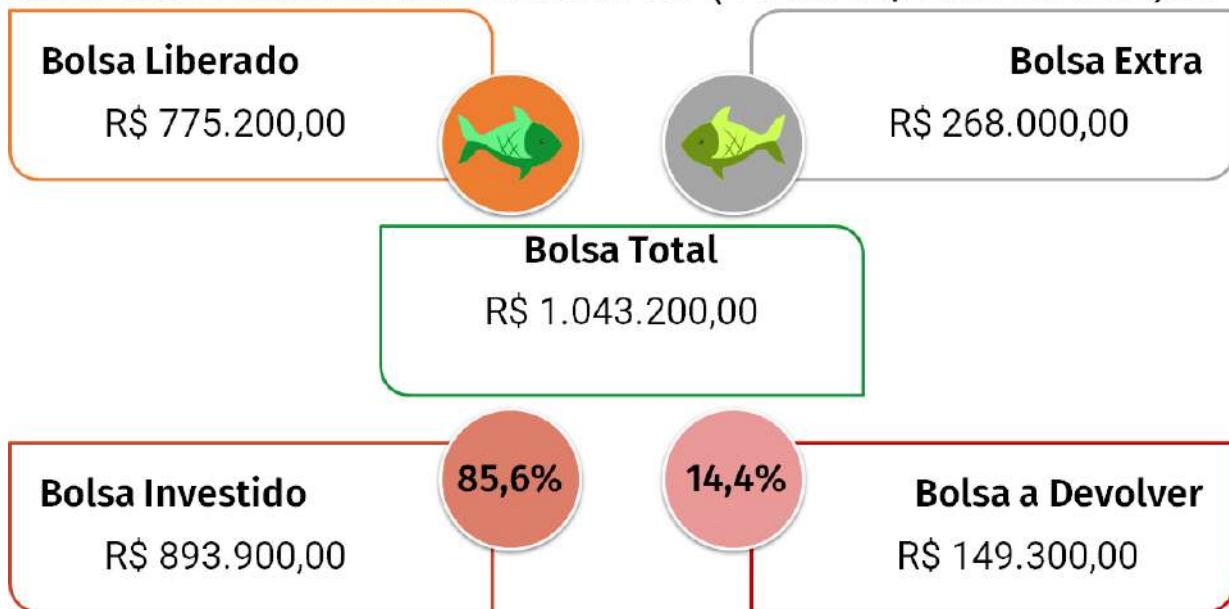
ATIVIDADE	ANO 1/2018				ANO 2/2019				ANO 3/2020				ANO 4/2021				ANO 5/2022			
	T 1	T 2	T 3	T 4																
Aquisição de materiais e equipamentos	X	X	X	X	X		X		X		X		X							
Coleta de dados e amostras biológicas		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
Análise de dados e amostras biológicas			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Seminários de Acompanhamento Técnico-Científico						X			X								X			X
Relatórios Parciais							X		X					X						
Elaboração do Relatório Final																		X	X	
Reuniões com CNPq e SAP							X			X					X					
Informes ao CPG																				X
Entrega do Relatório Final																				X
Seminários Conclusivo com CNPq e SAP																				X

No tocante à utilização dos recursos financeiros do projeto, no total de R\$ 2.140.061,00, segue abaixo um resumo dos valores alocados e usados por rubrica.

Uso dos Recursos Financeiros (Total R\$ 2.140.061,00)



Uso dos Recursos Financeiros (Total R\$ 2.140.061,00)

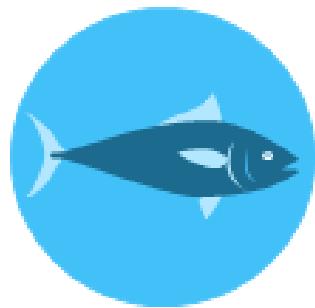


2. Atividades desenvolvidas e resultados obtidos

Em decorrência da limitação de tamanho do arquivo que deve ser submetido na Plataforma Carlos Chagas (Tamanho máximo de 2,5 Mb), o presente relatório apresenta uma síntese das atividades e dos resultados obtidos pelo Projeto PROTUNA ao longo dos seus 5 anos de execução.

No formato aqui escolhido, optou-se apenas pela manutenção dos textos de cada atividade desenvolvida, apresentadas, no formato de artigo científico, composto basicamente por introdução, metodologia, resultados, discussão e/ou conclusões ou comentários finais. Desta forma, nenhuma tabela ou figura foi considerada neste relatório para ilustrar as atividades desenvolvidas, cujos resultados estão apresentados apenas em texto, deste ponto em diante do relatório. À exceção se refere unicamente à parte inicial, de contextualizando do projeto PROTUNA, que você acabou de ler e ver para chegara até aqui.

O Relatório Final, na sua versão completa, poderá ser acessado via Google Drive, sob demanda direta ao Coordenador do PROTUNA, através link de acesso específico, vinculado ao e-mail do solicitante.



Eixo A

Dinâmica Populacional

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: biometria

Atividade: Análise da distribuição da frequência de tamanhos da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada pelas pescarias de espinhel e cardume associado no Atlântico oeste tropical

Pesquisadores envolvidos: Geyse Carvalho e Paulo Travassos

1. Introdução

A pesca oceânica comercial no Brasil ocorre, de uma maneira geral, além da isóbata de 1.000 m, incluindo tanto a Zona Econômica Exclusiva (ZEE) como as águas internacionais adjacentes. As principais espécies capturadas são os peixes pelágicos altamente migratórios, como os atuns, espadarte, agulhões e tubarões, entre outros, sendo os dois primeiros os alvos dessa pescaria. Como essas espécies têm ampla distribuição geográfica e são capturadas por diversos países e métodos de pesca, a gestão da atividade só pode ser feita com eficiência por meio de uma organização regional de ordenamento pesqueiro, que para o oceano Atlântico e mares adjacentes é a Comissão Internacional para a Conservação do Atum do Atlântico (ICCAT) (Hazin e Travassos, 2006). Nos cinco últimos anos de dados estatísticos disponíveis (2015-2019), a produção total média das pescarias contabilizadas por essa comissão foi da ordem de 800 mil t/ano, das quais pouco mais de 137 mil toneladas referem-se às capturas médias anuais da albacora laje (*Thunnus albacares*) (ICCAT, 2021).

O atum *Thunnus albacares* (Bonnatre, 1788) é uma espécie oceânica com extensa distribuição em águas tropicais e subtropicais dos três oceanos (Collette e Nauen, 1983). A espécie tem um padrão de distribuição e migração marcadamente sazonal, sendo bastante influenciado por fatores abióticos e bióticos. Dentre os parâmetros ambientais, a temperatura da água e o oxigênio dissolvido são os mais importantes, enquanto do ponto de vista biótico, a disponibilidade de alimento, traduzida pela procura por presas, e a própria reprodução da espécie, são consideradas as mais relevantes (Travassos, 1999; Pereira, 2007). A albacora laje é encontrada normalmente em águas acima dos 18°C, em razão de sua característica de atum tropical, com preferência por águas de temperaturas mais elevadas, ficando confinadas essencialmente nos primeiros 100 m de profundidade (Collette e Nauen, 1983). Entretanto, a espécie pode realizar mergulhos bem mais profundos, dentro e abaixo da termoclinina, chegando a alcançar 1.000 m de profundidade, porém em curto intervalo (Brill et al., 1999; Dagorn et al., 2006).

A albacora laje é uma espécie considerada de grande importância pesqueira e econômica para o Brasil (Travassos, 1999; Hazin e Travassos, 2007) por ser abundante ao largo da costa, principalmente nas regiões norte e nordeste. Em decorrência deste fato, ela é alvo da pescaria nacional de atuns, sendo capturada principalmente por dois métodos de pesca, o espinhel e o cardume associado, os quais produziram em 2019 um total de 12.289 t, com 1.296 t e 10.993 t respectivamente. As duas modalidades de pesca têm princípios de funcionamento distintos. O espinhel pelágico atua em camadas mais profundas do oceano, enquanto a pesca de cardume associado opera na superfície usando linha de mão e/ou vara. O espinhel é composto por uma extensa linha principal segmentada por boias (samburá é o compartimento entre duas boias consecutivas), que mantém a flutuabilidade e ajuda na localização do equipamento. Ao longo da linha principal são conectadas linhas secundárias com anzol iscado na extremidade, usando-se normalmente lula ou cavalinha. O equipamento fica no mar à deriva por um determinado período para ser recolhido após cerca de 6 a 10 h. No caso do cardume associado, o casco da própria embarcação é utilizado para agregar o cardume de atuns,

usufruindo do comportamento de diversas espécies de peixes de buscarem refúgio, alimento e proteção sob objetos flutuantes. Inicialmente essa pescaria se desenvolveu no Nordeste do país de forma oportunista, com as embarcações de pesca usufruindo da elevada concentração de atuns sob bóias oceanográficas do Projeto PIRATA (Prediction and Research Moored Array in the Tropical Atlantic), fundeadas ao longo do equador para estudar as interações oceano-atmosfera no Atlântico tropical, através de cooperação entre Brasil-França-Estados Unidos para (<http://www.goosbrasil.org/pirata/>). Atualmente as embarcações passam nas proximidades das boias para fazer com que os cardumes ali agregados passem a se concentrar sob o casco seu casco, iniciando em seguida suas capturas (Silva et al., 2016). Nesse tipo de pescaria também ocorre a transferência de um cardume para outra embarcação que esteja disposta a pagar a captura da espécie.

Um único estoque é considerado pela ICCAT para fins de manejo da espécie em todo o Atlântico, do qual, em 2019, foram capturadas 133.036 t, valor acima da Captura Total Permitida, de 110.000 t, definida pela Comissão (ICCAT, 2016; 2019), situação já observada em anos anteriores. Embora os resultados da última avaliação de estoque realizada em 2019 pela ICCAT tenham mostrado que a espécie não está ainda sobrepescada nem sofrendo sobrepesca, há 24% e 42% de probabilidade de que estes processos estejam ocorrendo (ICCAT, 2019).

Para a manutenção da biomassa de um determinado estoque, as perdas ocasionadas por mortalidade natural são compensadas naturalmente pelos processos de reprodução e crescimento da espécie. A exploração pesqueira sobre esse estoque, entretanto, provoca uma mortalidade adicional que deve ser considerada, provocando uma diminuição de biomassa de forma a afetar a sustentabilidade do uso do recurso, gerando um possível esgotamento (Abdallah, 1998), caso medidas não sejam adotadas para evitar este cenário.

Desta forma, uma avaliação contínua das capturas e dos tamanhos dos peixes capturados por diferentes artes de pesca é de fundamental importância para se ter uma compreensão geral de quanto e como o estoque vem sendo explorado.

Diante de tais circunstâncias, a presente pesquisa buscou avaliar a participação do Brasil neste cenário a partir da evolução das capturas por tamanhos da albacora laje por duas modalidades de pesca praticadas no país e que direcionam suas capturas para a espécie, que são o espinhel pelágico, tradicionalmente usado há décadas, e a pesca de cardume associado, que teve início em 2010 e vem ganhando destaque a cada ano. Assim, compreender a evolução dessas pescarias, suas capturas e os tamanhos dos exemplares capturados por essas modalidades de pesca é fundamental para auxiliar se avaliar a situação atual das mesmas e a contribuição do país na exploração deste importante recurso pesqueiro que é a albacora laje. Além disso, os resultados aqui obtidos podem nortear discussões nacionais e no âmbito da ICCAT sobre medidas de gestão da pesca e conservação da espécie, permitindo que o estoque seja manejado adequadamente.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar os comprimentos da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada pela frota atuneira nacional que opera com espinhel pelágico e cardume associado no Atlântico oeste tropical, identificando possíveis diferenças por método de pesca e variações temporais nos tamanhos dos espécimes capturados.

2. Metodologia

Base de dados

Os dados de captura e comprimento da albacora laje utilizados no presente trabalho são oriundos do Banco Nacional de Dados da Pesca de Atuns e Afins (BNDA), organizado e desenvolvido por pesquisadores membros do Subcomitê Científico do recentemente extinto Comitê Permanente de Gestão da Pesca de Atuns e Afins no Brasil (CPG-Atuns). As informações que compõem essa base

de dados são anualmente atualizadas e submetidas à ICCAT oficialmente pelo Correspondente Estatístico do Brasil nesta comissão, em formatos específicos (Tarefas 1/capturas anuais, Tarefa 2/captura e esforço por área e época do ano – mapas de bordo - e Tarefa 2/tamanho), com aval do governo brasileiro, representado pela Secretaria de Aquicultura e Pesca (SAP), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).

No caso da Tarefa 1 (capturas anuais) e Tarefa 2/captura e esforço, a série histórica usada para a pesca de espinhel vai de 2001 a 2019, enquanto para a pesca de cardume associado há dados desde 2010 (apenas Tarefa 1), ano em que esta pescaria teve início no Nordeste do país, até 2019. Para a Tarefa 2 (tamanho), as capturas com registros de tamanho de exemplares capturados pela pesca de espinhel apresentam uma lacuna de 5 anos sem informações (2013-2017), decorrente da interrupção pelo governo federal, das atividades de biometria realizadas a bordo e nos portos de desembarque. Entretanto, dados recentes, de 2018 a 2020, foram acrescentados a esta base, totalizando 67.115 peixes com comprimento furcal registrado. Esse complemento foi obtido por observadores científicos do Projeto de Apoio Técnico-Científico ao Desenvolvimento da Pesca de Atuns e Afins no Brasil (PROTUNA), financiado pela SAP e com apoio do CNPq, cujos dados já foram agregados ao BNDA e analisados aqui. Dentre esses dados, estão incluídos os da pesca de cardume associado, decorrentes de um único embarque feito por observador científico deste projeto, entre dezembro/2018 e janeiro/2019, com 649 peixes medidos.

Objetivando aumentar a quantidade de informações de captura por tamanho da albacora laje para essa pescaria, dados do Programa de Marcação de Atum Tropical do Oceano Atlântico (AOTTP; ICCAT, 2020), implementado pela ICCAT e desenvolvido entre 2017 e 2020, totalizando 2.826 peixes marcados e medidos na área de estudo, também foram agregados e considerados para análise neste trabalho (Tabela 1).

Medidas de tamanho adotada

A medida de tamanho adotada foi o comprimento furcal (Figura 1). Os dados foram processados usando o Microsoft Excel®, com as classes de comprimento variando entre 30 e 200 cm em intervalos de 5 cm. Gráficos de distribuição da frequência relativa das capturas por tamanho foram gerados por ano e trimestre para toda a série temporal, dependendo da disponibilidade de dados para as duas modalidades de pesca avaliadas.

Proporção de jovens e adultos

As porcentagens de peixes classificados como jovens e adultos foi estimada com base no tamanho de primeira maturação (L_{50}) de 99,2 cm proposto para a espécie (DIAHA et al., 2015) (Figura 1), contabilizando-se os peixes que se encontravam acima e abaixo desse valor, respectivamente.



Figura 1. Albacora laje (*Thunnus albacares*, Bonnatre, 1788) com indicação da medida de comprimento furcal adotada (Fonte: Fontenau, 1997).

Elaboração dos mapas de distribuição espacial

Para o período estudado, foram elaborados mapas da distribuição espacial das capturas nas duas modalidades de pesca. Para isso foi utilizado o programa QGIS versão 2.18, com sistema de projeção SIRGAS 2000 e resolução espacial de 5° x 5° (latitude x longitude) dos registros de tamanhos dos peixes capturados por espinhel e posição nominal (lat-lon) dos registros de tamanhos das capturas da pesca de cardume associado.

Tabela 1. Registros de exemplares de Albacora laje (*Thunnus albacares*) medidos no seu comprimento furcal capturados no Atlântico oeste tropical para o período 2001-2020 por diferentes pescarias e fontes de dados.

Base de dados

Meses													
Espinhal Pelágico (BNDA) (PROTUNA)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	N TOTAL
2001	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	1293
2002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	1082
2003	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	875
2004	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	6648
2005	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	24046
2006	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	18800
2007	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	6228
2008	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	144
2009	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	790
2010	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1261
2011	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	5146
2012	x	x	x	x	-	-	x	x	-	-	-	-	303
2013	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
2014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
2015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	46
2019	-	x	x	x	-	-	-	x	-	x	-	x	286
2020	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	167
Cardume Associado (PROTUNA)													
2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	375
2019	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	275
Cardume Associado (AOTTP)													
2017	-	-	-	x	-	x	x	x	-	-	x	x	762
2018	-	x	-	x	x	x	x	-	x	x	-	-	1443
2019	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	x	-	419
2020	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	202

Obs. (X houve coleta) (- não houve coleta).

3. Resultados

Evolução temporal das capturas

As capturas da albacora laje realizadas pela pesca de espinhel pelágico no período 2001-2019 variaram do mínimo de 1.296 t (2019) ao máximo de 4.954 t (2001), mostrando uma nítida e gradativa tendência de queda ao longo de todo o período avaliado. Diferentemente, a pesca de cardume associado, desenvolvida a partir de 2010 no nordeste do Brasil, apresentou uma crescente e rápida evolução ao longo do período 2010-2017, partindo do valor mínimo de 60,9 t (2010), até alcançar o pico de 16.878,5 t ao final de desse período. A partir de 2018 as capturas dessa modalidade passaram a apresentar uma queda, chegando ao valor de 10.993,0 t ao final do período (2019) (Figura 2).

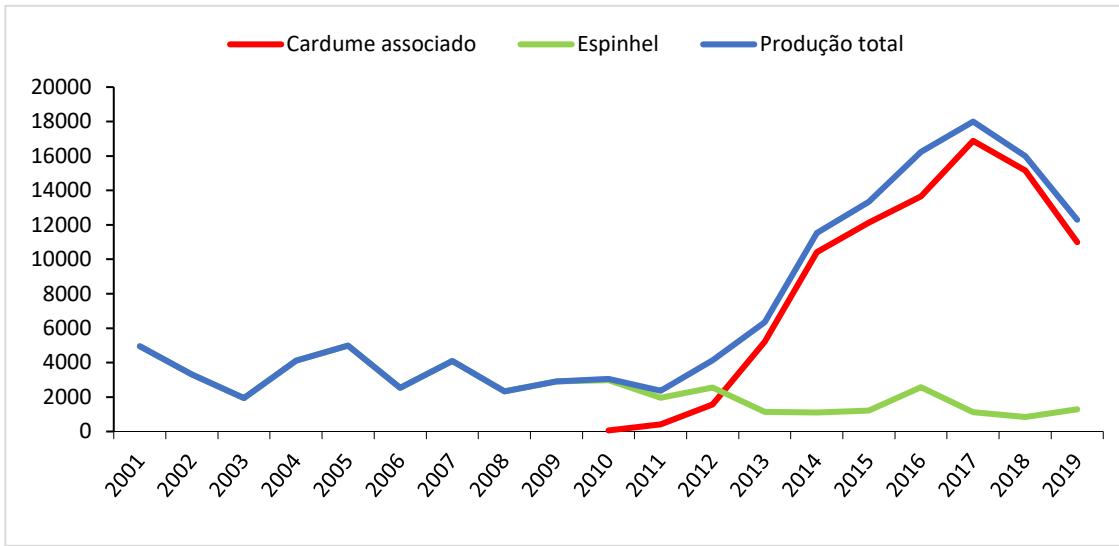


Figura 2. Variação anual das capturas para as duas modalidades de pesca (Cardume associado e Espinhel) e produção total entre 2001 e 2019 no Atlântico oeste tropical.

Distribuição espacial das capturas com registro de tamanho dos peixes

A distribuição espacial das capturas por espinhel que tiveram registro de tamanho dos peixes, mostra uma ampla distribuição desses dados ao largo da costa brasileira (Figura 3), indo desde 5° N a 30° S, com maior quantidade de dados na região equatorial.

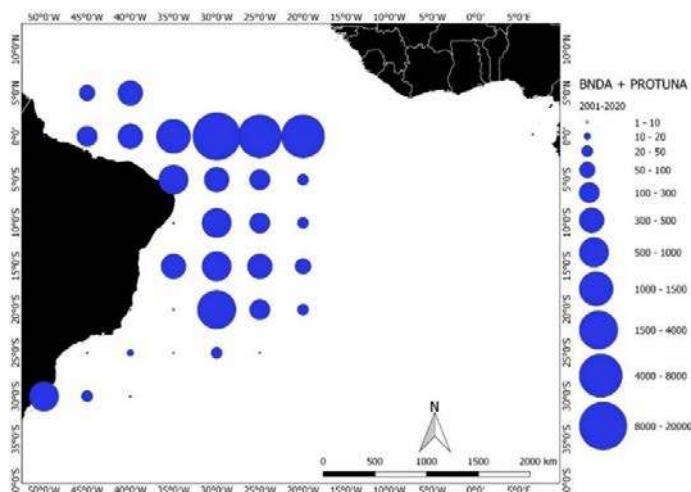


Figura 3. Distribuição espacial das capturas da albacora laje por espinhel entre 2001-2020, com a quantidade (n amostral) dos peixes capturados e medidos (Fonte: ICCAT DataBase).

Para a pesca de cardume associado, os dados apresentam distribuição espacial bem mais restrita à região equatorial entre 35° e 38° W (Figura 4). As informações coletadas entre dezembro/2018 e janeiro/2019 mostram a distribuição espacial desses dados obtidos no âmbito do PROTUNA, em cruzeiro de pesca comercial realizado por embarcação desta modalidade (azul claro), enquanto os dados do AOTTP, para o período de 2017 - 2020 (azul escuro), são relativos aos cruzeiros científicos feitos para marcação da espécie.

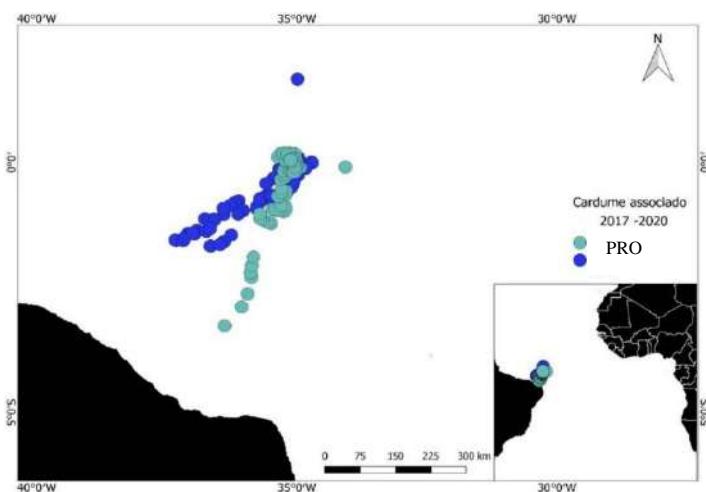


Figura 4. Distribuição espacial das capturas da albacora laje pela pesca de cardume associado entre 2017-2020, com a quantidade (n amostral) dos peixes capturados e medidos (Fonte: PROTUNA + AOTTP).

Avaliação da composição das capturas por tamanho

Pesca de espinhel

As distribuições de frequência relativa dos tamanhos dos peixes oriundos da pesca de espinhel mostram que, em sua grande maioria, as capturas realizadas ao longo da série histórica avaliada são compostas por indivíduos adultos, com comprimentos acima do L_{50} . Do total de peixes amostrados no período, 86% foram compostos por indivíduos adultos e 14% por jovens. O tamanho mínimo observado foi de 30 cm e o máximo de 200 cm de comprimento furcal, com a moda ocorrendo na classe de 150-155 cm (Figura 5).

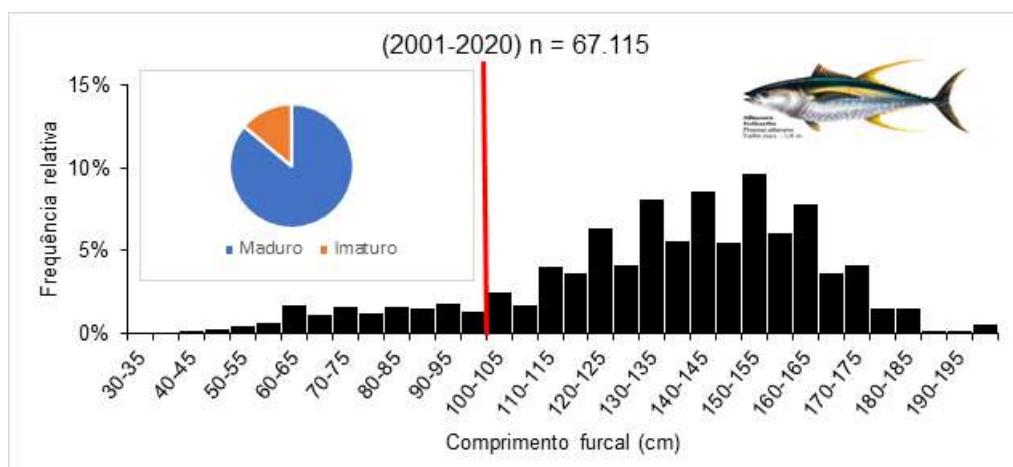


Figura 5. Distribuição de frequência relativa de comprimento furcal e proporção de peixes jovens e adultos da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada por espinhel pelágico no período 2001-2020 (a barra vertical vermelha representa o $L_{50} = 99,2$ cm).

Distribuição de tamanho por ano

A análise temporal dos tamanhos dos peixes amostrados mostrou variações anuais importantes ao longo do período estudado, com diferenças nas distribuições de frequências e classes modais no decorrer dos anos. O destaque observado refere-se aos dados de tamanho dos anos 2001, 2002 e 2008, para os quais foram registadas pouca ocorrência de peixes adultos, com a maioria deles situando-se abaixo do L_{50} (99,2 cm). Em 2007, observou-se também a única distribuição bimodal de toda a série estudada, com a primeira referente a peixes jovens (classe de 60-65 cm) e a segunda composta de adultos (classe de 150-155 cm). Além disso, observou-se também que em alguns anos ocorreram capturas de peixes de grande tamanho, acima de 160 cm, principalmente a partir de 2005 (Figura 6).

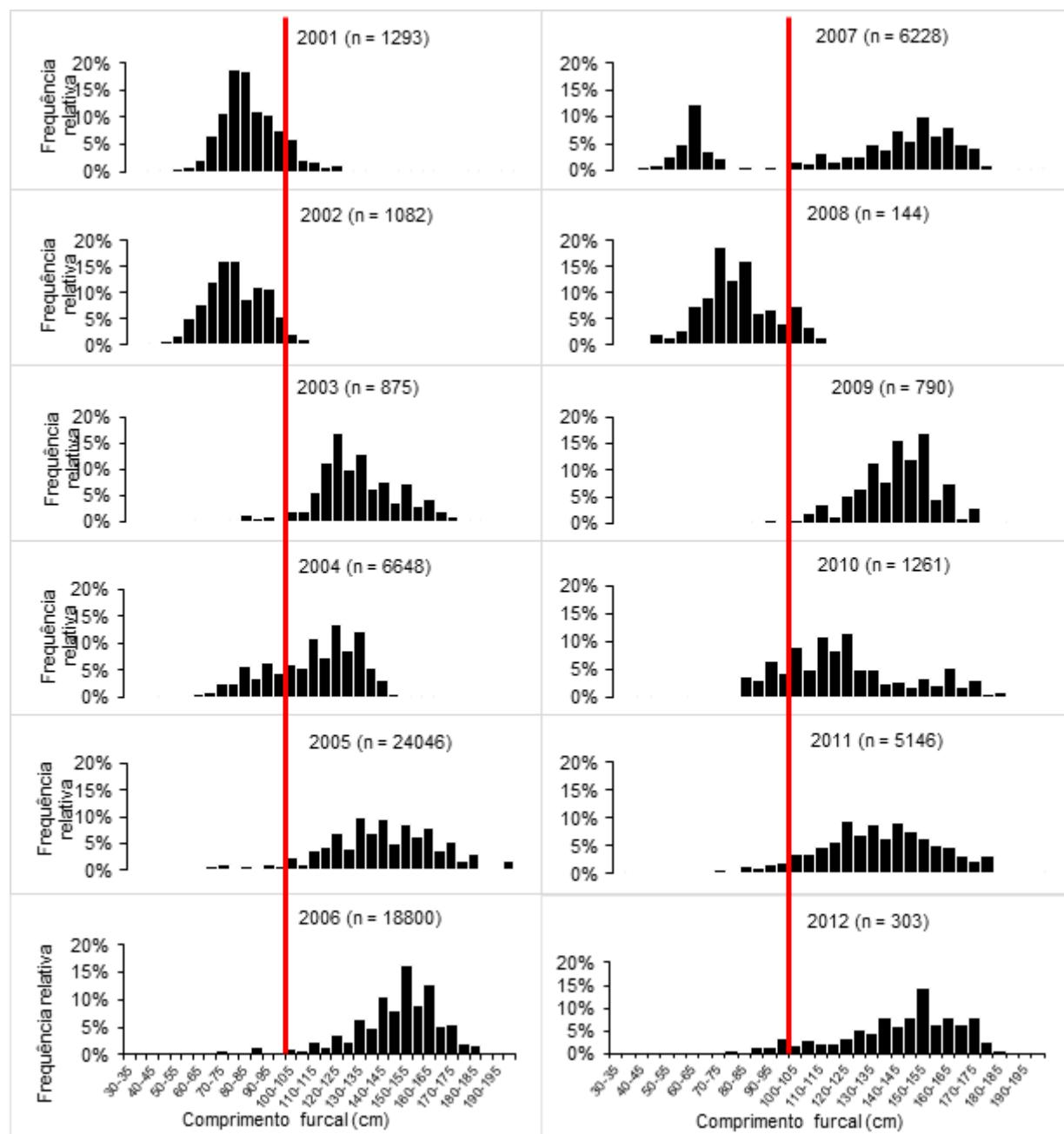


Figura 6. Distribuição de frequência relativa de comprimento furcal da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada por espinhel no período de 2001-2012.

Após 5 anos sem registro de dados de captura por tamanho da espécie (2013-2017), as amostragens foram retomadas em 2018, cujos resultados 2018-2020 apresentaram modas na classe de 150-155 cm (mais a classe 155-160 em 2018), correspondendo a 20% das capturas em cada um desses anos. Esses resultados, apesar do número amostral mais reduzido, são similares à composição das capturas por tamanho observados nos anos anteriores e refletem bem a maior incidência do espinhel sobre parcela adulta da população da albacora laje na área de estudo (Figura 7).

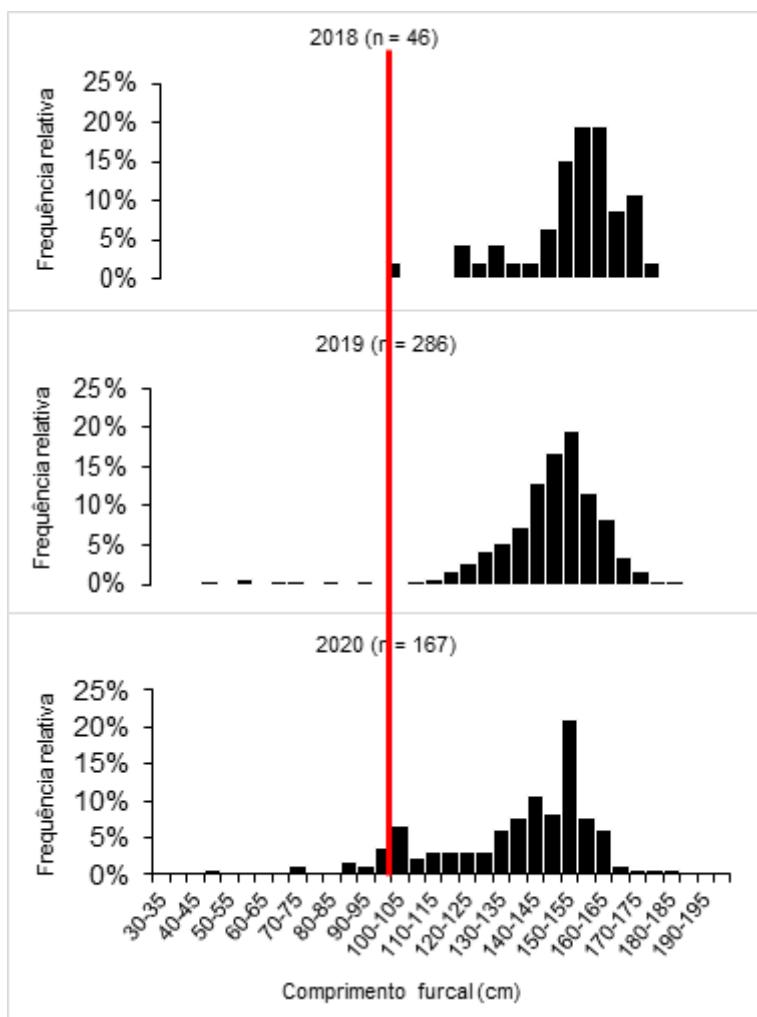


Figura 7. Somatório trimestral da distribuição da frequência relativa de comprimento furcal da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada por espinhel para o período de 2001-2020.

Distribuição de tamanho por trimestres

As distribuições de frequência de tamanhos por trimestre para toda série de captura estudada, mostram uma maior proporção de indivíduos adultos em todos os trimestres do ano, como era de se esperar para a pesca de espinhel. Entretanto, vale salientar o aumento importante na ocorrência de peixes jovens no terceiro trimestre, com moda na classe de 60-65 cm, e no quarto, com moda na classe de 70-75 cm (Figura 8), além da distribuição padrão observada na faixa de tamanho de peixes adultos maiores.

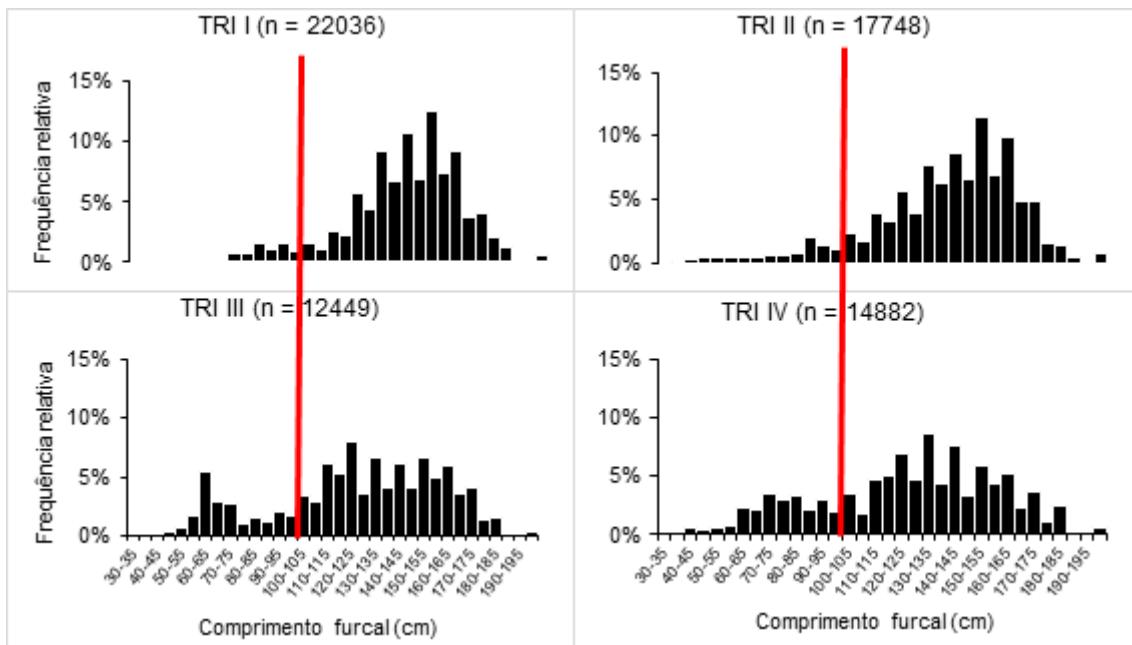


Figura 8. Somatório trimestral da distribuição da frequência relativa de comprimento furcal da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada por espinhel para o período de 2001-2020.

Proporção de jovens e adultos

A porcentagem de peixes adultos acima do L₅₀ na pesca de espinhel no período estudado foi quase sempre superior a 70%, com muitos anos da série histórica apresentando índices superiores à 90%. Diferentes disso foram os resultados das proporções observadas nos anos de 2001, 2002 e 2008, quando a participação de adultos caiu abruptamente para níveis abaixo dos 12%, como mencionado acima. As proporções de peixes/trimestre abaixo do L₅₀ foram de 21% para o terceiro e 23% para o quarto trimestre, enquanto no primeiro e segundo trimestres elas foram de 8% cada (Figura 9).

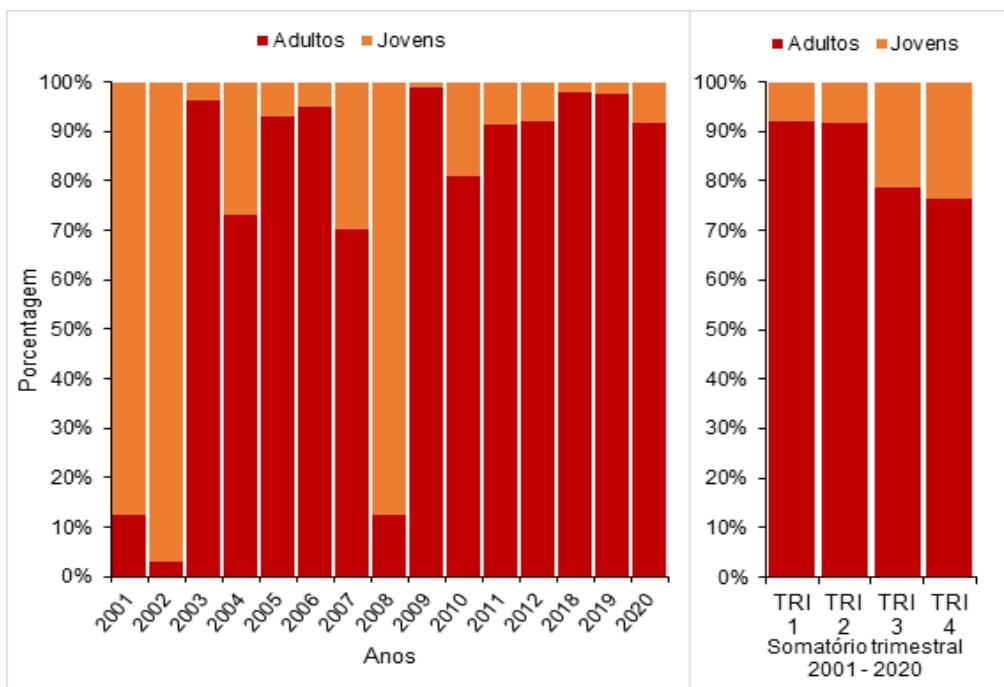


Figura 9. Proporção de peixes jovens e adultos da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada por espinhel por ano e trimestre para o período de 2001-2020.

Pesca de cardume associado

A análise dos dados dessa pescaria foi feita de forma separada, por fonte de origem, que foram o Projeto PROTUNA, através de observador científico embarcado na frota de pesca comercial em cruzeiro de pesca tradicional, e o Programa AOTTP, de marcação de atuns tropicais, dentre eles a albacora laje, que utilizou uma embarcação típica desta modalidade, arrendada para este fim de pesquisa. Esta decisão foi baseada nas possíveis diferenças entre os dados gerados pelas duas fontes.

Distribuição por tamanho e proporção de jovens e adultos (Protuna)

Com base nos dados gerados durante o único cruzeiro desta modalidade monitorado por observador científico, foi possível observar, como esperado, que os peixes capturados foram bem menores se comparados aos da pesca de espinhel. Embora haja poucos dados disponíveis para esse método de pesca, verificou-se que a proporção de peixes adultos acima do L_{50} foi de apenas 13% e 19% se separarmos o cruzeiro pelos meses de dezembro/2018 e janeiro/2019, respectivamente. A grande maioria dos peixes portanto, apresentou tamanhos inferiores ao L_{50} , com modas nas classes de 45-50 cm (~25%) em dezembro/2018 e de 50-55 cm (~20%) em janeiro/2019 (Figura 10). O tamanho mínimo de captura para esta pescaria foi de 38 cm de comprimento furcal, com o máximo de 178 cm, mostrando que, mesmo em quantidade bem reduzida, há capturas de peixes de grande porte nessa pescaria (Figura 10). Evidentemente, por haver apenas um cruzeiro monitorado, não foi possível realizar a avaliação trimestral para dos tamanhos das capturas.

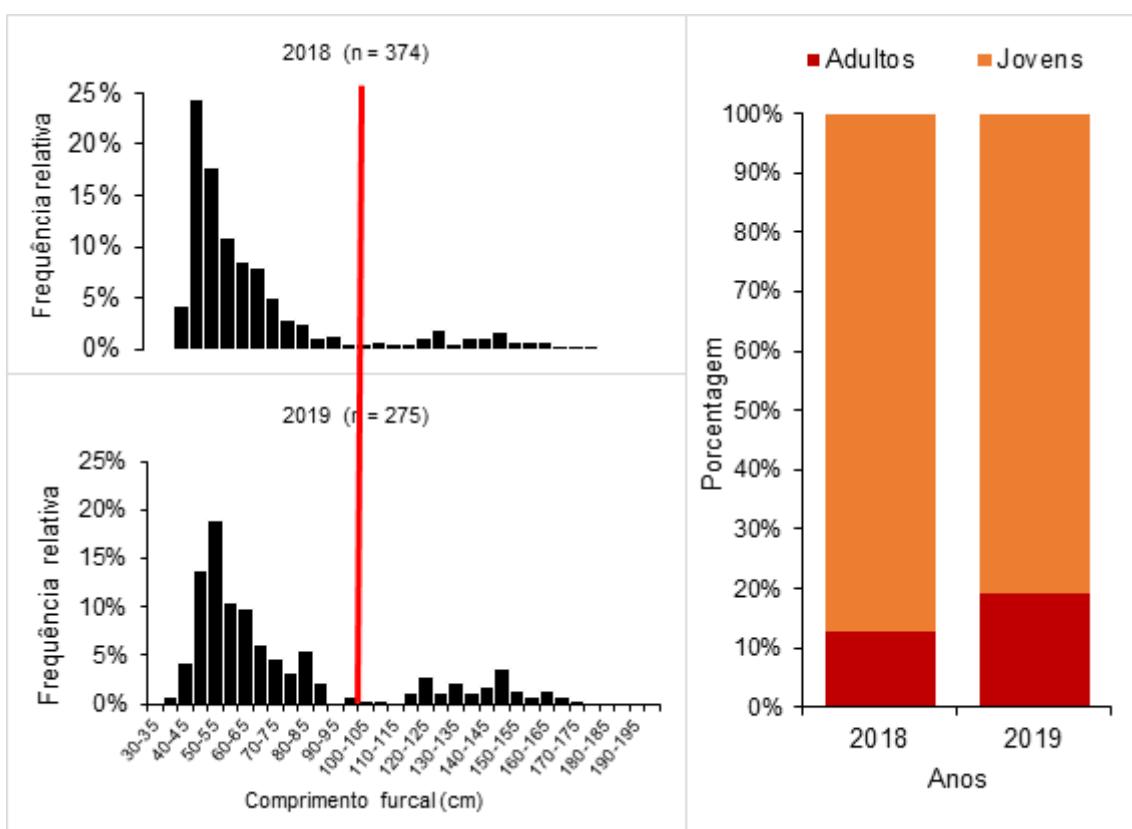


Figura 10. Distribuição da frequência relativa de comprimento furcal e porcentagem de jovens e adultos da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada pela pesca de cardume associado no período 2018-2019.

Distribuição por tamanho e proporção de jovens e adultos (AOTTP)

Os dados oriundos do programa de marcação AOTTP da ICCAT completam essa análise da distribuição das capturas por tamanho e proporção de jovens e adultos, com informações geradas para o período 2017-2020, com uso de embarcações desta modalidade da pesca arrendados para este fim. Os dados analisados permitiram verificar que os peixes capturados (marcados e devolvidos ao mar) em todos os anos e trimestres da série são de menor porte, com tamanhos variando do mínimo de 35 cm ao máximo de 139 cm de comprimento furcal, com a grande maioria distribuída nos intervalos de classes entre os tamanhos de 45 a 65 cm (Figuras 11 e 12).

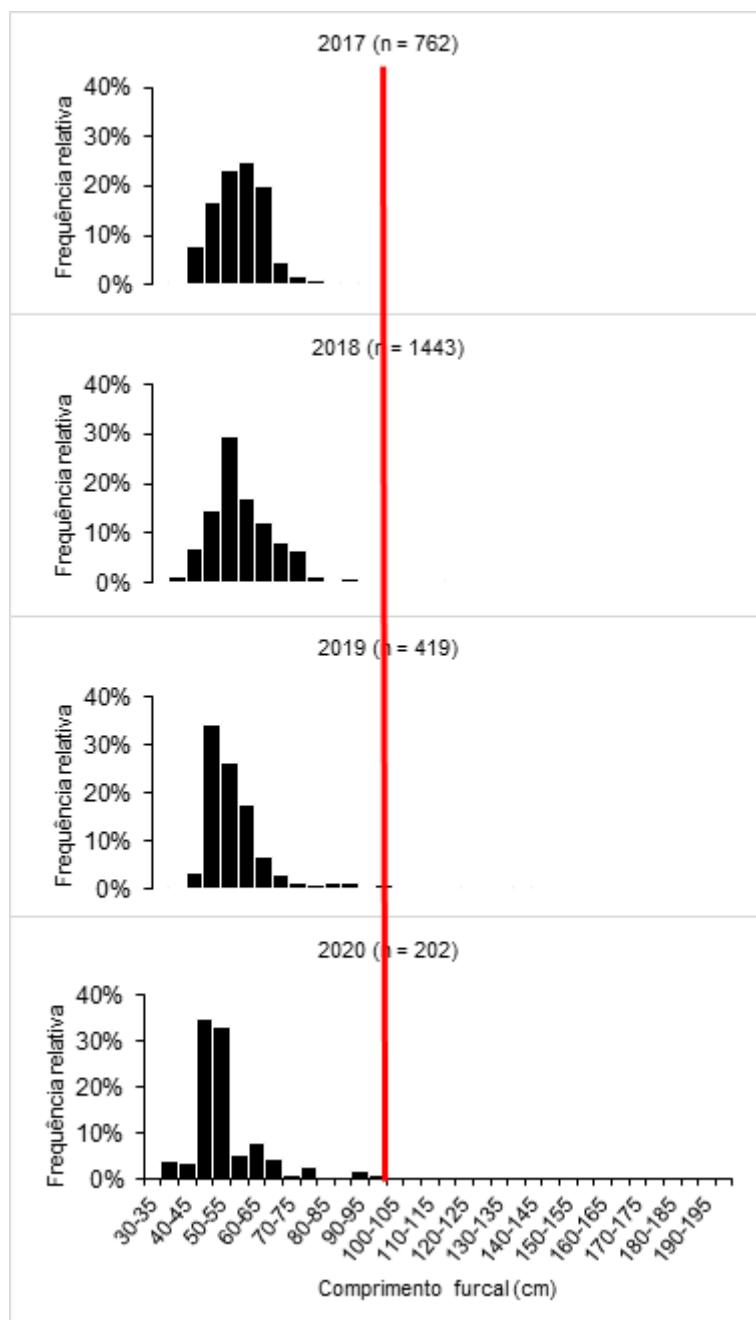


Figura 11. Distribuição da frequência relativa de comprimento furcal da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada pela pesca de cardume associado no período de 2017 e 2020, no âmbito do Programa AOTTP.

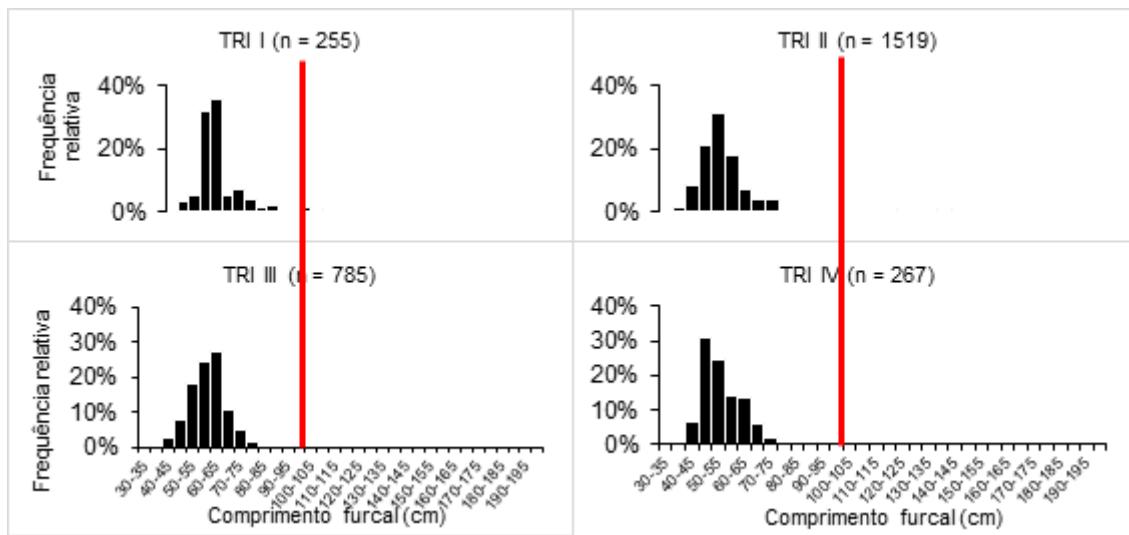


Figura 12. Distribuição trimestral da frequência relativa de comprimento furcal da albacora laje (*Thunnus albacares*) capturada pela pesca de cardume no período 2017-2020 no âmbito do Programa AOTTP.

Os resultados observados na proporção de jovens e adultos são opostos aos obtidos na pesca de espinhel, como esperado, mostrando claramente que essa modalidade de pesca incide praticamente sobre a parcela jovem da população, capturando peixes que ainda não atingiram o L_{50} . Cabe ressaltar que os resultados gerados no cruzeiro do Protuna, monitorado por observador científico, diferem dos obtidos aqui pelo Programa AOTTP. Neste último, registrou-se a baixa frequência de peixes maiores que 100 cm de comprimento furcal, provavelmente em decorrência da estratégia de marcação adotada, de ter como alvo do experimento os peixes de menor tamanho. Desta forma, os percentuais de peixes jovens ($<L_{50}$) nas capturas por ano e trimestres foram muito mais elevados, com valores próximos de 100% (Figura 13).

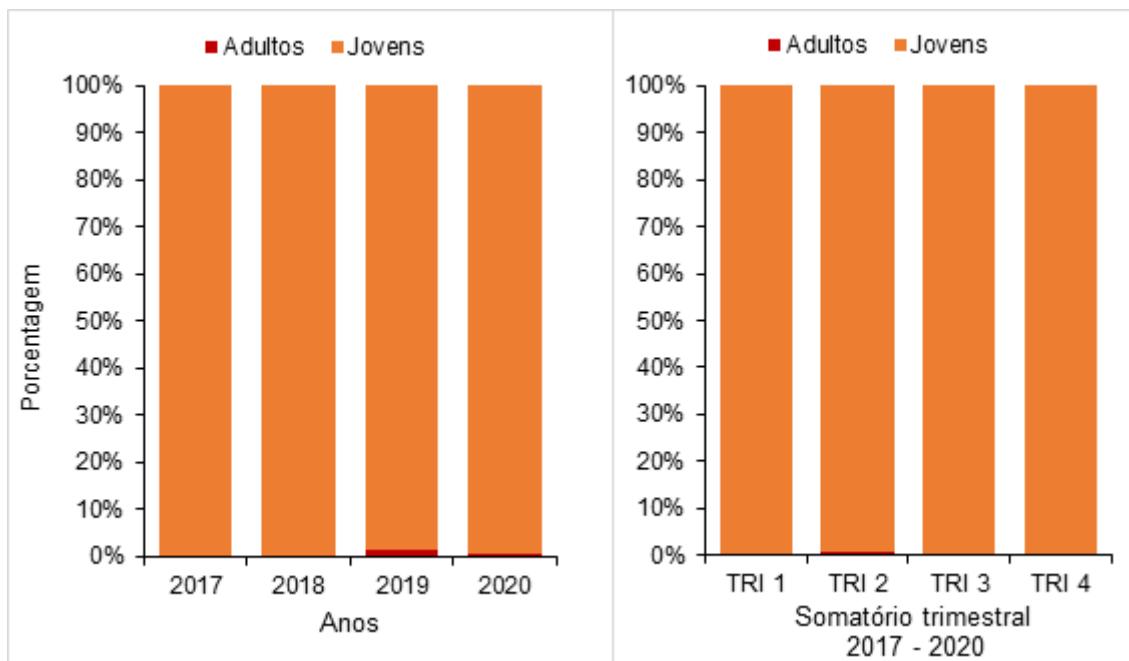


Figura 13. Porcentagem de peixes jovens e adultos capturados pela pesca de cardume associado por ano e trimestre para o período de 2017-2020, no âmbito do Programa AOTTP.

5. Discussão

Com base nas distribuições de frequência de comprimento e no tamanho de primeira maturação da espécie, estimado em 99,2 cm de comprimento furcal (Diahá et al., 2015), os resultados aqui obtidos para a pesca de espinhel mostraram que as capturas se concentram na parcela adulta da população, diferindo da pesca de cardume associado, que incide sobre peixes jovens, de menor tamanho. Esses resultados deixam evidente que essas duas modalidades de pesca exploram, de maneira geral, parcelas distintas do estoque da albacora laje no oceano Atlântico oeste tropical no que se refere aos tamanhos dos peixes capturados.

Para a pesca com espinhel pelágico, essa técnica captura na sua maioria, peixes de grandes tamanhos, incidindo de forma mais direta sobre a parcela adulta da população. Em detalhada revisão e análise dos tamanhos da albacora laje captura no oceano Atlântico pelos três principais métodos de pesca utilizados (espinhel, rede de cerco e vara e isca viva), Ortiz e Palmas (2019) observaram uma elevada ocorrência de peixes adultos da espécie nas capturas realizadas com espinhel, com significativa presença de peixes entre 80 e 160 cm de comprimento furcal, com moda na classe de 122 cm e peixes de elevado tamanho, acima de 200 cm. Também usando dados da frota brasileira para o período de 1981-2014, Goto et al (2018) mostraram que, embora as capturas da albacora laje com espinhel pelágico tenham variado de 30 a 190 cm, elas se concentram na parcela adulta da população, com muitos exemplares medindo entre 100-130 cm, incluído peixes maiores em menor proporção.

A alta ocorrência de peixes jovens e o baixo registro de adultos observada nas capturas com espinhel para os anos de 2001, 2002 e 2008, podem, em princípio, estar relacionados a erro amostral (foram medidos apenas peixes pequenos, na maioria), uma vez que, como citado acima, a pesca de espinhel comumente captura, na sua maioria, peixes de grande tamanho, muitos deles acima de 100 cm (Pecoraro et al., 2016).

No que se refere às capturas por tamanho da pesca de cardume associado, em trabalho realizado sobre a relação peso x comprimento da albacora-laje capturada no Atlântico Oeste Equatorial, Silva e Fonteles-Filho (2011) obtiveram resultados similares aos apresentados aqui, com a maior parte dos peixes amostrados se distribuindo nas classes de comprimento entre 40 e 100 cm, com moda na classe de 50-60 cm e comprimentos mínimo, máximo e médio de 44,0 cm, 172,0 cm e 78,0 cm, respectivamente. Entretanto, em trabalho mais recente, Silva (2013) encontrou uma importante ocorrência de peixes adultos, com a distribuição de frequência de comprimento furcal apresentando duas modas, sendo uma na classe de 110-120 cm e com e com ocorrência de peixes maiores, até a classe de 170-180 cm. A outra moda, associada à presença de jovens, ocorreu na classe de 50-60 cm, como no trabalho anterior. Essa maior incidência de peixes adultos difere dos resultados aqui obtidos e pode estar relacionada à captura de corriço, também praticada pelos pescadores durante os deslocamentos da embarcação ou mesmo à incidência fortuita de peixes maiores nas capturas analisadas. De qualquer forma, há uma clara percepção de que esta pescaria de cardume associado capture, na sua maioria, peixes jovens abaixo do L_{50} .

Outro ponto que deve ser abordado aqui e que contribui para as diferenças acima discutidas é a ecologia da espécie no que se refere à distribuição vertical. A profundidade de operação do equipamento de pesca e o comportamento do animal quanto ao uso do habitat ao longo de seu ciclo de vida são variáveis que estão diretamente associadas à razão pelo qual se captura mais peixes adultos na pesca com espinhel e mais jovens na pesca do cardume associado. De acordo com Bernal et al (2017), o sistema de termorregulação dos atuns é incrementado à medida em que o animal cresce, estando completamente desenvolvido quando adulto. Isso possibilita aos atuns adultos, uma maior capacidade expandir verticalmente o uso do habitat nos oceanos tropicais e atingir profundidades mais elevadas e de águas frias na busca de presas, enquanto os jovens ficam praticamente confinados

na camada mais superficial do oceano, de temperaturas mais elevadas. Trabalho realizado no Pacífico sobre a termorregulação da espécie mostrou que as médias diárias da temperatura corporal de jovens albacoras laje (35-52 cm) eram ligeiramente superiores às da temperatura ambiente, variando de acordo com as mudanças de temperatura da água associadas aos movimentos verticais, comprovando certo grau da capacidade de termorregulação nesta fase de vida (Aoki et al., 2020). Os autores verificaram que os peixes marcados realizaram mergulhos frequentes da superfície até 120 m durante o dia e permaneceram à superfície durante a noite. Para peixes adultos, os deslocamentos verticais são mais abrangentes, alcançando profundidades bem mais elevadas. Embora permaneçam nas camadas superficiais na maior parte do tempo (camada homogênea e início da termoclina), adultos marcados no oeste do oceano Índico realizaram mergulhos profundos a mais de 500 m, com alguns chegando 982 m e 1.160 m, com temperaturas 7,4°C e 5,8°C respectivamente, suportando um gradiente de variação térmica da ordem 23°C a partir das temperaturas de superfície do mar (Dagorn et al., 2005).

Desta forma, a distribuição vertical da albacora laje e distribuição espacial das pescarias em todos os mares tropicais e subtropicais parece ser fortemente influenciada pela estrutura térmica da coluna de água, incluindo a profundidade da termoclina (Collette e Nauen, 1983; Pecoraro et al., 2016), com efeitos diretos nos tamanhos dos peixes capturados nas modalidades de pesca de superfície (cardume associado, rede de cerco, vara e isca viva) e de profundidade (espinhel) e (Reygondeau et al., 2012; Ortiz e Palmas, 2019). Outro aspecto importante nas capturas por tamanho são os processos migratórios da espécie. Enquanto os jovens de concentram em maior abundância ao largo da costa africana (golfo da Guiné), os adultos apresentam um ciclo migratório anual, que de acordo com Hazin (1993) ocorre da seguinte forma: de janeiro a março há grande concentração de indivíduos no Golfo de Guiné e entre os meses de abril e junho estes migram pela Corrente Sul Equatorial no sentido leste a oeste; de julho a setembro permanecem entre o Golfo do México, norte da Venezuela e no Mar do Caribe para reprodução (Arocha et al., 2001) e alimentação, e de outubro a dezembro os peixes migram de volta pela Contra-corrente Norte Equatorial, no sentido oeste-leste, para o Golfo da Guiné, com intuito de começar um novo ciclo reprodutivo, sendo esta região considerada a principal área de desova da espécie (Albaret et al., 1977; Bard et al., 1991; Diaha et al., 2015). Os recrutas das desovas no Golfo da Guiné deixam a região com 60 – 80 cm, no entanto, o mesmo pode ocorrer com os recrutas do lado oposto do oceano Atlântico, quando atingem esses tamanhos (Pecoraro et al., 2016), o que pode estar correlacionado com a ocorrência de peixes menores na zona equatorial ao largo da costa brasileira, cuja abundância é confirmada atualmente pela pesca de cardume associado.

Os resultados da variação anual das capturas nas duas modalidades de pesca avaliadas, mostram que a pesca de cardume associado cresceu rapidamente e ultrapassou em muito as capturas da albacora laje com espinhel. Esta pescaria se desenvolveu com base na grande concentração de atuns (albacora laje, albacora bandolim e bonito listrado) sob as bóias do Programa PIRATA (GOOSBRASIL, 2021), que funcionam como verdadeiros DAPs ancorados ao longo do equador, contribuindo para a rápida evolução dessa pesca e de suas capturas (SILVA et al., 2019). Além disso, vale salientar que as capturas da pesca de cardume associado são representadas na sua quase totalidade por peixes jovens, com tamanho inferior ao L_{50} definido para a espécie (Diaha et al., 2015), mostrando uma elevada ocorrência deles na região equatorial oeste, antes pouco conhecida e registrada. Contudo, vale salientar que o declínio das capturas dessa pescaria no final do período avaliado pode ser reflexo das elevadas capturas de peixes jovens por esta e principalmente pela pesca de rede de cerco do lado leste do Atlântico equatorial. A geração e análise de índices de abundância (captura por unidade de esforço) para esta pescaria devem ser uma prioridade para melhor compreender essa questão. Diferentemente do cardume associado, o espinhel apresentou tendência de declínio em suas capturas ao longo de todo

o período estudado, mas principalmente após 2011. Isso está associado, em parte, ao encerramento gradativo das operações de pesca de embarcações estrangeiras arrendadas, que operam no Brasil no período 2001-2012, (Travassos, com. pess., 2021). Outro fator que deve ser considerado é a situação em que se encontra o estoque da albacora laje, com as capturas bem acima no limite máximo permitido pela ICCAT (110.000 t/ano), principalmente de peixes jovens que ainda não atingiram o tamanho de primeira maturação (ICCAT, 2019). Como já mencionado anteriormente, embora na última avaliação de estoque realizada em 2019 tenha ainda considerado que a espécie não está sobrepescada nem sofrendo sobrepesca, há indicadores de que esses processos já estejam ocorrendo (24% de probabilidade do estoque estar sobrepescado e 42% de estar sofrendo sobrepesca) (ICCAT, 2019).

Por fim, um ponto importante de discussão se refere às faixas de profundidade em que as duas modalidades de pesca atuam, sendo o espinhel em zonas profundas, capturando peixes de grande tamanho, e o cardume associado na superfície, atuando sobre peixes pequenos. Na realidade, essa nova modalidade de pesca tem demonstrado a ocorrência em abundância considerável de jovens da espécie que do lado oeste do Atlântico equatorial, ao contrário do que se pensava anteriormente, com essa abundância sendo mais restrita ao lado leste. Por isso, a evolução temporal das capturas mostra a sobreposição de capturas de peixes jovens e adultos na mesma área pelos dois métodos de pesca aqui estudados. A pesca do cardume associado se fundamenta na restrição do ambiente vertical da albacora laje na sua fase jovem, aumentando sua vulnerabilidade às artes de pesca de superfície e a pesca de espinhel, que atua sobre peixes adultos, que ocupam camadas mais profundas do oceano.

6. Considerações finais

Diante da avaliação dos resultados obtidos neste trabalho é importante ressaltar que a modalidade de pesca de cardume associado incide praticamente sobre os peixes jovens, podendo assim gerar efeitos negativos quando avaliada em conjunto com outras pescarias da espécie praticadas no Atlântico, como a rede de cerco e a vara e isca viva do lado leste do Atlântico equatorial. Este é um problema sobre o qual a ICCAT tem se debruçado há muitos anos, tendo em vista que capturas muito elevadas de jovens de uma população podem acarretar uma diminuição da biomassa geral do estoque, caso medidas efetivas para conter essa prática não sejam tomadas.

A sustentabilidade do estoque será afetada e tanto a pesca do cardume associado, quanto a de espinhel podem ser comprometidas a médio prazo. Ocorrendo uma diminuição drástica dos novos recrutas ocasionada pela sobrepesca, também não existirão novos adultos suficientes para a manutenção e recuperação do estoque, inviabilizando as duas modalidades de pesca e gerando problemas sociais e econômicos importantes.

Além disso, é importante ressaltar que os resultados aqui apresentados foram analisados com base na distribuição de tamanho da albacora laje para toda a série temporal com dados disponíveis. Devido a maior quantidade de dados para a pescaria de espinhel, foi possível observar algumas variações na composição das capturas por tamanho ao longo dos anos. Já para a pesca de cardume associado, existe uma maior escassez de dados, que dificulta a realização de uma avaliação mais detalhada.

Por esta razão, é preciso e urgente que o governo federal implemente um programa de monitoramento dessa pescaria, incluindo não apenas dados de tamanho dos peixes capturados, mas também de produção por espécie, promovendo um maior conhecimento sobre essa atividade, que se desenvolveu rapidamente aqui no Nordeste do país. Levando em consideração que as capturas da pesca do cardume associado incidem sobre a parcela jovem da população, é importante que a mesma seja manejada adequadamente para se evitar efeitos negativos sobre a biomassa da espécie e exploração

sustentável do estoque, já observados pelos grandes volumes de capturas da pesca de cerco realizada no lado leste do Oceano Atlântico.

Esta necessidade urgente de um programa de monitoramento pesqueiro vale para a coleta de dados de produção e tamanho dos peixes capturados pela pesca oceânica no Brasil como um todo, incluindo outras modalidades, como a de espinhel, vara e isca viva e outras. Só assim será possível evitar lacunas na série histórica, como a observada para os dados de espinhel (2013-2017), que trazem enormes prejuízos para a análise técnico-científica da evolução das pescarias e, por consequência, para o seu eficiente manejo e conservação desses importantes recursos pesqueiros.

Por fim, vale ressaltar que toda e qualquer medida de gestão deve ter como base o conhecimento científico, sem o qual a sustentabilidade do estoque não poderá ser assegurada. Assim, pesquisas como esta devem ser feitas de forma continuada, possibilitando acompanhar a evolução das pescarias, gerar subsídios para medidas de manejo do estoque e garantir a produção atual em níveis que não comprometam o futuro da atividade.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Biometria

Atividade: Biometria dos desembarques da pesca de cardume associado em Areia Branca (RN)

Pesquisadores envolvidos: Guelson Batista da Silva, Manuel Alves da Cunha-Neto, Raphaela Paiva Cristine Régis, João Elias e Paulo Mendonça

1. Introdução

A pesca de cardume associado se desenvolveu rapidamente no Brasil, principalmente na região Nordeste, nos estados do Rio Grande do Norte e Ceará, quando os pescadores artesanais locais passaram a explorar concentrações de atuns e outras espécies agregadas às bóias oceanográficas do Projeto PIRATA (Pilot Research Moored Array in the Tropical Atlantic) (<http://www.goosbrasil.org/pirata/>). Este projeto teve início em 1997, sendo formado pela cooperação entre Brasil, França e Estados Unidos, com o objetivo de gerar informações para melhorar o conhecimento e o entendimento das interações oceano-atmosfera no Atlântico Tropical. Neste sentido, uma rede de boias meteo-oceanográficas fundeadas foi instalada em pontos ao norte e ao sul do equador, de leste (costa da África) a oeste (costa brasileira). Essas boias, como qualquer objeto flutuante no mar, agregaram vida marinha após instalação, dentre as quais, algumas espécies de atuns tropicais. As bóias situadas mais próximas à costa brasileira (fora da ZEE) passaram então a ser usadas pelos pescadores como verdadeiros dispositivos concentradores de peixes (DCP), que, ao acaso, descobriram suas localizações em atividades de pesca na região. Desenvolveu-se assim a pesca definida como “cardume associado”, que desde 2010 tem gerado capturas importantes das espécies tropicais de atuns (albacoras laje e bandolim e bonito listrado) (Batista da Silva et al., 2019). Neste contexto, com o intuito de se identificar sobre quais parcelas das populações dessas espécies a pesca por este método de pesca incide, foi realizado o acompanhamento de desembarques para fins de registro e análise de dados de peso e comprimento dos indivíduos capturados.

2. Metodologia

No período entre setembro/2019 e maio/2020 foi realizado um trabalho de biometria nos desembarques realizados pela frota de cardume associado sediada no município de Areia Branca (RN), com o intuito de se identificar as estruturas populacionais de diferentes espécies capturadas por este método de pesca, coletando-se dados individuais de peso (eviscerado, em quilo) e comprimento (furca, em centímetro).

3. Resultados

No período estudado, foram amostrados um total de 622 indivíduos, sendo 533 de albacora laje e 89 de albacora bandolim. A estatística descritiva e as distribuições de frequência com os dados de peso e comprimento estão apresentadas na tabela 1 e figuras 1 e 2, respectivamente.

Tabela 1. Estatística descritiva (mínimo - min, máximo - max, média e desvio padrão - d.p) dos dados de peso e comprimento da albacora bandolim e da albacora laje amostrados no cais pesqueiro de Areia Branca, RN.

Espécie	n	Comprimento Furcal (cm)				Peso Eviscerado (kg)			
		min	max	média	d.p	min	max	média	d.p
Albacora bandolim	89	70	181	114,1	24,8	5,2	88,5	27,7	16,2
Albacora laje	533	53	174	115,5	24,5	1,5	82,0	26,8	15,5

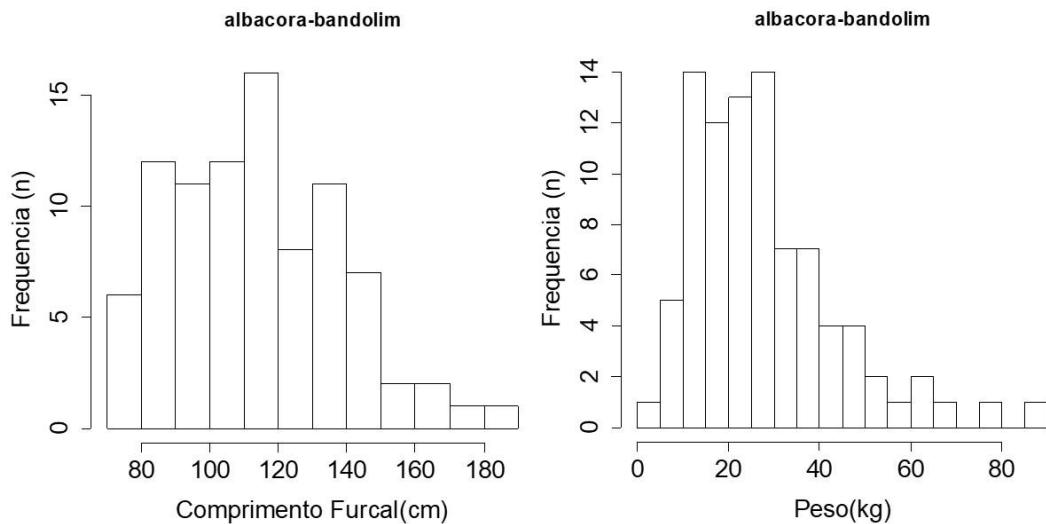


Figura 1. Distribuição de frequência por classes de comprimento e peso da albacora bandolim amostrados no cais pesqueiro de Areia Branca, RN.

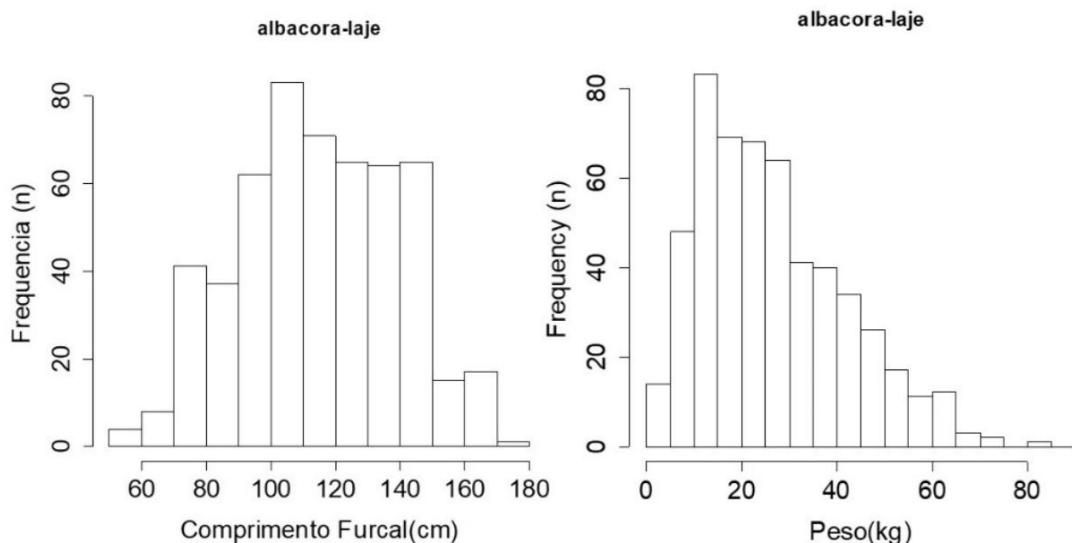


Figura 2. Distribuição de frequência por classes de comprimento e peso da albacora laje amostrados no cais pesqueiro de Areia Branca, RN.

De acordo com os resultados obtidos, observou-se que para as duas espécies avaliadas, as capturas incidiram sobre peixes de grande tamanho, com comprimento furcal médio de 114,1 cm e 115,5 cm para a albacora bandolim e albacora laje respectivamente. Esses resultados diferem dos obtidos em trabalho descritivo da pesca de cardume associado apresentado à ICCAT em 2018 (Batista da Silva et al., 2019), no qual a grande maioria das capturas amostradas dessas duas espécies no período 2010-2017, foram de peixes menores que 80 cm de comprimento furcal, com importante participação de indivíduos menores que 60 cm. Neste trabalho, foi possível ainda obter registros de tamanho do bonito listrado, cujas capturas variaram de peixes entre 40 e 70 cm de comprimento furcal, sendo a maioria abaixo dos 50 cm.

4. Conclusões

A análise comparativa dos tamanhos registrados para as espécies avaliadas em levantamento distintos mostra a necessidade de se continuar realizando o acompanhamento de desembarques desta pescaria nos principais pontos onde está baseada a frota (Areia Branca/RN e Itarema/CE, entre outros). As diferenças apontadas acima podem estar associadas a possíveis problemas na amostragem durante o desembarque, tarefa nem sempre fácil de ser realizada devido à dinâmica dessa atividade, que é seguida imediatamente pela comercialização e transporte do pescado desembarcado. Dado o período mais curto do presente levantamento, impactado diretamente pela pandemia, e com base do período mais longo do trabalho de Batista da Silva et al., 2019, estima-se que essa pescaria de cardume associado incida mais fortemente sobre juvenis das espécies citadas, principalmente das albacoras laje e bandolim. Isso é corroborado pelo trabalho apresentado anteriormente, que comparou os tamanhos da albacora laje capturadas pela pesca de espinhel e cardume associado de diferentes fontes. A situação de grandes volumes de capturas de indivíduos jovens dessas duas espécies vem sendo alvo de muitas discussões na ICCAT, no âmbito do seu Comitê Permanente de Pesquisa e Estatística (SCRS), o que demanda um monitoramento frequente e efetivo dessa e de outras pescarias por parte do governo brasileiro.

Por fim, com os resultados obtidos aqui, espera-se ter contribuído com a atualização dos dados biométricos das principais espécies desembarcadas na pesca de cardume associado em Areia Branca-RN, os quais são essenciais para que o país possa cumprir com o aporte de informações enviadas a Comissão Internacional para a Conservação do Atum do Atlântico (ICCAT).

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Biometria

Atividade: Distribuição de frequência de classes de comprimento de atuns e afins capturados pela frota pesqueira no Espírito Santo

Pesquisadores envolvidos: Nilamon de Oliveira Leite Junior, Lilian Bastos Sarmento, Priscilla Nobres dos Santos, Jennifer Venturim Bernadino, Pedro Henrique da Silva Pires, Guilherme dos Santos Lirio, Caio Ishibashi Minei.

1. Introdução

A pesca praticada no Espírito Santo se desenvolveu rapidamente nos últimos anos tendo como principal característica o uso de diferentes métodos de pesca por uma mesma embarcação, muitas vezes utilizados durante uma única viagem de pesca. Dentre as diversas espécies capturadas, os atuns e afins, como a albacora laje, a albacorinha e o dourado, figuram entre as principais capturas dessa frota, que passou a ser conhecida como “tipo Itaipava”, em referência a um dos principais pontos de desembarque pesqueiro e porto base das embarcações que atuam nesse tipo de atividade no estado, situado no Município de Itapemirim, litoral sul.

Por esta razão, é de grande relevância o monitoramento dos desembarques das capturas realizadas por esta frota, principalmente para a coleta e análise de dados relativos aos tamanhos dos peixes capturados por espécie e métodos de pesca.

O presente estudo teve como objetivo principal realizar este monitoramento e apresentar os resultados obtidos da análise de distribuição de frequência de comprimento das principais espécies de atuns e afins no estado do Espírito Santo, para essa frota especificamente.

2. Metodologia

Os dados aqui analisados foram coletados através do acompanhamento dos desembarques realizados em diferentes localidades do litoral do Espírito Santo, no período de junho de 2017 a outubro de 2020. Como já mencionado, esse esforço amostral é resultado da ação conjunta do Protuna com o Projeto Áreas Marinhas e Costeiras Protegidas – GEF-Mar, coordenado pelo Centro Tamar no estado do Espírito Santo, que em parceria contribuíram para propiciar uma maior cobertura espacial do acompanhamento dos desembarques.

As principais espécies de atuns e afins capturadas tiveram sua biometria registrada no momento dos desembarques. Para as medidas de tamanho dos peixes, foi usado o comprimento furcal, tomado em centímetros com o auxílio de fita métrica. Quando possível, o peso de cada espécime foi registrado, mas devido à dinâmica dos desembarques, nem sempre isso foi possível.

3. Resultados

A biometria foi realizada para 10 diferentes espécies de atuns e afins, tendo como destaque o *Thunnus atlanticus*, em função de ser a espécie com maior volume de captura e, consequentemente, com mais informações coletadas (Tabela 1). A seguir são apresentados os resultados obtidos.

Tabela 1. Status de conservação (SC), número de indivíduos (N), tamanhos mínimo (Mín), máximo (Máx) e média ± desvio padrão (M ± DP) das 10 espécies de atuns e afins desembarcadas no Espírito Santo, de junho de 2017 a outubro de 2020.

Família	Espécie	Nome popular	SC	N	CF (cm)		
					Mín	Máx	M ± DP
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Dourado	LC	493	46	138	93,8 ± 14,8
	<i>Thunnus alalunga</i>	Atum-Voador	LC	19	91	134	103,3 ± 9,6
	<i>Thunnus albacares</i>	Atum-Galha-Amarela	LC	961	36	217	86,6 ± 24,9
	<i>Thunnus atlanticus</i>	Vaquara	LC	2.175	13	124	52,1 ± 12,8
Scombridae	<i>Thunnus obesus</i>	Bate/Patudo	NT	25	40	106	69,9 ± 16,0
	<i>Auxis</i> sp.	-	-	724	29	83	42,9 ± 7,6
	<i>Auxis thazard</i>	Bonito-Cachorro	LC	35	30	79	42,7 ± 12,9
	<i>Euthynnus alletteratus</i>	Bonito-Pintado	LC	168	35	150	66,9 ± 19,3
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Bonito-Listrado	LC	261	29	120	50,4 ± 12,0
	<i>Acanthocybium solandri</i>	Cavala Wahoo	LC	2	73	74	73,5 ± 0,7
	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Cavala-Verdadeira	LC	3	128	142	136,0 ± 7,2
Total				4.866			

Entre os atuns, *Thunnus alalunga* apresentou comprimento mínimo de 91 cm e máximo de 134 cm, com maior quantidade de exemplares distribuídos principalmente nas classes de CF 90-100 e 100-110 cm. O comprimento mínimo e máximo encontrado para *Thunnus albacares* foi de 36 cm e 217 cm, respectivamente, com dois picos diferentes de classe de CF: 60-70 cm e 100-110 cm. Para *Thunnus atlanticus*, a maioria dos indivíduos não ultrapassou o valor de 70 cm de CF, sendo o comprimento mínimo e máximo encontrados, de 13 cm e 124 cm respectivamente. Porém, a maior concentração de *T. atlanticus* esteve na classe de CF de 60-70 cm. Já para *Thunnus obesus*, o comprimento mínimo encontrado foi de 40 cm e máximo de 106 cm (Tabela 1, Figura 1). Além disso, para as espécies *Thunnus albacares* (Figura 2) e *Thunnus atlanticus* (Figura 3) foram gerados gráficos mensais de distribuição de frequência de classes de comprimento furcal. Já para *Thunnus alalunga* e *Thunnus obesus* não foram geradas informações gráficas mensais devido ao número amostral reduzido.

Entre as demais espécies pertencentes à família Scombridae, *Auxis* sp. apresentou comprimento furcal mínimo de 29 cm e máximo de 83 cm, com a maioria dos indivíduos na classe de CF 40-50 cm. Já *Auxis thazard* teve comprimento mínimo e máximo de 30 e 79, respectivamente (Tabela 1, Figura 4). Para a espécie *Euthynnus alletteratus* foi encontrado comprimento furcal mínimo de 35 cm e máximo de 150 cm, com maior concentração de indivíduos na classe de CF 50-60. E para *Katsuwonus pelamis*, o comprimento mínimo e máximo foi de 29 cm e 120 cm, respectivamente, com destaque para as classes de CF 40-60 cm (Tabela 1, Figura 5). Para *Auxis* sp. (Figura 6), *Euthynnus alletteratus* (Figura 7) e *Katsuwonus pelamis* (Figura 8) também foram gerados gráficos mensais de distribuição de frequência de classes de comprimento furcal. Dentre os bonitos, apenas para *Auxis thazard* não foi possível gerar em razão do baixo número amostral. O comprimento mínimo e máximo encontrado para *Coryphaena hippurus* foi de 46,5 cm e 138 cm, com a maioria dos indivíduos concentrados na classe de CF 90-100 cm (Tabela 1, Figura 9). Porém, com a avaliação mensal, foi possível notar que no mês de fevereiro de 2020, coincidente com o final da safra da espécie, houve uma distribuição mais igualitária das classes de comprimento furcal, com considerável parte dos indivíduos abaixo de 70 cm (Figura 10).

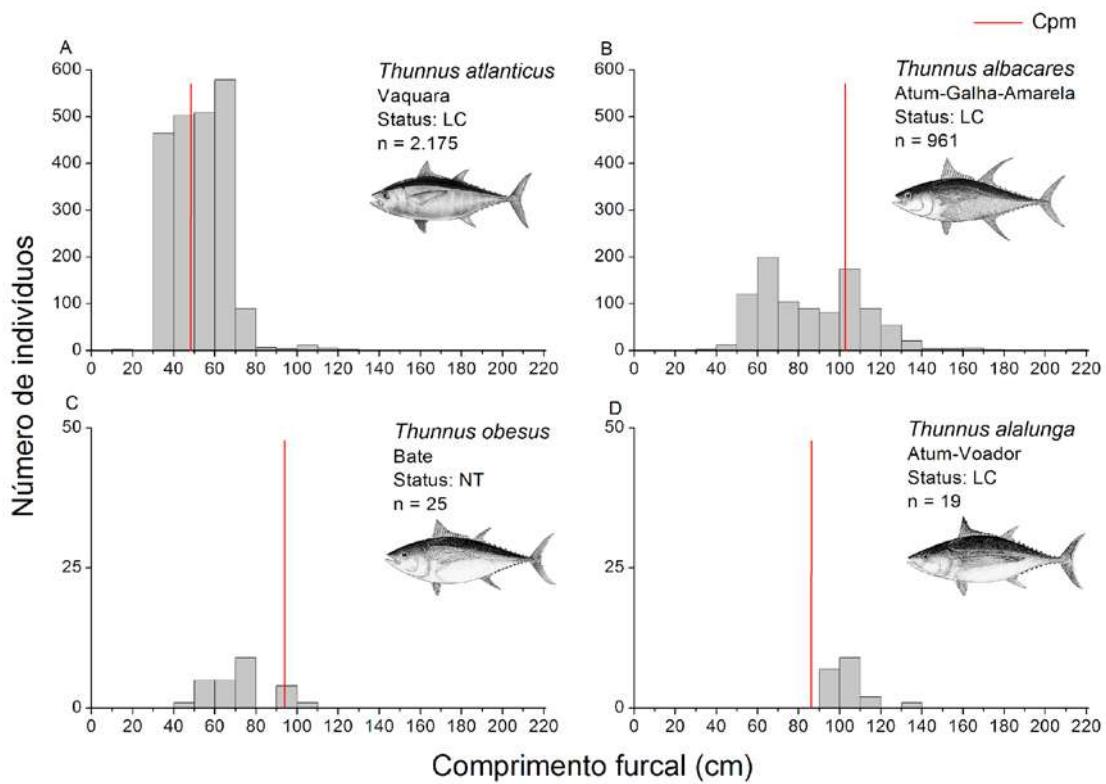


Figura 1. Distribuição de frequência de classes de comprimento furcal (CF, cm) das espécies (A) *Thunnus alalunga*, (B) *Thunnus albacares*, (C) *Thunnus atlanticus* e (D) *Thunnus obesus* desembarcados no Espírito Santo. Cpm = Comprimento de primeira maturação (cm); n = Número de indivíduos; LC = Menos preocupante; NT = Quase ameaçada .

Thunnus albacares - Atum-Galha-Amarela

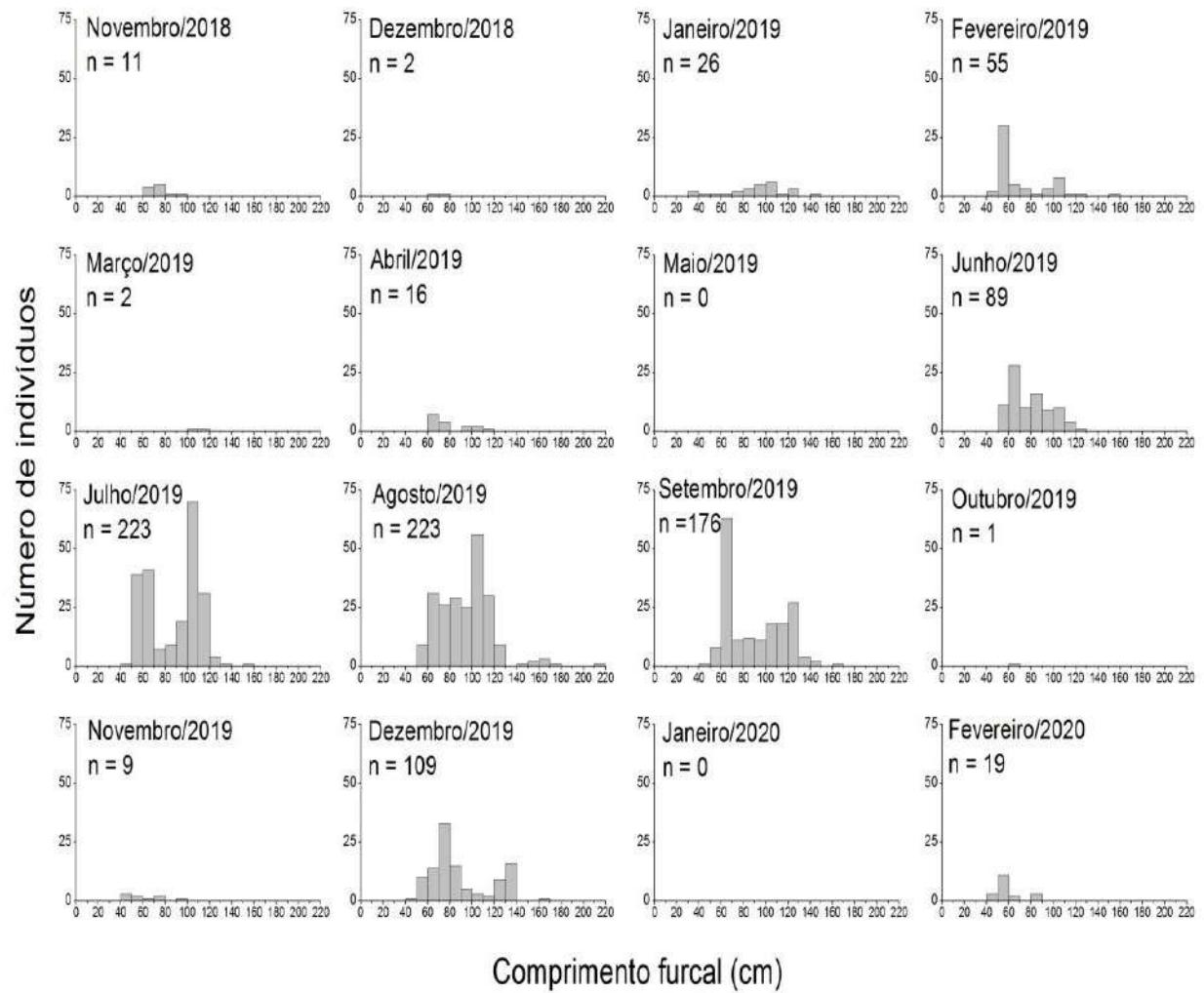


Figura 2. Distribuição mensal de frequência de classes de comprimento furcal (cm) para *Thunnus albacares* desembarcados no Espírito Santo.

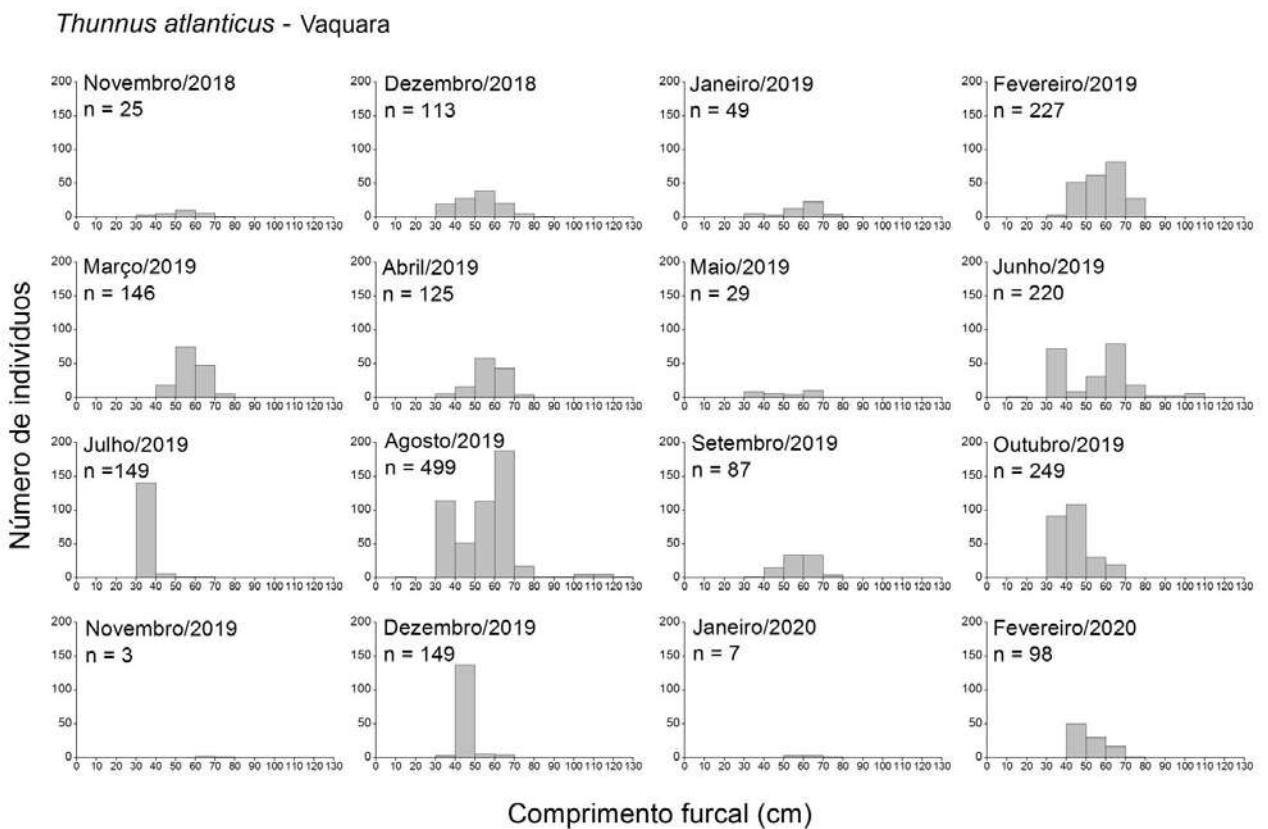


Figura 3. Distribuição mensal de frequência de classes de comprimento furcal (cm) para *Thunnus atlanticus* desembarcados no Espírito Santo.

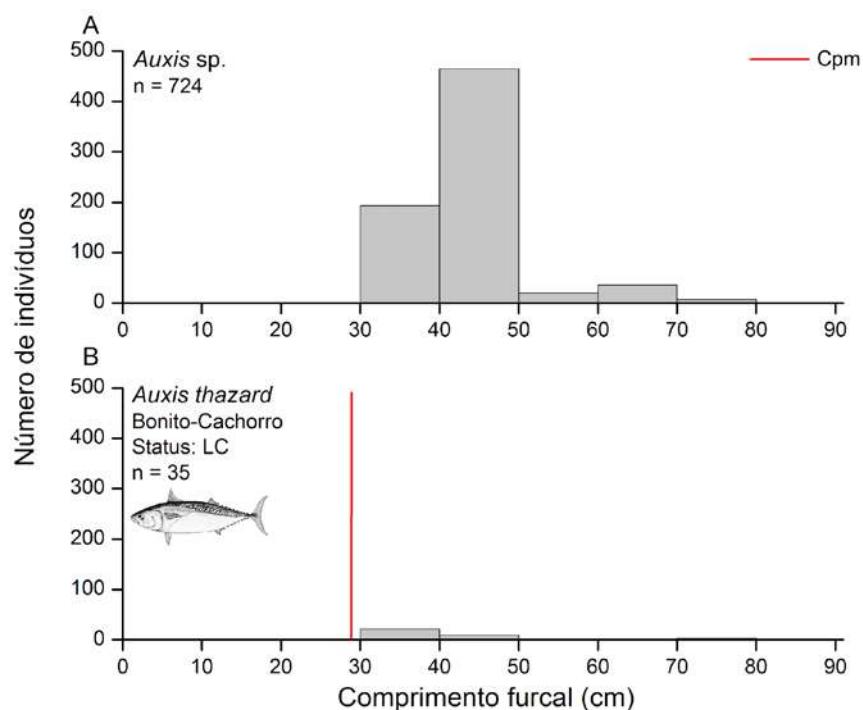


Figura 4. Distribuição de frequência de classes de comprimento furcal (CF, cm) das espécies (A) *Auxis* sp. E (B) *Auxis thazard* desembarcados no Espírito Santo. Cpm = Comprimento de primeira maturação (cm); n = Número de indivíduos; LC = Menos preocupante.

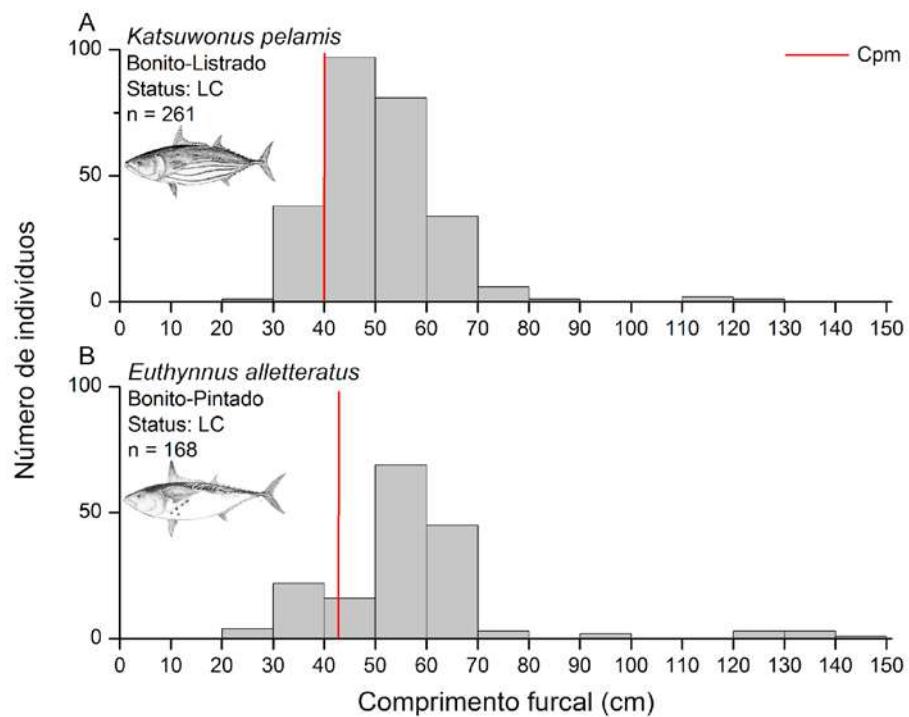


Figura 5. Distribuição de frequência de classes de comprimento furcal (CF, cm) das espécies (A) *Euthynnus alletteratus* e (B) *Katsuwonis pelamis* desembarcados no Espírito Santo. Cpm = Comprimento de primeira maturação (cm); n = Número de indivíduos; LC = Menos preocupante.

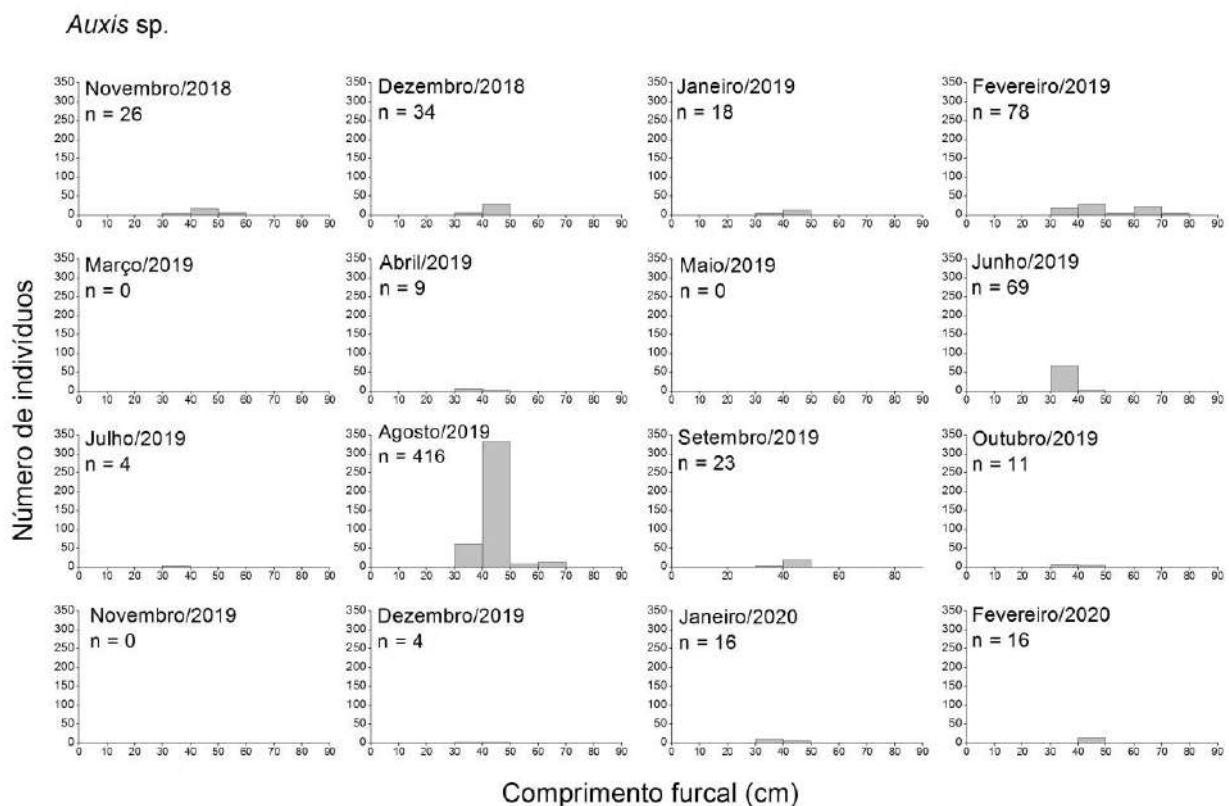


Figura 6. Distribuição mensal de frequência de classes de comprimento furcal (cm) para *Auxis* sp desembarcados no Espírito Santo.

Euthynnus alleteratus - Bonito-Pintado

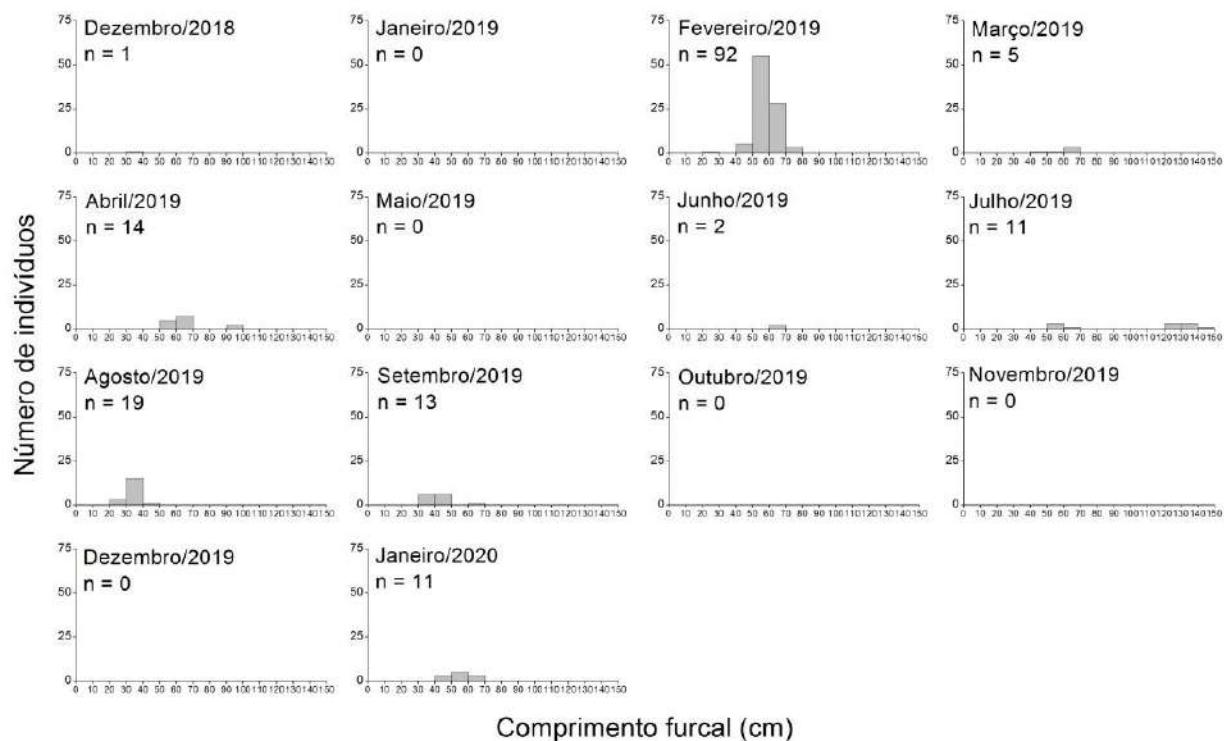


Figura 7. Distribuição mensal de frequência de classes de comprimento furcal (cm) para *Euthynnus alleteratus* desembarcados no Espírito Santo.

Katsuwonus pelamis - Bonito-Listrado

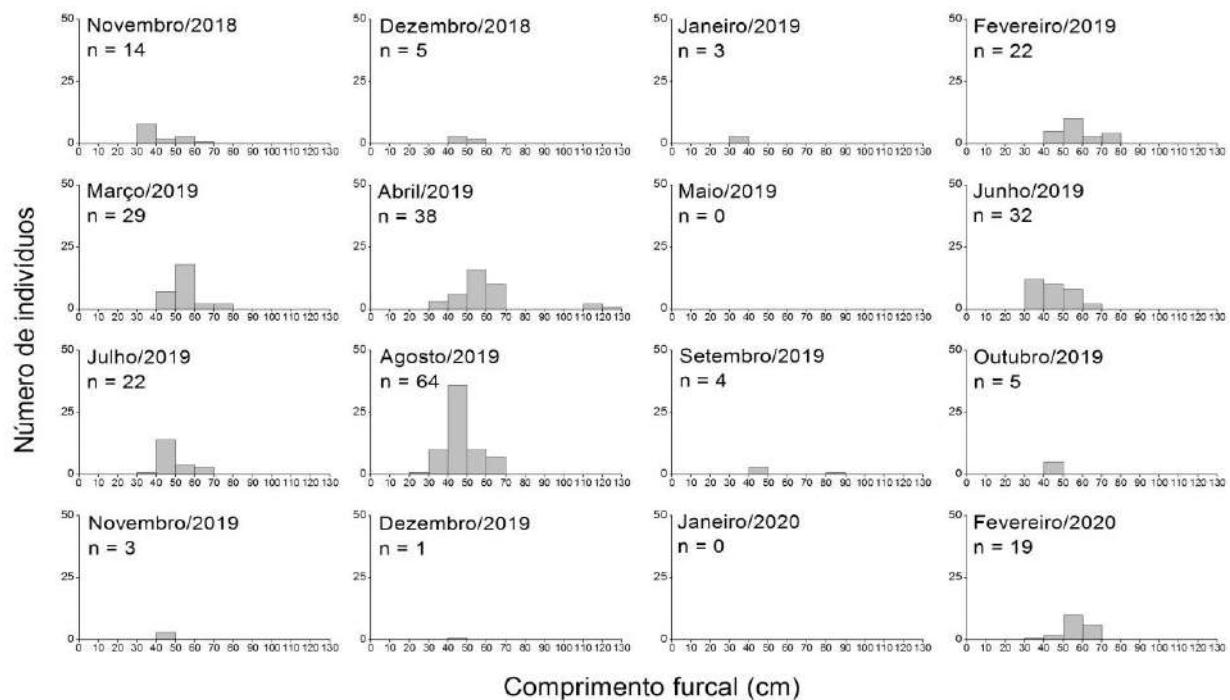


Figura 8. Distribuição mensal de frequência de classes de comprimento furcal (cm) para *Katsuwonus pelamis* desembarcados no Espírito Santo.

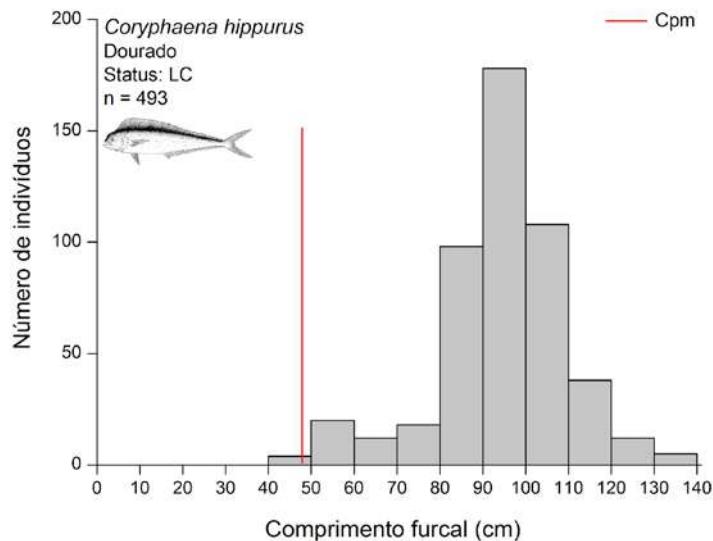


Figura 9. Distribuição de freqüência de classes de comprimento furcal (CF, cm) da espécie *Coryphaena hippurus* desembarcada no Espírito Santo. Cpm = Comprimento de primeira maturação (cm); n = Número de indivíduos; LC = Menos preocupante.

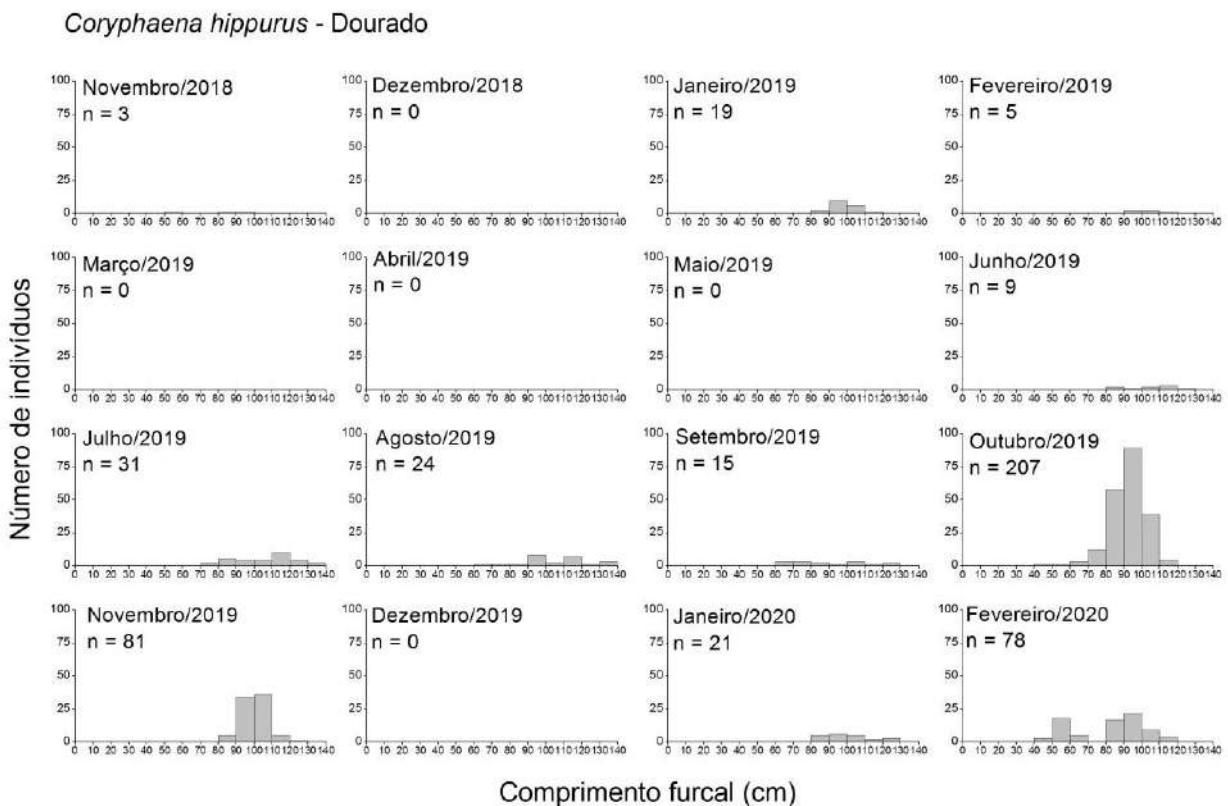


Figura 10. Distribuição mensal de freqüência de classes de comprimento furcal (cm) para *Coryphaena hippurus* desembarcados no Espírito Santo.

4. Conclusões

A partir dos resultados obtidos, foi possível avaliar como a pesca praticada no estado do Espírito Santo, com emprego de diferentes métodos de captura, incide sobre as populações das diferentes espécies.

Para as duas espécies de grandes atuns tropicais, os tamanhos variaram de 36-217 cm CF para a albacora laje e entre 40-106 cm CF para a albacora bandolim. A maior parcela das capturas dessas duas espécies correspondeu a peixes abaixo do comprimento de primeira maturação (Cpm), principalmente para a albacora bandolim. Resultado distinto foi observado para a albacora branca, cujas capturas foram de peixes acima deste comprimento, com valores variando entre 91-134 cm de CF. No caso da albacorinha, as capturas variaram entre 13-124 cm CF, com proporção um pouco mais elevada de indivíduos acima do Cpm. No que se refere ao bonito listrado, os tamanhos dos peixes capturados variaram entre 29-120 cm CF, com a maior parcela correspondendo a peixes acima do Cpm. Por fim, para o dourado, os tamanhos variaram de 46-138 cm CF, com a grande maioria das capturas sendo representada por peixes acima deste indicador biológico.

É importante que este tipo de monitoramento seja continuado e que estes resultados sejam agregados a dados de tamanhos coletados em outras localidades ao longo da costa brasileira, seja através do monitoramento de desembarques pesqueiros, como o realizado aqui, seja por medidas obtidas a bordo durante os cruzeiros de pesca, por observadores científicos. Essa avaliação de dados coletados e compilados em diferentes partes do país são de grande importância para se estimar as parcelas das populações (tamanho e idade) impactadas pela atividade pesqueira. Esse tipo de análise é de particular relevância para as albacoras laje e bandolim, tendo em vista que a ICCAT considera, para fins de gestão, um único estoque no oceano Atlântico para cada uma dessas espécies.

Eixo A – Dinâmica Populacional

Linha de pesquisa: Biometria e Distribuição Espaço-Temporal

Atividade: Análise dos comprimentos e da proporção sexual do espadarte e da albacora bandolim capturados pela frota de espinhel pelágico brasileira

Pesquisadores envolvidos: Silvaneide Luzinete Rodrigues, Túlio Seabra Camelo, Douglas Aroucha dos Santos, Laura Lima Pequeno, Humber Agrelli de Andrade

1. Introdução

No contexto do desenvolvimento da frota brasileira voltada a atuns e afins, o espadarte teve um papel inicialmente discreto nas capturas. A espécie era capturada ocasionalmente como fauna acompanhante por embarcações, principalmente arrendadas, que tinham como espécie-alvo espécies do gênero *Thunnus* (MENESES de LIMA et al., 2000; MOURATO, 2007). Somente em meados da década de 1980 foi que se iniciou uma pesca efetivamente direcionada à captura do *X. gladius* (ARFELLI, 1996; MENEZES DE LIMA et al., 2000).

Por apresentar grande importância comercial, o espadarte é muito explorado pela pesca industrial no oceano Atlântico, onde as capturas atingiram cerca de 28.000 t em 2016 (ICCAT, 2018). A ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas) é a organização responsável, técnica e científicamente, por apresentar propostas para conservação e medidas de gestão da pescaria do espadarte no Atlântico. Na última avaliação conduzida para o estoque de espadarte do Atlântico Sul ele foi classificado como sobrepescado (ICCAT, 2017). Além disso, o espadarte do Atlântico Sul foi considerado em estado de alta vulnerabilidade em uma Análise de Risco Ecológico (LUCENA-FREDOU et al., 2017).

Informações sobre a ecologia e a biologia das espécies exploradas comercialmente, como o espadarte, são importantes no processo de avaliação de estoques e a tomada de decisões para o manejo das pescarias. Dados de comprimento constituem informação importante para estimar, por exemplo, o crescimento e a seletividade dos artefatos, elementos necessários para a condução de vários modelos de avaliação. Desta forma, o objetivo do trabalho foi avaliar a variação espaço-temporal dos comprimentos e da proporção sexual do espadarte (*Xiphias gladius*) e da albacora-bandolim (*Thunnus obesus*) capturados pela frota brasileira de espinhel pelágico a partir da análise dos dados obtidos durante o programa de observadores de bordo (PROBORDO).

2. Metodologia

Banco de dados

Os dados utilizados nas análises, referentes às operações de pesca realizadas pela frota brasileira de espinhel pelágico, são os contidos no Banco Nacional de Dados de Atuns e Afins (BNDA), mantido pela Secretaria de Aquicultura e da Pesca (SAP), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Trata-se de um banco de dados composto por informações oriundas do programa nacional de observadores de bordo (PROBORDO), que esteve em funcionamento para monitorar embarcações arrendadas entre o final de 2004 e 2011.

Há informações referentes aos comprimentos dos peixes, nome da embarcação, bandeira, localização geográfica (longitude e latitude), data e horário de lançamento e recolhimento do espinhel. No total o BNDA conta com 626.241 registros de lances de pesca distribuídos entre as latitudes de 10 °N e 40 °S.

Filtragem dos dados

Foram selecionados os registros de lances de pesca com informações de comprimento do espadarte (*Xiphias gladius*) e da albacora-bandolim (*Thunnus obesus*). Em seguida, foram removidos os dados duvidosos, como os erros de digitação e valores discrepantes. Posteriormente, foram analisados o quantitativo de dados por ano, registros anuais escassos, como o ano de 2004 que só registrou lances de pesca no mês de dezembro, também foram desconsiderados da análise.

A medida de comprimento escolhida para as análises do espadarte foi a da mandíbula inferior furcal (MIF), visto que é a variável mais importante referente aos peixes de bico. Já para a albacora-bandolim foram avaliados a medida de comprimento furcal (CZ), popularmente conhecido como comprimento zoológico, por ser a variável com registro mais abundante no BNDA para a espécie. Para ambas as espécies, foram eliminadas as medidas inferiores a 50 cm e superiores a 300 cm, com intuito de remover valores das caudas dúbiais. No total, restaram 232.887 registros de comprimento MIF válidos para o espadarte e 39.161 de CZ para a albacora (Tabela 1).

Tabela 1. Número de registros anuais de lances de pesca para Espadarte (SWO) e Albacora-Bandolim (BET)

ANO	SWO	BET
2005	11958	4414
2006	35644	9122
2007	123857	4221
2008	24003	9833
2009	1734	1920
2010	24690	5430
2011	11001	4221
TOTAL	232.887	39161

Análises

Foram realizadas análises para os dados agrupados por ano. Inicialmente as distribuições de frequência de comprimento foram avaliadas quanto à normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homoscedasticidade (teste de Barttlet). Posteriormente foram realizadas análises de variâncias (ANOVA) unifatorias. Uma análise bifatorial fica prejudicada em virtude da falta de balanço dos dados para os cruzamentos dos níveis dos dois fatores. Com a confirmação da existência de diferenças significativas foram realizadas análises post-hoc (teste de Tukey).

As proporções sexuais foram calculadas para os peixes agrupados por mês, ano e também por quadrados de 5°x5° (latitude x longitude). O teste binomial (HOLLANDER & WOLFE, 1973) foi usado para avaliar a hipótese de que as proporções de fêmeas e machos eram iguais. Um Modelo Linear Generalizado (MLG) foi utilizado para estudar a relação entre a proporção sexual, ano, mês, bandeira e posição geográfica onde o espinhel foi implantado na água. O sexo dos peixes (fêmea ou macho) foi a variável de resposta. O número de sucessos (por exemplo, feminino) e fracassos (por exemplo, masculino) foram modelados seguindo uma distribuição binomial. As variáveis explicativas “ano”, “bandeira” e “mês” foram todas consideradas categóricas (fator), enquanto latitude e longitude foram incluídas nos modelos como variáveis contínuas (covariável). A estrutura do modelo inicial

cheio, com todas as variáveis explicativas disponíveis no BNDA, foi selecionada para permitir o cálculo dos efeitos conjuntos de ano, bandeira, mês, latitude e longitude, incluindo interações. As análises preliminares indicaram que a relação entre proporção sexual com latitude e longitude não é linear, o quadrado da latitude e da longitude também foram considerados variáveis explicativas para explicar os efeitos não lineares. O modelo inicial para o espadarte e albacora-bandolim ajustado aos dados foi:

$(ns, nf) \sim (Ano + Bandeira + mês + latitude + latitude^2 + longitude + longitude^2)$

em que ns e nf representam o número de sucessos (fêmeas) e o número de falhas. A função de link era logit. Após esse modelo ser ajustado, uma abordagem retroativa baseada no Critério de Informação de Akaike (AKAIKE, 1974) foi usada para selecionar as variáveis e o modelo final. Todas as análises nesta e nas demais etapas mencionadas mais acima foram realizadas com o programa R versão 4.2.0 (R CORE TEAM, 2022).

3. Resultados

Análise exploratória

A maioria dos peixes amostrados foi capturada a oeste do meridiano de 20° W na região equatorial ou na região entre 10° S e 25° S e 25° W e 30° W (Figura 1). No extremo sul, o tamanho da amostra na área localizada entre os limites de 25-30° S e 40-45° W foi relativamente alto para o espadarte (Figura 1A), e extremamente baixo para a albacora-bandolim (Figura 1B).

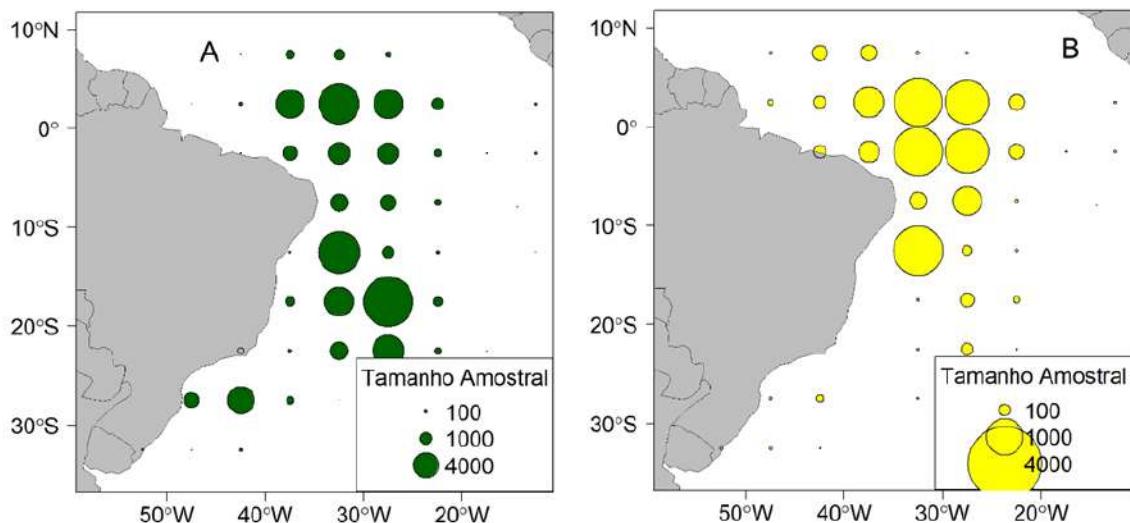


Figura 1. Distribuição do espadarte(A) e da albacora bandolim(B) amostrados para identificação do sexo.

O balanço de dados nos níveis de cruzamento dos fatores bandeira e ano é mostrado na Figura 2. Existem dados relativos ao pescado capturado por pescadores de embarcações arrendadas da Espanha, Honduras, Japão, Marrocos, Panamá, Portugal, São Cristóvão e Névis e república de Vanuatu, tanto para o espadarte como para a albacora. Em adição, a maioria das amostras foi coletada em viagens de embarcações arrendadas da Espanha realizadas em 2007, 2008 e 2010.

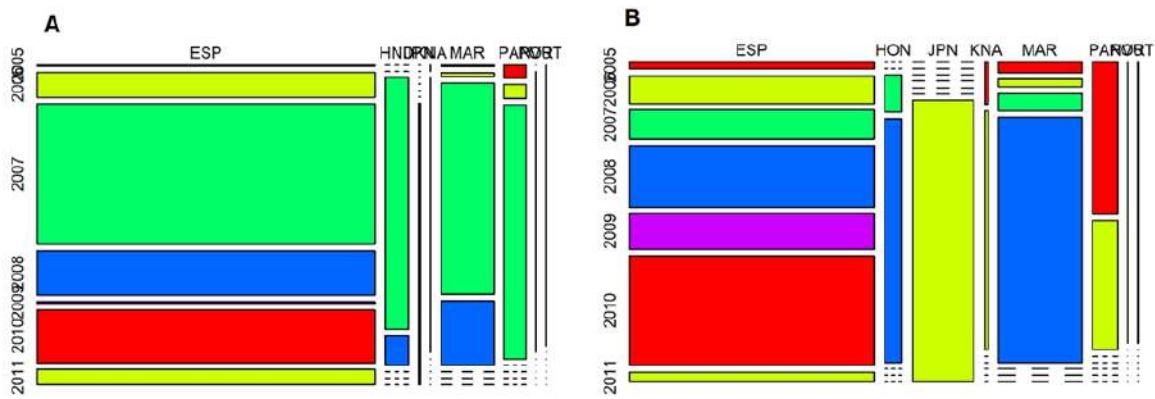


Figura 2. Mosaicplot para o balanço de dados nos níveis de ano e bandeira, dos barcos arrendados da Espanha (ESP), Honduras (HND), Marrocos (MAR), Panamá (PAN), Japão (JPN), São Cristóvão e Névis (KNA) e República de Vanuatu (VUT), para o espadarte (A) e a albacora-bandolim(B).

Análise dos comprimentos

O espadarte apresentou maior mediana no ano de 2007, com valor de 150 cm, já o ano com a menor mediana foi o de 2009 com 137 cm (Figura 3A). Os anos de maior e menor média foram os mesmos da mediana, com valores aproximados de 153 cm e 140 respectivamente. Com relação à albacora-bandolim, apresentaram mediana em torno de 148 cm ao longo de todos os anos analisados (Figura 3B). De maneira geral, os diagramas de caixa indicam que as distribuições de comprimento não são muito diferentes entre 2005 e 2011, mas aparenta haver diferenças importantes quanto às tendências centrais.

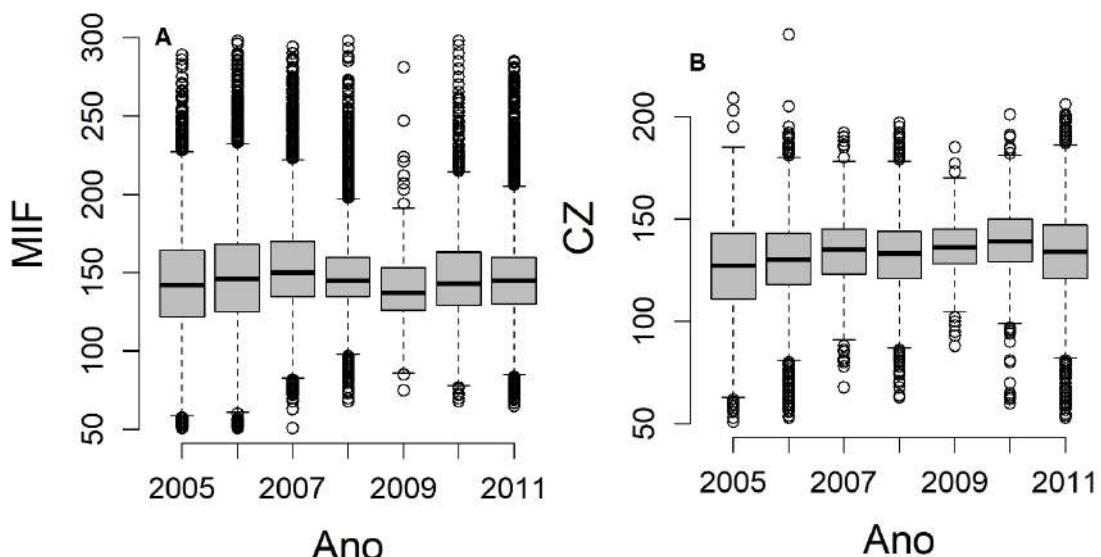


Figura 3. Quartis referentes ao Comprimento Mandíbula Inferior a Furca MIF do espadarte (A) e Comprimento Furcal (CZ) da albacora-bandolim (B), capturados pela frota de espinhel pelágico de origem estrangeira arredada ao Brasil, no período de 2005 a 2011.

Na ANOVA unifatorial para ano foram encontradas evidências suficientes para rejeitar a hipótese de que as médias de comprimento, tanto do espadarte ($p < 2,2e-16$) como da albacora-bandolim ($p < 2,2e-16$), são iguais de 2005 a 2011. No teste post-hoc de Tukey para o espadarte foi possível identificar que somente o ano de 2006 e 2008 não apresentaram diferenças significativas, as médias dos demais anos apresentaram diferenças significativas entre si e também em relação a 2006 e 2008. Em adição,

a albacora-bandolim diferiu estatisticamente para todos os anos, exceto para 2011-2007 e 2011-2008 (Tabela 2).

Tabela 2. Valores p obtidos no teste post-hoc de tukey

Anos	SWO	BET
	Valores-p	Valores-p
2006-2005	2,2E-16	2,2E-16
2007-2005	2,2E-16	2,2E-16
2007-2006	2,2E-16	2,2E-16
2008-2005	5,45E-14	2,2E-16
2008-2006	0,7594381	2,2E-16
2008-2007	2,2E-16	0,0009685
2009-2005	4,80E-07	2,2E-16
2009-2006	6,81E-14	2,2E-16
2009-2007	2,2E-16	0,0025850
2009-2008	7,48E-14	2,2E-16
2010-2005	2,2E-16	2,2E-16
2010-2006	3,64E-03	2,2E-16
2010-2007	2,2E-16	2,2E-16
2010-2008	3,89E-05	2,2E-16
2010-2009	2,2E-16	0,0026725
2011-2005	8,56E-08	2,2E-16
2011-2006	3,72E-04	2,2E-16
2011-2007	2,2E-16	0,9366228
2011-2008	4,48E-02	0,0771306
2011-2009	6,34E-14	0,0000636
2011-2010	2,76E-10	2,2E-16

Análise das proporções sexuais

A proporção geral de fêmeas foi de 0,415 para o espadarte e 0,450 para a albacora-bandolim, com intervalo de confiança (IC) de 95% de 0,397-0,415 e 0,426-0,475 respectivamente. A hipótese de que a proporção de fêmeas e machos são iguais foi rejeitada ($p<2,2\times10^{-16}$) para ambas as espécies. Há evidências de que a proporção masculina é maior que a feminina. A variabilidade da proporção de fêmea, para o espadarte, foi relativamente alta, mas não há uma tendência temporal clara ao longo dos anos (Figura 4A). As estimativas ficaram entre 0,3 e 0,5 ao longo dos anos (Figura 4A). A menor proporção foi encontrada em 2008 e a maior em 2010. Os tamanhos amostrais de 2005, 2009 e 2011 foram baixos, enquanto em 2007 a amostra foi grande (> 40.000 peixes).

A variabilidade da proporção de fêmeas ao longo dos meses foi alta, mas não há um padrão sazonal. A proporção oscilou em torno de 0,4 ao longo dos meses (Figura 4B), a exceção foi julho, em que a proporção foi superior a 0,6. Tamanhos amostrais foram altos em abril, junho e julho, e relativamente baixo em fevereiro, março, maio, agosto e setembro. Com relação às análises considerando a origem das embarcações, as proporções de fêmeas foram inferiores a 0,5 para todas as bandeiras, com exceção dos barcos de origem portuguesa que apresentaram valores superiores a 0,8 (Figura 9C), no entanto, o número amostral de peixes medido para essa bandeira foi extremamente baixo. Em geral, os tamanhos das amostras foram inferiores a 10.000 peixes, mas os barcos alugados da Espanha foram a exceção.

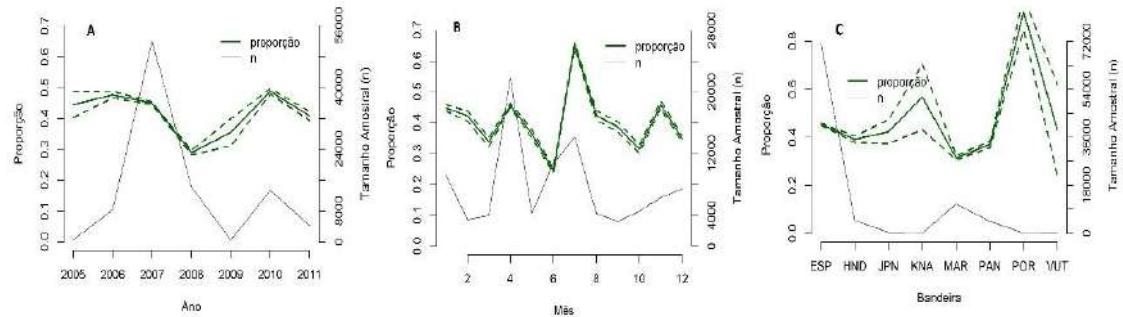


Figura 4. Tamanho da amostra (n) e proporção de fêmeas de espadarte calculadas por ano(A), mês (B) e bandeira(C), proporção calculada com base nas capturas de barcos arrendados de Honduras (HND), Marrocos (MAR), Panamá (PAN), Espanha (ESP), Portugal (POR), São Cristóvão e Névis (KNA), Japão (JPN) e República de Vanuatu (VUT). As linhas tracejadas representam os quantis de 2,5% e 97,5% de uma distribuição binomial.

A variabilidade nos valores de proporção de fêmea para a albacora-bandolim foi bem similar ao encontrado para o espadarte (Figura 5A), no geral, as medidas oscilaram entre 0,3 e 0,6, com menor valor reportado em 2008 e o maior em 2009. O tamanho amostral foi relativamente baixo (<8000 peixes), em comparação aos resultados obtidos para o espadarte. Na análise mensal, também não foi detectado padrão sazonal, os valores ficaram em torno de 0,4 ao longo dos meses (Figura 5B), exceto em janeiro (0,54), novembro (0,5) e junho (0,3). Em relação ao tamanho amostral, esse foi estável para todos os meses (<4000 peixes). Todas as bandeiras analisadas mantiveram valores de proporção de fêmea de albacora próximos a 0,4 e número de espécimes medido inferior a 9000 peixes (Figura 5C).

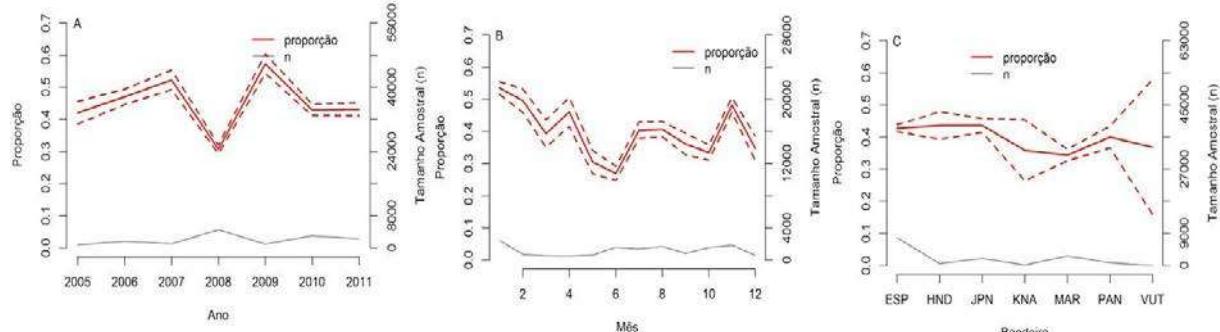


Figura 5. Tamanho da amostra (n) e proporção de fêmeas de albacora-bandolim calculadas por ano(A), mês (B) e bandeira(C), proporção calculada com base nas capturas de barcos arrendados de Honduras (HND), Marrocos (MAR), Panamá (PAN), Espanha (ESP), São Cristóvão e Névis (KNA), Japão (JPN) e República de Vanuatu (VUT). As linhas tracejadas representam os quantis de 2,5% e 97,5% de uma distribuição binomial.

A distribuição das capturas de machos e fêmeas no oeste do Atlântico Sul é mostrada na Figura 6. Em geral, para ambas as espécies analisadas, os números de machos foram maiores que os de fêmeas nas regiões equatorial e tropical, ao norte de 20°S. No entanto, o número de fêmeas de espadarte foi maior nas amostras de peixes capturados no Sul (Figura 6A).

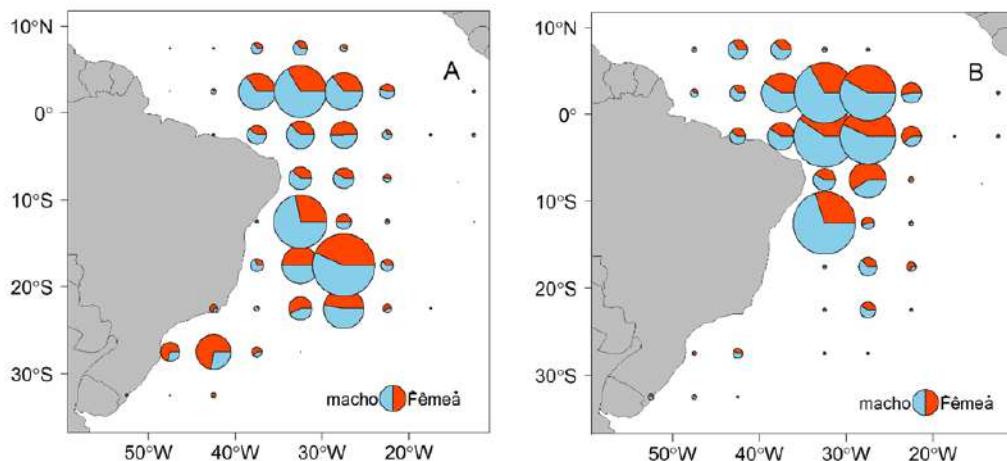


Figura 6. Distribuição espacial do espadarte (A) e albacora bandolim (B) classificados como fêmeas ou machos.

Cálculos marginais de proporção por latitude e longitude são mostrados na Figura 7. Observe que a proporção de fêmeas aumenta em direção às latitudes sul e em direção às longitudes ocidentais. No entanto, as proporções de fêmeas não mudam muito para o norte de 15 °S e para leste de 30 °W. A relação entre a proporção de fêmeas e a latitude (ou longitude) não foi linear.

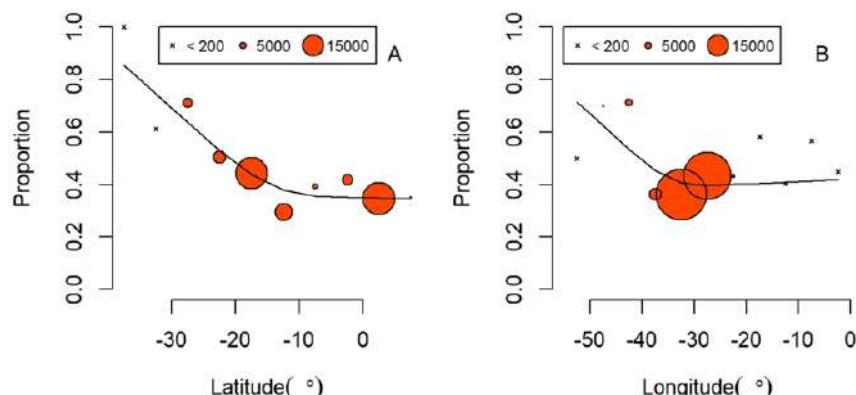


Figura 7. Variação clínica da proporção de fêmeas ao longo da latitude (painel esquerdo) e longitude (painel direito). O tamanho das amostras ($5 \times 5^{\circ}$) é representado por círculos e cruzes.

Ajuste e Seleção do Modelo

Espadarte

O modelo foi ajustado apenas para os dados de 2006, 2007, 2008 e 2010 porque os tamanhos amostrais para os outros anos foram baixos. Além disso, não houve convergência quando todas as interações foram consideradas. O modelo converge apenas se ano e bandeira não estiverem incluídos nas interações. Assim, o maior modelo ajustado foi.

$$(ns, nf) \sim Ano + bandeira + (mês + latitude + latitude^2 + longitude + longitude^2)^2$$

Os resultados da abordagem para trás baseada no AIC indicam que todos os principais efeitos e interações devem ser mantidos no modelo acima. A análise do desvio está na Tabela 3. A maioria da redução proporcional do desvio deveu-se à inclusão de “ano”, “mês”, “latitude”, “longitude” e as interações entre as três últimas variáveis. No geral, o desvio diminuiu de 903.612 para 248.373, representando uma redução de 72,5%. No entanto, o desvio residual foi maior que os graus de liberdade residuais.

Os gráficos de diagnóstico residual padrão estão na Figura 8. Observe nessa figura que a expectativa de resíduos foi próxima de zero para todos os tipos de previsões (de baixa a alta) (Figura 8, painel superior esquerdo). Os dados foram assumidos para seguir a distribuição binomial, portanto, as violações da normalidade nas caudas do gráfico qqnorm (Figura 8, painel superior direito) não são de muita preocupação para o ajuste. No entanto, é importante lembrar que a inferência para modelos lineares generalizados binomiais é baseada na suposição de que a distribuição dos resíduos segue uma distribuição normal assintoticamente. Portanto, a violação da normalidade implica na deterioração do poder dos χ^2 testes (soma dos quadrados das distribuições normais padrão). A distribuição dos resíduos é aproximadamente homocedástica, pelo menos quando altas proporções de fêmeas foram previstas (Figura 8, painel inferior esquerdo). Finalmente, existem muitos pontos de dados que são influentes, com alta alavancagem e valores de distâncias de Cook (painel inferior direito). Análises de sensibilidade para inclusão (ou não) desses dados serão realizadas futuramente.

Tabela 3. Análise do desvio, Modelo binomial ajustado para dados de proporção sexual de Espadarte.

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
Nulo			352	903.612	
Ano	4	148.045	348	75.556	2,48E-305
Bandeira	6	97.908	342	657.658	2,99E-194
Mês	11	220.727	331	43.693	0
Latitude	1	289.190	330	408.012	7,46E-51
Latitude2	1	303.575	329	377.654	5,48E-54
Longitude	1	806.811	328	376.848	0.004505
Longitude2	1	236.904	327	374.479	1,13E+08
Mês: Latitude	11	340.075	316	340.471	3,05E-52
Mês: Latitude2	11	322.661	305	308.205	1,46E-48
Mês: Longitude	11	12.677	294	295.527	7,81E-08
Mês: Longitude 2	11	226.953	283	272.832	1,83E-28
Latitude: Latitude2	1	860.463	282	264.227	1,76E-06
Latitude: Longitude	1	11.365	281	252.862	1,55E-12
Latitude: Longitude 2	1	232.833	280	252.629	0.127037
Latitude2: Longitude	1	0.61417	279	252.568	0.433221
Latitude2: Longitude2	1	442.558	278	252.125	0.035403
Longitude: Longitude2	1	375.166	277	248.373	9,06E+04

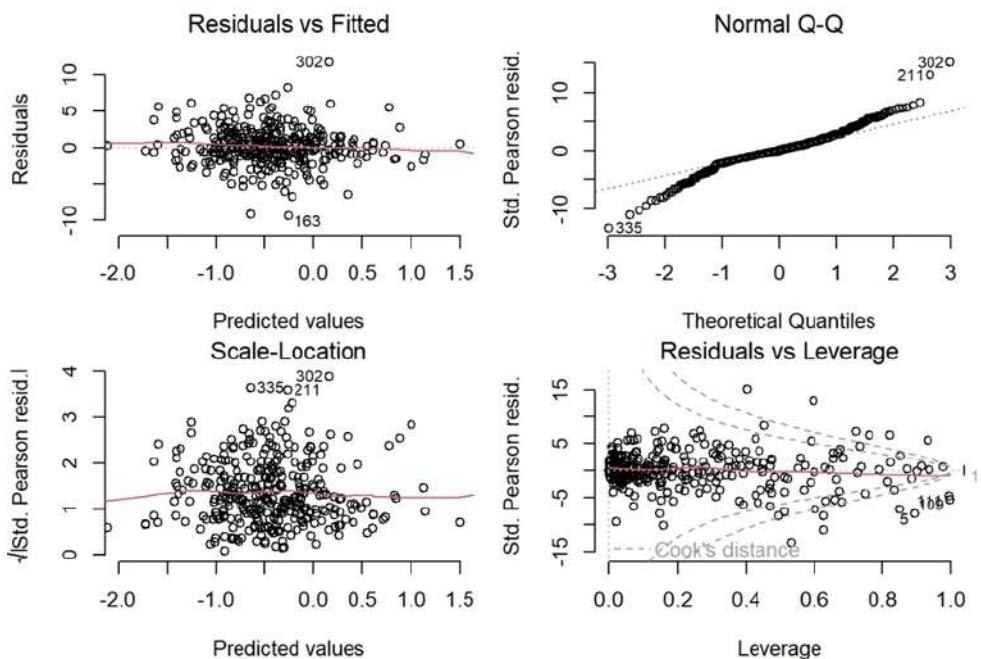


Figura 8. Gráficos de diagnóstico residual padrão.

Albacora-Bandolim

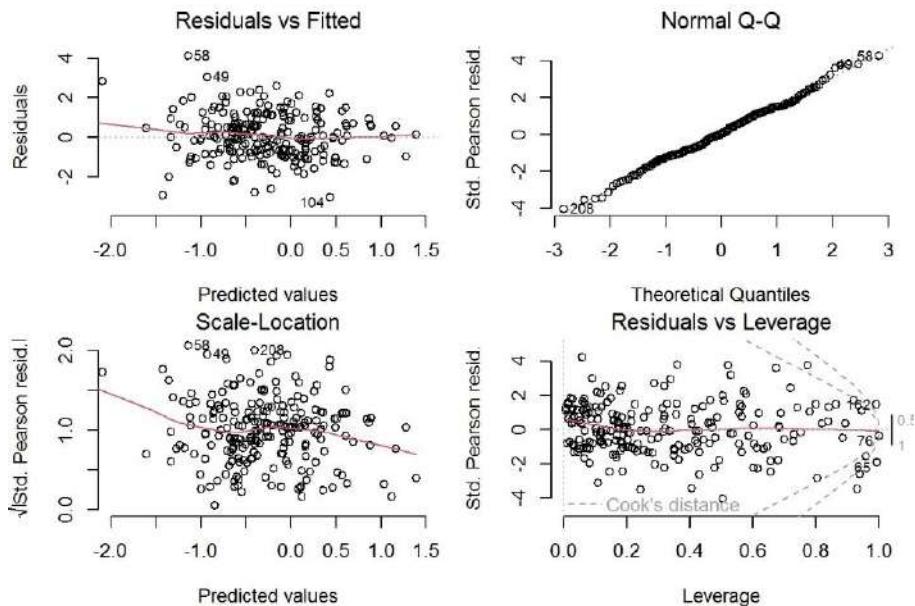
O modelo foi ajustado sem a inclusão dos anos de 2007, 2009 e 2010, pois os dados relativos a esses anos eram deficientes. Em adição, houve convergência quando as variáveis explicativas ano e bandeira estiveram incluídos nas interações. Assim, o maior modelo ajustado foi $(ns, nf) \sim Ano + bandeira + mês + longitude + mês:longitude$.

Os resultados da abordagem para trás baseada no AIC indicam que as variáveis latitude, latitude2 e longitude2 não devem ser mantidos no modelo acima. A análise do desvio está na Tabela 4. A maioria da redução proporcional do desvio deveu-se à inclusão de “ano”, “mês” e “longitude” e as interações entre as duas últimas variáveis. No geral, o desvio diminuiu de 838.114 para 432.200, representando uma redução de 48,4%.

Os gráficos de diagnóstico residual padrão estão na Figura 9. O modelo foi ligeiramente enviesado, no sentido de que as esperanças dos resíduos estão próximas, porém um pouco acima de zero em baixas previsões (Figura 9, painel superior esquerdo). No gráfico de quantis há indicações de que a distribuição dos resíduos se aproxima da normal (Figura 9, painel superior direito). Em síntese, os resíduos são aproximadamente homocedásticos, mas há uma tendência não muito pronunciada de aumento da variância para previsões baixas (Figura 9, painel inferior esquerdo). Altos valores de resíduos estão associados a altos valores de alavancagem, e há alguns pontos com grande influência detectados nos valores residuais (Figura 9, painel inferior direito). De maneira geral, se considerou o modelo como suficiente para a proposta do trabalho, ainda que o mesmo deva ser revisado no futuro.

Tabela 4. Análise do desvio, Modelo binomial ajustado para dados de proporção sexual da albacora-bandolim.

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
Nulo			222	838.114	
Ano	3	168.911	219	669.202	2,19E-22
Bandeira	6	967.552	213	572.446	1,19E-04
Mês	11	103.392	202	46.905	3,79E-04
Longitude	1	105.448	201	45.850	0.00116
Mês:Longitude	11	263.082	190	432.200	0.0058379



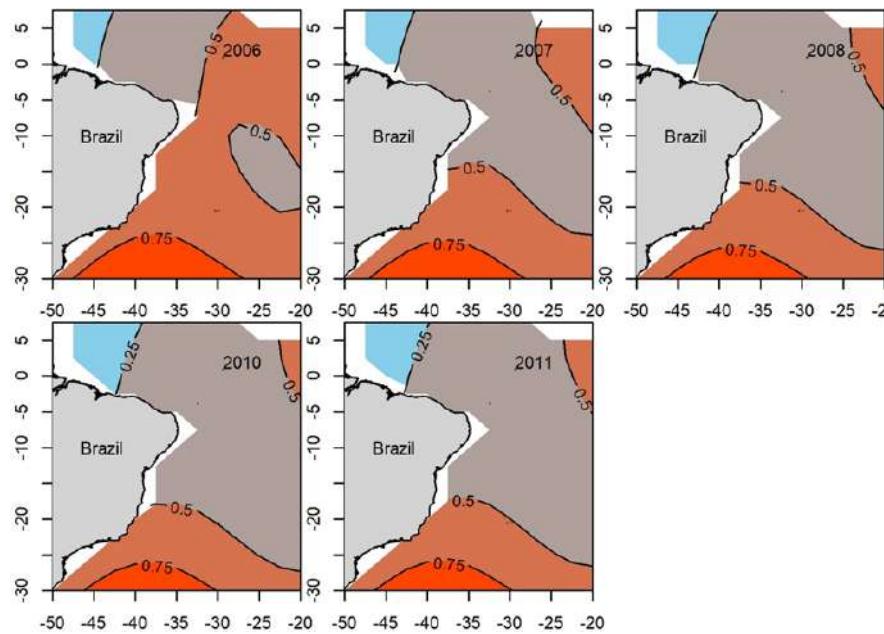


Figura 10. Efeito marginal do ano, latitude e longitude na proporção de fêmeas de espadarte. O desvanecimento do vermelho para o azul indica a transição entre a dominância da fêmea para a dominância do macho. As linhas de contorno representam a proporção de fêmeas.

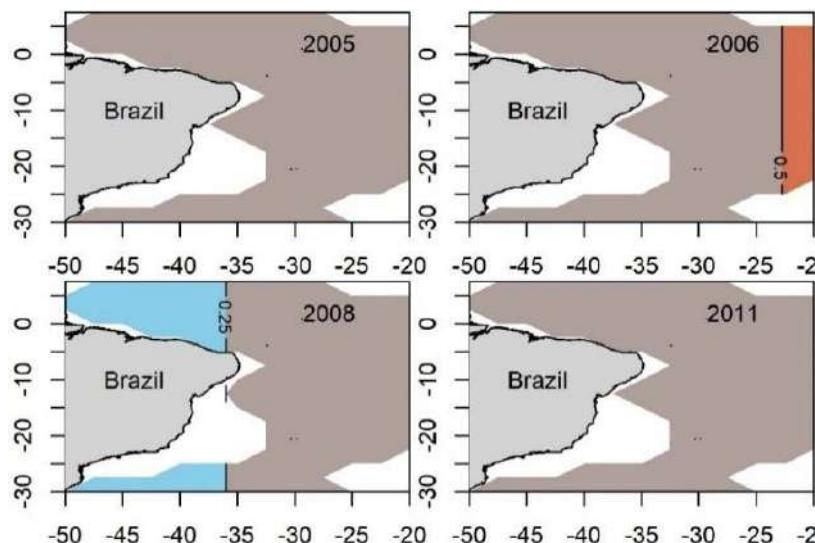


Figura 11. Efeito marginal do ano, latitude e longitude na proporção de fêmeas de albacora-bandolim. O desvanecimento do vermelho para o azul indica a transição entre a dominância da fêmea para a dominância do macho. As linhas de contorno representam a proporção de fêmeas.

A predominância de fêmeas de espadarte no setor sudoeste e de machos particularmente no setor noroeste aparece para todas as bandeiras (Figura 12). No entanto, na parte central da área analisada a proporção de fêmeas foi maior nas capturas de Espanha e Honduras, enquanto a proporção de machos foi maior nas capturas de Marrocos e Panamá. Em relação à albacora-bandolim, a principal bandeira responsável pela captura de fêmeas foi Honduras, as demais apresentaram o mesmo padrão, com capturas de machos superiores às das fêmeas para toda a área analisada (Figura 13).

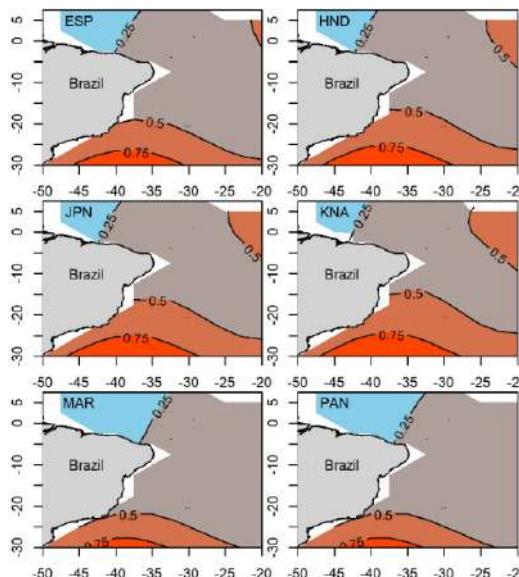


Figura 12. Efeito marginal da bandeira, latitude e longitude na proporção de fêmeas de espadarte. O desvanecimento do vermelho para o azul indica a transição entre a dominância da fêmea para a dominância do macho. As linhas de contorno representam a proporção de fêmeas.

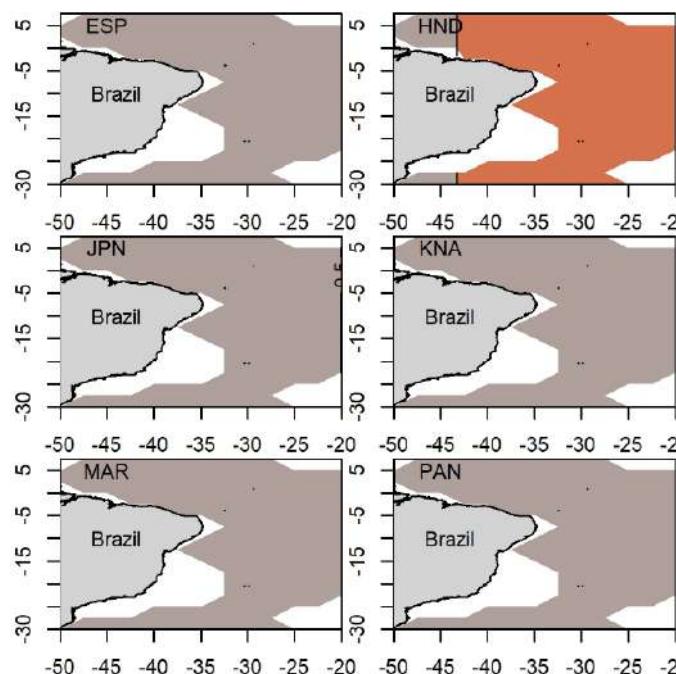


Figura 13. Efeito marginal da bandeira, latitude e longitude na proporção de fêmeas de albacora-bandolim. O desvanecimento do vermelho para o azul indica a transição entre a dominância da fêmea para a dominância do macho. As linhas de contorno representam a proporção de mulheres.

As previsões dos efeitos marginais de mês, latitude e longitude, para o espadarte, são mostradas na Figura 14. A proporção de fêmeas foi alta no setor sul (ou sudoeste) nos meses de dezembro a abril e de agosto a outubro. Nos outros quatro meses do ano, o núcleo de predominância do sexo feminino não foi no Sul, ou a proporção do sexo masculino foi superior à do sexo feminino. A proporção de machos foi maior no setor noroeste em onze meses, com exceção de junho, quando o número de machos foi maior que o de fêmeas em torno da longitude de 30° W em todas as latitudes, de 5° N a 30° S.

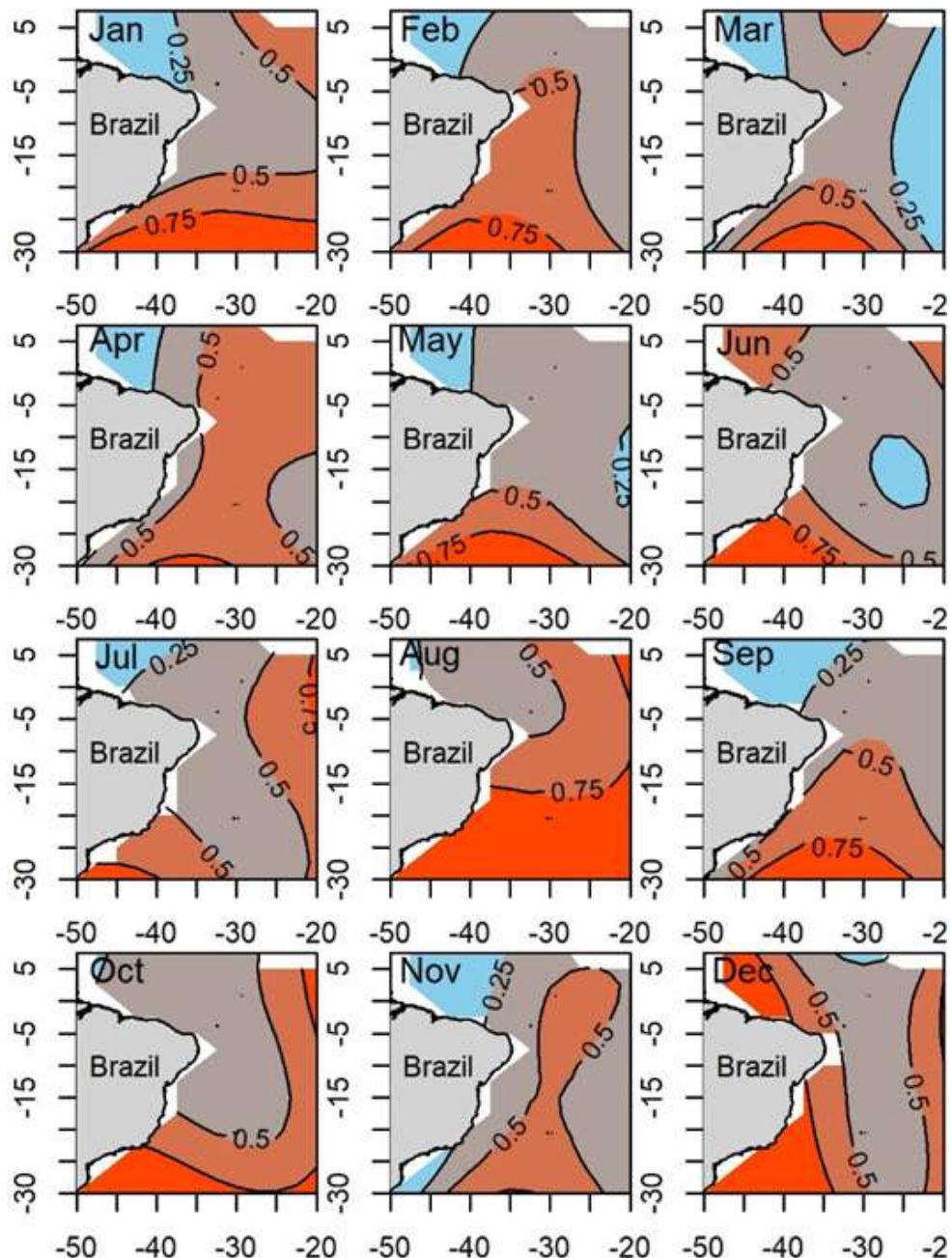


Figura 14. Efeito marginal do mês, latitude e longitude na proporção de fêmeas de espadarte. O desvanecimento do vermelho para o azul indica a transição entre a dominância da fêmea para a dominância do macho. As linhas de contorno representam a proporção de mulheres.

As capturas mensais de fêmeas de albacora-bandolim apresentaram uma distribuição homogênea em praticamente toda zona intertropical, com valores de proporção inferiores a 0,5 (Figura 15). No entanto, há valores superiores a 0,5 localizados em regiões próximas dos meridianos de 20° W e 25° W, nos meses de fevereiro, julho, novembro e dezembro. Em adição, as proporções de machos foram extremamente altas ($>0,75$) no setor noroeste e sul em três meses (julho, outubro e dezembro) e nas regiões próximas às longitudes de 25° W nos meses de maio e junho.

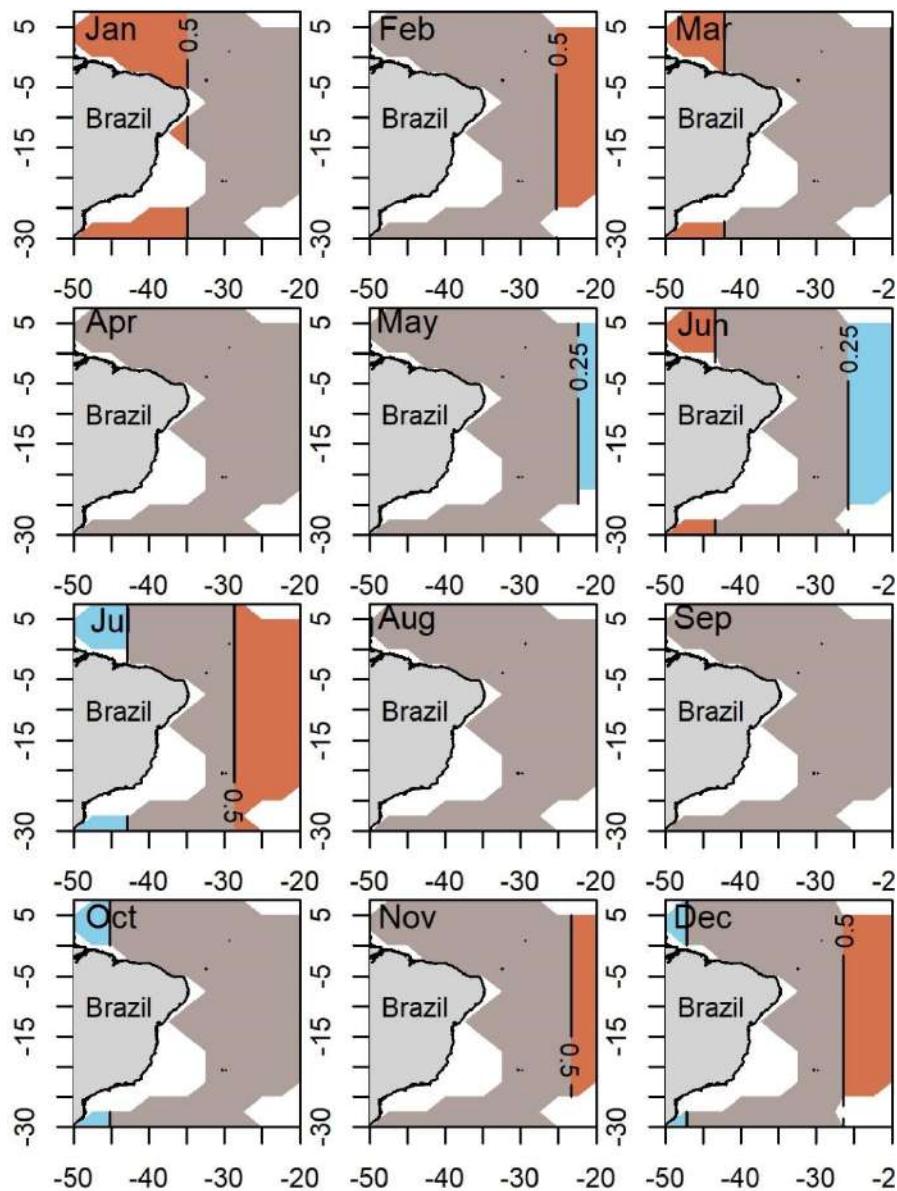


Figura 15. Efeito marginal do mês, latitude e longitude na proporção de fêmeas de albacora-bandolim. O desvanecimento do vermelho para o azul indica a transição entre a dominância da fêmea para a dominância do macho. As linhas de contorno representam a proporção de mulheres.

4. Considerações Finais

Em geral, verifica-se que as capturas com registro de tamanho e sexo para o espadarte foram bem superior aos dados referente a albacora-bandolim, provavelmente devido à grande parte dos registros de captura no BNDA serem advindo das embarcações arredadas da Espanha. Os barcos espanhóis tiveram papel fundamental no desenvolvimento da pesca de espinhel pelágico no Brasil, além de ser um dos principais responsáveis pela captura de espadarte no Atlântico Sul.

As proporções de fêmeas de espadarte foram maiores no setor sul, enquanto a proporção de machos foi maior no setor equatorial oeste, o que indica haver, em certa medida, uma segregação sexual em alguns setores do Atlântico Sul. As proporções de fêmea e machos não mudaram muito ao longo dos anos, embora a proporção de mulheres em 2006 tenha sido ligeiramente maior do que nos outros anos. Em adição, as proporções de fêmeas nas capturas de barcos arrendados de Honduras e Espanha foram maiores que nas capturas de barcos arrendados de Marrocos e Panamá no meio do Atlântico Sul (próximo de 30°W).

A albacora-bandolim apresentou proporções de captura de macho superior à das fêmeas em praticamente toda a área de estudo, com exceção de 2006, onde as proporções de fêmeas foram altas em regiões tropicais próximo os limites de 5° S a 25° S e 20° W.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Idade e Crescimento

Atividade: Caracterização das principais espécies capturadas e aspectos biológicos no que se refere a idade e crescimento.

Pesquisadores envolvidos: Guelson Batista da Silva

1. Introdução

O estudo de idade e crescimento aqui apresentado envolvem as espécies albacora laje (*Thunnus albacares*), albacora bandolim (*T. obesus*), bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*), albacorinha (*T. atlanticus*) e cavala wahoo (*Acanthocybium solandri*).

A ideia inicial do projeto seria trabalhar com incrementos diários para otólitos e incrementos anuais para espinhos. Porém, no decorrer do projeto, uma mudança proporcionada por novos estudos baseados em incrementos anuais em otólitos de atuns, principalmente da albacora laje (Lang et al, 2017), elevou significativamente as estimativas de longevidade dessas espécies, recentemente corroborado por estudos com bomba de radiocarbono (Andrews et al, 2020). Assim, atualmente vem se estabelecendo o desenvolvimento de modelos integrados, os quais utilizam dados de incrementos diários e anuais combinados, quando possível, com dados de marcação e recaptura.

Nesse contexto, em relatório do estudo de validação com marcação química produzido pelo Fish Ageing Service (FAS) no âmbito do Programa de Marcação de Atuns no Atlântico Tropical (Atlantic Ocean Tropical Tunas Tagging Program – AOTTP), foi verificado que os incrementos diários são válidos apenas para indivíduos juvenis de albacora laje (< 50 cm CF) e albacora bandolim (< 60 cm CF), enquanto os incrementos anuais passam a ser mais confiáveis a partir desses tamanhos (Krusic-Golub e Sutrovic, 2020). Paralelamente, no âmbito do referido programa, foi desenvolvida uma coleção de referência de otólitos contendo amostras de albacora laje, albacora bandolim e bonito listrado, as quais foram validadas através de um processo de leitura e interpretação por diferentes especialistas da área, para a disponibilização para a comunidade científica.

Por outro lado, uma parceria com a proposta aprovada no Edital ICCAT nº 178/2019, para analisar os dados sobre idade e crescimento das amostras geradas no AOTTP (coordenada pelo Dr. John M. Hoenig, do Virginia Institute of Marine Science - VIMS e a Dra. Lynn Watherhouse, do Shedd Aquarium). Nesta proposta, foi desenvolvido um modelo bayesiano para estimativa dos parâmetros de crescimento da albacora laje e bonito listrado baseados nos incrementos dos espinhos da nadadeira dorsal, levando em conta o processo de vascularização dos mesmos, assim como o desenvolvimento de modelos integrados de crescimento da albacora bandolim.

2. Metodologia

Amostragem de Estruturas Calcificadas (Otólitos e Espinhos)

Durante o período de execução do projeto foram coletadas amostras das principais espécies de atuns capturadas na pesca de cardume associado, pela frota de Areia Branca (RN). As mesmas foram levadas para o laboratório de Tecnologia e Oceanografia Pesqueira da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), onde tiveram seu comprimento furcal linear medido com a utilização de um ictiômetro com 1,5 m e precisão de 1 cm. Em seguida, foram retirados o primeiro espinho dorsal e o par de otólitos *sagittae*, os quais foram armazenados em sacos e tubos plásticos, devidamente etiquetados e conservados para posterior processamento. Um total de 576 amostras foram utilizadas para a realização dos estudos de idade e crescimento e também de microquímica (abordado mais

adiante). As amostras que não foram efetivamente utilizadas, poderão servir de base para posteriores estudos e parcerias.

A quantificação por espécie, bem como a respectiva estatística descritiva dos indivíduos amostrados estão apresentadas na tabela 1. A distribuição de frequência por classe de comprimentos das espécies de atuns amostradas está apresentada na figura 1. Através dos gráficos, é possível ter uma noção das principais lacunas de tamanho dos indivíduos a serem amostrados para se ter uma cobertura de todas as fases do ciclo de vida das espécies estudadas (juvenis, pré-adultos e adultos) em futuros estudos. Além disso, também foram trabalhados os espinhos e otólitos de cavala wahoo, através de parceria com o Programa de Amostragem Anual de Pequenos Tunídeos da Comissão Internacional para a Conservação dos Atuns do Atlântico (Small Tuna Year Program - SMTYP-ICCAT). A coleção continha um total de 267 espinhos (28 do Gabão, 87 da Costa do Marfim e 152 das Ilhas Canárias – Espanha) e 283 otólitos (64 coletados na costa Nordeste do Brasil, 100 de Costa do Marfim e 119 das Ilhas Canárias).

Tabela 1. Estatística descritiva das espécies de atuns constantes no banco de otólitos no âmbito do PROTUNA.

Espécie	n	min	max	med	sd
Albacora laje	138	45	168	96,5	28,2
Albacora bandolim	150	31	163	71,2	18,1
Albacorinha	39	46	68	55,2	4,7
Bonito listrado	255	26	75	50,1	7,2

Processamento das estruturas calcificadas

Os espinhos foram retirados do congelamento e expostos para secarem ao ar entre 24 - 48h. Após esse período, foram processados de acordo com os procedimentos adotados por Lessa e Duarte-Neto (2004) e Duarte-Neto et al (2012), com as porções transversais extraídas nas faixas entre 5 a 30% a partir da base do côndilo. Em seguida, foram imersos em solução de resina poliéster, para obtenção de seções transversais com 0,6 a 0,8 mm, por meio de serra metalográfica de baixa rotação (BUHELER ISOMET®) equipada com disco diamantado, as quais foram fixadas em lâminas histológicas com resina (ENTELLAN®) (Fig. 2).

Em seguida, as seções transversais foram fotografadas em estereomicroscópio óptico, para posterior leitura dos incrementos anuais. As medidas do diâmetro do espinho, definida como a distância horizontal entre as margens externas acima do sulco (Fig. 2c), foram estimadas por meio do programa Image Process and Analysis em JAVA (ImageJ). Para testar a proporcionalidade entre o diâmetro do espinho (SD) e o comprimento furcal dos peixes (FL), os dados foram ajustados a um modelo de regressão linear ($FL = a + b \times SD$, onde: a=intercepto; b=inclinação).

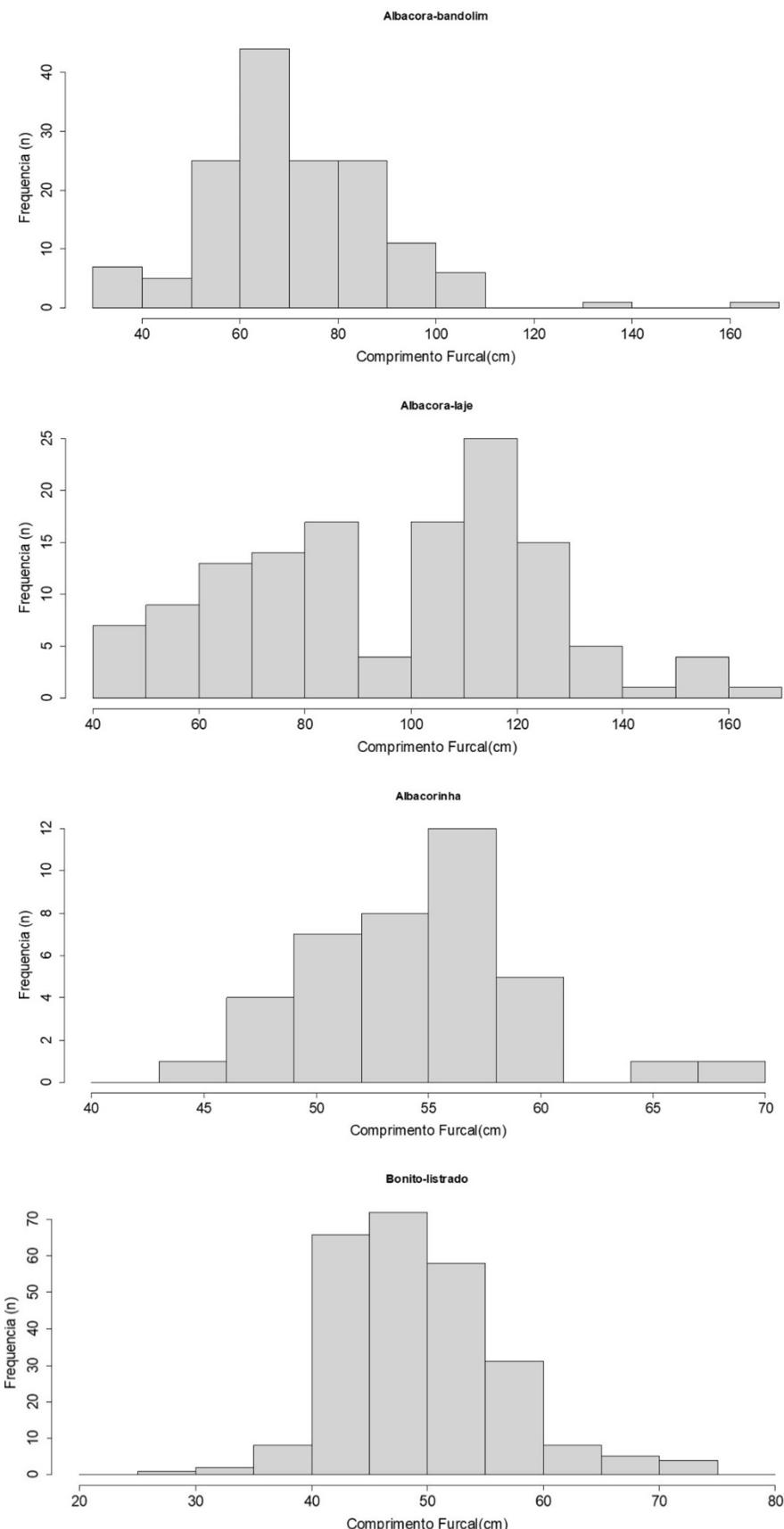


Figura 1. Distribuição de frequência de comprimentos das espécies de atuns pertencentes ao banco de otólitos no âmbito do PROTUNA

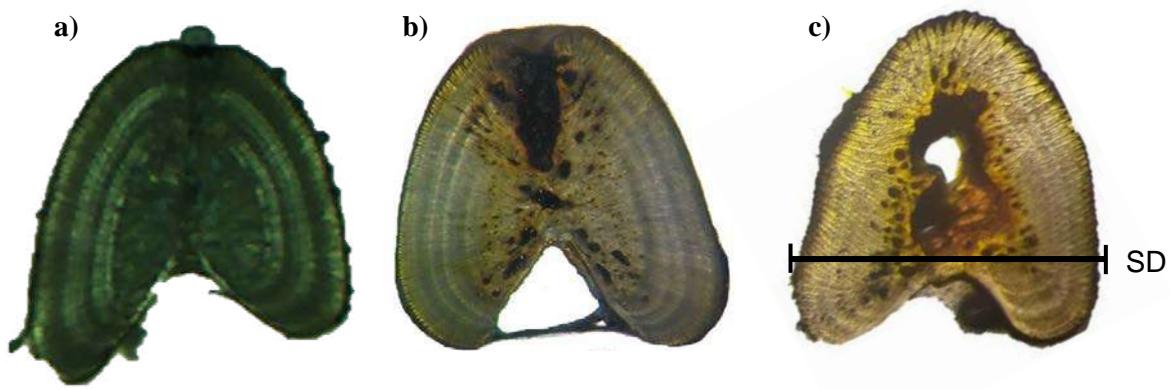


Figura 2. Secções transversais dos espinhos de *T. albacares* (a) e *Katsuwonus pelamis* (b) e *Acanthocybium solandri* (c).

Os otólitos foram primeiramente fotografados em microscópio estereoscópico (Fig. 3) para análises de forma (*otolith shape*), por meio de análise de *Fourier*, a qual foi realizada por meio do pacote *momocs* (Bonhome et al., 2014) do programa R (R Core Team, 2022). Em seguida, eles foram processados de acordo com os procedimentos propostos por Secor et al. (1992) e adaptados para atuns por Stequert et al. (1996).

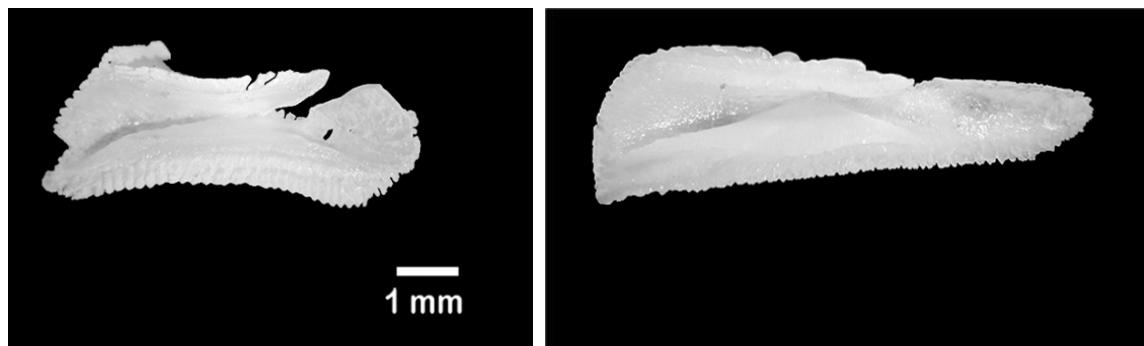


Figura 3. Imagens dos otólitos de *Katsuwonus pelamis* (esquerda) e *T. albacares* (direita) após a limpeza.

Os otólitos foram preparados de duas formas diferentes, uma para a leitura de micro-incrementos diários e outra para a leitura dos anéis anuais. Em relação aos micro-incrementos diários, os otólitos foram fixados em lâminas de vidro com resina termoplástica (Crystalbond®), passando em seguida passaram por um processo de abrasão com diferentes tipos de lixa d'água de gramaturas: 400, 600 e 1200, respectivamente, até alcançar a região do *primordium*, sendo então aquecidos em placa aquecedora e virados para a realização do mesmo processo no lado oposto. Posteriormente, foram lavados em água destilada para serem polidos com pó de alumina calcinada com grãos de 0,5, 2 e 10 μm , sendo lavadas em água destilada (Figs. 4a, 4b e 4c).

Para os anéis de crescimento anuais as amostras foram emblocadas em resina para a obtenção de cortes transversais ($\approx 350 \mu\text{m}$), os quais foram fixados diretamente em uma lâmina e cobertos com resina de poliéster e lâminula. Em seguida, foram fotografados em microscópio óptico (Fig. 4d).

Leitura e Interpretação das Estruturas Calcificadas

Para os espinhos, foram realizadas 3 leituras independentes através de microscópio estereoscópico binocular por um mesmo leitor, sem o conhecimento prévio do tamanho do peixe ou da leitura anterior. Já para os otólitos, foram realizadas duas leituras dos incrementos diários por meio de um microscópio óptico de fluorescência, marca Olympus®, modelo BX51, com aumento de 1000x e observados em tempo real por meio de um sistema de captura gerenciado pelo Software CellF®. Para analisar a confiabilidade das leituras realizadas foi utilizado o coeficiente de variação (CV) proposto por Chang (1982):

$$CV_j = 100\% \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^R \frac{(X_{ij} - X_j)}{R - 1}}$$

Onde: CV_j: estimativa de precisão da leitura do j-ésimo peixe; X_{ij} é a i-ésima leitura do j-ésimo peixe; X_j é a média das leituras do j-ésimo peixe; R: número de leituras. Serão consideradas significantes as leituras com CV≤10%.

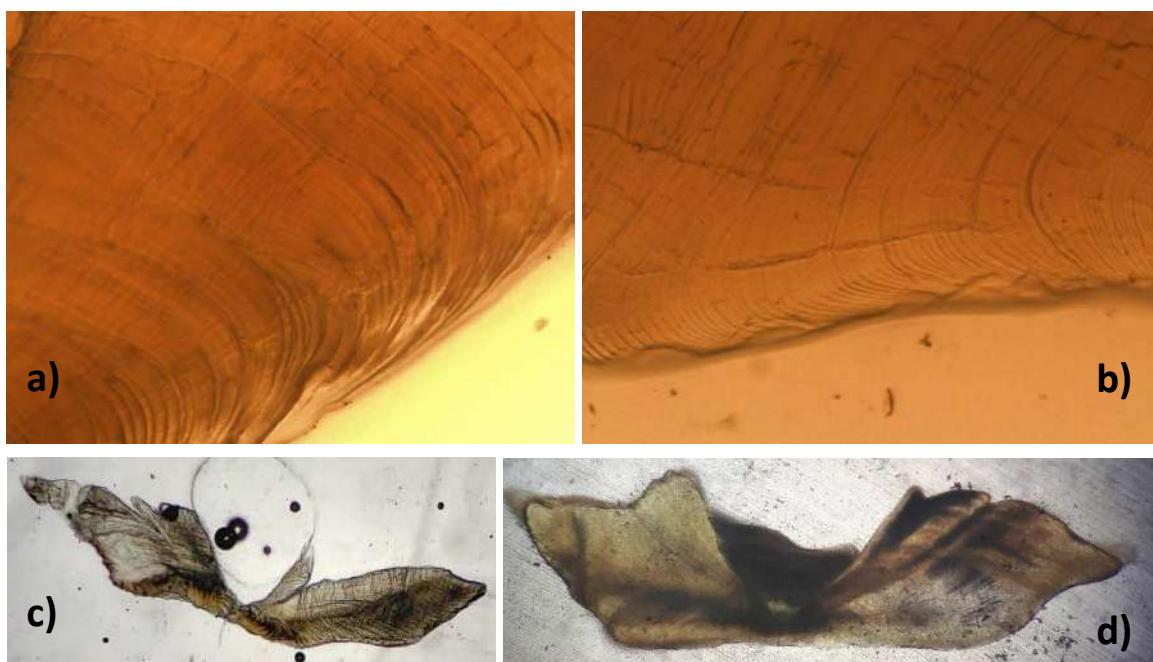


Figura 4. Secções transversais com incrementos diários em otólitos de albacora laje (a), albacora bandolim (b) e cavala wahoo (c). Secção transversal com incrementos anuais em otólito de cavala wahoo (d).

Modelos de Crescimento

Espinho Dorsal do bonito listrado

Os pares de dados de comprimento e idade obtidos a partir das leituras dos espinhos dorsais do bonito listrado foram ajustados aos seguintes modelos:

- ✓ von Bertalanffy: $L_t = L_\infty \{1 - e^{-k_1(t-t_1)}\}$

- ✓ Gompertz: $L_t = L_\infty e^{-e^{-k_2(t-t_2)}}$
- ✓ Logístico: $L_t = L_\infty \{1 + e^{-k_3(t-t_3)}\}^{-1}$

Onde: L_t = comprimento estimado na idade t ; L_∞ = comprimento máximo teórico; $k_1, 2$ e 3 = taxa de crescimento relativa a cada modelo; t_1 = idade quando o comprimento teórico é igual a zero; t_2 e t_3 = parâmetros relacionados ao ponto de inflexão relativo a cada modelo.

Os modelos analisados foram classificados em função da sua importância relativa, a partir do menor valor do critério de informação de Akaike (Akaike's Criterion Information - AIC) (AKAIKE, 1973; BURNHAM; ANDERSON, 2002), ajustado para os mínimos quadrados, de acordo com a metodologia proposta por Katsanevakis (2006).

$$AIC = n \log \log \left(\frac{SQR}{n} \right) + 2k$$

Onde: n : número de observações; SQR: soma dos quadrados dos resíduos; k : número de parâmetros, incluindo o σ^2 que é calculado pela equação: $\hat{\sigma}^2 = \frac{SQR}{n}$.

O modelo com o menor valor de AIC representa o melhor ajuste e a aceitabilidade dos modelos restantes é determinada pela diferença (Δ_i) entre seus respectivos valores de AIC (AIC_i) e o valor do melhor modelo (AIC_{min}). Modelos com valores de $\Delta_i > 10$ são omitidos por não apresentarem qualquer tipo de suporte essencial, modelos com $\Delta_i < 2$ são considerados essenciais e modelos com $4 < \Delta_i < 7$ apresentam um suporte considerável (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

$$\Delta_i = AIC_i - AIC_{min}$$

O peso de Akaike (W_i) foi utilizado para quantificar a confiabilidade de cada modelo e estabelecer um valor médio do comprimento assintótico (\underline{L}_∞) a partir do respectivo peso de cada modelo selecionado.

$$W_i = \frac{e^{-0,5\Delta}}{\sum_{j=1}^m e^{-0,5\Delta_j}} \quad \underline{L}_\infty = \sum_{j=1}^m W_i \cdot L_\infty$$

Otolitos de albacora laje

Os pares de dados de comprimento e idade foram ajustados a um modelo de crescimento denominado logk VB (von Bertalanffy) baseado em uma abordagem bayesiana que considera a existência de duas fases distintas de crescimento, o qual foi desenvolvido por Laslett et al. (2002) e Eveson et al. (2004) e adotado Dortel et al. (2015) para a modelagem do crescimento de *T. albacares* no Oceano Índico (Equação 1).

Os modelos de crescimento bayesiano permitem acrescentar as fontes de erros que podem estar presentes no processo de aquisição dos dados. Desta forma, os dados de idade e comprimento com base nas leituras dos otolitos foram ajustados ao modelo descrito na equação abaixo:

$$(1) F_{L_{ij}} = L_\infty \left[1 - \exp \left(k_2 (A_{L_{ij}} - t_0) \right) \left(\frac{1 + \exp(-\beta(A_{L_{ij}} - t_0 - \alpha))}{1 + \exp(\beta \times \alpha)} \right)^{\frac{k_1 - k_2}{\beta}} \right] \cdot \vartheta_{ij} + \varepsilon_{ij}$$

Onde: F_L : comprimento furcal; A : idade absoluta (número de incrementos); L_∞ : comprimento furcal assintótico; k_1 : taxa de crescimento na fase 1; k_2 : taxa de crescimento na fase 2; t_0 : idade no comprimento zero; α - alpha: idade relativa a t_0 em que a mudança na taxa de crescimento ocorre; β - beta: taxa de transição entre as fases de crescimento k_1 e k_2 ; ϑ : erro de processo para os dados dos otólitos; ε : erro no processo de medição. Os parâmetros foram estimados por meio de simulações em cadeia (Markov Chain Monte Carlo - MCMC) através do pacote JAGS (Just Another Gibbs Sampler) presente no Software R (R Core Team, 2022). Os valores sementes são os mesmos utilizados por Dortel et al. (2015) para a albacora laje no Oceano Índico e para convergência do modelo será considerado que os parâmetros possuem distribuição uniforme.

Otolitos e espinhos de cavala wahoo

Os pares de dados de comprimento furcal e idade estimada, tanto por espinhos, quanto por otólitos foram ajustados ao modelo de crescimento de von Bertalanffy:

$$Lt = L_\infty \{1 - e^{-k_1(t-t_1)}\}$$

3. Resultados

Idade e Crescimento

Espinhos de bonito listrado

Os parâmetros de crescimento foram estimados com base na leitura de 276 indivíduos de bonito listrado, cujo tamanho variou de 25 a 74 cm de CF, com comprimento médio de $49,58 \text{ cm} \pm 7,72$. A distribuição de frequência por classe de comprimento está apresentada na figura 7. O coeficiente de variação médio foi estimado em 2,8%. Os valores estimados dos parâmetros dos diferentes modelos testados estão apresentados na tabela 4 e as curvas de crescimento na figura 8.

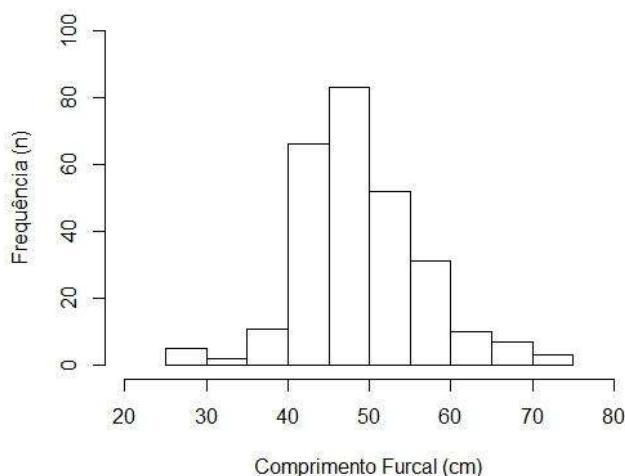


Figura 7. Distribuição de frequência das classes de comprimento do bonito listrado utilizados no estudo de idade e crescimento com base em espinhos dorsais.

Tabela 4. Parâmetros estimados e respectivos erros padrão e intervalos de confiança (I.C) para os modelos de crescimento (VB: von Bertalanffy; GOMP: Gompertz; LOG: Logístico) do bonito listrado baseados nos dados dos espinhos dorsais.

Parâmetros	Modelo	Valor do Parâmetro	Erro Padrão	I.C 2,5 % Inferior	I.C 97,5 % Superior
L_{∞} (cm)	VB	122,50	32,12	59,25	185,72
	GOMP	96,73	12,59	71,95	121,51
	LOG	87,85	8,14	71,82	103,87
K (ano-1)	VB	0,12	0,06	0,01	0,23
	GOMP	0,27	0,06	0,16	0,39
	LOG	0,42	0,06	0,3	0,55
t_0 (ano)	VB	-1,69	0,46	-2,61	-0,78
	GOMP	0,97	0,41	0,17	1,78
	LOG	1,82	0,42	0,98	2,66

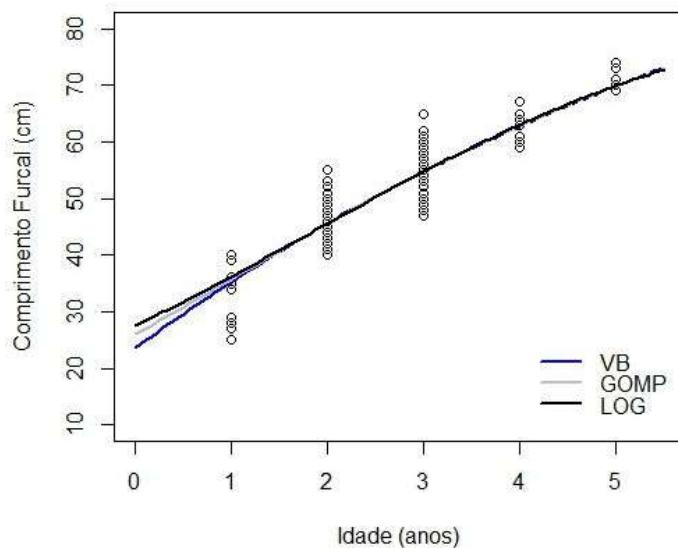


Figura 8. Curvas de Crescimento ajustadas aos modelos de von Bertalanffy (VB), Gompertz (GOMP) e Logístico (LOG) para o bonito listrado com base nas leituras dos espinhos dorsais

O modelo de crescimento de von Bertalanffy apresentou o menor valor de AIC, sendo assim considerado o modelo mais ajustado aos pares de dados de idade e comprimento. Após determinar qual o modelo tem o maior peso de Akaike (W_i) (Tabela 5), obteve-se o valor médio do comprimento assintótico (L_{∞}), estimado em 114,05 cm CF.

Tabela 5: Valores de AIC, diferenças de AIC (Δi) e o peso de AIC (Wi) para os modelos de crescimento baseado nos dados dos espinhos dorsais do *Katsuwonus pelamis* do Atlântico Oeste Equatorial. (VB: von Bertallanfy; GOMP: Gompertz; LOG: Logístico).

Modelo	AIC	Δi	Wi (%)
VB	1492,65	0	69,92
GOMP	1494,94	2,29	22,25
LOG	1497,03	4,38	7,83

Otólitos de albacora laje

Foram utilizados 132 otólitos de albacora laje, cujos tamanhos variaram de 45 a 168 cm de CF com média de 96,5 cm. O histograma com a distribuição de frequência por classe de comprimentos está apresentado na figura 9. O coeficiente de variação médio foi estimado em 8,6%. Os parâmetros estimados estão apresentados na tabela 6 e a curva de crescimento está representada na figura 10.

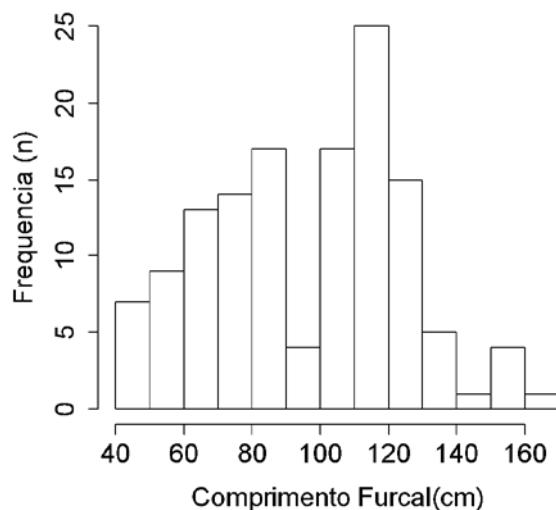


Figura 9. Distribuição de frequência das classes de comprimento da albacora laje utilizados no estudo de idade e crescimento com incrementos diários dos otólitos

Tabela 6. Parâmetros médios estimados e respectivos desvios padrão e intervalos de confiança (I.C) da albacora laje, baseados nos incrementos diários dos otólitos.

	Média	D.P	2.5%	25%	75%	97.5%
L_{∞}	150.795	9.484	135.448	144.205	156.124	172.492
α	2.050	0.384	1.541	1.797	2.204	3.090
β	14.063	8.219	2.280	6.755	20.994	29.094
k_1	0.296	0.076	0.139	0.244	0.355	0.420
k_2	0.894	0.279	0.507	0.710	1.017	1.588
t_0	-0.443	0.424	-1.645	-0.609	-0.131	-0.012

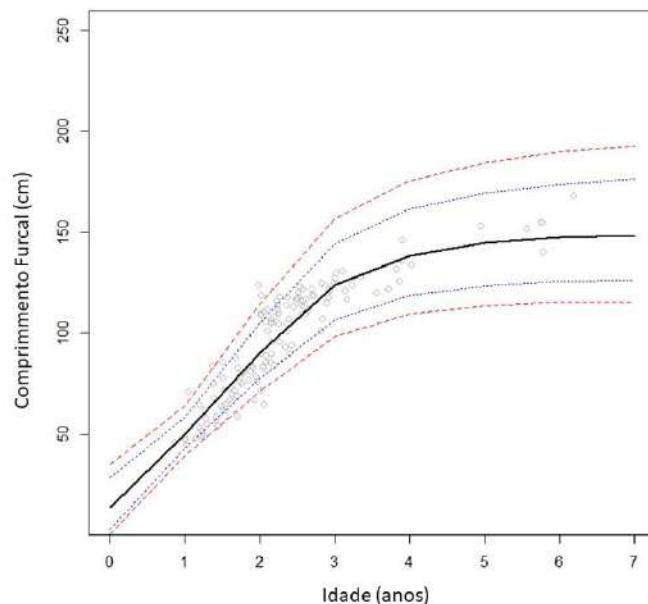


Figura 10. Curva de Crescimento ajustada ao modelo modificado de von Bertalanffy (VB-logk), para a albacora laje com base nas leituras dos incrementos diários dos otólitos.

Espinhos e Otólitos de cavala wahoo

Ao final do processo de leitura e interpretação das amostras, foram produzidas 260 lâminas a partir dos espinhos e 244 lâminas de otólitos para incremento anual e 58 lâminas para a leitura de incrementos diários. As distribuições de frequência por classes de comprimento furcal por localidade de amostragem estão representadas nas figuras 11a e 11b.

A relação linear entre o comprimento furcal (FL) e o diâmetro do espinho é representada pela equação ($FL = 44,38 + 19,55 SD$) com coeficiente de determinação significativo ($R^2 = 0,92$) (Fig. 12). Após o processo de leitura e interpretação, os parâmetros de crescimento foram estimados e resultaram na seguinte equação de crescimento: $FL = 177,7 (1 - \exp^{(-0,297(t + 1,38))})$. A curva de crescimento está representada na figura 13.

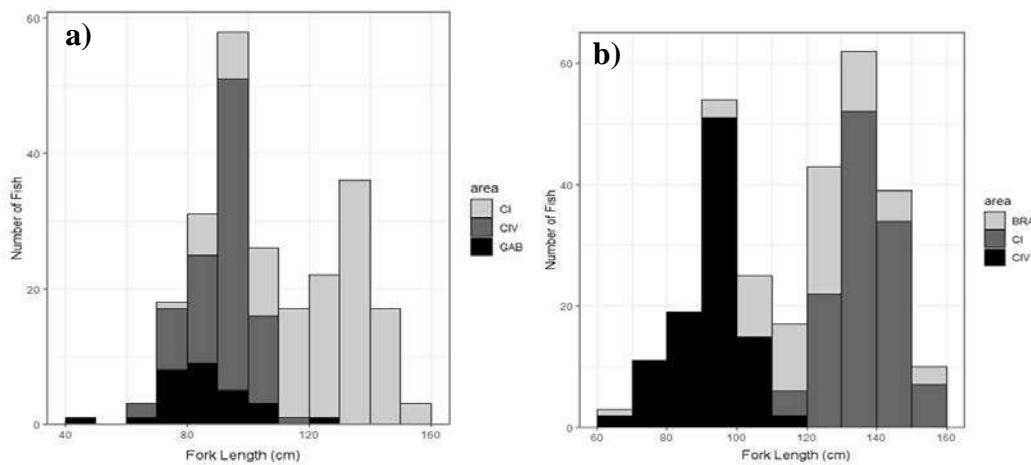


Figura 11. Distribuição de frequência das classes de comprimento da cavala wahoo utilizados no estudo de idade e crescimento com espinhos (a) e otólitos (b) por localidade de origem. CI – Ilhas Canárias; CIV – Costa do Marfim; GAB – Gabão; BRA – Brasil.

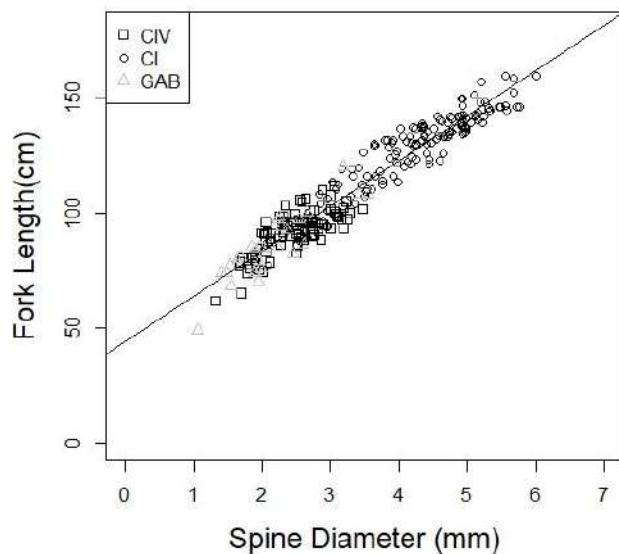


Figura 12. Relação entre o diâmetro do espinho e o comprimento furcal da cavala wahoo. CI – Ilhas Canárias; CIV – Costa do Marfim; BRA – Brasil.

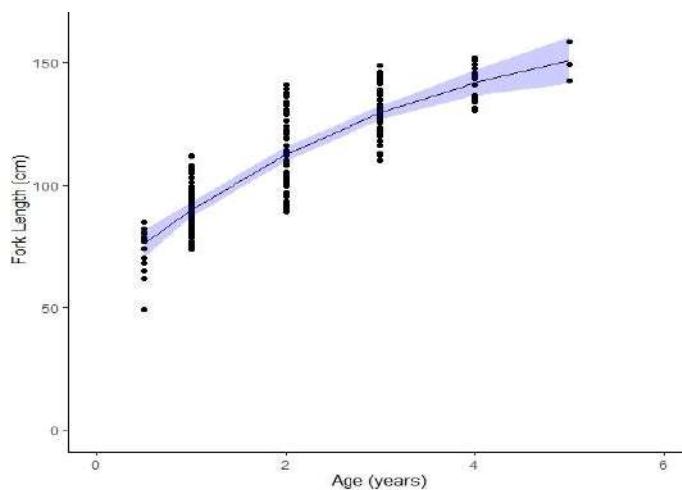


Figura 13. Curva de crescimento da cavala wahoo coletada no Oceano Atlântico, com base nos espinhos dorsais.

Pelo gráfico de dispersão da relação entre as leituras anuais e diárias (Figura 14) selecionamos os otólitos dos peixes menores que 100 cm FL e menos de 1 ano (35 slides) para as leituras diárias e os otólitos dos peixes maiores com mais de 1 ano (177 slides) foram selecionados para leituras anuais, de modo a comporem a curva de crescimento integrada (Fig.13). Após o processo de leitura e interpretação, os parâmetros de crescimento, com base nas idades estimadas a partir dos micro-incrementos diáridos e incrementos anuais, foram estimados os parâmetros de crescimento e resultaram na seguinte equação: $FL = 199.796 (1-\exp^{-0.156(t+3.17)})$. A curva de crescimento está representada na figura 15.

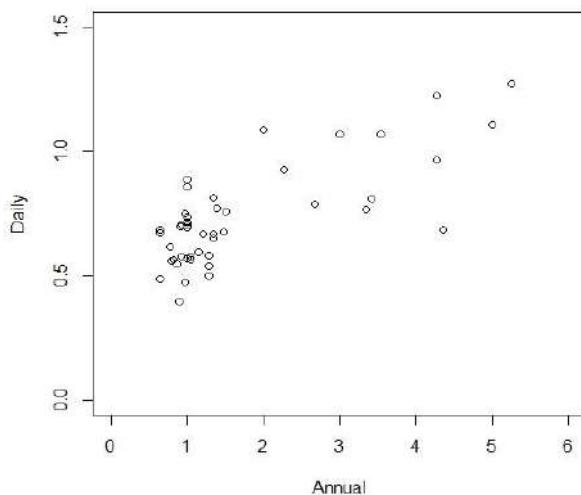


Figura 14. Relação entre as leituras anuais e diárias de otólitos de cavala wahoo coletados no Oceano Atlântico.

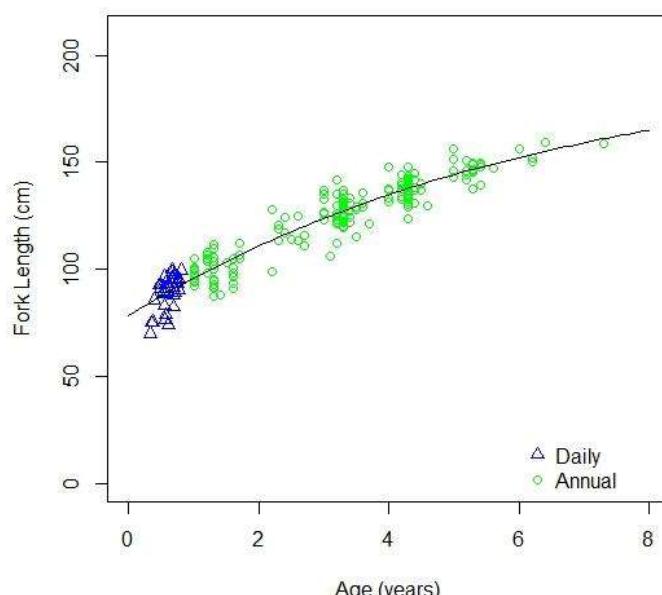


Figura 15. Curva de crescimento integrada da cavala wahoo, com base em incrementos diáridos e anuais de otólitos.

Otolitos de albacora bandolim

As lâminas de micro-incrementos diáridos de albacora bandolim produzidos com suporte dos projetos PROTUNA e AOTTP-ICCAT foram utilizados para o desenvolvimento de um modelo integrado de crescimento, com base em estruturas rígidas, marcação e recaptura e bomba de radiocarbono, em parceria com pesquisadores de diversas instituições internacionais. A curva de crescimento está

representada pela seguinte equação: $FL = 187.9 (1 - \exp^{(-0.247(t+0.531))})$, a qual está apresentada na figura 16.

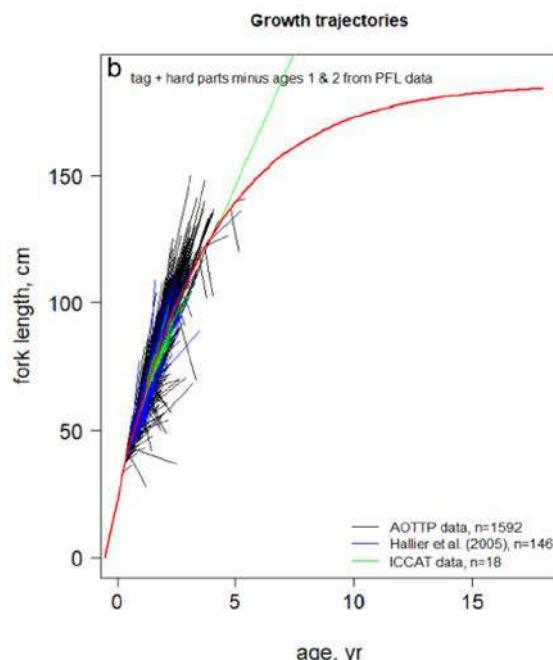


Figura 16. Modelo integrado de crescimento da albacora bandolim no Oceano Atlântico.

4. Conclusões

Com a estimativa dos parâmetros de crescimento das principais espécies estudadas, se espera que os mesmos possam ser utilizados como base nas próximas avaliações de estoques por parte da ICCAT. Além disso, esse estudo foi fundamental na capacitação de recursos humanos em estudos de idade e crescimento, sob as mais diferentes abordagens (otólitos-espinhos; anual-diário-integrado).

Como não foi possível desenvolver os modelos de crescimento para todas as espécies que tiveram amostras coletadas, recomenda-se a continuidade desse trabalho, levando-se em consideração a existência de um banco de amostras que poderão ser complementadas para a conclusão dessas pesquisas.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Biologia Populacional

Atividade: Idade, Crescimento, Uso do Habitat e Demografia de Elasmobrânquios do Oceano Atlântico Sul

Pesquisadores envolvidos: Rosangela Paula Teixeira Lessa e Francisco Marcante Santana

1. Introdução

No início do projeto foi realizado um treinamento com o observador de bordo para a identificação das espécies e a coleta de comprimentos, sexo e vértebras de elasmobrânquios provenientes da pesca oceânica. Também foi elaborado um guia de identificação das espécies e demonstrado ao observador como medir os exemplares de tubarões e raias, bem como a coleta de vértebras. Os comprimentos dos tubarões e raias coletados pelo observador de bordo foram digitados, e as vértebras separadas para processamento.

2. Metodologia

Assim que as amostras eram desembarcadas e posteriormente entregues, o bloco de aproximadamente 6 vértebras coletadas foi limpo, sendo retirado o excesso de tecido, e as vértebras separadas e fixadas em formol 4% durante 48 horas. Após retiradas do formol, as vértebras foram submetidas à secagem em temperatura ambiente e em seguida conservadas em solução de álcool 70% por 48 horas. Uma vértebra de cada exemplar foi emblocada em resina poliéster permanecendo em processo de secagem por no mínimo 48 horas, sendo em seguida levada para uma serra metalográfica de baixa rotação, onde dois cortes transversais foram realizados, um para a realização do estudo de idade e crescimento, e o segundo corte para análise microquímica. Os cortes resultantes foram levados a um microscópio estereoscópico, e observados em um aumento de 12,5x, com o intuito de realizar a contagem de anéis etários e a medição das distâncias do núcleo para cada anel e a borda da vértebra.

Os cortes das vértebras também foram fotografados para a realização de leituras (contagem e medição dos anéis etários) por análise computacional, através de escala de cinza). Foi utilizada uma câmera digital para a realização de uma foto no microscópio estereoscópico, utilizando sempre a mesma intensidade de luz transmitida, aumento e configuração da câmera (resolução, ISO, etc.). De cada corte foram realizadas três fotografias distintas.

Alguns cortes foram separados para a realização da análise microquímica, e foram polidos até apresentarem uma espessura em torno de 1 mm, lavados em água deionizada e em seguida secos. Estas amostras foram levadas para análise em um espectrômetro de massa com ablação a laser (Laser Ablation Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry – LA-ICPMS) do Laboratório de Espectrometria da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), no Rio Grande do Sul (Figura 1) e da Universidade de Montpellier (MARBECK/IRD) na França. O elemento Cálcio (^{43}Ca) foi utilizado como padrão interno para compensar variações devido a diferenças na quantidade de material, e o LA-ICPMS registrou nas vértebras as assinaturas dos seguintes elementos: ^{138}Ba , ^{13}C , ^{112}Cd , ^{63}Cu , ^{65}Cu , ^{54}Fe , ^{57}Fe , ^{201}Hg , ^{202}Hg , ^{39}K , ^{24}Mg , ^{26}Mg , ^{55}Mn , ^{23}Na , ^{31}P , ^{206}Pb , ^{208}Pb , ^{32}S , ^{86}Sr e ^{87}Sr ;



Figura 1. Laser e Espectrômetro de Massa da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), onde foram realizadas as análises de microquímica em vértebras de elasmobrânquios.

Os comprimentos e sexos dos exemplares foram coletados para a realização dos estudos de taxas de mortalidade e demografia dos tubarões. Aquelas espécies que apresentarem uma quantidade significativa de amostras, terão estimados os parâmetros demográficos.

3. Resultados

Durante todo o projeto foram registrados um total de 816 exemplares de elasmobrânquios nas amostragens, sendo 64,6% deste total representado pelo tubarão azul (*Prionace glauca*), seguido pelo tubarão crocodilo (*Pseudocarcharias kamoharai* – 17,4%) e a raia-roxa (*Pteroplatytrygon violacea* – 10,2%) (Tabela 01). Do total de indivíduos registrados e medidos, foram retiradas vértebras de 36,2% dos exemplares, sendo 86,1% de *Prionace glauca*, e as demais espécies com um baixo número de blocos de vértebras coletadas (Tabela 01). Estes números podem ser explicados pela devolução de exemplares vivos na pesca, devido ao baixo valor comercial (caso de *Pseudocarcharias kamoharai* e *Pteroplatytrygon violacea*) e leis protetivas para espécies ameaçadas de extinção, que obrigam a devolução dos exemplares vivos (as três mais abundantes nas amostras do PROTUNA, somado com *Isurus oxyrinchus*, são as que não possuem restrições de pesca).

Tabela 1. Número de elasmobrânquios por espécie registrados e medidos nos embarques e com vértebras coletadas no Projeto PROTUNA.

Nome científico	Nome comum	Espécie		
		Registrados	Medidos	Vértebras
<i>Prionace glauca</i>	Tubarão Azul	527	365	254
<i>Carcharhinus longimanus</i>	Tubarão Estrangeiro	21	18	13
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Tubarão Lombo Preto	17	14	9
<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tubarão Mako	14	11	8
<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	Raia Roxa	83	14	7
<i>Alopias superciliosus</i>	Tubarão Raposa	7	2	2
<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	Tubarão Crocodilo	142	2	2
<i>Carcharhinus signatus</i>	Tubarão Toninha	3	2	-
<i>Sphyrna lewini</i>	Tubarão Martelo	1	-	-
<i>Carcharhinus</i> spp.	-	1	-	-
Total		816	428	295

P. glauca foi a única espécie com amostras suficientes para a realização dos estudos propostos no nosso projeto, e por esta razão, foi dada prioridade no processamento das vértebras desta espécie coletadas no PROTUNA, entre os anos de 2018 e 2020.

Foram acrescentadas amostras de *P. glauca* provenientes de outros projetos anteriores ao PROTUNA, como o Programa REVIZEE (Programa de Avaliação do Potencial de Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva Brasileira), que o ocorreu entre os anos de 1994 e 2002, onde foram utilizados exemplares *P. glauca* coletados entre os anos de 1999 e 2002 por apresentarem uma amostragem maior neste período, e do Programa de Observadores de Bordo (2005 – 2011), onde foram selecionados apenas os indivíduos capturados na Região Nordeste (fizemos isto para padronizar os dados, já que no Programa REVIZEE e no Projeto PROTUNA as capturas eram realizadas apenas nesta região), no período entre os anos de 2010 e 2011 (maior amostragem).

P. glauca apresentou diferenças significativas nos comprimentos totais (CT) da amostra de vértebras entre os sexos nos três períodos estudados (Teste *t* de Student, $P < 0,0001$), e por esta razão, machos e fêmeas foram tratados separadamente em relação aos comprimentos. Os comprimentos totais das fêmeas não apresentaram diferenças significativas entre os períodos analisados (ANOVA, $P > 0,05$), variando entre 131 e 300 cm, com moda na classe de comprimentos entre 220 e 230 cm (Fig. 02A) e média (\pm desvio padrão - DP) de 226,42 cm (\pm 19,84 cm). O mesmo resultado das fêmeas foi encontrado para os machos, com diferenças entre os três períodos (ANOVA, $P > 0,05$). Os machos apresentaram comprimentos maiores que os das fêmeas, variando entre 130 e 310 cm, moda na nas classes de comprimento entre 240 e 260 cm (Fig. 02B), e média (\pm DP) de 244,12 cm (\pm 26,47 cm). Segundo Hazin e Lessa (2005), machos e fêmeas de *P. glauca* apresentam comprimentos de maturidade de 225 e 228 cm CT respectivamente. A maioria dos indivíduos presentes na amostra analisada (66,9% das fêmeas e 83,4% dos machos) está acima destes comprimentos, indicando que as águas do Oceano Atlântico na região nordeste do Brasil (Oceano Atlântico Sudoeste Equatorial) são utilizadas por adultos.

Foram analisadas e lidas 224 vértebras de *P. glauca* provenientes do PROTUNA, além de 233 do Programa REVIZEE e 196 do Programa de Observadores de Bordo. Foram realizadas duas contagens dos anéis por diferentes leitores em cada período estudado, resultando em uma variação de 4 à 13 anéis de crescimento nas vértebras, com um baixos índices de porcentagem média de erro (diferença entre as contagens dos leitores) entre 0,8 e 3,1%, indicando uma boa precisão e observação dos anéis etários. Assumindo que cada anel de crescimento tem formação anual em *P. glauca*, assim como já corroborado por diversos autores (Jolly *et al.*, 2013; Joung *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2021), temos que os exemplares estudados tinham de 3 à 12 anos de idade.

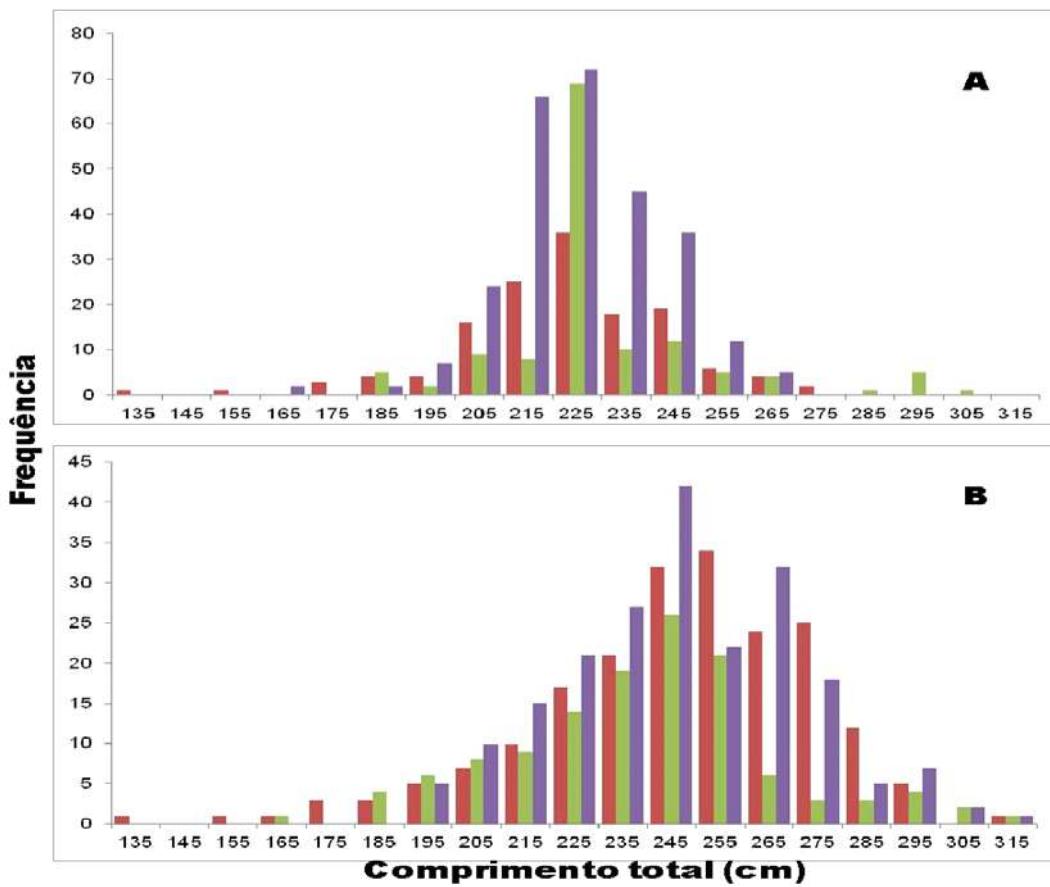


Figura 2. Distribuição de frequência de comprimento total para fêmeas (A) e machos (B) de *Prionace glauca* coletados no Programa REVIZEE (1999 – 2002, barras vermelhas). Programa de Observadores de Bordo (2010 – 2011, barras verdes) e PROTUNA (2018 – 2020, barras azuis). Comprimentos nos gráficos correspondentes aos valores médios (\pm Desvio Padrão) para cada período.

As relações entre os raios da vértebra (RV) e o comprimento total (CT) demonstraram que existe proporcionalidade entre estas medidas, porém entre os três períodos estudados, houve diferenças significativas, resultando em valores diferenciados de comprimentos médios retrocálculos por idade (Tabela 2).

Tabela 2. Comprimentos médios retrocálculados (com respectivos desvios padrões – DP) por idade de *Prionace glauca* do Oceano Atlântico Sudoeste Equatorial para os três períodos estudados.

t (anos)	1999 - 2002		2010 - 2011		2018- 2020	
	CT médio	DP	CT médio	DP	CT médio	DP
0	63.53	4.10	60.20	2.24	54.90	5.72
1	91.90	6.27	93.64	3.41	86.27	11.12
2	131.86	8.52	131.75	4.96	113.67	15.44
3	167.84	10.71	166.98	5.07	142.09	17.54
4	198.54	12.30	195.14	5.24	170.00	19.11
5	223.37	13.36	215.19	5.41	193.65	18.48
6	241.53	14.50	232.97	6.78	211.60	18.09
7	254.68	14.94	245.60	6.88	227.73	16.84
8	263.07	15.58	260.29	6.04	238.68	11.46
9	279.60	7.83	272.07	2.20	252.44	7.60
10	286.82	8.74	278.26	2.69	270.20	6.04
11	300.29	0.00	-	-	276.17	6.38
12	305.14	0.00	-	-	-	-

Foram estimadas curvas de crescimento segundo o modelo de Von Bertalanffy (1938) por sexo e para cada um dos períodos estudados, e comparadas estas curvas por intermédio do teste de verosimilhança (Kimura, 1980, Cerrato, 1990). Não houve diferença significativa para os sexos nos três períodos estudados ($P > 0,05$), indicando um crescimento semelhante entre machos e fêmeas. Também não houve diferença significativa entre os três períodos ($P > 0,05$), indicando não existir mudanças no crescimento de *P. glauca* no Atlântico Sudoeste Equatorial, dentro dos 20 anos analisados (Fig. 03). Desta forma, a curva de crescimento estimada para o total das amostras apresentou os seguintes parâmetros (com respectivos intervalos de confiança de 95%): $L_{\infty} = 342,80$ (327,88/354,77) cm; $k = 0,151$ (0,135/0,165) e $t_0 = -1,161$ (-1,278/-0,975) ano $^{-1}$ (Figura 04). Esta curva de crescimento apresenta um ajuste semelhante aquele descrito por Montealegre Quijano e Vooren (2009), mesmo com parâmetros de crescimento diferentes (%): $L_{\infty} = 242,40$ cm de comprimento zoológico (convertido pela equação descrita por Frédou *et al.*, 2015 para 296,21 cm CT); $k = 0,183$ e $t_0 = -1,018$ ano $^{-1}$. (Fig. 04).

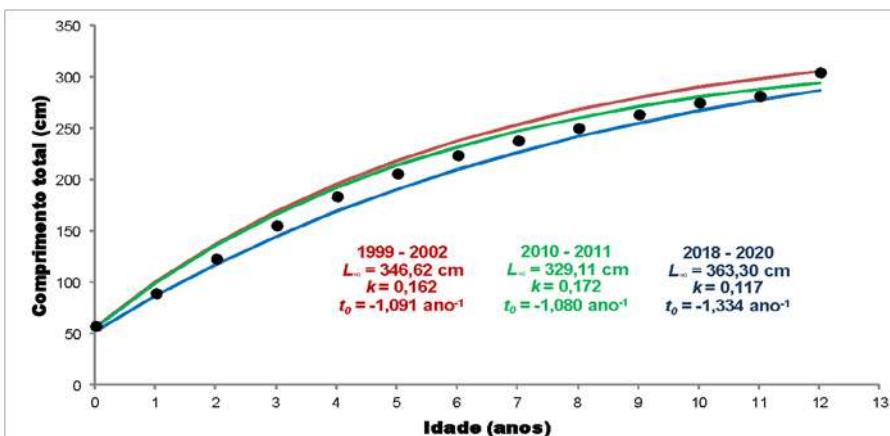


Figura 3. Curvas de crescimento de Von Bertalanffy de *Prionace glauca* no Oceano Atlântico Sudoeste Equatorial, estimadas utilizando os dados do Programa REVIZEE (linha e parâmetros vermelhos). Programa de Observadores de Bordo (linha e parâmetros verdes) e PROTUNA (linha e parâmetros azuis). Os pontos pretos representam os comprimentos médios retrocalculados nos três períodos.

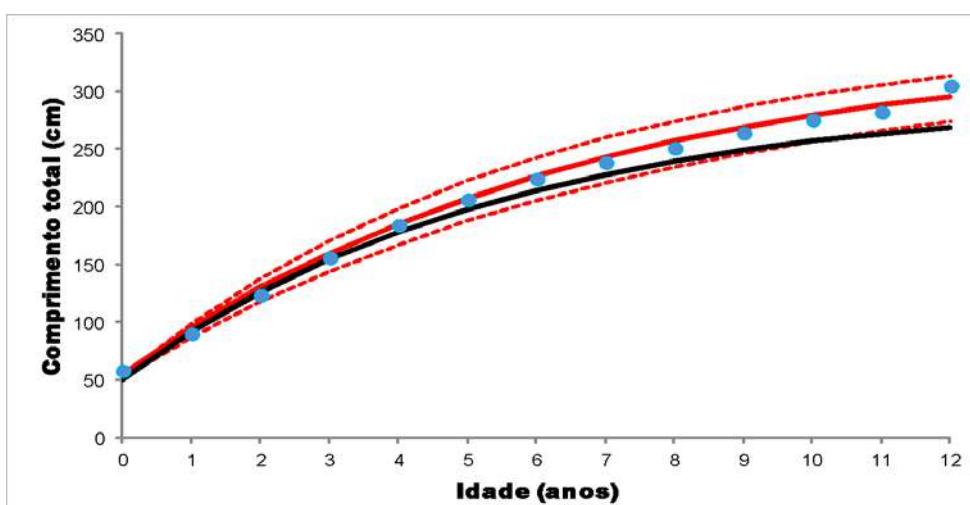


Figura 4. Curvas de crescimento de Von Bertalanffy de *Prionace glauca* na região nordeste (vermelha, presente estudo) e na região sul do Brasil (preta, segundo Montealegre-Quijano e Vooren, 2009). Os pontos azuis representam os comprimentos médios retrocalculados e as linhas tracejadas o intervalo de confiança da curva do nordeste.

As distribuições de frequência por idade, ou estruturas etárias, foram estimadas através da conversão dos comprimentos utilizando a fórmula de Von Bertalanffy invertida. As estruturas etárias entre machos e fêmeas, assim como para os comprimentos, apresentaram diferenças significativas (teste *t* de Student, $P < 0,0001$), porém, não houve diferença significativa entre as idades entre os três períodos (ANOVA, $P > 0,05$). Nas fêmeas, as idades variaram entre 2,03 e 12,65 anos, com a moda na classe de 5 anos de idade (Fig. 05A). A idade de maturidade estimada para as fêmeas de acordo com o comprimento (228 cm CT) correspondeu à 6,10 anos, permitindo revelar que 60,99% das fêmeas capturadas no Atlântico Sudoeste Equatorial são jovens. Já os machos apresentaram idades similares aos encontrados para a fêmeas (2,00 – 14,41 anos), porém, com moda nas classes entes 6 e 7 anos, e idade de maturidade (calculada considerando 225 cm CT) de 5,93 anos, sendo apenas 19,25% da amostra formada por indivíduos jovens (Fig. -5B).

Na região sul do Brasil, Montealegre-Quijano e Vooren (2009) descrevem que o recrutamento pesqueiro de *P. glauca* nesta região ocorre aos 6 anos de idade, mesma idade da maturação, porém, nesta região foram capturados quase a metade de indivíduos jovens, com médias menores que as encontradas no nordeste, o que pode ajudar a indicar que, junto com a curva de crescimento muito próxima, que são a mesma população, com indivíduos menores na região sul que migram mais tarde para a região nordeste, quando já são adultos.

Para as análises demográficas, foram utilizados os dados da biologia reprodutiva de *P. glauca* descritos por Hazin e Lessa (2005). A fertilidade estimada resultou em 15 embriões fêmeas produzidas por ano por cada fêmea grávida (média de 30 embriões produzidos, com proporção sexual embrionária de 1:1 e ciclo reprodutivo de 1 ano), com um desvio padrão de 10% deste valor ($\pm 1,5$ embriões fêmeas produzidas por ano por cada fêmea grávida), que foi utilizado como incerteza na análise demográfica estocástica.

Em relação aos parâmetros de idade e crescimento, foram utilizados os dados gerados no presente trabalho, com a idade de maturidade (t_{mat}) de 6 anos e idade máxima de 12 anos (t_{max}) para as fêmeas. Foram utilizados como incertezas para a análise estocástica, uma distribuição de probabilidade discreta para as duas idades, com probabilidade de 0,5 cada uma e $p = 0,25$ para 1 ano à menos ($t_{mat} = 5$ anos e $t_{max} = 11$ anos) e outra $p = 0,25$ para 1 ano a mais ($t_{mat} = 7$ anos e $t_{max} = 13$ anos).

As taxas de mortalidade natural (M) foram estimadas de acordo com 9 métodos, e variaram entre 0,110 e 0,384 (Tabela 03). Estas taxas de M também foram estimadas para *P. glauca* da região sul do Brasil, de acordo com os parâmetros descritos por Montealegre-Quijano e Vooren (2009), resultando em valores semelhantes aos estimados no nordeste (Tabela 03), auxiliando na observação de uma única população no Oceano Atlântico Sudoeste Equatorial. Para as análises estocásticas da demografia, foram inseridos os valores de M para os 9 métodos, em uma probabilidade de 0,111 para cada um dos métodos.

Também foram estimadas as taxas de mortalidade total (Z), à partir de quatro formas, de acordo com Sparre *et al.* (1989): pela curva de captura por comprimento (1,074) e por idade (1,295) pelo método de Beverton e Holt por comprimento (1,029) e idade (0,778). Como as análises demográficas utilizam dados para as fêmeas, apenas para elas foram estiados os valores de Z , sendo cada uma com uma probabilidade de 0,250 para a análise estocástica. As mortalidades por pesca (F) foram estimadas à partir da subtração de Z e M ($Z = M + F$) e as taxas de sobrevivência (S) para todas as taxas de mortalidade foram estimadas à partir da fórmula: $S = e^{-Z}$.

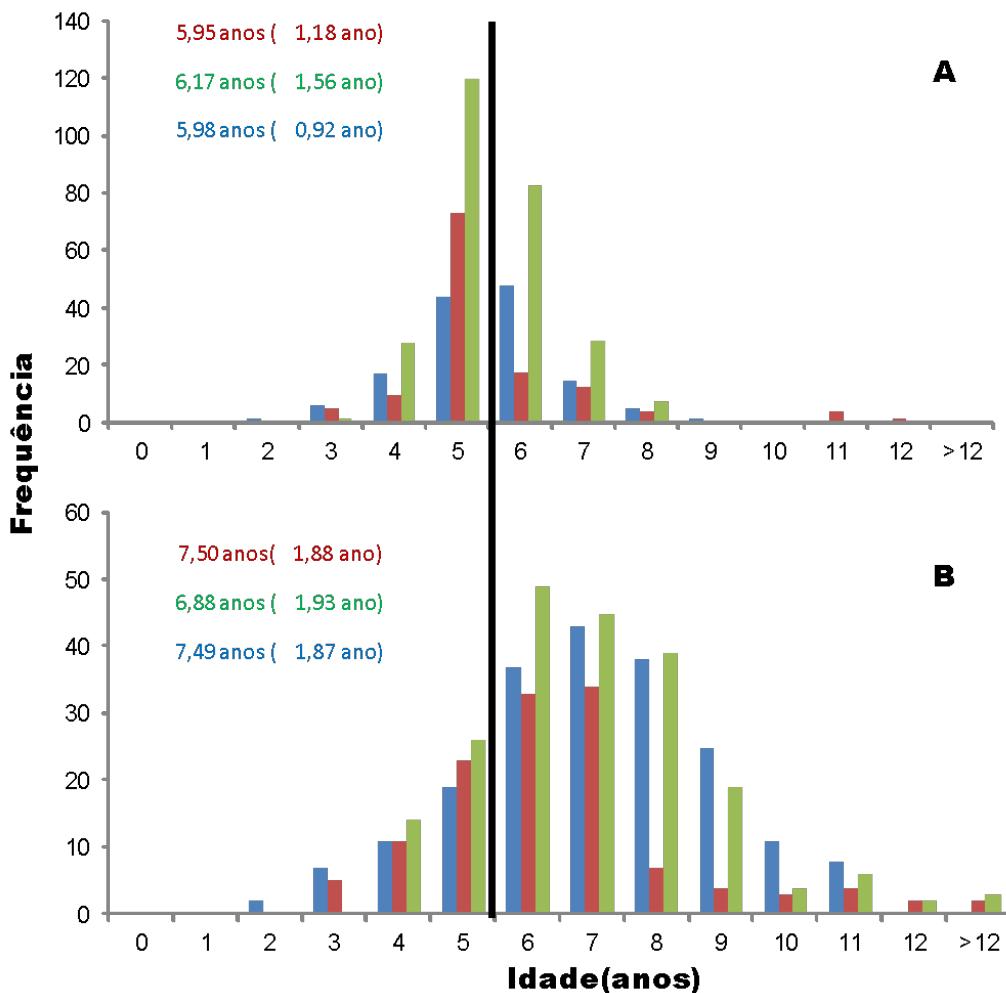


Figura 5. Distribuição de freqüência de idade para fêmeas (A) e machos (B) de *Prionace glauca* coletados no Programa REVIZEE (1999 – 2002, barras vermelhas), Programa de Observadores de Bordo (2010 – 2011, barras verdes) e PROTUNA (2018 – 2020, barras azuis). Idades nos gráficos correspondentes aos valores médios (\pm Desvio Padrão) para cada período e a linha preta separa os indivíduos jovens (< 6 anos) e adultos (≥ 6 anos).

Tabela 3. Taxas de mortalidade natural (M) por diversos métodos para *Prionace glauca* na região Nordeste (NE) e sul (S) do Brasil.

Método M	Nordeste	Sul
Pauly (1980)	0,264	0,268
Rikhter e Efanov (1976)	0,259	0,265
Hewitt e Hoenig (2005)	0,352	0,352
Hoenig (1983) para teleósteos	0,350	0,350
Hoenig (1983) para cetáceos	0,293	0,293
Jensen (1996) Equação 1	0,241	0,293
Jensen (1996) Equação 2	0,226	0,275
Jensen (1996) Equação 3	0,110	0,101
Mollet e Cailliet (2002)	0,384	0,384

As análises demográficas estocásticas foram estimadas no programa PopTools (Hood, 2006), dentro do Programa Excel, onde também foi utilizada a rotina solver com 1000 iterações com as probabilidades descritas para as idades de maturidade e máxima, além de fertilidade e mortalidades. Foram estimadas matrizes de projeção de Leslie (A) e de elasticidade (mudanças proporcionais dos

parâmetros demográficos na matriz A) dos parâmetros demográficos (taxa de crescimento populacional intrínseca – r , taxa de crescimento populacional finita – λ , taxa reprodutiva – R_0 e tempo de geração - T),.

$$A = \begin{bmatrix} f_0 & f_1 & f_2 & \dots & f_x \\ s_0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & s_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & s_{x-1} & 0 \end{bmatrix}$$

$$e_{ij} = a_{ij} v_i w_j \langle w, v \rangle$$

Onde $f_x = s_x \times m_x$; f_x representa a taxa de fertilidade para um indivíduo para a idade x ; s_x é a taxa anual de sobrevivência para a idade x ; e m_x é a fertilidade para a idade x ; e_{ij} é a elasticidade; a_{ij} = elementos da matriz de transição; v = taxa de crescimento populacional finita; w = elementos do autovetor esquerdo (R_0 para idade específica) e direito (estrutura de idade).

Foram estimados cinco cenários para *P. glauca*. O primeiro cenário considerou a hipótese de não existência de pesca, ou seja, foram utilizadas apenas as taxas de mortalidade M . Neste cenário, a população cresceria em torno de 31,5% por ano (Tabela 04), com λ apresentando valores superiores à 1 (valores correspondentes ao equilíbrio populacional) (Figs 06 e 07). No cenário 2, foi estimado o valor correspondente à F para a manutenção da população em equilíbrio ($\lambda = 1$ e $r = 0$), que resultou em um valor de 0,364. Se levarmos em consideração as médias das mortalidades natural (0,275) e total (1,044) estimadas para *P. glauca*, o F atual é de 0,769, ou seja, mais que o dobro do que a população suportaria para se manter em equilíbrio, indicando uma sobrepesca.

O cenário 3 tratou de observar a situação atual da população do tubarão azul, com o uso de M nas idades anteriores ao recrutamento pesqueiro das fêmeas (< 5 anos) e Z para as classes de idade seguintes (≥ 5 anos), resultando em um valores demográficos próximos ao equilíbrio (aumento populacional anual de 1,4%) (Tabela 04, Figs. 06 e 07), mesmo com as fêmeas sendo capturadas um anos antes da maturidade.

Como na região sul do Brasil existe uma captura de indivíduos jovens que não ocorrem na região nordeste, os cenários 4 e 5 trataram de analisar a pesca com um recrutamento pesqueiro iniciado com 4 e 3 anos de idade respectivamente. Para os dois cenários, os valores de λ foram inferiores à 1, indicando decréscimos populacionais superiores à 10% por ano (Tabela 04, Figs. 06 e 07). Nestes cenários também foram calculados o número de sobreviventes para a idade de maturidade ($N_6 = e_6 r$) e o declínio populacional resultante ($D_6 = 1 - N_6$). Quando atinge a idade de maturação (6 anos), o número de sobreviventes correspondeu à 54,8% e 25,1% da coorte original, com respectivos declínios de 45,2% e 74,9% respectivamente.

Os dados comprovam que a captura de indivíduos jovens de *P. glauca* pode levar ao colapso da população no Atlântico Sudoeste. Analisando as elasticidades, podemos observar que a sobrevivência dos indivíduos jovens representa 64,8% da demografia e amis de 80% na distribuição de idade (Fig. 08), e que isto associado à alta taxa de mortalidade por pesca, pode levar a declínios populacionais importantes do tubarão azul na região.

Tabela 4. Parâmetros demográficos (r , R_0 e T) com valores de intervalo de confiança de 95% (entre parênteses) e elasticidades (e_1 = soma das elasticidades de fertilidade, e_2 = soma das elasticidades de sobrevivência dos jovens e e_3 = soma das elasticidades de sobrevivência dos adultos) para cada cenário.

Cenário	r (ano ⁻¹)	R_0	T (anos)	e_1	e_2	e_3
1	0,315(0,148/0,499)	13,405(3,468/47,372)	7,160(5,946/8,287)	0,13 9	0,697	0,163
2	0,001(-0,094/0,115)	1,061(0,465/2,003)	7,116(5,942/8,280)	0,13 9	0,697	0,163
3	0,014(-0,273/0,281)	1,497(0,131/4,923)	6,556(5,310/7,829)	0,15 3	0,764	0,083
4	-0,100(-0,416/0,177)	0,771(0,044/2,746)	6,651(5,403/7,930)	0,15 0	0,752	0,098
5	-0,232(-0,534/0,068)	0,353(0,018/1,482)	6,777(5,531/8,008)	0,14 7	0,737	0,116

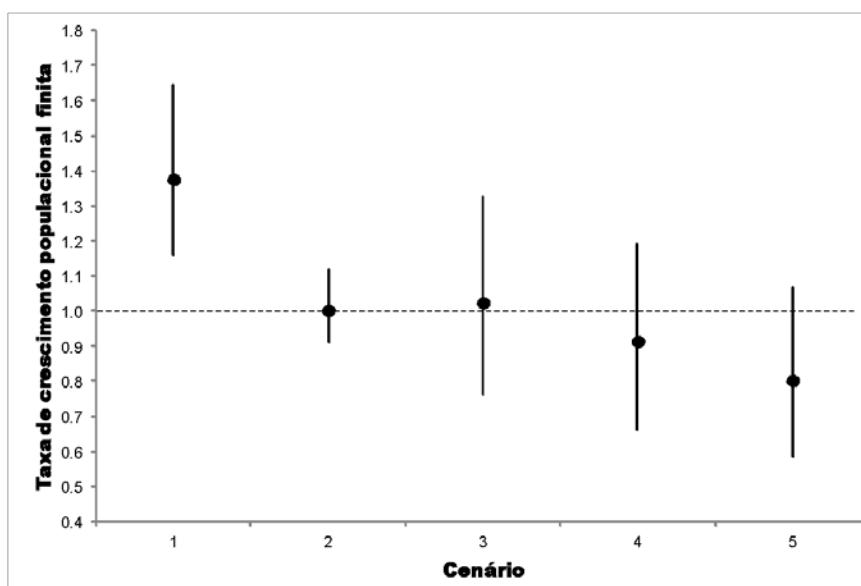


Figura 6. Taxa de crescimento populacional finita (λ) média (pontos) e com respectivos intervalos de confiança (barras) por cenário da população de *Prionace glauca* no Oceano Atlântico Sudoeste. A linha tracejada representa o valor correspondente ao equilíbrio populacional ($\lambda = 1$).

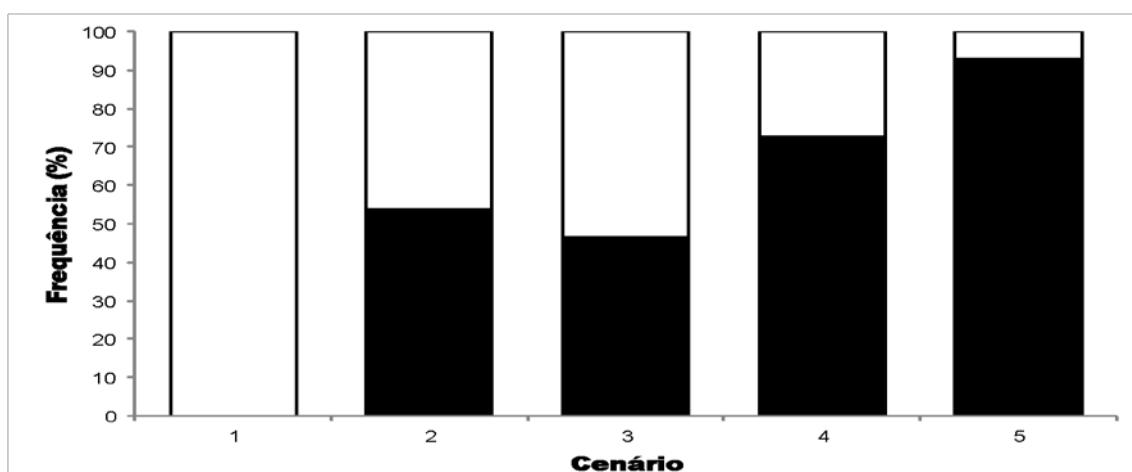


Figura 7. Proporções da taxa de crescimento populacional finita (λ) por cenário, com valores menores (decréscimo populacional, colunas pretas) e maiores (aumento populacional, colunas brancas) para as 1000 simulações da população de *Prionace glauca* no Oceano Atlântico Sudoeste.

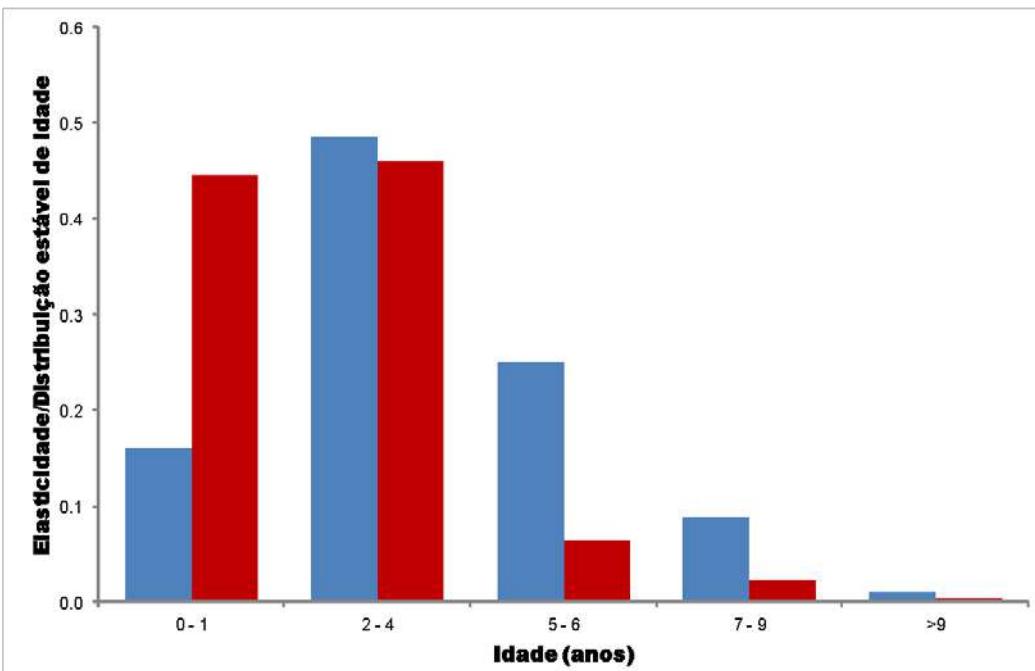


Figura 8. Elasticidades (colunas azuis) e distribuição estável de idade (colunas vermelhas) por estágios de idade da população de *Prionace glauca* no Oceano Atlântico Sudoeste.

Transectos de cada elemento (Fig. 9) foram analisados para a determinação do uso do habitat de *P. glauca*. Além das vértebras coletadas no PROTUNA, utilizamos para as análises amostras cedidas pelos Drs. Santiago Montealegre Quijano (UNESP Registro) e Luís Gustavo Cardoso (FURG) da região sul do Brasil, nas proximidades e na Elevação do Rio Grande, possível área de berçário dos tubarões azuis do Atlântico Sudoeste.

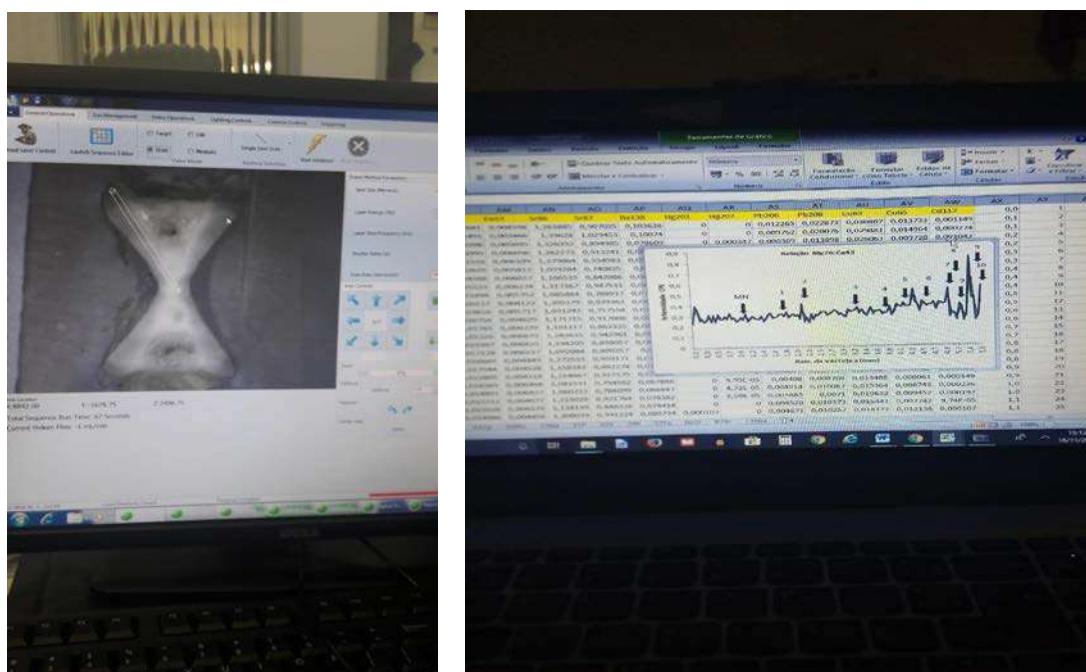


Figura 9. Imagem de computador mostrando vértebra posicionada no laser para a ablação (detalhe do transecto na vértebra) (A) e resultado dos LA-ICPMS (B).

Segundo Coelho *et al.* (2017), a Elevação do Rio Grande (ERG) é uma área de berçário de tubarões azuis, com uma grande abundância de neonatos e jovens. Por esta razão, foram utilizadas as amostras do Rio Grande do Sul para análises multielementares com o intuito de caracterizar se as proporções dos elementos desta área são semelhantes ou não com os indivíduos de *P. glauca* no restante do atlântico sudoeste.

Foram analisados os 7 elementos mais significantes (Selênio – ^{32}S , Sódio - ^{23}Na , Fósforo - ^{31}P , Bário = ^{138}Ba , Estrôncio - ^{86}Sr ; Manganês - ^{55}Mn e Magnésio - ^{26}Mg) inicialmente em 14 indivíduos, 5 provenientes da região da ERG e os demais de outros locais do Oceano Atlântico Sudoeste. Dos 9 indivíduos analisados fora da ERG, 6 apresentaram proporções elementares similares aos da elevação, enquanto que os outros três, diferenças principalmente causadas pelas proporções de Ba, Mg e Mn (Figs. 10 e 11).

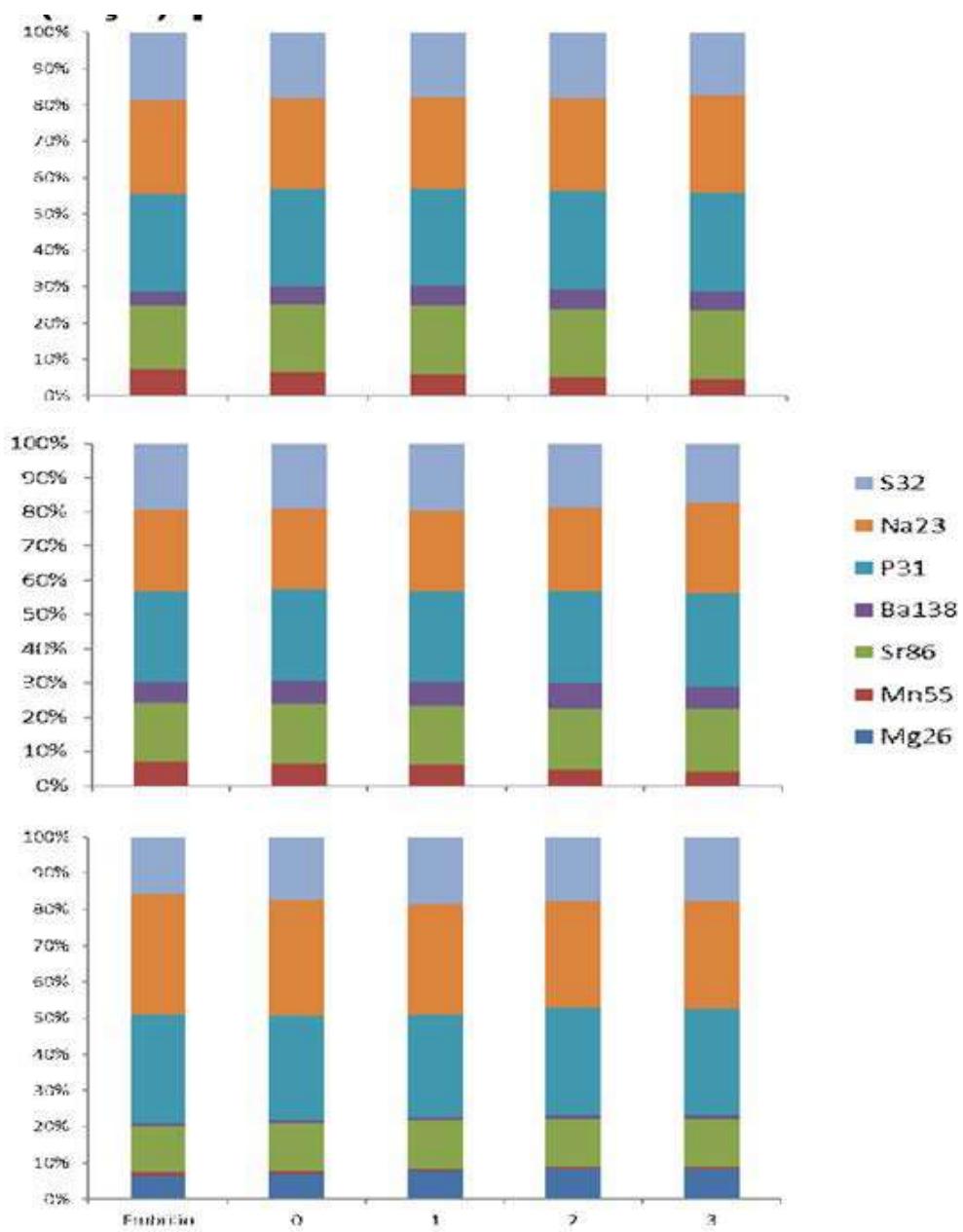


Figura 10. Proporções de 7 elementos por idade dos cinco indivíduos de *Prionace glauca* coletados na região da Elevação do Rio Grande (A), dos 6 que apresentaram semelhanças(B) e diferenças (C) aos da ERG.

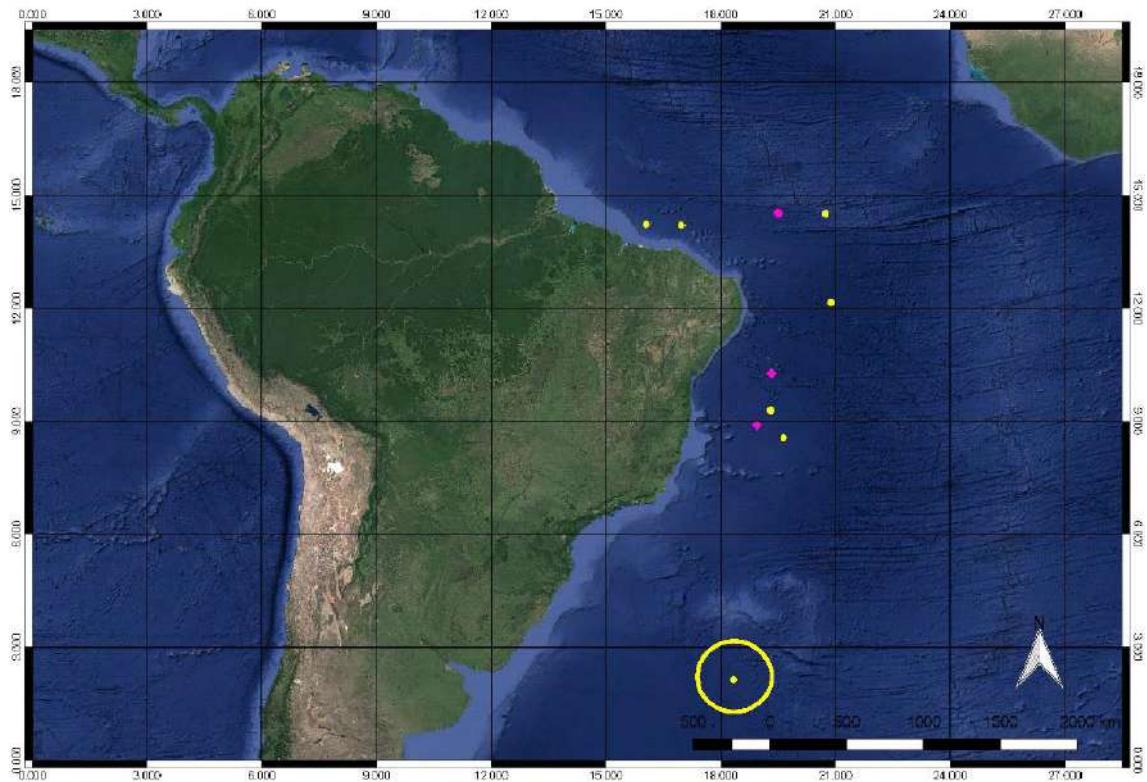


Figura 11. Mapa do Oceano Atlântico Sudoeste Equatorial indicando as posições dos indivíduos de *Prionace glauca* com vértebras analisadas por multielementos. Círculo amarelo indica a região da Elevação do Rio Grande. Os pontos amarelos representam exemplares com as mesmas proporções elementares e os pontos rosa, diferentes proporções em relação aos indivíduos da elevação.

4. Conclusão

Estes dados auxiliam na indicação que a ERG é uma área de berçário para a maioria dos exemplares de *P. glauca* no Atlântico Sudoeste, bem como, que alguns exemplares na mesma área podem ser provenientes de outras áreas de berçário.

Mais análises estão sendo realizadas. Além dos 14, mais 48 indivíduos já possuem os dados de concentrações dos elementos e mais alguns exemplares de indivíduos de aproximadamente 1 ano de idade coletados na ERG vão ser analisados para complementarem a amostra. Assim que tivermos o conjunto completo dos dados, teremos com mais precisão se a população do Oceano Atlântico Sudoeste realmente utiliza a área da ERG com berçário.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Relações tróficas

Atividade: Assessing trophic interactions between pelagic predatory fish by gut content and stable isotopes analysis around Fernando de Noronha Archipelago (Brazil), Equatorial West Atlantic

Pesquisadores envolvidos: Karla Martins, Latifa Pelage, Anne K. S. Justino, Flavia Lucena Frédou, Teodoro Vaske Júnior, François Le Loc'h, Paulo Travassos

1. Introduction

Trophic studies are essential for ecosystem conservation and integrated assessment of living marine resources (Zavala-Camin, 1996; Bornatowski, 2010). Top predators such as tuna and tuna-like species are essential for food-web stability and marine ecosystems sustainability. They can regulate the abundance of prey, and the removal of predators can cause changes in the habitat and the populations of subsequent trophic levels (top-down control) (Hunsicker et al., 2012). A better understanding of fish diet, offshore marine community structure and ecological function are needed to quantify the type of food and distribution of resources among predators.

Trophic ecology through analysis of stomach contents constitutes the most widespread and used method for understanding the demersal and pelagic fish diets (Braga et al., 2012). In addition, the use of stable isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) enabled important insights into networks (Peterson and Fry, 1987). Indeed, $\delta^{15}\text{N}$ can be considered a proxy for an organism's trophic position since it increases significantly with trophic level (Post, 2002; Caut et al., 2009). In contrast, $\delta^{13}\text{C}$ differs considerably between primary producers (Post, 2002; Herzka et al., 2009), providing information on the origin of the organic matter (Fry, 2006). The spaces formed by the δ -space composed of the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ axes are comparable to the dimensions established by ecological niches ("n-dimensional-hypervolume") and help to assess community structure (Bearhop et al., 2004). The combination of the two methods is therefore essential to expand our knowledge of energy flows in marine food webs (Manetta and Cecilio, 2003) and, for this reason, they have been used globally (Tripp-Valdez et al., 2014; Li et al., 2015; Torres-Chávez et al., 2018).

Inserted in a Marine Protected Area (MPA Fernando de Noronha - Atol das Rocas - São Pedro and São Paulo Archipelago) and including a National Marine Park (PARNAMAR), the Fernando de Noronha Archipelago (FNA) is located in an oceanic region with oligotrophic characteristics. However, this archipelago has unique importance for its surroundings, generating, attracting and aggregating marine life, among them important fishery resources (Travassos et al., 1999; Lima et al., 2016). For these characteristics, the FNA is recognised as an EBSA ("Ecologically or Biologically Significant Areas") (SCBD, 2014), an environment with special conditions, with particular biodiversity, which is part of the migratory route of several species that find shelter, feeding and reproduction areas (Vaske-Jr et al., 2004).

Among the fishery resources that occurs around the FNA, four species of oceanic predators, *Thunnus albacares* (Yellowfin tuna - YFT), *Sphyraena barracuda* (Barracuda - BAR), *Acanthocybium solandri* (Wahoo - WAH) and *Coryphaena hippurus* (Dolphinfish - DOL) are caught by local artisanal and recreational fisheries (Dominguez et al., 2013) reflecting a relevant ecological, social and economic link. They are agile species, capable of large movements, but they use the habitat in different ways. Three species are highly migratory (*A. solandri*, *T. albacares*, *C. hippurus*); meanwhile, *S. barracuda* is classified as more resident. *Sphyraena barracuda* is the species that shows the most significant capacity to inhabit different environments like nearshore reefs, deeper

marine environments, along with sharks and grouper, is considered as top predator of estuaries and reefs (O'Toole et al., 2011).

Several studies on the feeding ecology of these oceanic predators have been carried out in the Atlantic, Pacific and Indian oceans to investigate their dietary compositions. These predators are mainly generalists-opportunists, mainly feeding on fish, crustaceans and cephalopods (Dragovich, 1969; Zavala-Camin, 1981; Vaske-Jr Castello, 1998, 2004; Oxenford and Hunte, 1999; Oxenford et al., 2003; Allain, 2003; Menoscal et al., 2012; DeSylva, 1963; Schmidt, 1989; Grubich et al., 2008). However, all these earlier studies were restricted to the analysis of stomach contents to describe diets. In this context, to observe if predators exhibit a similar ecological pattern in the FNA region, we combine two approaches for the first time.

The present study accesses and describes the feeding habits of these four oceanic predators through stomach content analysis, and observes some aspects of their trophic relationships and partitioning of food resources with stable isotope data. We also aim at describing the differential role that this island plays in the trophic ecology of the studied species, filling an important gap on trophic aspects of essential fishery resources around the FNA.

2. Methods

Study area

The FNA ($03^{\circ}51.3'S$ and $32^{\circ}25.6'W$) consists of 21 islands and islets 540 km from the city of Recife, capital of Pernambuco state, on the northeast coast of Brazil (Figure 1). The climate is tropical warm, characterised by oceanic domain, with well-defined seasons, with the rainy season occurring between March and July and the dry season between August and February (Almeida, 2006; Teixeira et al., 2003). As regards the sea surface temperature, the seasonal variation gradient is minimal, with the lowest values occurring in the months of August-September-October (mean of $26.3^{\circ}C$) and the highest in the months of March-April-May (mean of $28.3^{\circ}C$) (Tchamabi et al., 2018).

The main island has particular characteristics, such as a sharp relief and two distinct sides. The “inside sea” is the most protected face from winds and currents, facing northwest, with characteristics of the calm sea during most of the year. The “outside sea”, facing southeast, presents traces of a more agitated sea under the action of the southeast trade winds and the South Equatorial current, with a westward flow, characterised by low nutrient content and low concentration of suspended particulate matter (Stramma and England, 1999; Serafini et al., 2010). According to Lessa et al. (1998), it is in the outside sea that fishing areas are located, close to the “wall” (Shelf break region), where the depth drops sharply (50 to 1.000 m), and the primary fishery resources are concentrated being the target of artisanal and sport fishing.

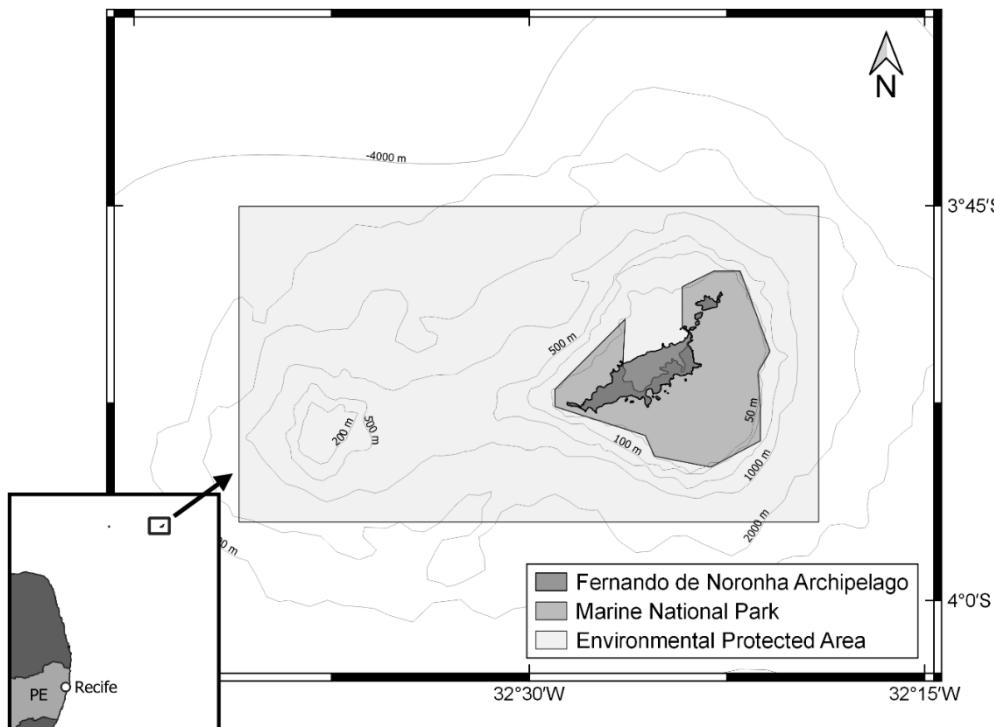


Figure 1. Fernando de Noronha Archipelago and protected areas on the north-east coast of Brazil.

Ethical Statement

The collection of the scientific purpose material was approved and complied with the laws, guidelines and policies on animal welfare of the Ethics Committee on the use of animals of the Federal Rural University of Pernambuco CEUA-UFRPE (Process Nb. 23082.008290/2018-18), and the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio) through the Biodiversity Authorization and Information System (SISBIO; Process Nb. 62915-6).

Sample collection and data analysis

Biological samples (stomachs and muscle tissue) were carried out onboard a recreational fishing vessel using a rod and reel in the island's proximity. Occasionally, samples of artisanal fishing boats were obtained during fish landings at the local port. The collections took place during expeditions of about 8 to 10 days carried out during July and October 2018 and January, March, April, May, and September 2019. All biological material was collected during fish evisceration at the end of each fishing cruise, recording data regarding the species caught and its total length (cm). The muscle tissues (~ 5g) were removed from the anterior dorsal region of the fish with a scalpel, immersed in 5 ml cryovials and stored in plastic bags with the stomach. Then, the samples were frozen at -18°C and kept in freezers until the moment of the laboratory analysis.

Feeding habits

The food items found in the stomachs were separated into large groups (teleosteos, molluscs, crustaceans and others) and identified at the lowest possible taxonomic level with the aid of specialised literature for fish (Barletta and Corrêa, 1992; Human and Deloach, 2002), crustaceans (Bowman and Gruner, 1974) and cephalopods (Clarke, 1986; Vaske-Jr, 2006). Organic matter that cannot be identified was grouped into the category “digested organic matter” and weighed in the same group. However, when the food item was considered partially digested, they were weighed, identified and grouped into the most general group (*e.g.*, fish).

To determine the contribution of each prey to the diet composition, three relative metrics of prey quantity were used: numerical abundance (%N), weight percentage (%W), and frequency of occurrence (%FO) (Hyslop, 1980). These measures, combined with the index of relative importance (IRI) (Pinkas et al. 1971), provides a more accurate description of the importance of the diet. The IRI provides the ordering of a preferential scale of food items (essential, secondary and occasional foods) (Fonteles Filho, 2011) using the formula: $IRI = (\% N + \% W) \times \% FO$, where: %N = Percentage in the number of prey, %W = weight percentage, %FO = Percentage in the frequency of occurrence of prey. In addition, to assist comparisons between food categories and their diets, the IRI was expressed on a percentage basis (% IRI): $\% IRI = 100 \times IRI_i / \sum IRI_i$; the IRI_i represents the IRI value for each category of prey i. To determine dietary differences in species with a large size range, we grouped them into three size classes to analyse possible dietary changes associated with the size.

The graphic method proposed by Costello (1990) and modified by Amundsen et al. (1996) was applied to describe dietary strategies. The concepts refer to a two-dimensional representation of the strategy used by predators, plotting the values of the frequency of occurrence and abundance of prey. The proposed formula for this method is $P_i = (\sum S_i / \sum S_t) \times 100$ in which: P_i = abundance of specific prey i, S_i = stomach content (volume, weight or number) composed of prey i, S_t = total stomach content of the predators that contained only prey i in the stomach.

The range of trophic niche (diet range) was calculated for each species with the standardised index of Levin's (Hurlbert, 1978), with the % N of prey. Values <0.6 indicate that the predator is selecting some groups of prey and values close to 1 (> 0.6) indicate that the predator is a generalist (Krebs, 1999). The index is given by the formula: $B = 1 / \sum_{i=1}^n P_i^2$ where: B = amplitude of trophic niche, n = total number of prey consumed by the predator, P_i = proportion of food item i.

The diet overlap among predators was investigated using the MacArthur and Levins's Index modified by Pianka (Krebs, 1989), using the formula $O_{jk} = \sum p_{ij} p_{ik} / \sqrt{(\sum p_{ij}^2) (\sum p_{ik}^2)}$, where: O_{jk} = overlapping diets, p_{ij} = proportion of item i in the total of items of species j, and p_{ik} = proportion of the item i in the total of items of species k. The index ranges from 0, with diets having no common items (no overlap), to 1, with identical diets (total overlap).

For the stable isotope analysis (SIA), small samples of muscle tissue extracted from each predator were washed with distilled water and oven-dried at 60°C for 48 h (Garcia et al., 2007). After that, the samples were ground until the formation of a fine and homogeneous powder and stored in cryotubes. Stable isotope analyses were performed on a continuous flow mass spectrometer (Delta V + with an IV interface) linked to an elemental analyser (Flash EA 2000) at the Ocean Spectrometry Center (Plouzané, France). The results were expressed in δ based on international standards (Pee Dee Belemnite for $\delta^{13}\text{C}$ and N_2 in the air for $\delta^{15}\text{N}$) (Peterson and Fry, 1987), following the formula: $X = [(R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$ (in ‰), where X is ^{13}C or ^{15}N and R the corresponding ratio $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ or $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$. The experimental precision, based on the standard deviation of repeated measurements from an internal laboratory standard (Thermo-Acetanilide), was <0.11 ‰ for $\delta^{15}\text{N}$ and <0.04 ‰ for $\delta^{13}\text{C}$. As the C/N of all individuals was between 3.2 and 3.4, it was not necessary to perform the delipidation process, which avoids bias in isotopic results when lipid content is high (C/N>4) or when comparing species with varying lipid contents (Post et al., 2002). The isotopic composition of the species was investigated by biplots of the average values of the stable isotopes of carbon and nitrogen (Layman et al., 2012). Kruskal-Wallis tests were used to test possible differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ between species. Carbon and nitrogen relationships as a function of fish size were examined using Spearman's correlation coefficient. Then, to assess trophic interactions in the total isotopic niche area occupied by the species, the metric established by Layman et al. (2007) was

performed, in which the total area is an indication of the width of the isotopic niche of a population or community in an isotopic space (biplot).

Bayesian ellipses were used to characterise the isotopic niche area (95% prediction ellipse area) and evaluate the differences between the isotopic niche widths of the four predators (Jackson et al., 2011). The isotopic niche width was assessed based on the standard ellipse area corrected for small samples (SEAc). This correction provides a consistent comparison of the degree of isotopic niche overlap between the four predators (Jackson et al., 2011, 2012). Moreover, isotopic niche analysis was applied only for individuals within a similar size range (between 72 cm - 130 cm).

The potential niche overlap among species was estimated by calculating the maximum likelihood fitted standard ellipses using the function maxLikOverlap based on 95% prediction ellipse area (Jackson et al., 2011). The significance level of $\alpha = 0.05$ was considered for all statistical tests, and all analyses were performed using the software R 3.4.4 (R Core Team, 2018 - Rstudio), with the SIBER package (“Stable Isotope Bayesian Ellipses in R” (Jackson and Parnell, 2016)).

3. Results

Stomach Content Analysis (SCA)

A total of 235 stomachs were analysed, of which 202 (85.95%) presented food content, distributed among the four species studied as follows: *S. barracuda* - BAR (n = 125), *A. solandri* - WAH (n = 29), *T. albacares* - YFT (n = 34) and *C. hippurus* - DOL (n = 14).

The length of *S. barracuda* ranged from 54 to 102 cm in total length (TL), mostly composed of adult individuals ($L_{50} = 66.0$ cm, DeSylva, 1963) (Figure 2). A total of 23 categories of prey were identified, with 10 of them at the species level (Table 1). According to the IRI values, the diet was composed mainly of fish, particularly representatives of the families Diodontidae (% N = 28.23; % IRI = 20.95) and Exocoetidae, which presented considerable values for all metrics (% N = 18.18; % P = 46.27; % FO = 7.50; % IRI = 45.70). Crustaceans were its secondary prey, and cephalopods were occasionally ingested (Table 1).

For *A. solandri*, the specimens measured from 72 and 160 cm TL, with a high presence of adult individuals ($L_{50} = 110$ cm, Viana et al., 2013) (Figure 2). A total of 15 different prey were identified, among teleosts, crustaceans and cephalopods, with fish (% IRI = 46.04) being the most important category (essential items), with emphasis on the families Diodontidae (% IRI = 20.09) and Exocoetidae (% IRI = 14.08) (Table 1). The food items occasionally consumed were Ommastrephidae squids (*Ornitoteuthis antillarum*, % IRI = 4.43) and euphausiids (% IRI = 0.20), respectively (Table 1). In addition, for this species, a high degree of parasitism by *Hirudinella ventricosa* (79.5%) was observed in most stomachs analysed. For *T. albacares*, total length ranged from 47 to 128 cm, indicating a predominance of juvenile individuals below the size at first maturity ($L_{50} = 99.2$ cm, Diaha et al., 2016) (Figure 2). A total of 24 prey were identified, and according to IRI (Table 1), teleosts (% IRI = 33.24) represented the most notable taxonomic group, followed by crustaceans, especially Phyllosoma larvae (% IRI = 32.98) and Ommastrephid cephalopods, such as *Ornitoteuthis antillarum* (% IRI = 7.64).

Only adult specimens of *C. hippurus* were captured, ranging from 72 to 130 cm TL ($L_{50} = 50.0$ cm, Dos Santos et al., 2014) (Figure 2). Ten prey items were identified; the fish group was the most representative (% IRI = 8.25), in particular, the family Exocoetidae (% IRI = 4.14) and *Dactylopterus volitans* (% IRI = 1.59), followed by specimens of Hemiramphidae (% IRI = 0.33). A single specimen of a gelatinous organism was found (% IRI = 0.09) (Table 1).

The predatory feeding strategies revealed that, in general, there was a higher concentration of prey with a low frequency of occurrence (Fi) and low prey-specific abundance (Pi) (Fig. 3).

Acanthocybium solandri exhibited the highest concentration of prey with intermediate abundance (Acanthuridae, Gempylidae, Ommastrephidae, Crustaceans), and *S. barracuda*, *C. hippurus* and *T. albacares* showed a tendency towards specialisation in the consumption of dominant groups (Diodontidae, Exocoetidae, Teleostei), with the last species showing the greatest amount of rare prey among the four predators. Although the predators are considered to be generalists, it was observed a tendency to be specialised in the use of resources, where the behaviour can be evidenced by a low amplitude of trophic niche (Levins Index, $Bi < 0.6$) (Table 2), as well as low diet overlap between species, except between *S. barracuda* and *A. solandri* (MacArthur and Levin's, $R = 0.72$) (Table 3).

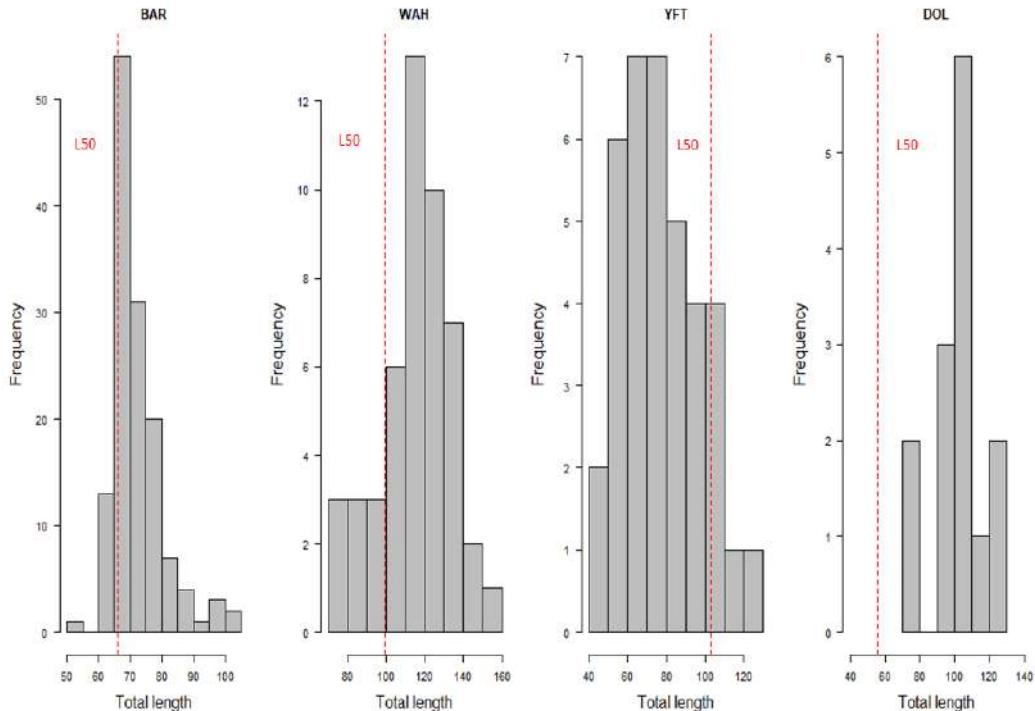


Figure 2. Distribution of length frequencies for (a) *Sphyraena barracuda* (BAR), (b) *Acanthocybium solandri* (WAH), (c) *Thunnus albacares* (YFT) and (d) *Coryphaena hippurus* (DOL). The vertical dotted red lines indicate the size at first maturity (L_{50}) for each species.

Table 2. Representative values of niche amplitudes calculated for each species using the standardized Levin's index (Bi). The numbers in parentheses correspond to the number of prey found for each species.

Species	Bi
<i>Sphyraena barracuda</i> (BAR)	0.17 (23)
<i>Acanthocybium solandri</i> (WAH)	0.13 (15)
<i>Thunnus albacares</i> (YFT)	0.21 (24)
<i>Coryphaena hippurus</i> (DOL)	0.04 (10)

Table 3. Food overlap values through combinations between species obtained by the MacArthur and Levin's Index. Values above 0.6 are considered evidence of a diet with high similarity.

	A	B	C	D
A. BAR	-	0.72*	0.22	0.56
B. WAH	-	-	0.18	0.42
C. YFT	-	-	-	0.21
D. DOL	-	-	-	-

*=Estatistically significant, $R_0 > 0,6$

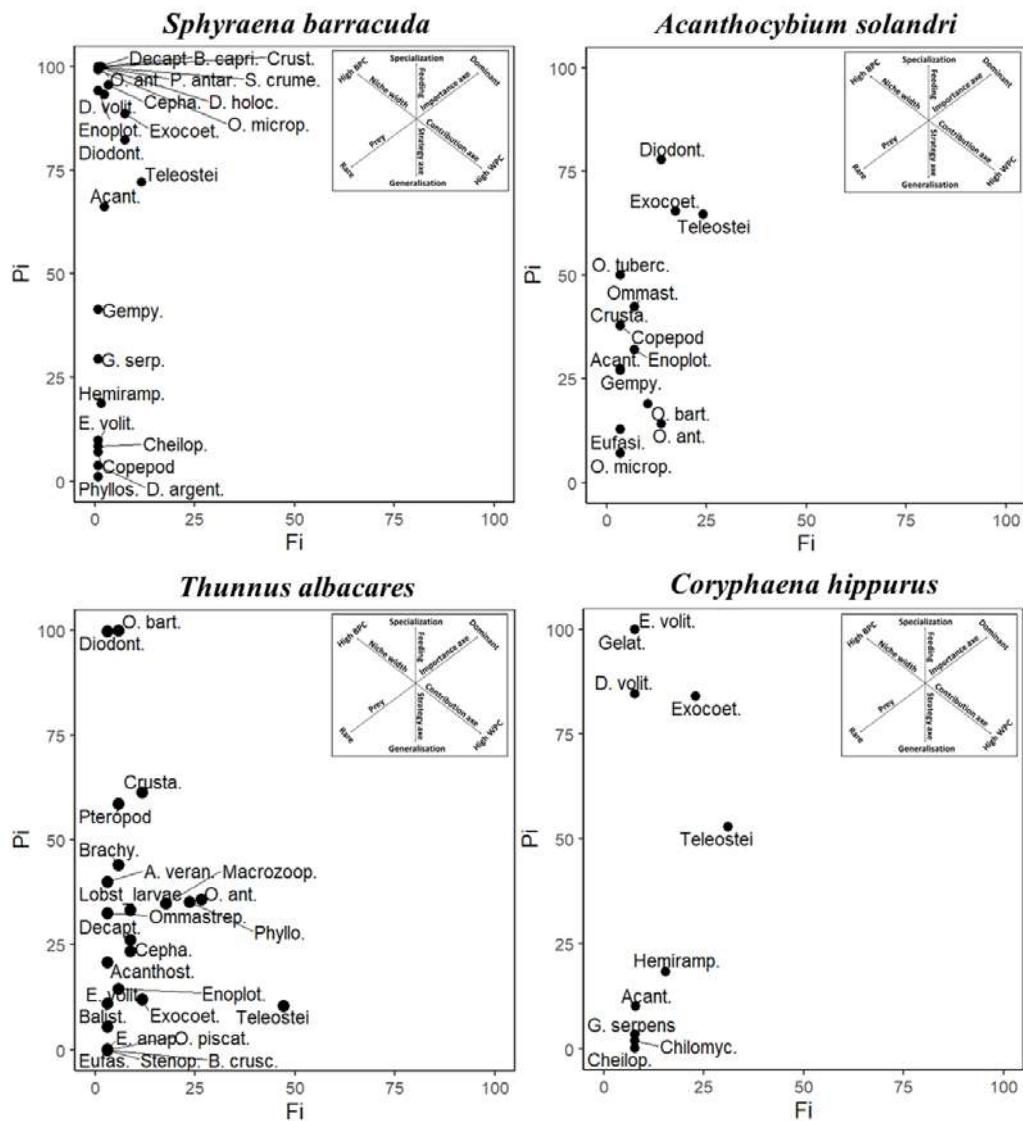


Figure 3. Costello diagram (1990) modified by Amundsen et al., (1996) exposing the relationship between the Prey-specific abundance (Pi) and the Frequency of occurrence (Fi) of prey items in the diet of four pelagic predators captured along the Fernando de Noronha Archipelago. The arrows in the background of Costello's graphs denote the interpretation of the species feeding.

Table 1: Food items identified from the analysis of the stomach contents of four species of pelagic fish caught in the Fernando de Noronha Archipelago expressed in percentage contribution metrics in: % N = Number, % P = Weight, % FO = Frequency of Occurrence and % IRI = Relative Importance Index

Stable isotope analysis

Stable isotopes analysis was performed on 213 muscle tissues of the four species of different sizes (Table 4). Results revealed a relatively wider isotopic range of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ presented in a bivariate diagram (Figure 4). The adult of *A. solandri* reached the highest average of $\delta^{15}\text{N}$, while the *C. hippurus* exhibited the lowest average. The $\delta^{13}\text{C}$ ratios were more enriched for juvenile *S. barracuda* and adult *A. solandri*, while juvenile *T. albacares* and *C. hippurus* adults showed the lowest and similar $\delta^{13}\text{C}$ ratios. Significant differences were found for carbon (Kruskal-Wallis, p-value <0.001) and nitrogen (Kruskal-Wallis, p-value <0.001) isotope ratios between the four studied species. The results of Spearman's correlation for the four predators revealed a significant positive effect of $\delta^{15}\text{N}$ concerning the body length only for the *S. barracuda* (p <0.05, rho = 0.53); the other species showed no significant tendency (Figure 5). Regarding the interactions between $\delta^{13}\text{C}$ and body size, a significant correlation was observed for *T. albacares* (p <0.05, rho = 0.80) and *A. solandri* (p <0.05, rho = 0.52) (Figure 6). *Acanthocybium solandri* exhibited the highest SEAc value (6.3) while *T. albacares* showed the lowest (2.2). *Coryphaena hippurus* and *S. barracuda* had similar SEAc values (4.2 and 4.6 respectively) (TABLE 5). A high overlap was observed between *A. solandri* and *S. barracuda* (3.39); the other overlap values were more moderate, in a small range between 1.25 and 1.84 (TABLE 5).

Table 4. Amplitude of the total lengths (cm) of the species, number of samples, values of Min, Max, Mean \pm Standard deviation of stable isotopic signatures of carbon and nitrogen (values given in ‰) and the total analyzed by species.

Species	TL (cm)	<i>n</i>	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		
			Min.	Max.	Mean \pm SD	Min.	Max.	Mean \pm SD
<i>Sphyraena barracuda</i> (BAR)	54-102	121	-17.97	-15.17	-16.03 \pm 0.53	9.32	12.17	10.58 \pm 0.55
<i>Acanthocybium solandri</i> (WAH)	72-147	43	-18.51	-16.09	-16.71 \pm 0.48	8.54	13.33	11.18 \pm 1.04
<i>Thunnus albacares</i> (YFT)	47-128	34	-18.91	-16.44	-17.06 \pm 0.34	8.62	11.79	10.46 \pm 0.34
<i>Coryphaena hippurus</i> (DOL)	72-130	12	-18.18	-16.38	-17.19 \pm 0.50	9.56	11.19	10.13 \pm 0.50

Table 5. Area of the standard ellipse (SEA) of four pelagic species: *S. barracuda* (BAR), *C. hippurus* (DOL), *A. solandri* (WAH) and *T. albacares* (YFT). TA represents the total area and SEAc, standard ellipses adjusted for small sample sizes.

Species	TA	SEAc (‰ ²)
<i>Sphyraena barracuda</i> (BAR)	6.33	0.92
<i>Acanthocybium solandri</i> (WAH)	6.84	1.59
<i>Thunnus albacares</i> (YFT)	3.78	0.71
<i>Coryphaena hippurus</i> (DOL)	1.46	0.69

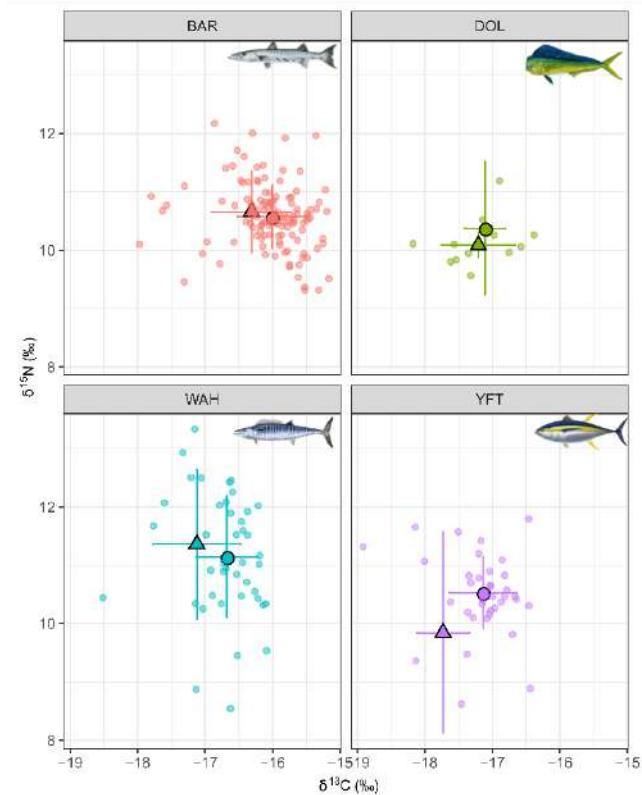


Figure 4. Biplot of stable isotopes of $\delta^{13}\text{C}$ carbon and nitrogen $\delta^{15}\text{N}$ for species *S. barracuda* (BAR), *C. hippurus* (DOL), *A. solandri* (WAH) e *T. albacares* (YFT).

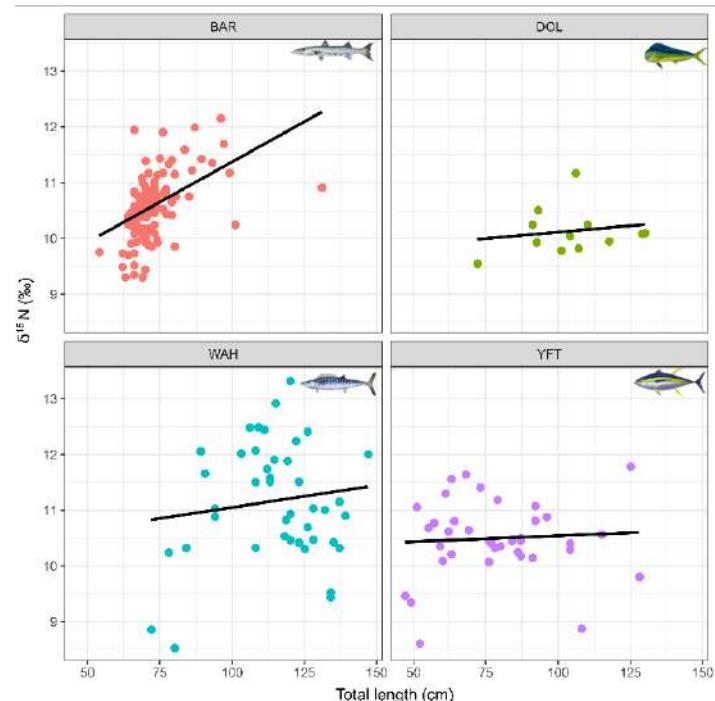


Figure 5. Distribution of $\delta^{15}\text{N}$ values by total length (cm) of species *S. barracuda* (BAR), *C. hippurus* (DOL), *A. solandri* (WAH) e *T. albacares* (YFT).

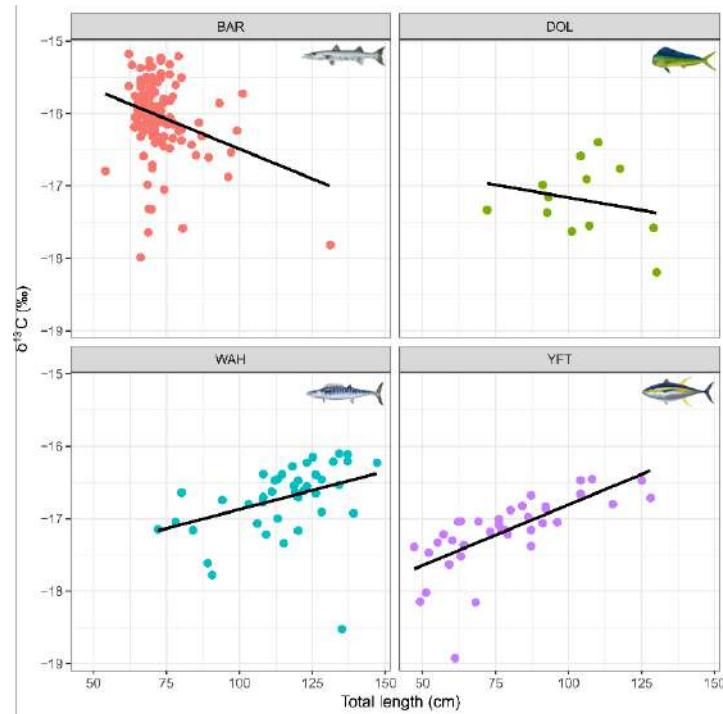


Figure 6. Distribution of $\delta^{13}\text{C}$ values by total length (cm) of species *S. barracuda* (BAR), *C. hippurus* (DOL), *A. solandri* (WAH) e *T. albacares* (YFT).

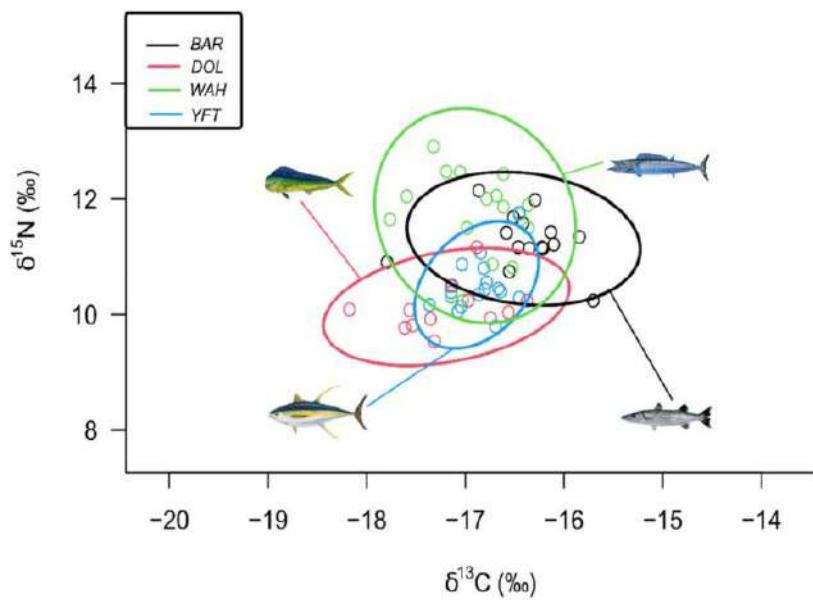


Figure 7. Isotopic niche (SIBER) for the species *S. barracuda* (BAR), *C. hippurus* (DOL), *A. solandri* (WAH) e *T. albacares* (YFT). The lines represent the ellipses area for each species, with predicted values of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$.

4. Discussion and Conclusion

Fernando de Noronha archipelago (FNA) is a relevant area for the conservation of marine biodiversity. In general, oceanographic processes transform the low-productive waters from tropical oceans into high-productivity environments around the oceanic islands (Travassos et al., 1999; Lima et al., 2016). Processes such as the island effect favour the maintenance of an important trophic web, influencing all surrounding fauna that find in this environment an opportune place for the development of their biological functions (Aquino, 2016, Tchamabi et al., 2017). High migratory

capacity fish face the challenge of food spatio-temporal variability, and their survival depends on the efficiency in locating areas with greater resources availability (Rohit et al., 2010). Research that assesses how predators organise and interact in sharing food resources is crucial to understand the functioning of the ecosystem and the connections between ecological processes of energy transfer (McCauley et al., 2012; Schroeder et al., 2020). However, combining ecological methodologies such as stomach content analysis and stable isotopes has been increasingly used as a tool in these trophic evaluations, being unprecedented in the study area.

In equatorial regions, seasonal variation gradients are not very marked. We note that although we have samples from different periods (4 in the rainy season and 3 in the dry season), no significant environmental changes were observed that could indicate any influence on the trophic ecology of the species studied. The feeding activity of *S. barracuda* was very similar to the results obtained in the North Atlantic (Bahamas) (DeSylva, 1963), the Indian Ocean (Blaber, 1982) and the Western Caribbean (Torres-Chávez et al. 2018), showing a piscivorous behaviour for the specie, with a small contribution of invertebrates. The ichthyophagous behaviour reflected by the *A. solandri* is compatible with that found by Vaske-Jr et al. (2004) and Albuquerque et al. (2019), both in the region of the São Pedro and São Paulo Archipelago SPSPA (Equatorial Atlantic), closest location and with similar environmental characteristics to the FNA, where it was observed significant predation upon the flyingfish *Cheilopogon cyanopterus*, relatively abundant in the vicinity of this archipelago. The diet of predators can vary closely according to the level of abundance and availability of prey in each region (Mendoza-Ávila et al., 2016). Some authors consider that *T. albacares* has a very comprehensive diet describing the predator as an opportunistic species that does not distinguish the type or size of prey (Magnuson and Heitz, 1971; Vaske-Jr and Castello, 1998; Silva et al., 2019). The results obtained here corroborate this trophic behaviour of this species around the FNA, being the predator with a greater diversity of food items among the species studied. Despite the reduced sample size of *C. hippurus*, the results are congruous to those obtained by Oxenford and Hunte (1999) in the Eastern Caribbean, which observed the dolphinfish's piscivorous behaviour. The diet was composed of a wide variety of fish species, including small pelagic similar to those found in this study, also observed by Vaske-Jr and Lessa (2004) in the Exclusive Economic Zone (ZEE) in Northeast Brazil, which described 23 taxa of fish and, Pimenta et al. (2014) in the north coast of Rio de Janeiro, determining a preference for fish in all analysed dolphinfish stomachs.

Some biological aspects (hydrodynamic forms, ontogeny, positioning of the mouth and types of teeth) affect the diets of the species and allow the use of different strategies by carnivorous fish, including the consumption of the same prey by different species when the resource is abundant (DeResende et al., 1996; Grubich et al., 2008). Our study showed a tendency towards individual specialisation. This tendency was observed among individuals of the same species by the high BPC (Costello's method), where only a limited fraction of predators consumed specific food categories, as well as by the narrow trophic niche (Levins <0.6), indicating diets dominated by a few prey groups. Hence, generalist or opportunistic species (Silva et al., 2019; Tripp-Valdez et al., 2014; Torrez-Chávez et al., 2018) can be composed of individuals specialised in resource use available around the FNA. Although predators have broad trophic spectra, the tendency to specialise on a select number of prey species, which may vary according to space and time, characterises these predators as plastic specialists (Baque-Menoscal et al., 2012). Ecologically or biologically significant areas such as FNA are important feeding points for oceanic predators, providing diversity and abundance of prey (Assunção, 2017; Serafini et al., 2010). Oceanic islands are important environments for maintaining local biodiversity and non-resident species since in their surroundings, physical processes trigger an increase in primary biomass and consequently develop the entire adjacent food web. Larvae of Dactylopteridae, Diodontidae,

Hemihamphidae, Exocoetidae, and invertebrates were identified in the stomachs of the pelagic oceanic predators studied, reflecting the wide dispersal of these larvae, which are known to inhabit coastal waters and adjacent islands. This phenomenon is essential to attract predators such as tuna and tuna-like species that prey on these abundant resources in FNA waters (Vaske-Jr and Lessa, 2004).

The isotopic compositions were different between the species studied, reinforcing the dietary analysis composed of prey of different trophic levels and different feeding strategies (Li et al., 2016). The more enriched values of $\delta^{13}\text{C}$ for *S. barracuda* and more impoverished for *A. solandri*, *C. hippurus* and *T. albacares* indicate contributions from different compartments of the ecosystem in animal feeding (Hobson et al., 1994). It is known that in the marine environment, coastal food webs are more enriched in $\delta^{13}\text{C}$ than pelagic food webs (Cherel and Hobson, 2007). Oceanic islands can be areas of higher primary productivity and zooplankton abundance than the enclosing oceanic waters (Macedo-Soares et al., 2012; Lima et al., 2016). As the case of FNA, which has many sources of $\delta^{13}\text{C}$ originating from the biological activity in the island (Silva et al., 2019). Indeed, the high productivity in the island shallower waters attracts a diversity of marine species that serve as energy sources for predators, as we observed in our study. *Sphyraena barracuda* is a species with less displacement capacity and more resident character in the shallow waters, and their feeding strategy included organisms associated with the coastal environment as *Decapterus sp.*, *S. crumenoptalmus*, and *O. micropterus*. However, the stomach content analysis of *A. solandri*, *C. hippurus* and *T. albacares* indicated that these species remain longer in the oceanic pelagic food web or consuming more depleted prey in $\delta^{13}\text{C}$ (Li et al. 2016).

The more significant variation of $\delta^{15}\text{N}$ observed in *A. solandri* may reflect ontogenetic diet shifts, since the species becomes more enriched in nitrogen increases with trophic position and thus, with size (Cherel and Hobson, 2007). Larger and faster-swimming animals have a broad home range, interacting with more species, crossing vast areas with different isotopic compositions, and feeding upon varied isotopic baselines (Luckhurst, 2015). These factors, associated with the turnover time to incorporate food information into tissues, contribute to the variation of the elements analysed (O'Reilly et al., 2003). The largest isotopic niche area presented (SEAc) was observed for *A. solandri*; this species also exhibited the more generalist/ opportunist behaviour (highest concentration of intermediate abundance). Moreover, *A. solandri* can inhabit the epipelagic, mesopelagic and bathypelagic areas, showing preferences to some regions (Allain, 2003). This behaviour might be related to the prey abundance available in the area (Sepulveda et al., 2011), corroborating the species plasticity diet. In addition, physiological differences in fish, such as nutritional stress generated by poor diet quality or starvation, can also affect $\delta^{15}\text{N}$ enrichment (Vanderklift and Ponsard, 2003). In this study, *A. solandri* exhibited a high degree of parasitism (79.5%) caused mainly by the trematode *Hirudinella ventricosa*, which may have affected its nutritional status, limiting the range of prey that could be ingested. The proportion of excreted and assimilated nitrogen is higher during periods of starvation and in animals that withstand frequent periods of fasting (Román-Reyes, 2005).

A moderate correlation of $\delta^{15}\text{N}$ in relation to size was only observed for *S. barracuda*, indicating a possible increase in nitrogen concentration as the individual grows. The positive relationship may be associated with the decreasing dietary importance of small invertebrates and with the increased consumption of larger prey with high nutritional value, such as fish, which is a strategy to supply energy needs throughout the life cycle of the *S. barracuda*. These results are similar to those obtained by De la Moriniére et al. (2003) and Torres-Chavez et al. (2018) in the Caribbean, which studied the movement between habitats determined by trophic approaches by *S. barracuda*. The significant relationship between $\delta^{13}\text{C}$ and body size in *T. albacares* and *A. solandri* may indicate an increasing

proportion of invertebrates in the diets since crustaceans and cephalopods have less depleted values compared to fish (Li et al., 2015). Also, juvenile individuals continue to feed constantly on smaller prey (Ménard et al., 2006), especially *T. albacares*, a species that presented greater diversity of food resources and a large portion of invertebrate organisms. For example, Moore (2014) studied trophic dynamics between tunas and sympatric species in southeastern Florida and concluded that $\delta^{13}\text{C}$ enrichment could be explained by trophic enrichment in relation to body size.

High overlap between *A. solandri* and *S. barracuda* was observed by both isotope and gut content analysis showing that the species seem to share common resources in FNA. Similar results were obtained in the North Atlantic with dolphinfish and two tuna species presented high overlap indicating that predators use compatible resources and occupy similar niches (Teffer et al., 2015). The other species showed different isotopic niche sizes and little overlap between ellipses, indicating the ability of predators to adapt to environments (Gonzalez et al., 2019), possibly recurring to alternative individual feeding strategies, consuming prey of distinct isotopic compositions. This niche segregation was also corroborated by analyzing diet overlap (MacArthur and Levin's Levin's Index; $R_0 > 0.6$). Resource sharing is suggested when an overlap of isotopic niches occurs in a scenario where sources are abundant (Alley, 1982).

The isotopic values and the piscivorous diet of predators highlight the use of shallow water resources by *S. barracuda*, *T. albacares*, *A. solandri* and *C. hippurus* species that spend most of their time in the most superficial layer of the ocean, in continuous feeding activity on abundant and appreciate epipelagic organisms in their diets (Vaske-Jr and Lessa, 2004). Variations can occur due to the morphology and bioecology of each animal, allowing these fish to occupy the habitat in different ways (Magnunson and Heitz, 1971; Bertrand et al., 2002) and with different trophic behaviours, according to the availability of prey from each geographic region. The different distributions in the water column by predators can also be associated with differences in trophic spectra (Baque-Menescal et al., 2012); for example, *T. albacares* can dive into deeper waters accessing other prey. These behaviours can be an adaptive response through the differential use of habitat, a tactic adopted to reduce competition between species (Costa et al., 2020) and optimise the biomass gain in sympatric situations. The similarity between diets can often point to overlap levels, representing food resources shared between fish species or size classes of a single species, not necessarily indicating competition (Lucena et al., 2000). According to Li et al. (2015), in marine ecosystems, segregation in feeding habits has been described as a common mechanism to allow the coexistence of several sympatric predators.

The two complementary methodologies employed in this study (stomach content and stable isotopes) reflect a trend towards trophic plasticity regarding the use and sharing of food resources available around FNA, where predators occupying a similar trophic niche share and divide common resources. According to the availability and abundance of prey, they adapt to improve the capacity for exploration and survival using resources shared by several species and/or used by a single one in different ontogenetic stages, reducing competition, coexisting in the same area and maximising energy gain. Also, it is important to note that the high concentration of organisms (Exocoetidae, Diodontidae) in oceanic environments make these isolated areas important points of energy storage during the migration processes of predators turning this environment into an oasis for marine life. Another important result obtained in this study is that the sardine (*Harengula clupeola*), of known local abundance and much used as bait by the artisanal fishery (Travassos, 2003; Dominguez et al., 2016), does not seem to be an important food item for the four species studied during their trophic activities around the FNA.

Understanding how these predators use the available food resources is essential to comprehend the environmental dynamics where changes may be caused by different sources (climate, pollution, fishing, and other impacts). In these regards, knowledge of the trophic interactions within and among fishery resources is fundamental to assess the ecological role of island regions that constitute high environmental and economic value spaces, especially in oligotrophic oceans, supporting the development of management policies based on an ecosystem approach. Furthermore, the integrated use of methods such as SCA and SIA can provide a good overview of food webs dynamics to carry out ecosystem models of energy flows, such as Ecopath and ECOSIM. Finally, due to the economic relevance of these predators, further studies that consider the ontogenetic patterns, the isotopic information of prey, and seasonality are necessary to understand better the spatiotemporal changes in feeding habits and trophic dynamics.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Dinâmica trófica

Atividade: Ontogenetic and spatial trophodynamics of yellowfin tuna at two insular regions of the Western Atlantic Ocean

Pesquisadores envolvidos: Karla Martins, Yuri Niella, Fernanda Albuquerque, Leandro Nolé, Paulo Travassos

1. Introduction

In fisheries management, the understanding of how migratory species use and move between habitats in time and space, and what life cycle processes (e.g., foraging, reproduction) are performed in which environments, is of outmost importance (Logan et al., 2020). Ecological knowledge on energy flow and trophic interactions are essential for conservation, including the integrated assessment of different marine resources in multi-faceted approaches to subsidize the development of ecosystem-based management policies (Niella et al., 2017; Coletto et al., 2021). Tuna (Scombridae family) are mesopredators contributing to food-web stability, and therefore, to the sustainability of marine ecosystems. This group of fishes is also important to the economy and food security of coastal populations within different regions around the globe. Aspects of marine predator trophic ecology (e.g., feeding habits, foraging strategies, estimates of trophic position) can be used as valuable metrics to describe food web properties, ecosystem structure, and identify potential management approaches across relevant time scales (Houssard et al., 2017).

Oceanographic processes transform oligotrophic waters of tropical oceans into highly productive environments around oceanic islands (Lima et al., 2016; Travassos et al., 1999). Phenomena such as the island effect favour the enrichment of primary production in these insular habitats, thus providing an important trophic web support to the local fauna that finds in these environments an opportune place for the development of its biological functions. Since they are productive ecosystems, oceanic islands are of unique ecological importance, playing a crucial role in generating and attracting marine life, including species of high fishery interest. Two archipelagos located in the western equatorial zone of the Atlantic Ocean show high fishing value due to local aggregations of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), namely the archipelagos of Saint Peter and Saint Paul, and Fernando de Noronha. In these areas, the yellowfin tuna has social, scientific, and economic relevance for fishermen, scientists, and local markets, respectively. In the Atlantic, these fish are considered as an important source of animal protein, especially in the context of the expanding human population, which is responsible for increased demands of high-quality nutritional food (Nimit et al., 2020). Catches of yellowfin tuna have averaged around 125,000 t over the last 10 years, with Brazil accounting for 10,800 t (8.6%) of this total (ICCAT, 2020). In the latest stock assessment, which considered the yellowfin tuna as a single fisheries stock for the entire Atlantic, the species was not found to be overfished, despite the continuous decline observed for its estimated biomass (ICCAT, 2019-2023).

The yellowfin tuna is a highly mobile marine predator, capable of exploring tropical and subtropical seas, except for the Mediterranean (Collette and Nauen, 1983). This tropical tuna species exhibits migratory and spatial-temporal distribution patterns influenced by biotic and abiotic conditions, due to its trophic, physiological, and reproductive requirements (Pereira, 2007). A movement model based on catch data and length frequency distribution, suggested that yellowfin tuna migrate in an east-west direction along the south equatorial current between April and June (Hazin 1993). Electronic tracking studies suggested that the movement of this species may be related to feeding and/or reproduction.

Recent studies indicated that the yellowfin tuna vertical movements are composed of different diving patterns, which are likely related to variable foraging strategies. These included repetitive diving behaviour during the day towards depths of 200-400 m to target prey from the deep scattering layer (Schaefer et al., 2014). However, the bioecological mechanisms driving the offshore movements of yellowfin tuna, particularly in the western Atlantic, remain unclear. Understanding the migratory movements and diet patterns of the yellowfin tuna along this region is paramount to achieve a sustainable management of this important fishery resource.

This predator generally has a piscivorous/opportunistic feeding behaviour, responsible for the yellowfin tuna to show rapid growth rates and high reproductive outputs (Pecoraro et al., 2017). Main food items of this species in the eastern tropical Pacific Ocean included small crustaceans and cephalopods. On the east coast of India, its diet was found to be mostly composed of fish, microcrustaceans and cephalopods. In addition, the yellowfin tuna also can predate upon less exploited microneustonic organisms available in the deep scattering layer. In relation to seasonal trends in its diet, fish and cephalopods were identified as the predominant prey items in winter while amphipods (*B. crusculum*) were mostly targeted during spring in southern Brazil (Vaske-Jr and Castello, 1998). More recently, in the equatorial western Atlantic, a broad diet with diverse types of prey has been observed. However, fish were found to be its primary food source, particularly specimens from the Exocoetidae and Diodontidae families (Albuquerque et al., 2019, da Silva et al., 2019, Martins et al., 2019).

Results from conventional methodologies are fundamental to the understanding of feeding habits and strategies. While stomach content analysis (SCA) is a widely used method in trophic studies, it has some limitations. For example, the high number of empty stomachs sampled prevents accurate identification of food items. Additionally, SCA is only representative of what was recently consumed by the animals sampled and does not account for what has been already assimilated by the consumer. Ecological markers such as stable isotopes, are an important tool for investigating trophic interactions associated with resource and habitat use (Fry, 2006; Graham et al., 2010). Carbon signatures ($\delta^{13}\text{C}$) indicate the origin of primary production and the predator movements between different environments and gradients (nearshore versus offshore food webs) (Fry, 2006), while nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) is an indicative of trophic position (Post, 2002). The trophic discrimination process associated with energy assimilation and tissue synthesis is the main assumption of stable isotope analyses (SIA), where the isotopic signatures of consumers reflect their diet (DeNiro and Epstein 1978, 1981).

The integrated management of highly migratory species requires an understanding of how and why species use and move between available habitats in time and space (Martínez-Rincón and Acosta-Pachón, 2022). To better understand the yellowfin tuna trophodynamics, the aims of this study are to use stable isotope analysis for: (i) identifying possible differences in the diet composition of this species between the archipelagos of Fernando de Noronha and Saint Peter and Saint Paul, and (ii) to investigate potential ontogenetic shifts in diet across these two insular marine protected areas. Our results will provide some insight into the degree of habitat connectivity between these two oceanic islands with elevated fishery importance in the Western Atlantic Ocean.

2. Methods

Ethics statement

Sampling was approved and complied with the laws, guidelines, and policies on animal welfare of the Ethics Committee on the use of animals of the Federal Rural University of Pernambuco CEUA-UFRPE (Process number 23082.008290/2018-18), and the Chico Mendes Institute for Biodiversity

Conservation through the Biodiversity Authorization and Information System (Process number 62915-6).

Study sites

The study sites comprised two insular regions along the northeastern coast of Brazil (Fig. 1) and included the marine protected areas of Fernando de Noronha (FNA) and Saint Peter and Saint Paul (SPSPA) archipelagos. Distant approximately 540 km offshore (3.86° S, 32.42° W), the FNA is composed of 21 islands and islets (Serafini et al., 2010). The main island has a sharp relief and two distinct sides (Serafini et al., 2010), and is under the influence of the South Equatorial current (Soto, 2009). The SPSPA is located ~1,000 km from the coast and is formed by a small group of rocky islets (0.92° N, 29.34° W). It is directly influenced by both South Equatorial and Submerged Equatorial currents, and the Intertropical Convergence Zone (Pereira, 2007; Filho and Silva, 2015). Its geographical positioning right at the Atlantic Dorsal Ridge, between the African and South American continents, is responsible for a high diversity of marine life which use this region for resting, feeding, and breeding (Campos et al., 2015). Small-scale upwelling processes as a consequence of the Island Effect are responsible for important increases in productivity at both FNA and SPSPA regions (Silva, 2018).

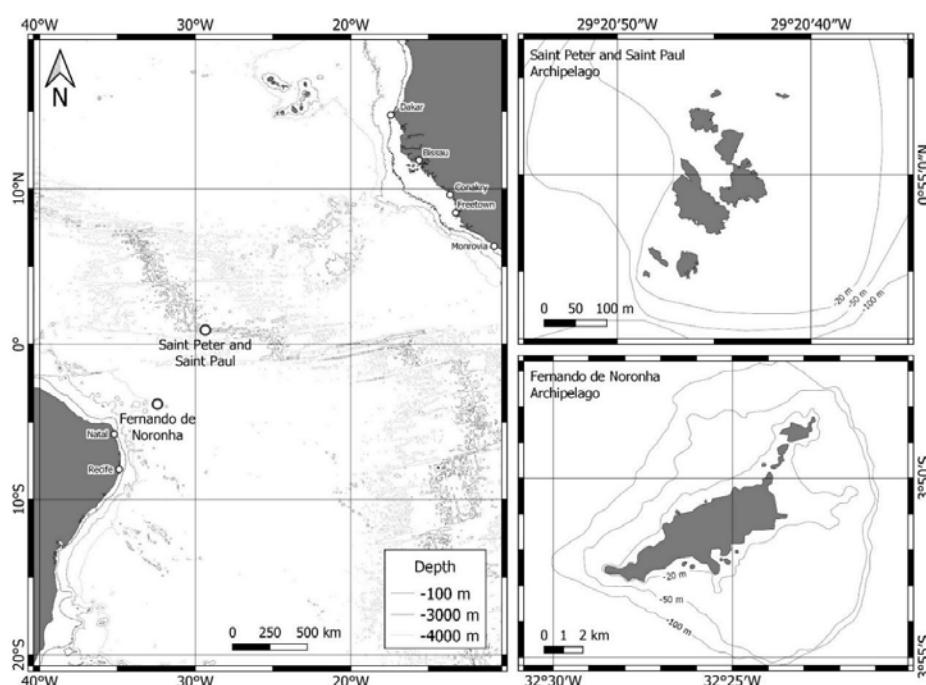


Figure 1. Location of the study sites and the areas in detail on the right side of the map: the Saint Peter and Saint Paul and Fernando de Noronha Archipelagos.

Sample collection

Tuna tissue samples were collected aboard fishing vessels using rod-and-reel gear in FNA and handline in SPSPA. Sampling occurred during dedicated scientific fishing cruises of about 8–10 days in FNA (two expeditions in 2018 and five in 2019) and 15 days in SPSPA (four expeditions from July 2018 to September 2019). Muscle samples were collected during fish evisceration at the end of each fishing day, at which the respective fish total length (cm) was recorded. The yellowfin tuna specimens captured ranged between 42 and 128 cm (FNA; $N = 31$), and 62–138 cm (SPSPA; $N =$

34). A total of 65 muscle tissues (~ 5 g) were removed from the anterior dorsal region of the fish using a scalpel, immersed in 5 ml cryovials and frozen at 18°C until laboratory analysis.

Stable isotopes analysis

The yellowfin tuna muscle tissue samples were washed with distilled water and oven-dried at 60°C for 48h (Garcia et al., 2007). After drying, the samples were grounded and stored in cryotubes. Stable isotope analyses for carbon and nitrogen were performed with a continuous flow mass spectrometer (Delta V+ with a conflo IV interface, Thermo Scientific, Bremen, Germany) linked to an elemental analyser (Flash EA 2000, Thermo Scientific, Milan, Italy), at the Ocean Spectrometry Center (Plouzané, France). The results were expressed in δ based on international standards (Pee Dee Belemnite for $\delta^{13}\text{C}$ and N² in the air for $\delta^{15}\text{N}$) (Peterson & Fry, 1987) following the formula:

$$\delta X (\text{\textperthousand}) = \left[\left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] \times 10^3$$

Where R is the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ or $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ or each isotope (X). The experimental precision, based on the standard deviation of repeated measurements from an internal laboratory standard (Thermo Acetanilide, Plouzané, France), was found to be <0.11‰ for $\delta^{15}\text{N}$ and <0.04‰ for $\delta^{13}\text{C}$. Since the C/N of all individuals ranged between 3.2 and 3.4 it was not necessary to perform lipid extraction procedures, which help reduce bias in isotopic results when lipid contents are high (C/N > 4) or when comparing species with varying lipid contents (Post, 2002). The trophic enrichment factors were set to 1.0 for $\delta^{13}\text{C}$ (standard deviation = 1.0) and 2.6 for $\delta^{15}\text{N}$ (standard deviation = 1.5), as per the values found in Liang Guo et al. (2016) and Olson and Watters (2003) respectively.

Yellowfin tuna potential prey

In general, yellowfin tuna presents a diet with a great diversity of food items. Martins et al., (2021) analysed yellowfin tuna stomachs collected in FNA and reported a primary prey relative a teleost fishes, especially members of Diodontidae and Exocoetidae family, while microcrustaceans and cephalopods were the second types of sources in the diet. Vaske Jr et al. (2004) and Albuquerque et al. (2019) analysed samples from SPSPA and observed that yellowfin tuna fed mostly on *C. cyanopterus* and other fish from the Exocoetidae family. Based on these previous dietary studies, we selected potential prey items consumed by yellowfin tuna in the two study areas. Isotopic data for these prey sources were obtained from published studies conducted in the same areas. The choice of prey was also based on the availability of isotopic data. We chose sources specific to the species diet whose isotopic signatures were available. Cephalopods, zooplankton and fish larvae were collected in FN (Eduardo et al., In Prep.), and flying fish collections are from SPSPA (Albuquerque et al., In Prep.). Yellowfin tuna are predator and do not feed zooplankton directly for example, but on the other members that make up the base of the resource chain supporting marine productivity. For more information on field and laboratory procedures see database and literature (Albuquerque et al, 2019, Martins et al (2021), Eduardo et al, In prep).

Potential prey sources were chosen based on information from dietary studies. Cephalopods, fish larvae and zooplankton samples were collected in FNA (Eduardo et al., In Prep.), and flying fish samples were obtained from SPSPA (Albuquerque et al., In Prep.). Yellowfin tuna are predators and do not feed directly on zooplankton, but rather on the other lower-order consumers that make up the base of the resource chain supporting marine productivity. For more information on the field and

laboratory procedures of potential prey source sampling please refer to Albuquerque et al (2019), Martins et al (2021), and Eduardo et al (in prep).

Statistical approach

All analyses were performed in R (version 4.2.0). The Bayesian approach requires a complete mixing between dietary sources, and predictions of diet contribution are known to decrease proportionally to the number of sources included (Parnell et al., 2010; Phillips et al., 2014). To assess the suitability of including all prey sources (i.e. cephalopods, flying fish, fish larvae and zooplankton) in the modelling, we used the isoscape bivariate diagram of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ for the yellowfin tuna and each source group (Layman et al., 2012). This approach confirmed that all sources were suitable to investigate yellowfin tuna diet at these regions, due to the placement of all samples (from both FNA and SPSPA) within the isospace created between the mean and standard deviations from all source groups (Figure 2). To compare the tuna diets between the two insular areas without bias, we standardised the fish size to include only the individuals ranging between 60 and 120 cm total length (TL), i.e. the size interval sampled at both areas (Fig. 5). Bayesian stable isotope mixing models were used to assess the proportional contributions of prey sources to the yellowfin tuna diet in the two different study areas using the MixSIAR R package. Models were run independently for FNA and SPSPA to avoid potential artifacts in the calculated values by pooling together fish caught at different sites. The final models were run using a three million chain length and included fish identification as a categorical random variable and size (total length) as a continuous fixed effect. Gelman-Rubin diagnostics were used to inspect for model convergences and confirmed the good model fit for both study areas. To determine whether the prey sources contributed similarly to the diet of the species within the two studied areas, we used a paired two-sample t-test to the Bayesian mixing model outputs between the archipelagos of FNA and SPSPA. The contributions of each prey source to the diets of yellowfin tuna in each region in relation to fish size was assessed with a Generalised Additive Mixed Model (GAMM) using the mgcv R package. These models included the variables TL as fixed terms and as random effects, and were fit using a gaussian family of errors distribution. Additionally, the level of similarity among the yellowfin tuna diets between the two areas was assessed by calculating the mean Bayesian overlaps at the 50% and 95% levels.

3. Results

Sixty-five yellowfin tuna individuals and four different prey types (Zooplankton, Cephalopods, Flying fish and Fish larvae) were considered in this study. Tuna predators were mostly juveniles and adults, ranging in total length from 62 to 138 cm (SPSPA) and 47 to 128 cm (FNA) (Table 1). To analyse the isotopic signatures between two different areas, fish smaller than 60 cm were excluded from FN and fish larger than 130 cm were excluded from SPSP, to compare individuals with the same size range. In general, yellowfin tuna of FNA showed the highest average of $\delta^{15}\text{N}$, and the $\delta^{13}\text{C}$ ratios were more enriched for SPSPA samples (Figure 2). To determine whether the isotopic signatures of the predators in the two areas are correlated, we calculated the overlap between the areas, and observed that the areas showed 80% overlap with a 95% and a 99% (Table 2).

There was a significant difference in the prey contributions to yellowfin tuna diet between the two areas (p -value <0.001). Modelled dietary contributions in FNA indicated a similar contribution (mean <30%; Table 3) for most prey sources, with zooplankton having slightly higher influence (mean = 33.5%; Table 3). At the SPSPA, the diet of pre-adult yellowfin tuna, while flying fish were the most prominent (50%) in the diet of the population sampled in the SPSPA (Figure 3). The GAMM pointed

out a change in the feeding pattern of yellowfin tuna near the adult stage ($L_{50} = 115$ cm), around 90 cm (TL) in both study areas. The diets of tunas <90 cm caught in FN, were influenced by cephalopods and zooplankton, and for individuals of SPSPA, in the same size range, cephalopods, zooplankton and fish larvae were most prominent. With ontogeny and individuals reaching pre adult stage, this trend decreased and the contribution of flying fish was higher in the diet of tunas from both study areas, specially in SPSPA (Figure 4).

Table 1. Mean stable isotope and standard deviation (SD) values (‰) for sampled individuals of yellowfin tuna by study area.

Study area	TL (cm)	$\delta^{13}\text{C}$			$\delta^{15}\text{N}$		
		n	Min.	Max.	Mean ± s.d.	Min.	Max.
SPSPA	62 - 138	3	-18.17	-16.38	-16.90 ± 0.50	9.28	11.39
		1					
FNA	47 - 128	3	-18.91	-16.44	-17.06 ± 0.34	8.62	11.79
		4					

Table 2. Associated overlap values between isotopic signatures and study areas calculated using alpha 50% and 95%.

Alpha (α)	Area	SPSP	A
		A	FNA
50%	SPSPA	-	36.73 %
	FNA	37.86 %	-
95%	SPSPA	-	83.43 %
	FNA	80.25 %	-

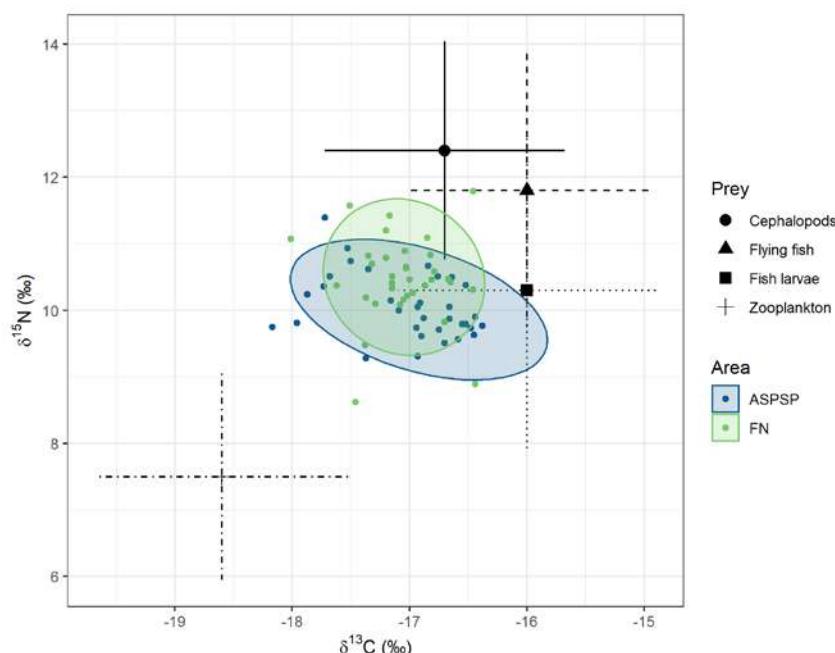


Figure 2. Isoscape biplots of prey sources (Zooplankton, Cephalopods, Flying fish and Fish larvae) and 65 yellowfin tuna (blue points = ASPSP, green points = FNA) tracer data.

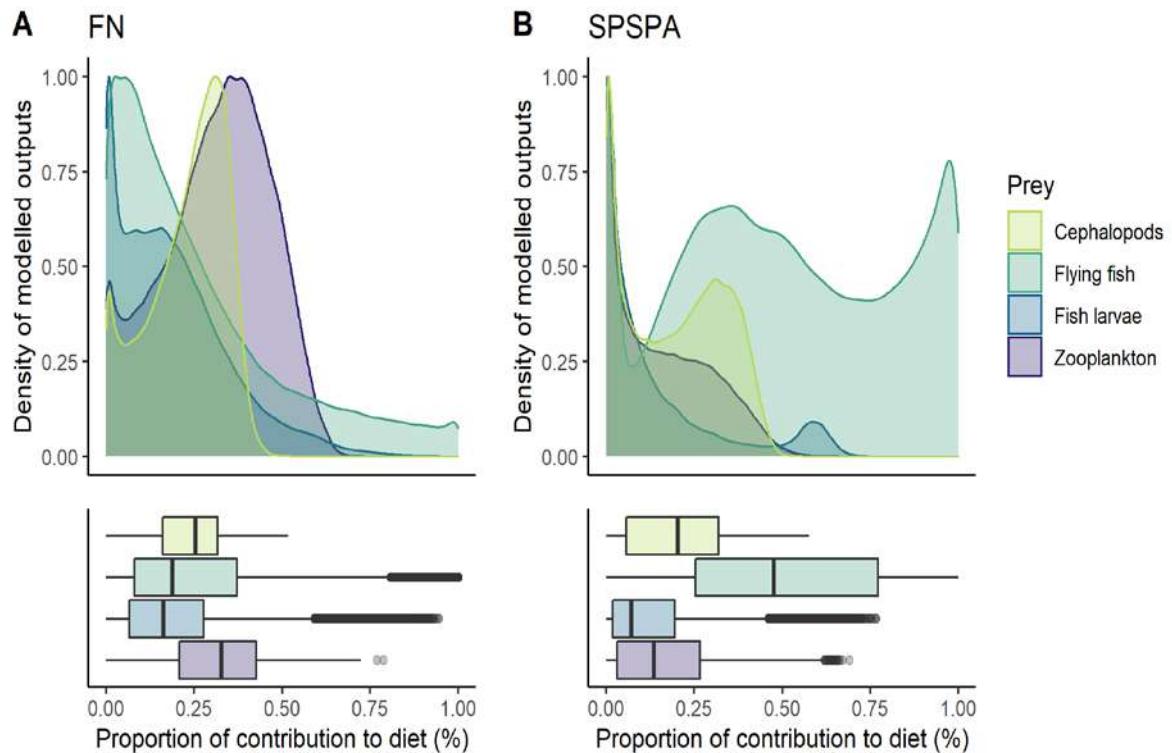


Figure 3. Density distributions of modelled diet contributions from four prey types on the diet of yellowfin tuna in (A) Fernando de Noronha and (B) Saint Peter and Saint Paul archipelago.

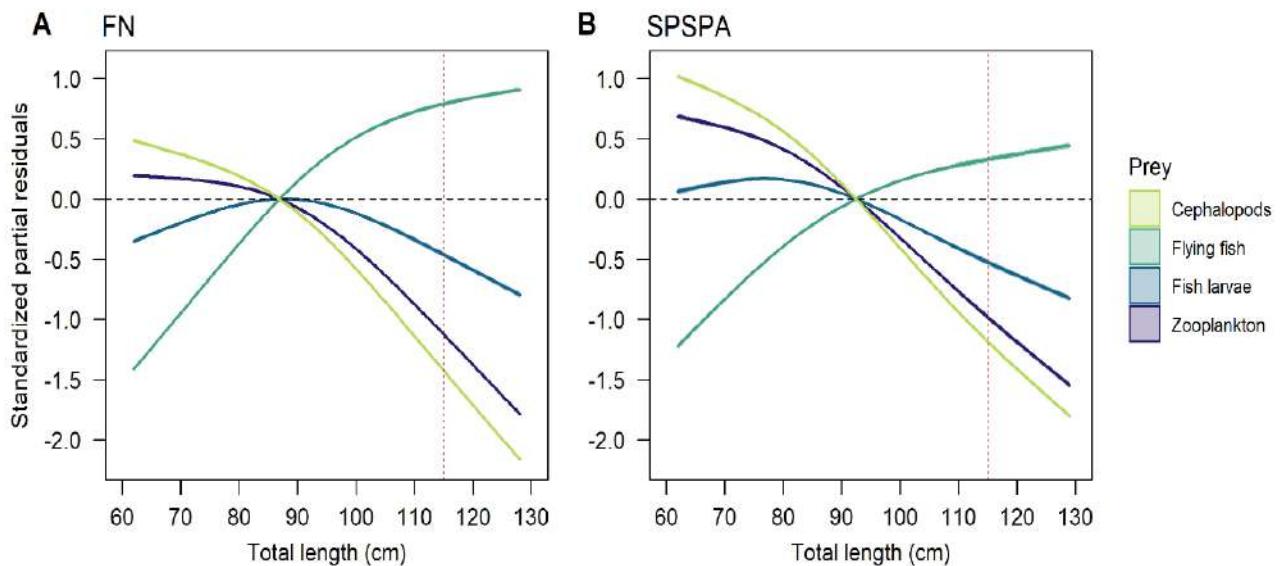


Figure 4. Generalized Additive Mixed Model of four prey source contributions to pre-adult yellowfin tuna diet in relation to total length. Shaded areas and horizontal lines represent the 95% confidence intervals and null effects, respectively. The dotted red line marks the size of first maturity of the predator, $L_{50}=115$ cm.

Table 3. Stable isotope values for prey sources sampled in Fernando de Noronha and Saint Peter and Saint Paul Archipelago, including mean and standard deviation (sd) values for the two isotopes analysed. The mean (sd) percentages of modelled diet contribution per source are also included, with the main contributors highlighted in bold.

Prey source	$\delta^{13}\text{C}$			$\delta^{15}\text{N}$			Modelled contribution to diet			
	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$		SPSPA		FNA			
	n	Mean	sd	Mean contrib	Sd. contrib	Mean contrib	Sd. contrib	Mean contrib	Sd. contrib	
Cephalopods	34	-17.7	0.20	9.8	0.66	19.1	14.2	26.4	11.5	
Fish larvae	4	-17.0	0.45	7.7	1.84	14.4	17.9	18.1	15.3	
Flying fish	15	-17.0	0.27	9.2	1.40	51.2	31.6	21.9	23.3	
Zooplankton	13	-19.6	0.40	4.9	0.40	15.3	13.6	33.5	15.6	

4. Final considerations

We applied stable isotopes to study aspects of yellowfin tuna foraging behaviour and habitat use in Western Atlantic Ocean. Stable isotope analysis can provide retrospective information on the movement patterns and foraging ecology. Animal's isotopic composition can be used as a natural 'tag' to track their movements through isotopically distinct habitats (Graham e al., 2010). Our results showed that FNA presented the highest average of $\delta^{15}\text{N}$, and the $\delta^{13}\text{C}$ ratios were more enriched for SPSPA samples. If an individual has a similar isotopic value as the local isotopic baseline, then the predator is a resident, whereas if the individual and baseline isotopic values are distinctly different, the predator is an immigrant from another, isotopically distinct region (Graham e al., 2010). This pattern could be related to diet as flying fish had a greater importance for yellowfin tuna in SPSPA and zooplankton in the FNA. To reflect gradients in baseline isotope composition, mobile predators should have a degree of residency that is similar to or greater than the isotopic incorporation rates of their tissues (Coletto et al., 2021). We emphasize that the results presented here, besides being preliminary, are being built into a more robust and complete discussion within the scope of a doctoral thesis. The full manuscript is expected to be submitted in February 2023. We hope that the results can contribute to the understanding of the migratory movements associated with the trophodynamics of the yellowfin tuna, providing ways for successful management of this tropical tuna.

Supplementary material

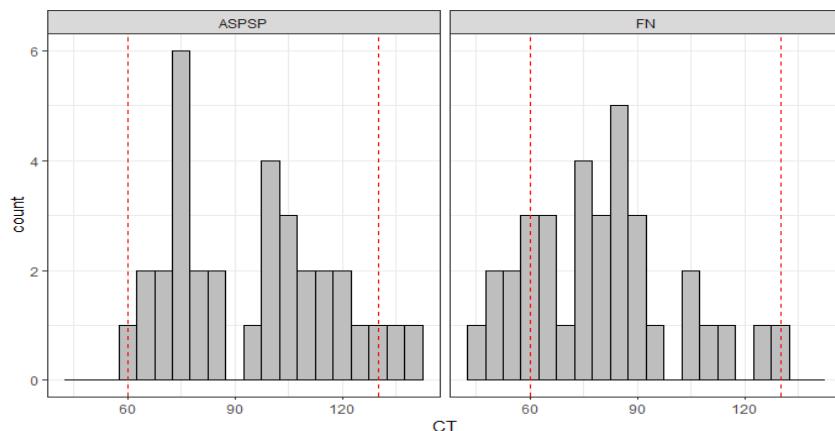


Figure 5. Standardised fish size to include only the individuals ranging between 60 and 120 cm total length (TL), the size interval sampled at both areas.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Atividade trófica

Atividade: Alimentação dos grandes pelágicos através da análise de isótopos estáveis de atuns e afins e suas presas

Pesquisadores envolvidos: Flávia Lucena-Frédu, Thierry Frédou, Anne Justino e Vitória dos Santos

1. Introdução

Este trabalho faz parte do esforço de pesquisa no âmbito do PROTUNA para avaliar a atividade trófica de atuns capturados ao largo da costa brasileira pela frota nacional que opera com espinhel. Desta forma, o objetivo principal deste trabalho foi de analisar a composição isotópica de grandes pelágicos, especificamente da albacora bandolim (*Thunnus obesus*) e da albacora laje (*Thunnus albacares*), investigando também a sobreposição de nicho isotópico utilizando como ferramenta a análise de isótopos estáveis.

2. Metodologia

Para a análise de isótopos estáveis foram retiradas amostras do tecido muscular das espécies *Thunnus obesus* (BET) e *Thunnus albacares* (YFT). Foram utilizados 30 indivíduos de *T. albacares* e 24 indivíduos de *T. obesus* capturados no âmbito do projeto PROTUNA, nas pescarias industriais que ocorrem na Zona Econômica Exclusiva (ZEE) do Nordeste do Brasil. Essas amostras foram analisadas em um espectrômetro de massa de fluxo contínuo (Delta V + com uma interface IV) acoplado a um analisador elementar (Flash EA 2000). Os resultados foram expressos em notação δ baseada em padrões internacionais (Pee Dee Belemnite para $\delta^{13}\text{C}$ e N2 no ar para $\delta^{15}\text{N}$) (Peterson e Fry, 1987), seguindo a fórmula: $X = [(\text{Ramostra} / \text{Rstandard}) - 1] \times 100$ (em ‰), onde X é ^{13}C ou ^{15}N e R a razão correspondente $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$. A precisão experimental, baseada no desvio padrão de medições repetidas de um padrão interno de laboratório (Thermo-Acetanilide), foi <0,11 ‰ para $\delta^{15}\text{N}$ e <0,04 ‰ para $\delta^{13}\text{C}$.

A composição isotópica das espécies foi investigada através de biplots a partir dos valores médios dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio, permitindo analisar e comparar a posição de cada espécie ao longo dos eixos isotópicos do diagrama (Layman et al., 2011). Foi realizado um teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$) para verificar se existiam diferenças significativas em relação ao $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as espécies.

A área de nicho isotópico foi caracterizada através de elipses bayesianas que representam parte do nicho ecológico e auxiliam na avaliação de diferenças entre as larguras isotópicas de nicho dos dois predadores (Jackson et al., 2011). A largura e a sobreposição do nicho isotópico foram avaliadas com base na área da elipse padrão (SEA) no espaço $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ que foi corrigida para amostras pequenas (SEAc). Esta correção proporciona uma comparação consistente do grau de sobreposição de nicho isotópico entre as espécies, contendo aproximadamente 40% dos dados isotópicos, representando a média da área central do nicho isotópico de cada espécie (Jackson et al., 2011). Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core Team, 2021), usando os pacotes SIAR ("Stable Isotope Analysis in R" (Parnell e Jackson, 2011) e SIBER ("Stable Isotope Bayesian Ellipses in R" (Jackson e Parnell, 2016).

3. Resultados

Os resultados obtidos através das análises dos isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ carbono e $\delta^{15}\text{N}$ nitrogênio) mostraram que as duas espécies de tunídeos, *Thunnus obesus* (BET) e *Thunnus albacares* (YFT), apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ significativamente diferentes ($p\text{-valor} < 0,05$). No entanto, em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$, não havia diferenças significativas ($p\text{-valor} > 0,05$). Além disso, as superfícies das elipses padrão corrigidas (SEAc 95%) foram similares (4,5 para *Thunnus obesus* e 5,0 para *Thunnus albacares*). Foi possível também observar uma sobreposição de nicho isotópico de 1,5 entre as duas espécies (Figura 1).

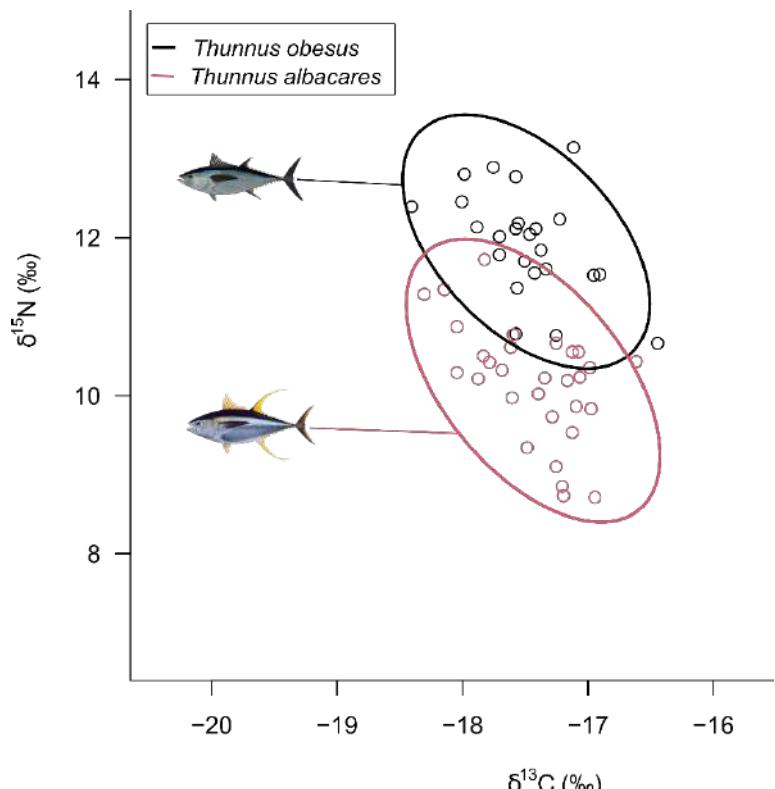


Figura 1. Nicho isotópico (SIBER) para as espécies *Thunnus obesus* (BET) e *Thunnus albacares* (YFT). As linhas representam as áreas das elipses com os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ para cada espécie.

4. Conclusões

A sobreposição de nicho isotópico entre os predadores mostra que estes podem ter dietas compostas por fontes alimentares semelhantes. Compreender como predadores de topo utilizam os recursos alimentares disponíveis é essencial para compreender a dinâmica ambiental, onde as mudanças podem ser causadas por diferentes fontes (clima, poluição, pesca). O conhecimento das interações tróficas dentro e entre os recursos pesqueiros é fundamental para avaliar o papel ecológico de regiões pesqueiras oceânicas. Estes espaços constituem locais de valor ambiental e econômico, especialmente nos oceanos oligotróficos, apoiando o desenvolvimento de políticas de gestão baseadas em abordagens ecossistêmicas. Além disso, aspectos trofodinâmicos são utilizados como dados de entrada em modelos de fluxos energéticos do ecossistema, tais como Ecopath e ECOSIM. Devido à

relevância econômica destes predadores e enquanto resultados preliminares, são necessários estudos complementares que considerem padrões ontogenéticos, informação isotópica das presas e a sazonalidade para melhor compreender as mudanças espaço-temporais nos hábitos alimentares e a dinâmica trófica.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Marcadores Naturais

Atividade: Análise da forma e composição microquímica de otólitos de atuns e afins

Pesquisadores envolvidos: Guelson Batista da Silva

1. Introdução

Pesquisas sobre questões relativas à conectividade entre diferentes localidades e a estrutura populacional de importantes recursos pesqueiros têm sido desenvolvidas com diferentes espécies com o intuito de gerar informações e novos conhecimentos capazes de contribuir para a conservação e uso sustentado das mesmas. Esses estudos têm como base a formação de zonas opacas e translúcidas no otólito devido à deposição diferenciada na proporção de compostos orgânicos-inorgânicos (Green et al., 2009). Desta forma, é possível, através das concentrações no otólito de alguns elementos como Estrôncio (St) e Bário (Ba), é possível inferir sobre processos relativos ao uso do habitat, migração e conectividade entre ambientes de características abióticas distintas (Wang, 2014; Campana et al., 2000).

A análise da composição microquímica de otólitos neste trabalho foi possível graças às parcerias com outros projetos, tais como o Programa de Amostragem de Pequenos Tunídeos (Small Tunas Year Programme – SMTYP) e o Programa de Marcação de Atuns no Atlântico Tropical (AOTTP), ambos financiados pela ICCAT.

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo geral avaliar as possíveis conectividades entre diferentes localidades e espécies de atuns e afins, gerando subsídios que possam contribuir para conservação e manejo das pescarias no âmbito da ICCAT.

2. Metodologia

Forma dos otólitos

Os otólitos foram primeiramente fotografados em microscópio estereoscópico (Fig. 3), para análises de forma (otolith shape) por meio de análise de Fourier. Esta foi realizada por meio do pacote momocs (Bonhome et al., 2014), aplicado no programa R (R Core Team, 2022), para a identificação dos principais descritores dos morfotipos dos otólitos, os quais foram organizados em uma PCA.

Microquímica de otólitos

Um total de 90 amostras de otólitos para estudos de microquímica foram coletadas, oriundas das parcerias do PROTUNA com os Programas AOTTP e SMTYP, ambos da ICCAT, as quais foram enviadas para análise no Laboratório Integrativo de Ecologia de Peixes da Universidade de Idaho, nos Estados Unidos. O procedimento para a preparação das amostras é similar à preparação para os estudos de idade e crescimento, nos quais os otólitos são emblocados com resina de poliéster para a obtenção de cortes transversais por meio de serra metalográfica, para em seguida serem fixados em lâminas histológicas (ver item do tema). O quantitativo de amostras por localidade e por espécie está apresentado na tabela 1.

Tabela 1. Número de amostras de otólitos enviadas para análise microquímica por espécie e localidade.

Espécie	Senegal	Brasil	Costa do Marfim	Ilhas Canárias
Albacora bandolim	10	11	-	-
Albacora laje	8	12	-	-
Bonito listrado	8	11	-	-
Cavala wahoo	-	10	10	10
Total	26	44	10	10

Por meio da técnica espectrometria de massa por ablação a laser “Laser Ablation - Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry (LA-ICP-MS)”, foram estimadas as concentrações de Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Estrôncio (St), Bário (Ba) e Chumbo (Pb), como forma de identificar a formação de distintos estoques pesqueiros e também o uso do habitat pelas diferentes espécies.

Os dados foram analisados por meio da plotagem de linhas de tendência das concentrações dos elementos traços a partir do núcleo até a borda e de estatística multivariada através de análise de componente principal (PCA) para verificar a variação entre as concentrações de elementos-traço entre as diferentes localidades. Todas as análises foram realizadas por meio do *software R* (R Core Team, 2022).

3. Resultados

Análise de forma dos otólitos (*Otolith shape*) de cavala wahoo

Foram analisados 60 otólitos de três pontos distintos de coleta no Oceano Atlântico (Brasil - 25; Costa do Marfim - 11; Ilhas Canárias - 24). A partir da análise de Fourier foram identificados os principais descritores dos morfotipos dos otólitos os quais foram organizados em uma PCA (Fig. 1), na qual é possível verificar que os otólitos de Brasil e Ilhas Canárias abrangem uma maior variedade de morfotipos em comum, enquanto a Costa do Marfim abrange uma quantidade menor de morfotipos, se diferenciando em parte das demais localidades.

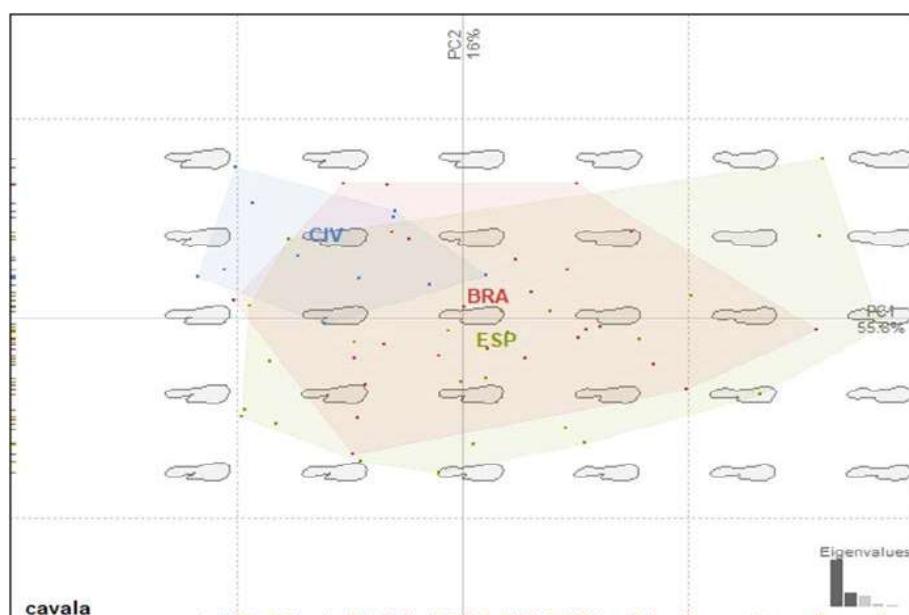


Figura 1. Análise de Componente Principal (PCA) dos principais morfotipos de otólitos de cavala wahoo coletados nas Ilhas Canárias (ESP), Brasil (BRA) e Costa do Marfim (CIV).

Microquímica de Otólitos

Cavala wahoo

As concentrações do elemento Manganês (Mn) apresentaram uma tendência de decréscimo do núcleo até a borda, enquanto as concentrações de Estrôncio (Sr) apresentaram uma tendência de decréscimo do núcleo até certo ponto, a partir do qual passou a apresentar acréscimo até a borda. Para os demais elementos (Magnésio-Mg; Bário-Ba e Chumbo-Pb), não é possível observar tendência entre os indivíduos de mesma localidade e entre localidades diferentes (Fig. 2).

Por meio da análise de componente principal foi possível observar que o elemento Estrôncio (Sr) é o principal responsável pela dimensão 2, enquanto os demais elementos (Magnésio-Mg; Manganês-Mn; Bário-Ba; e Chumbo-Pb) respondem pela dimensão 1. As maiores variações são observadas para os indivíduos coletados na Costa do Marfim, seguidos pelos indivíduos coletados nas Ilhas Canárias, enquanto os indivíduos coletados no Brasil ocupam uma posição mais central (Fig. 3).

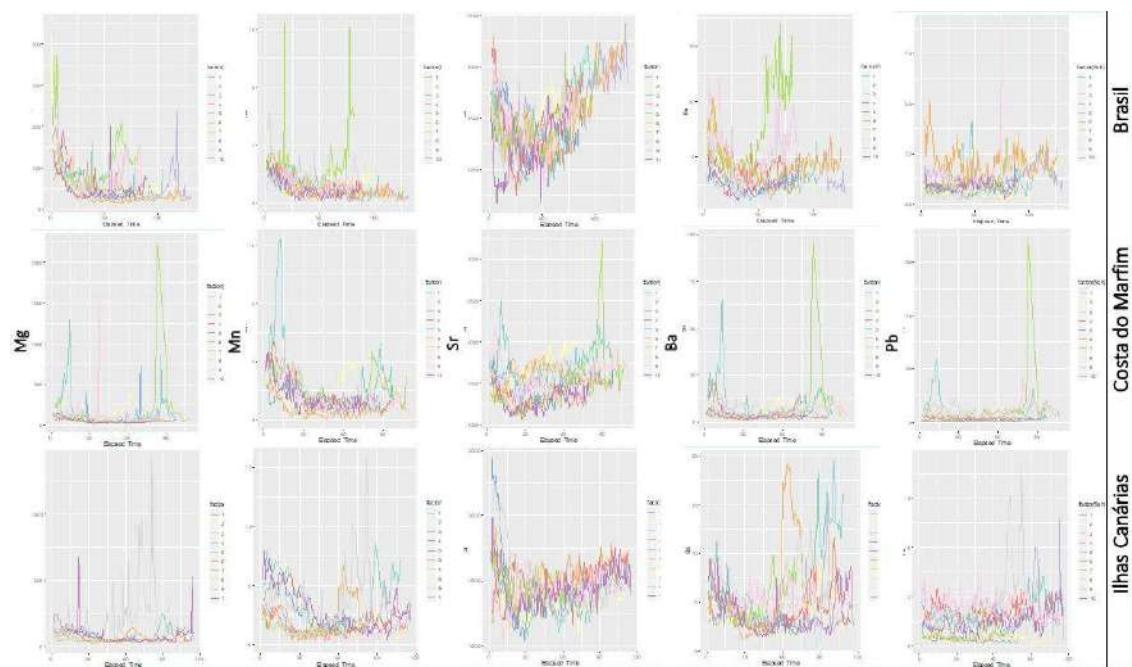


Figura 2. Gráficos de linhas de tendência das concentrações dos elementos traços em otólitos da Cavala wahoo coletados no Oceano Atlântico.

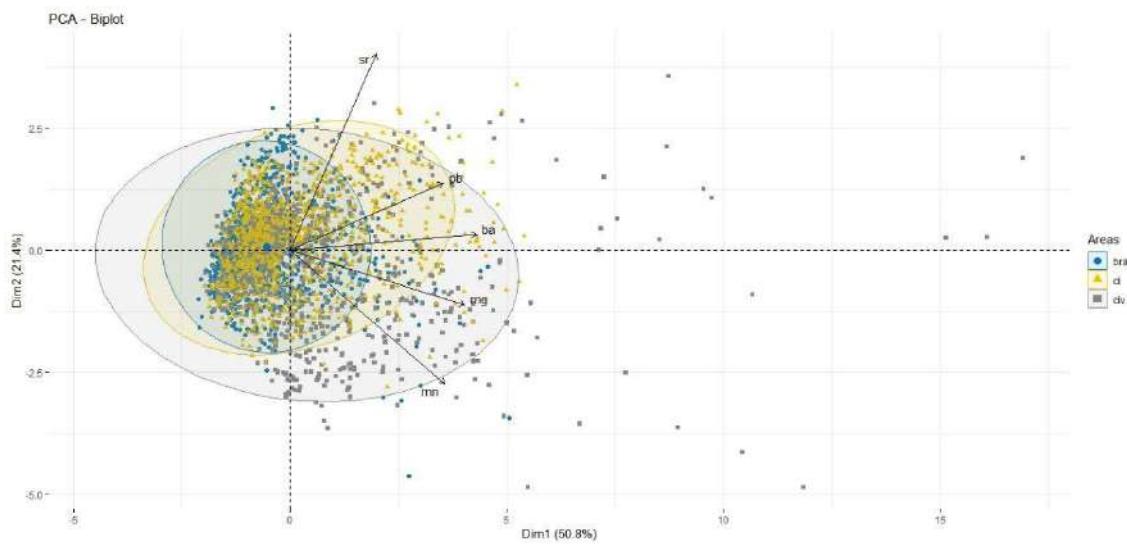


Figura 3. Análise de componente principal (PCA) das concentrações dos elementos traços em otólitos da Cavala wahoo coletados no Oceano Atlântico (bra - Brasil; ci - Ilhas Canárias; civ - Costa do Marfim).

Albacora bandolim

As concentrações de estrôncio (Sr) foram as únicas que apresentaram algum tipo de tendência, com os otólitos coletados no Senegal tendo uma maior concentração no núcleo, apresentando um decréscimo e em seguida subindo novamente. Nas amostras do Brasil, as concentrações foram menores no núcleo, apresentando um acréscimo até a borda. Para os demais elementos (Magnésio-Mg; Manganês-Mn; Bário-Ba e Chumbo-Pb), as concentrações variaram entre os indivíduos amostrados em ambas as localidades, com as maiores concentrações sendo observadas nas amostras coletadas no Senegal (Fig. 4). Por meio da análise de componente principal foi possível observar que o elemento Estrôncio (Sr) é o principal responsável pela dimensão 2, enquanto os demais elementos (Magnésio-Mg; Manganês-Mn; Bario-Ba; e Chumbo-Pb) respondem pela dimensão 1. As maiores variações foram observadas pelos indivíduos coletados no Brasil, enquanto os indivíduos coletados no Senegal estão mais pautados na dimensão 2 (Fig. 5).



Figura 4. Gráficos de linhas de tendência das concentrações dos elementos traços em otólitos da Albacora bandolim coletados no Oceano Atlântico.

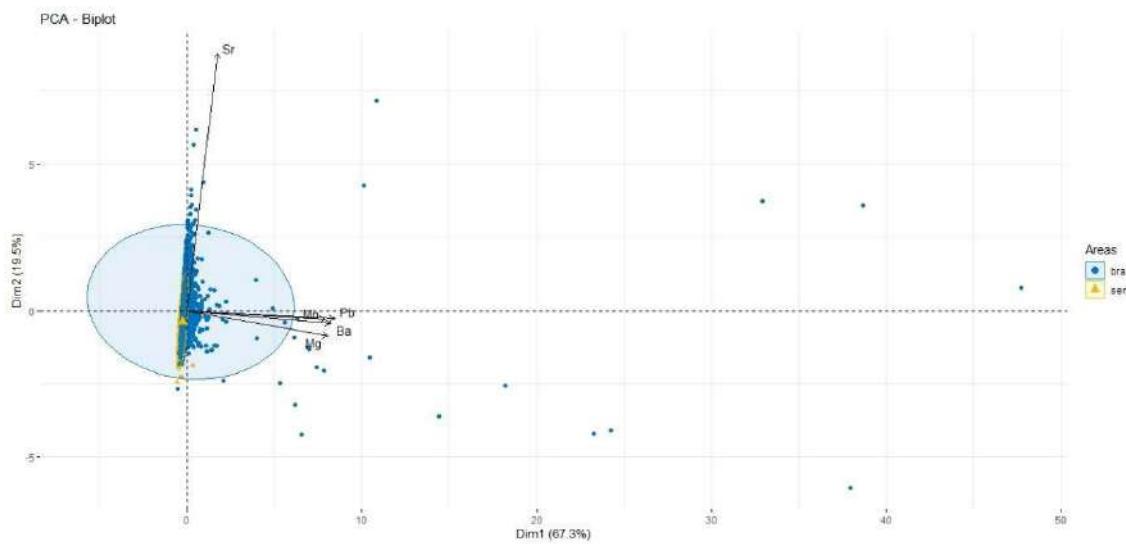


Figura 5. Análise de componente principal (PCA) das concentrações dos elementos traços em otólitos da Albacora bandolim coletados no Oceano Atlântico (bra - Brasil; sen - Senegal).

Albacora laje

As concentrações de estrôncio (Sr) foram as únicas que apresentaram algum tipo de tendência, na qual os otólitos coletados em ambas as localidades apresentaram tendência de acréscimo e estabilização a partir do núcleo até a borda. Para os demais elementos (Magnésio-Mg; Manganês-Mn; Bário-Ba e Chumbo-Pb), as concentrações variaram entre os indivíduos amostrados em ambas as localidades com valores similares (Fig. 6).

Por meio da análise de componente principal foi possível observar que os elementos Estrôncio (Sr) e Bário (Ba) foram os principais responsáveis pela dimensão 2, enquanto os demais elementos (Magnésio-Mg; Manganês-Mn e Chumbo-Pb) responderam pela dimensão 1. Os indivíduos coletados no Brasil são mais pautados pelo Estrôncio e Bário, enquanto os indivíduos coletados no Senegal estão mais pautados pelo Magnésio, Manganês e Chumbo (Fig. 7).

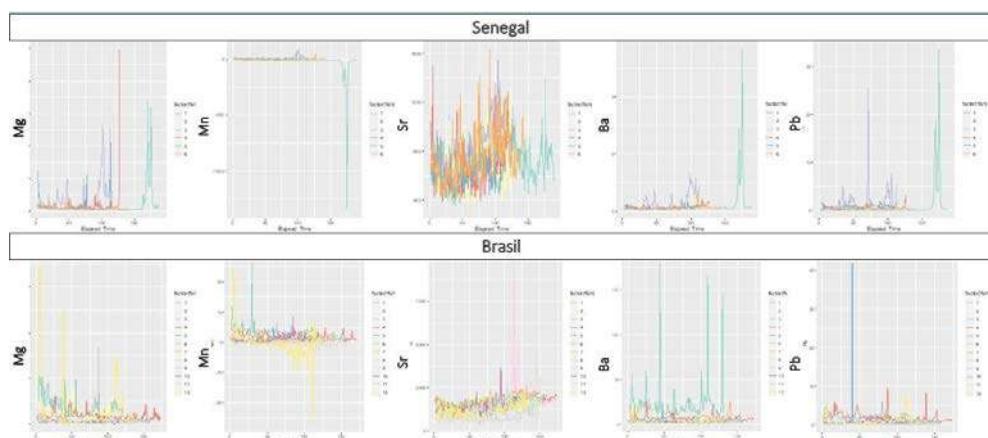


Figura 6. Gráficos de linhas de tendência das concentrações dos elementos traços em otólitos da Albacora laje coletados no Oceano Atlântico.

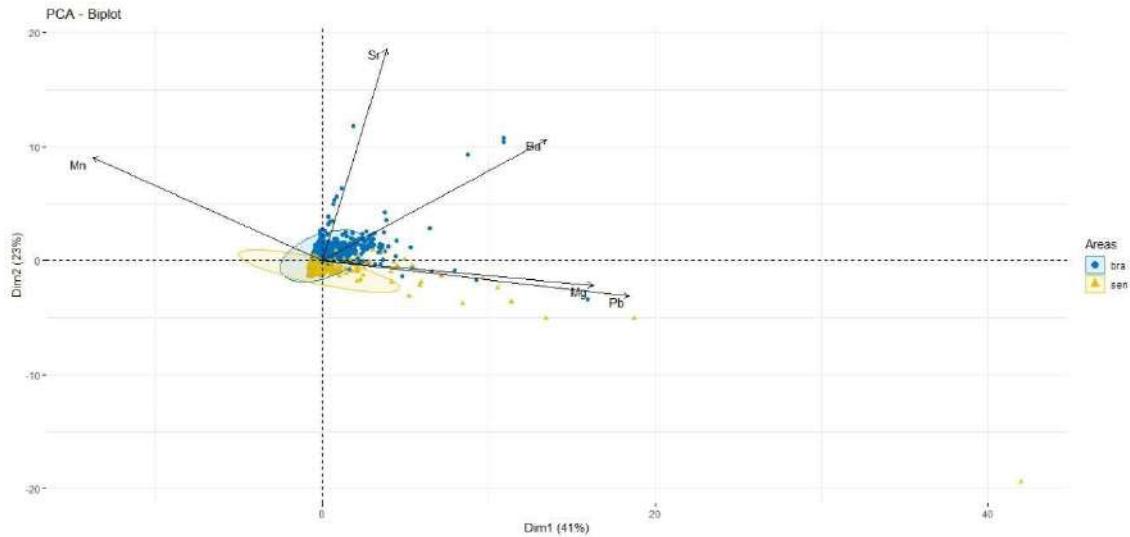


Figura 7. Análise de componente principal (PCA) das concentrações dos elementos traços em otólitos da Albacora laje coletados no Oceano Atlântico (bra - Brasil; sen - Senegal).

Bonito listrado

Tanto os indivíduos coletados no Senegal, quanto os indivíduos coletados no Brasil apresentaram tendência de acréscimo nas concentrações de Estrôncio (Sr) do núcleo até a borda, enquanto que para os demais elementos (Magnésio-Mg; Manganês-Mn; Bário-Ba e Chumbo-Pb), as concentrações variaram entre os indivíduos amostrados em ambas as localidades com alguns indivíduos apresentando valores bem maiores que os demais para Magnésio, Bário e Chumbo (Fig. 8). Por meio da análise de componente principal foi possível observar que o elemento Estrôncio (Sr) foi o principal responsável pela dimensão 2, enquanto os demais elementos (Magnésio-Mg; Manganês-Mn; Bário-Ba e Chumbo-Pb) responderam pela dimensão 1. Os indivíduos coletados no Brasil são mais pautados pelo Magnésio, Manganês, Bário e Chumbo, enquanto os indivíduos coletados no Senegal estão mais pautados pelo Estrôncio e Chumbo (Fig. 9).

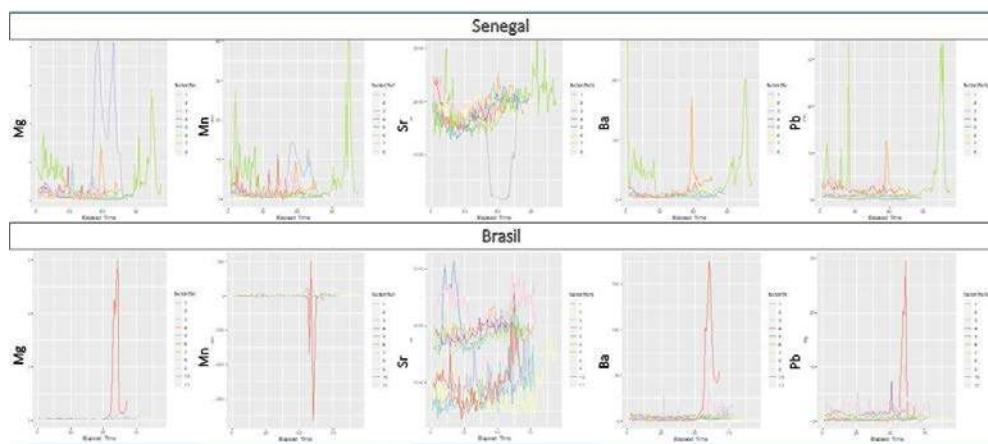


Figura 8. Gráficos de linhas de tendência das concentrações dos elementos traços em otólitos do Bonito listrado coletados no Oceano Atlântico.

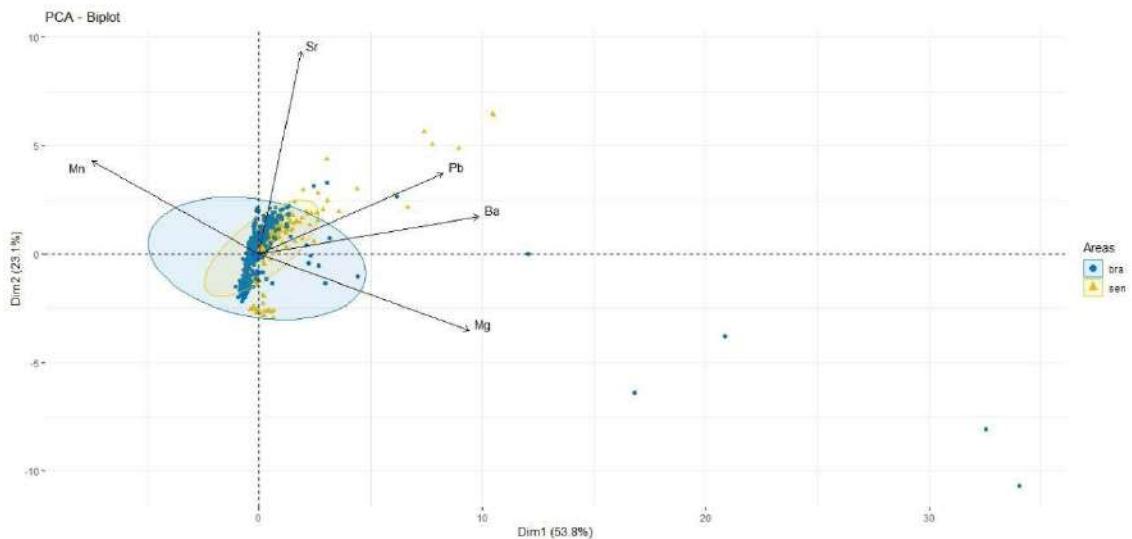


Figura 9. Análise de componente principal (PCA) das concentrações dos elementos traços em otólitos do Bonito listrado coletados no Oceano Atlântico (bra - Brasil; sen - Senegal).

4. Conclusões

Em relação à forma dos otólitos e à microquímica, ainda serão realizadas análises mais refinadas para posterior publicação em periódicos internacionais, de modo que os mesmos possam ser utilizados no processo de diferenciação dos estoques, bem como de suas interações com os fatores abióticos.

Entretanto, para o estudo da forma de otólitos da cavala wahoo, já foi possível perceber que existe uma diferenciação entre as diferentes localidades amostradas. Os próximos passos serão a ampliação do número amostral para a produção de resultados mais robustos e a aplicação dessa metodologia para as demais espécies amostradas ao longo do Protuna.

Quanto à análise de microquímica dos otólitos, já foi possível observar, mesmo através de resultados preliminares, que de fato existem elementos químicos que apresentam padrões específicos de concentração do núcleo até a borda, tais como o estrôncio (Sr) e que também existe uma diferenciação nessas concentrações entre as espécies e as localidades estudadas. Posteriormente, ainda serão realizadas análises mais refinadas para posterior publicação em periódicos internacionais, de modo que os mesmos possam ser utilizados no processo de diferenciação dos estoques, bem como de suas interações com os fatores abióticos.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Relações tróficas

Atividade: Composição da dieta do bonito listrado (*Katsuwonus pelamis* - SKJ) capturado no Atlântico Oeste Equatorial através da análise do conteúdo estomacal.

Pesquisadores envolvidos: Karla Martins, Teodoro Vaske Júnior, Paulo Travassos

1. Introdução

O bonito listrado (*Katsuwonus pelamis* - SKJ) é membro da família Scombridae, sendo a única espécie do gênero Katsuwonus. Apresenta ampla distribuição em águas tropicais e subtropicais, além de relevância social e econômica, contribuindo na segurança alimentar mundial (FAO, 2022; Schimidt et al., 2019). As capturas brasileiras foram em média de 23.046 t/ano de 2011 a 2020 (ICCAT, 2022). No Brasil, a espécie apresenta distribuição sazonal na porção sudoeste do Atlântico, com movimentos tróficos no verão no sentido norte-sul (Matsura e Andrade, 2000). Deslocamentos de oeste-leste entre a plataforma continental da região sul e áreas oceânicas, e migrações partindo da região equatorial até a costa do Rio de Janeiro, também foram observados através de experimentos de marcação (Colleto et al., 2021).

Como um meso-predador voraz, é conhecido por uma dieta composta de pequenos peixes pelágicos e organismos invertebrados em todos os oceanos (Olson and Galván-Magaña, 2016). Investigar as preferências alimentares e a dinâmica trófica de predadores marinhos é fundamental para compreensão mais ampla do papel das espécies em meio ao ecossistema vasto e diverso. Estudos de ecologia trófica são instrumentos poderosos para os cientistas desenvolverem e testarem novas hipóteses ecológicas e gerir os recursos marinhos baseados em abordagens ecossistêmicas (Fuller et al., 2021). O objetivo desta pesquisa foi descrever em termos gerais, a composição da dieta do bonito listrado (peso, número e frequência de ocorrência de categorias de presas) capturado no Atlântico Oeste Equatorial através da análise do conteúdo estomacal.

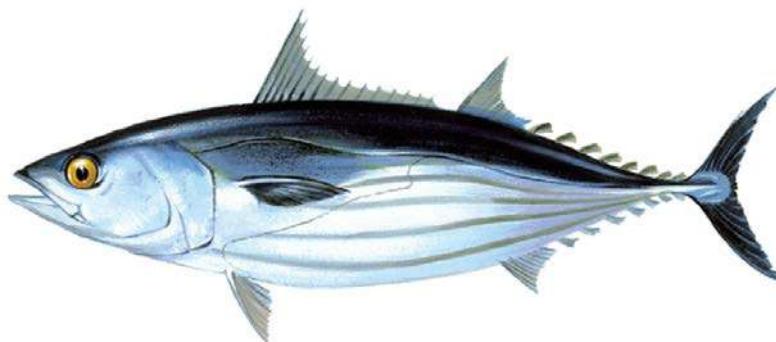


Figura 1. Desenho de um bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*). Fonte: Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação, Espanha. (Anon, 1985).

2. Metodologia

As coletas das amostras para o presente estudo foram realizadas pelos observadores científicos do Protuna, com registros de informações de comprimento total e furcal, data e geolocalização das capturas (latitude e longitude). As amostras dos estômagos foram retiradas durante a evisceração do pescado a bordo, armazenadas em sacos plásticos e congeladas na urna de armazenamento a bordo até o desembarque. Em laboratório, os estômagos foram descongelados e os itens alimentares foram separados em grandes grupos (teleósteos, moluscos, crustáceos e outros). Registraram-se os pesos das presas com balança de precisão da ordem de 0,01 g. Com o auxílio de uma lupa, os diferentes

itens alimentares de cada grupo foram contados, pesados (peso úmido em g) e armazenados em frascos com álcool 70% (Vaske Jr. e Castello, 1998) para identificação até o menor nível taxonômico possível. Também foram incluídos na identificação, partes duras resistentes à digestão (otólitos de peixe e bicos de cefalópodes sem tecido fresco aderido).

Para determinar a contribuição de cada presa na composição da dieta das espécies, empregou-se três métricas relativas de quantidade de presas (Hyslop, 1980):

- ✓ *Abundância numérica (%N)* - Razão do nº total de uma presa (Nn) pelo nº total de presas (Np): $\%N = Nn/Np \times 100$
- ✓ *Porcentagem de peso (%W)* - Peso de uma presa (Pp) com o peso total de todas as presas (Pt): $\%P = Pp/Pt \times 100$
- ✓ *Frequência de ocorrência (%FO)* - Nº de estômagos em que uma presa ocorre (n) pelo nº total de estômagos com presença de itens alimentares (N): $\%FO = n/N \times 100$

A combinação destas medidas ao Índice de Importância Relativa (IRI) de Pinkas et al. (1971) fornece uma descrição mais precisa da importância da dieta. O IRI apresenta certo destaque por proporcionar a ordenação de uma escala preferencial dos itens alimentares (alimentos essenciais, secundários e ocasionais) (Fonteles Filho, 2011). Assim, a importância dos itens encontrados foi verificada de acordo com a fórmula:

$$IRI = (\%N + \%P) \times \%F.O$$

Onde: IRI = Índice de Importância Relativa

$\%N$ = Porcentagem em número de presas

$\%P$ = Porcentagem em peso de presas

$\%F.O$ = Porcentagem em frequência de ocorrência de presas.

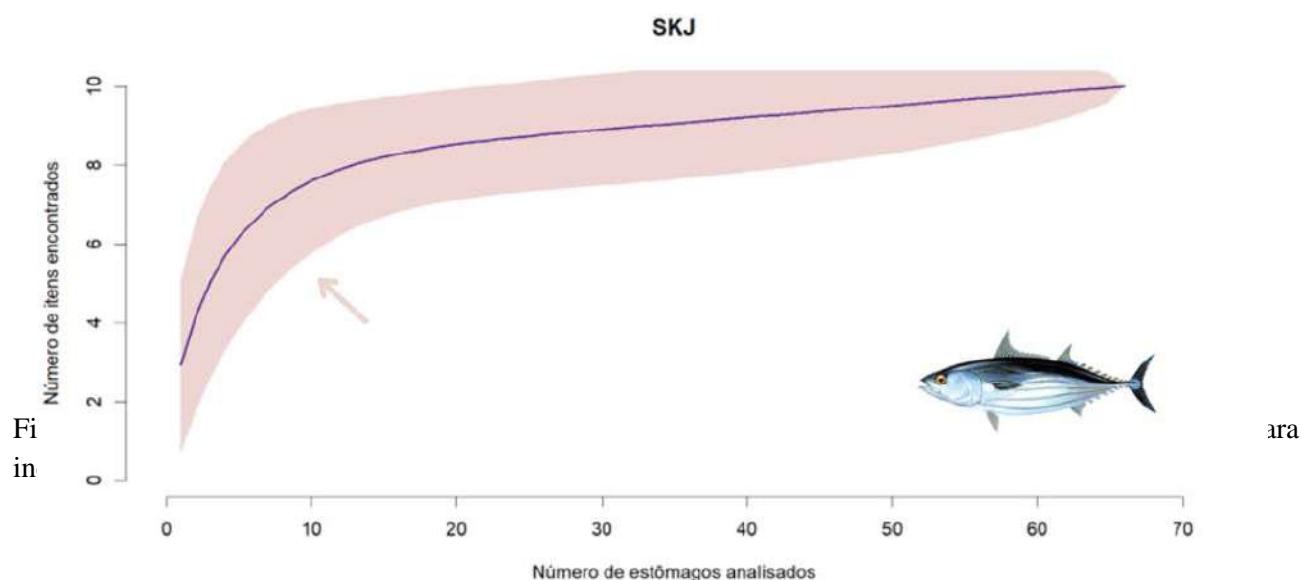
Ademais, em concordância com Cortés (1997) para auxiliar as comparações entre as categorias alimentares e as respectivas dietas, o IRI foi expresso em base percentual (%IIR): $\%IRI = 100 \times IRI_i / \sum IRI_i$, onde o IRI_i representa o valor de IRI para cada categoria de presa *i*.

3. Resultados

Os estômagos de bonito listrado (SKJ) foram coletados nos períodos entre janeiro a novembro de 2019 e nos meses de janeiro, agosto e dezembro de 2020, durante cruzeiros de pesca na frota de cardume associado. Os comprimentos totais de bonito listrado variaram de 41.7 cm a 77 cm. Foram analisados 236 estômagos, dos quais 170 estavam vazios e 66 (27.96%) com conteúdo alimentar. Identificamos 10 tipos de presas classificadas entre peixes, moluscos e crustáceos (Tabela 1). De acordo com o ranking do IRI, o principal item alimentar do bonito listrado são os peixes, com destaque para a família Myctophidae (30.41% IRI). Crustáceos e moluscos constituíram presas secundárias na sua dieta (Tabela 1). Os cefalópodes foram basicamente representados por bicos da família Enoplateuthidae. O resultado da curva cumulativa das presas mostrou que a quantidade de presas identificadas e o número de estômagos com conteúdo analisado foram suficientes na estabilização da curva. Assim, a diversidade alimentar foi amostrada satisfatoriamente (Figura 2).

Tabela 1. Lista de itens alimentares do bonito listrado (SKJ) capturados no Atlântico Oeste Equatorial. %N - percentagem em número, %P - percentagem em peso, %FO - percentagem de frequência de ocorrência, %IRI – Índice de Importância Relativa.

Katsuwonus pelamis (SKJ)					
n = 236 estômagos					
170 vazios e 66 com conteúdo					
Grupos	Presas	%N	%P	%FO	%IRI
Teleostei	Teleosteos (não identificados)	24.03	29.64	46.88	21.53
	Clupeidae	0.65	0.15	10.94	7.95
	Exocoetidae	5.84	25.96	14.06	6.71
	<i>Hirundichthys affinis</i>	0.65	16.80	1.56	9.95
	Hemiramphidae	0.65	0.05	1.56	0.59
	Myctophidae	33.77	26.71	25.00	30.41
Crustacea	Amphipoda	9.74	0.41	4.69	8.58
	Crustáceos (não identificados)	9.09	0.11	10.94	7.95
Mollusca	<i>Cavolinia briverosteres</i>	9.09	0.13	10.94	7.95
	Enoplateuthidae	6.49	0.05	9.38	5.67



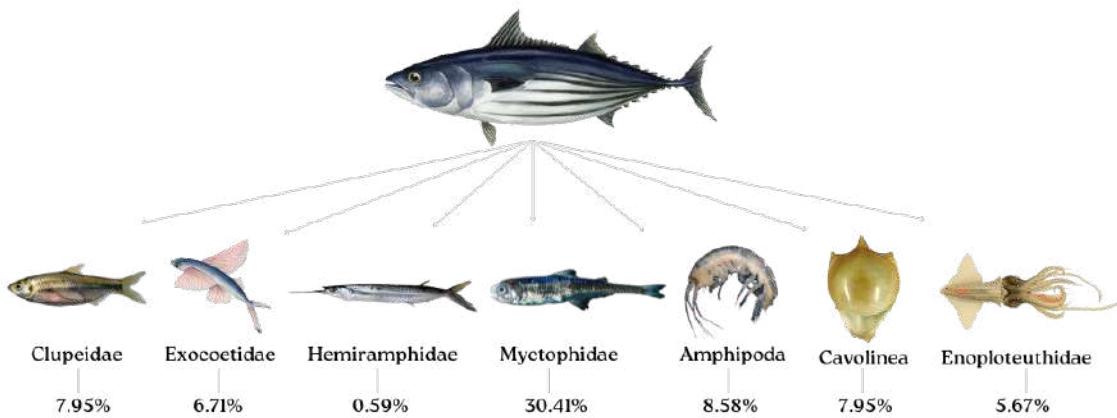


Figura 3. Ilustração esquemática de alguns dos principais itens alimentares componentes da dieta do bonito listrado (SKJ) capturados no Atlântico Oeste Equatorial. Os valores de porcentagem apresentados, referem-se ao Índice de Importância Relativa (%IRI).

4. Discussão

Nossos resultados mostram que diferentes grupos taxonômicos compõem a dieta do bonito listrado capturado no Atlântico Oeste Equatorial: primariamente os peixes, moluscos e crustáceos secundariamente. Estes dados corroboram com estudos de dieta anteriores realizados nos Oceanos Atlântico e Pacífico. Por exemplo, as dietas de bonito listrado eram dominadas por peixes e crustáceos no Oceano Atlântico, por peixes em regiões do Norte do Atlântico, mas consiste igualmente em cefalópodes e peixes no Pacífico Norte oriental (Batts, 1972; Olson et al., 2016). A família Myctophidae, representante do sistema trófico mesopelágico, foi o grupo de itens alimentares mais expressivo dentre os teleósteis. Peixes myctophídeos sugerem um importante link trófico entre indivíduos de bonito listrado e organismos de profundidade, comportamento também identificado por Colleto et al. (2021) na região sudoeste do Atlântico. A distribuição do bonito listrado por profundidade é mais superficial durante a noite (Olson et al., 2016). Os peixes lanterna realizam migrações verticais diárias, estando na camada epipelágica no período noturno (Catul et al., 2011). Esta pode ser a razão da grande ocorrência de myctophídeos na dieta do bonito listrado. A grande quantidade de estômagos vazios pode estar associada a fatores como horário em que o peixe foi capturado durante atividade pesqueira, além da elevada taxa metabólica que os atuns em geral apresentam.

5. Comentários finais

A compreensão das ligações tróficas e do fluxo energético nos ecossistemas explorados é indispensável para a gestão pesqueira. Deste modo, os resultados aqui apresentados configuram dados preliminares, que serão em breve, incorporados a dados isotópicos do bonito na mesma área de estudo, para análises tróficas mais robustas. A estratégia é entender como predadores oportunistas como o bonito listrado atendem às suas necessidades energéticas e as interações tróficas com os demais componentes do sistema oceânico, em especial no Atlântico Oeste Equatorial.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Relações tróficas

Atividade: Feeding habits of the albacore (*Thunnus alalunga*) in the Southwestern Equatorial Atlantic Ocean

Pesquisadores envolvidos: Karla Martins, Teodoro Vaske Júnior, Paulo Travassos

1. Introduction

Albacore (*Thunnus alalunga*) are oceanic predators, pelagic and highly migratory species with diet that varies seasonally depending on location and time. Due to its highly migratory nature, it is captured by several nations, being thus exposed to a significant fishing pressure in different areas of the Atlantic Ocean (Silva *et al.*, 2013). In terms of fishing policies, albacore in northeastern Brazil can be included in tuna species showing a slight increase biomass due to the decreasing predation pressure caused mainly by decreasing biomass of sharks (Freire *et al.*, 2007). Some feeding studies of albacore in the Atlantic report basically on faunistic lists of preys where cephalopods Teuthida were the main prey items in south and southeastern Brazil (Gorni *et al.*, 2013),

The aim of this study is to improve the present knowledge on the feeding habitats of *albacore* in the Southwestern Equatorial Atlantic Ocean, providing data on the composition of the diet in number, weight, and frequency of occurrence of the prey items, prey-predator relationships, and feeding strategies in the Southwestern Equatorial Atlantic.

2. Material and methods

The data and samples examined in the present study were collected in northeast Brazil by researchers onboard, in commercial longline tuna boats from February 2019 to February 2020. The study area is located between 025°W and 041°W, and 06°N and 25°S (Fig. 1). All specimens were measured for fork length (FL), immediately after boarding. After measured, they were dissected for the collection of stomachs, and then they were frozen and stored in freezers, up to the time of landing. In the laboratory, the stomach content, considered as the material retained in a sieve of 1 mm mesh size, was collected, with the following information being recorded: identified item to the lowest taxonomic level, number and wet weight (g) of each prey. The stomach fullness was recorded according to an empirical five-point scale of estimated percentages of total fullness: empty, 25 % full, 50 % full, 75 % full, and full.

The importance of each food item in the diet was obtained by the Index of Relative Importance (IRI) (Pinkas *et al.* 1971), modified to weight in the pooled samples of the species, as follows: $IRI_i = \%FO_i \times (\%N_i \times \%W_i)$, where: $\%FO_i$ - relative frequency of occurrence of each food item; $\%N_i$ - proportion in prey number of each item in the total food; and $\%W_i$ - proportion in weight of each item in the total food. Fishes were identified according to Carvalho Fo. (1999), cephalopods according to Nesis (1982), Jereb & Roper (2010) and Vaske Jr. & Costa (2011), crustaceans (Brusca & Brusca, 2003), and hyperiids (Bowman & Gruner, 1973).



Figure 1. Sample area of *Thunnus alalunga* caught in the Atlantic Ocean.

3. Results

A total of 283 albacore stomach contents were examined, of which 130 males, 117 females, and 36 not evaluated. Fork length ranged from 99 to 125 cm (Fig. 2). Stomach fullness showed that 113 stomachs were empty (34.04%), the others with different degrees of fullness, and 35 were full of prey (10.54%) (Fig.3). A total of 35 taxons were identified, being 9 teleosteans, 14 cephalopods, 8 crustaceans and two gastropods (Table 1).

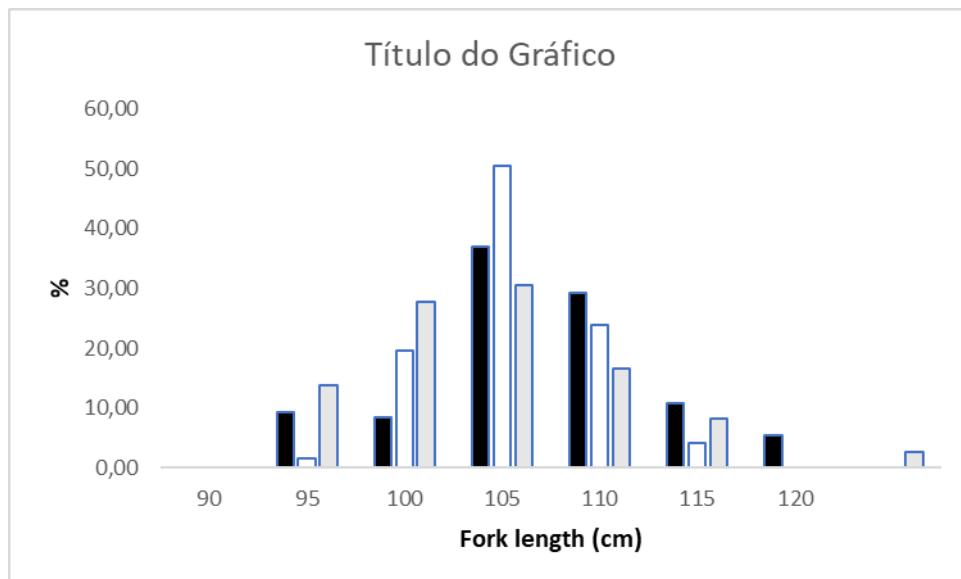


Figure 2. Length distribution of *Thunnus alalunga* in the Southwestern equatorial Atlantic Ocean, by sex. Black bar – Males; White bar – Females; Grey bar – Not Evaluated.

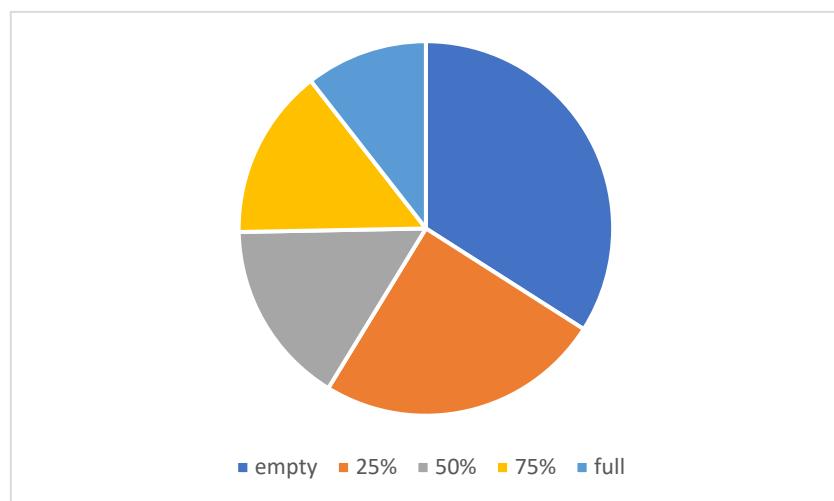


Figure 3. Stomach fullness of *Thunnus alalunga* in the Southwestern equatorial Atlantic Ocean.

Tabela 1. Percentages in number (Nr, weight (W), and frequency of occurrence (FO) of food items of *Thunnus alalunga* in Northeastern Brazil. IRI is the Index of Relative Importance ranging from the most important item (1), to tenth item (10). (N=total number; W=total weight)

Food Items	N	%N	W	%W	FO	%FO	IRI	ranking
<i>Alepisaurus ferox</i>	18	1,06	243	12,85	11	7,28	101,3	6
<i>Antigonia combatia</i>	76	4,47	44	2,33	13	8,61	58,5	8
<i>Brama brama</i>	2	0,12	13	0,69	1	0,66	0,5	
<i>Brama caribbea</i>	14	0,82	95	5,02	6	3,97	23,2	
<i>Chiasmodon niger</i>	2	0,12	3	0,16	1	0,66	0,2	
<i>Diaphus</i> sp.	3	0,18	3	0,16	1	0,66	0,2	
<i>Myctophidae</i>	105	6,17	17	0,90	10	6,62	46,8	9
<i>Paralepididae</i>	21	1,23	7	0,37	6	3,97	6,4	
<i>Teleostei</i>	251	14,76	623	32,95	45	29,80	1421,6	1
FISHES	492	28,92	1048	55,42	94	62,25		
<i>Ancistrocheirus lesueuri</i>	1	0,06	5	0,26	1	0,66	0,2	
<i>Abralia</i> sp.	5	0,29	3	0,16	2	1,32	0,6	
<i>Cephalopoda</i>	429	25,22	181	9,57	34	22,52	783,4	2
<i>Enoploteuthis anapsis</i>	39	2,29	210	11,11	12	7,95	106,5	5
<i>Histioteuthis corola</i>	6	0,35	44	2,33	5	3,31	8,9	
<i>Hyaloteuthis pelagica</i>	14	0,82	4	0,21	2	1,32	1,4	
<i>Japetella diaphana</i>	8	0,47	1	0,05	3	1,99	1,0	
<i>Ocythoe tuberculata</i>	4	0,24	3	0,16	2	1,32	0,5	
<i>Ommastrephes bartramii</i>	150	8,82	87	4,60	7	4,64	62,2	7
<i>Ommastrephidae</i>	327	19,22	101	5,34	18	11,92	292,8	3
<i>Onychoteuthis banksi</i>	7	0,41	36	1,90	5	3,31	7,7	
<i>Ornithoteuthis antillarum</i>	24	1,41	38	2,01	5	3,31	11,3	
<i>Sthenoteuthis pteropus</i>	1	0,06	1	0,05	1	0,66	0,1	
<i>Taonius pavo</i>	1	0,06	1	0,05	1	0,66	0,1	
CEPHALOPODS	1016	59,73	715	37,81	98	64,90		
<i>Brachyscelus crusculum</i>	2	0,12	1	0,05	2	1,32	0,2	
<i>Brachyura megalopae</i>	21	1,23	65	3,44	13	8,61	40,2	10
<i>Isopoda</i>	1	0,06	1	0,05	1	0,66	0,1	
<i>Nephropidae</i>	6	0,35	4	0,21	1	0,66	0,4	
<i>Phronima atlantica</i>	143	8,41	45	2,38	23	15,23	164,3	4
<i>Phrosina semilunata</i>	4	0,24	3	0,16	1	0,66	0,3	
<i>Stenopodidea</i>	1	0,06	1	0,05	1	0,66	0,1	
<i>Stomatopoda</i>	9	0,53	8	0,42	2	1,32	1,3	
CRUSTACEANS	187	10,99	128	6,77	44	29,14		
<i>Oxygyrus keraudrenii</i>	3	0,18	1	0,05	2	1,32	0,3	
<i>Cavolinia uncinata</i>	3	0,18	1	0,05	3	1,99	0,5	
GASTROPODA	6	0,35	2	0,11	5	3,31	1,5	
TOTAL	1701	100	1891	100				

The stabilization of the food items richness was obtained at 26 food items and 180 stomachs, meaning that the number of examined individuals was sufficiently sampled to obtain the feeding spectra of the main prey species (Fig. 4).

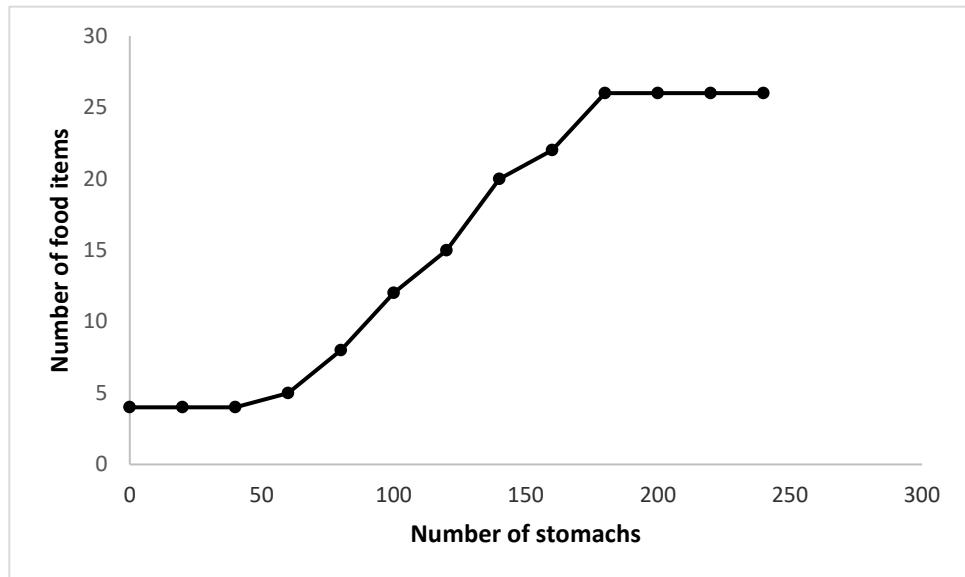


Figure 4. Number of stomachs analyzed in relation to number of food items found in the stomachs of *Thunnus alalunga* in the Southwestern equatorial Atlantic.

According to the IRI ranking, with the exception of unidentified Teleostei and Cephalopods, a remarkable presence of epipelagic fishes and squids were observed (Table 1). The cephalopods *Enoplateuthis anapsis* and *Ommastrephis bartramii* were the main cephalopod items. Among fishes, three mesopelagic fishes represented by the lancetfish *Alepisaurus ferox*, *Antigonia combatia*, and fishes of the family Myctophidae were the most representative prey. Also important were the pelagic crustaceans represented by different forms of Brachyuram megalopae and a remarkable presence of amphipods of the suborder Hyperiidea mainly represented by the species *Phronima atlantica*, *Phrosina semilunata* and *Brachyscelus crusculum*. Two kinds of pelagic gastropods were registered, the heteropod *Oxygirus keraudreni* and the pteropod *Cavolinia uncinata*. Most preys ranged between 1.0 and 50.0 cm in body length, most of them represented by juvenile fishes, cephalopods and crustaceans, with the exception for the hyperiids that were always adults between 2.0 and 5.0 cm total length.

4. Final considerations

The majority of individuals analyzed were adults, according to the size of first sexual maturity (85 cm) (Fishbase). The results showed that albacore feeds upon a variety of prey, mostly small sized epipelagic species of fish, cephalopods, crustaceans and gastropods. The feeding activity seems to be continuous, due to its high metabolism and reduced size of stomach, which would force them feed constantly, to restore the energy required to its migratory movements. This feeding activity implies in a strategy of foraging wide ocean areas to find scarce prey that are commonly distributed in isolate individuals in the water column. The occurrence of small crustaceans in the stomachs, is remarkable, probably because albacore have a small gill-rakers gap (ca. 2.5 mm) (Magnuson and Heitz 1971), and so, crustaceans are potential prey in spite of their small size, representing almost 30 % FO in the total diet.

Food items were represented by organisms found mainly around the thermocline (150-200m) occupied by migrant mesopelagic fishes like the families Bramidae, Myctophidae, Alepisauridae, and Paralepididae since near the thermocline to deep waters below 500 m, which means that albacore fed upon mainly mesopelagic fishes, cephalopods and crustaceans in the water column. Although the

hooks may reach 250 m depth in the longline used in the area, the captures in shallower depth strata (50 to 150 m) does not modify the preferencial albacore movements in the vertical dimension, *i.e.*, albacore also come to the layers upon the thermocline to feed on small crustaceans and fishes.

Time feeding is difficult to determine from passive gears like longline, due to the long time that the gear remains in the water, approximately 8-12 hs. Nevertheless, the presence of fresh food in the stomachs, may indicate that periodical time for albacore may occur along the day and night all the time. The relatively small sized stomach are not filled with great amount of food which imply in a feeding strategy to prey upon a wide, scattered distribution of prey distribution in the pelagic water column (Eduardo *et al.*, 2020). For experiments regarding size composition of stomach contents of bigeye tuna (*Thunnus obesus*), and yellowfin tuna (*T. albacares*) from longline scientific surveys in the French Polynesian, sizes of prey increased with increasing predator size (Ménard *et al.*, 2006). Although no lenght distribution of prey are available in this study, albacore must not follow this trend, once small (hyperiid) or large prey (fish, cephalopod) were found in all sizes regardless of the size of the predator.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Reprodução

Atividade: Biologia reprodutiva do bonito listrado (*Katsuwonus pelamis* Linnaeus, 1758) capturado no Atlântico Oeste Equatorial

Pesquisadores envolvidos: Paulo Travassos, Edson Bortoletto Garciov Filho, Maria Ester Ribeiro Simoni, Sidney Pereira Barbosa, Yasmim Leandra Dias da Silva, Mariana Rêgo, Maria Lúcia Góes de Araújo, Guelson Batista da Silva

1. Introdução

O *Katsuwonus pelamis*, bonito listrado, é uma espécie epipelágica e cosmopolita com ocorrência em todos os oceanos, comumente encontrado em grandes cardumes em águas costeiras profundas e oceânicas (Collete e Nauen, 1983; Carpenter 2002). É um recurso pesqueiro economicamente importante, sendo o terceiro peixe mais capturado no mundo, correspondendo a 3,2 milhões de toneladas (FAO, 2020).

Para o Oceano Atlântico, a Comissão Internacional para a Conservação do Atum do Atlântico (ICCAT) trabalha com a hipótese de dois estoques, um no Oeste e outro no Leste da bacia tropical atlântica (ICCAT, 2016).

No Brasil, é a espécie de tunídeo mais capturada, com produção anual de cerca de 20.000 t, o que corresponde a 40% da produção nacional de atuns e afins (MPA, 2012). Há importante pesca com vara e isca viva no Sul/Sudeste do país (da Silva et al., 2019) com frota baseada nos portos de Niterói-RJ, Itajaí-SC e Rio Grande-RS (Garbin & Castello, 2014; Soares et al., 2019). No Nordeste, a espécie é capturada pela pesca de cardume associado, uma nova modalidade que se desenvolveu a partir de 2010, embora com produção mais reduzida, de cerca de 3.000 t/ano (da Silva et al., 2019).

Os resultados da avaliação do estoque realizada pela ICCAT em 2022, mostraram que o bonito listrado do Atlântico Ocidental não está sofrendo sobrepesca e nem se encontra sobre pescado, com alta probabilidade (81%) de estar em condições saudáveis (ICCAT, 2022). Uma captura constante no limite do rendimento máximo sustentável (valor médio de 35.277 t) terá 70% de probabilidade de manter o estoque no quadrante verde do Kobe até 2028. Apesar dos níveis atuais de captura indicarem uma exploração sustentável do recurso a longo prazo (Cardoso et al., 2022), evidências recentes indicam que o estoque está sob alta pressão pesqueira, e ajustes populacionais como redução do tamanho de primeira maturação e maior participação de indivíduos imaturos nas capturas foram observados na pesca com vara e isca viva ao longo da costa da região sudeste-sul do Brasil (Soares et al., 2019). Entretanto, não há informações disponíveis sobre a porção da população capturada na pesca de cardume associado.

Para resolver problemas relacionados à prática da pesca e do manejo pesqueiro, é necessário ter informações sobre a biologia reprodutiva do recurso, pois para avaliar a resiliência de uma população à pesca é necessária uma avaliação do potencial reprodutivo da espécie, através do monitoramento das alterações dos parâmetros reprodutivos e da compreensão dos fatores que causam essas alterações (Trippel, 1999).

Os poucos estudos sobre a biologia reprodutiva do *K. pelamis* foram realizados na costa sul-sudeste brasileira (Jablonski et al, 1984; Vilela e Castello, 1993; Andrade & Santos, 2004; Soares et al, 2019), e não há estudos sobre a espécie ao longo da costa norte -nordeste brasileira, onde ocorre a pesca de cardume associado. Portanto, o objetivo desse trabalho foi estudar a biologia reprodutiva do bonito listrado capturado na pesca de cardume associado no Oceano Atlântico Ocidental Equatorial.

2. Metodologia

As amostras foram provenientes de indivíduos capturados no Atlântico Oeste Equatorial (AOE) durante o ano de 2017 e no período de janeiro de 2019 a dezembro de 2020. Os peixes foram obtidos diretamente das capturas efetuadas por embarcações da pesca de cardume associado baseadas em Areia Branca (RN), da pesca de atuns com linha de mão no arquipélago de São Pedro e São Paulo da frota baseada em Natal (RN) e da pesca artesanal e esportiva praticadas no arquipélago de Fernando de Noronha (Figura 1).

Após o desembarque e o acondicionamento em gelo, os exemplares foram transportados em caixas térmicas para o Laboratório de Ecologia Marinha (LEMAR), do Departamento de Pesca e Aquicultura da UFRPE, em Recife, onde foi realizada a biometria para obtenção do comprimento total (CT), do comprimento furcal (CF) e dos pesos total (PT) e eviscerado (PE). Os peixes tiveram o sexo identificado e as gônadas foram extraídas e pesadas (com precisão 0,01 gramas).

Para a identificação macroscópica dos estádios maturacionais de ambos os sexos se utilizou a metodologia adaptada e descrita por Brown-Peterson (2011). Para confirmação dos estádios maturacionais, gônadas de machos e fêmeas foram fixadas em solução formalina a 10% por 48h e conservadas em seguida em álcool 70%.

Para a análise microscópica, as gônadas foram clivadas e submetidas à imersão no álcool nas concentrações de 80%, 90%, e duas imersões em álcool 100% por 30 minutos, em cada concentração. Para diafanização, as amostras passaram 20 minutos no álcool 50% + xilol 50% e mais 20 minutos em dois banhos de Xilol, passando por imersão em parafina histológica na estufa a 60° C por 28 h. Os blocos de parafina foram cortados em micrótomo com 6 µm de espessura. As lâminas foram coradas com Hematoxilina-Eosina e visualizadas em microscópio para identificação dos estágios de maturação.

Para classificação dos estágios de maturação, foi utilizada a escala de Brown-Peterson et al. (2011), adaptada para a espécie para ambos os sexos, assim definidos: imaturo, em desenvolvimento, capaz de reproduzir (fêmeas), ativo, em regressão e em repouso.

A proporção sexual entre machos e fêmeas foi analisada por meio do teste Qui-quadrado (χ^2). O índice gonadossomático (IGS) foi estimado a partir da seguinte equação: $IGS = (PG/PT) \times 10^2$, onde: PG = peso da gônada (g), PT = peso total (g). Para se avaliar a normalidade dos dados, os valores de IGS, para ambos os sexos, foram analisados por meio do teste de Shapiro-Wilk. Em caso de não normalidade, a variação do IGS em relação aos meses do ano foi avaliada por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. A época de desova da espécie foi definida com base nas distribuições mensais dos estádios de maturação das gônadas identificados macro e microscopicamente e da variação da média mensal de IGS de fêmeas e machos. Os dados de temperatura da superfície do mar dos pontos de captura foram correlacionados com os estádios maturacionais para determinar a influência da temperatura na atividade reprodutiva da espécie.

O tamanho de primeira maturação (L_{50}), correspondente ao tamanho em que 50% dos indivíduos da população estão aptos a reproduzir, foi estimado através do método de regressão não-linear com os dados ajustados a um modelo logístico, utilizando-se o software R (R Core Team, 2021) por meio do pacote *sizeMat* (Torrejon-Magallanes, 2020).

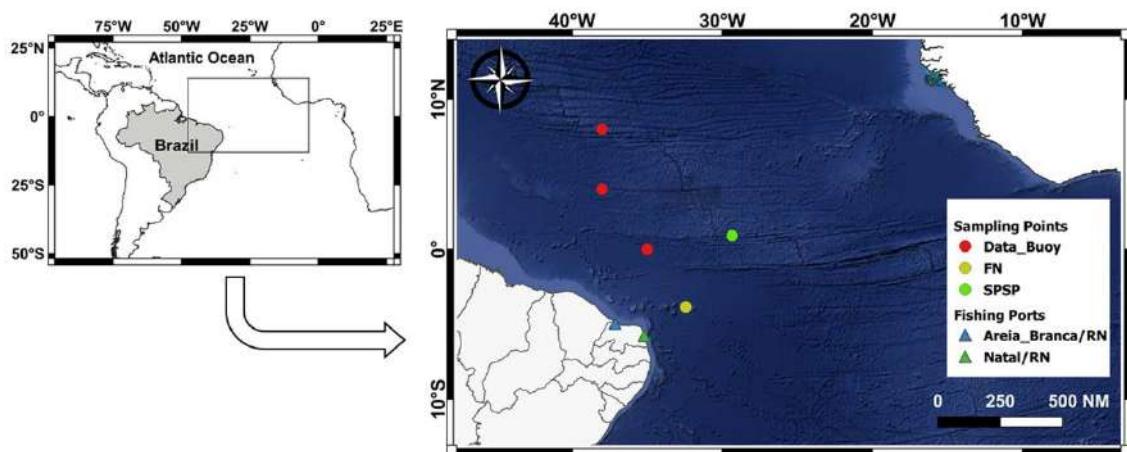


Figura 1. Mapa da área de captura dos indivíduos analisados nesse estudo, e dos portos de desembarque do bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*) no Atlântico Oeste Tropical (FN - Arquipélago de Fernando de Noronha; SPSP - Arquipélago de São Pedro e São Paulo, RN - Estado do Rio Grande do Norte).

Para estimar a fecundidade foi o utilizado o método proposto por Hunter et al., (1985), adaptado para a espécie, retirando um fragmento de 0,1 g da parte central da gônada de fêmeas em estágio de capaz de reproduzir (maduro) em três meses distintos, para contagem dos ovócitos hidratados, aplicando a equação: $FB = n(Wg/w)$, onde FB = total de ovócitos hidratados contidos no ovário, n = total de ovócitos hidratados contidos em cada amostra, Wg = peso de ambos os ovários e w = peso da amostra do ovário.

3. Resultados

Um total de oitenta e sete indivíduos foram analisados no ano de 2017, sendo 32 fêmeas com amplitude 35,0 a 53,0 cm, 53 machos com CF de 39,0 a 64,0 cm, e 2 indivíduos de sexo indeterminado de 36 cm e 47 cm CF. Os dados não apresentaram distribuição normal ($W(87) = 0,958$, $p = 0,007$). A proporção sexual foi de $1,7\delta:1,0\varphi$, e diferiu significativamente da razão de $1,0\delta:1,0\varphi$ ($\chi^2 = 7,0225$, $p = 0,008049$). A distribuição de comprimento furcal (FC) apresentou moda para ambos os sexos na classe de 45-50 (Figura 2). A relação peso total e comprimento furcal foi significativa, e foi expresso pela equação $PT=0,0168*CF^{3,0566}$, $r^2 = 0,94$. Não houve diferenças significativas entre os sexos para a relação CF x PT (ANCOVA, $p=0,741069$).

No período de 2019-2020, duzentos e sessenta e quatro indivíduos foram analisados, sendo 125 fêmeas (CF= 40,0 - 75,7 cm), 121 machos (CF=40,8 - 82,0 cm), e 18 de indivíduos com sexo indeterminado (CF= 43,5 a 75 cm). Os dados não estavam normalmente distribuídos ($W(264) = 0,826$, $p < 0,001$). A proporção sexual foi estimada em $1,0\delta:1,0\varphi$. Não houve diferenças significativas da proporção sexual para $1:1$ ($\chi^2 = 0,065041$, $p = 0,7987$). A distribuição de comprimento furcal (FC) apresentou moda para ambos os sexos na classe de 50-55 (Figura 2). A relação peso total e comprimento furcal foi significativa, e foi expresso pela equação $PT=0,0098*CF^{3,1611}$, $r^2 = 0,86$. Não houve diferenças significativas entre os sexos para a relação CF x PT (ANCOVA, $p=0,107708$).

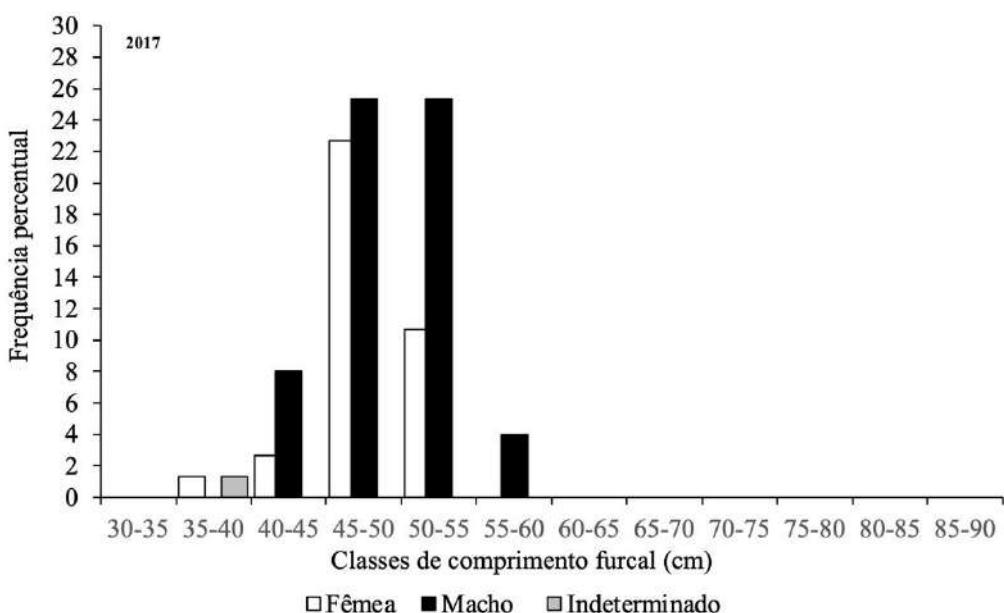


Figura 2. Distribuição da frequência percentual do comprimento furcal de machos e fêmeas de *Katsuwonus pelamis* capturados no Atlântico Oeste Tropical no ano de 2017.

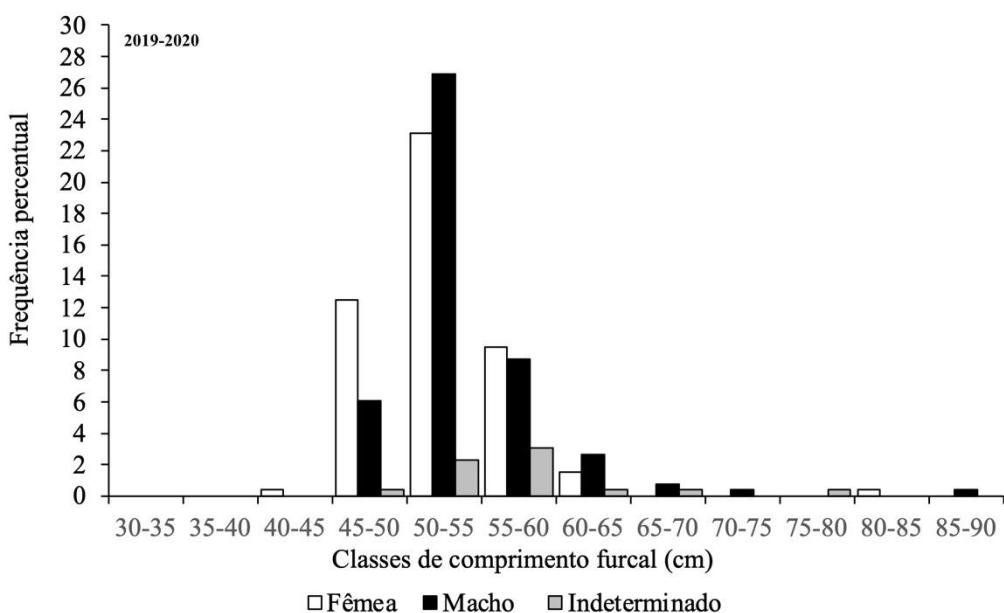


Figura 3. Distribuição da frequência percentual do comprimento furcal de machos e fêmeas de *Katsuwonus pelamis* capturados no Atlântico Oeste Tropical no período 2019-2020.

Os estágios maturacionais identificados nas amostrados estão listados na Tabela 1 e Tabela 2, para machos e fêmeas respectivamente do bonito listrado. Cerca de 62,5% dos machos analisados era maduro, e apenas 37,5 % eram imaturos (Figura 4). Para as fêmeas, 72,2% eram maduras e apenas 22,8% eram imaturas (Figura 4).

]

Tabela 1: Estágios maturacionais dos machos de *Katsuwonus pelamis* identificados nas amostras analisadas.

Estágio Maturacional	Macroscópico	Características	Microscópico	Características
Imaturo		Testículo flácido e delgado.		Estágio inicial de espermatogênese, espermatogônia e espermatócito
Desenvolvimento		Testículo em desenvolvimento, coloração mais opaca.		Cistos seminíferos evidenciando todas as células da linhagem da espermatogênese e caracterizando epitélio contínuo testicular, com presença de espermatozoides.
Capaz de Reproduzir		Testículo mais espesso, com coloração opaca, ocupando boa parte da cavidade celomática.		Cistos seminíferos com divisão celular, evidenciando o alongamento das células da espermatide se desenvolvendo em espermatozoides.
Ativo		Testículo espesso ocupando boa parte da cavidade celomática.		Cistos seminíferos cheios de espermatozoides. Túnica albugínea bem espessa.
Regeneração		Testículo flácido com vários pontos hemorrágicos.		Cistos seminíferos esvaziados, indicando que houve liberação de espermatozoides

Tabela 2. Estágios maturacionais das fêmeas de *Katsuwonus pelamis* identificados nas amostras analisadas.

Estágios Maturacionais	Macroscópica	Características	Microscópica	Características
Imatura		Ovário fino e delgado.		Estágio inicial de ovogênese, evogônia.
Desenvolvimento		Ovário em desenvolvimento, coloração alaranjada com início de vascularização.		Início da diferenciação ovocitária, óvulos pré-vitelogenéticos, vitelogenéticos I e II.
Capaz de Reproduzir		Ovário mais espesso, com coloração avermelhada, ocupando boa parte da cavidade celomática. É possível visualizar os óvulos.		É possível a visualização do processo de vitelogênese. Oogônias, óvulos I, II e III.
Ativa		Ovário espesso ocupando boa parte da cavidade celomática. Epitélio ovariano fino e presença de óvulos se soltando.		Óvulos hidratados (H), óvulos atrésicos.
Regeneração		Ovário flácido com vários pontos hemorrágicos.		Presença de óvulos atrésicos e folículo pós-ovulatório(POF)

Para os machos o estágio de maturação em desenvolvimento ocorreu ao longo de todo o período amostrado, com exceção do mês de abril. Os machos em atividade reprodutiva foram observados nos meses de janeiro, abril-maio, julho-agosto e outubro (Figura 4). Nos meses de fevereiro, e junho, não houve amostras para serem analisadas, e no mês de setembro não houve machos ativos nos indivíduos analisados. O mês com maior percentual de indivíduos no estágio capaz de reproduzir foi o mês de maio (Figura 4).

Os machos em regeneração estiveram presentes nas amostras analisadas nos meses de janeiro, maio e de julho a dezembro, com exceção do mês de agosto (Figura 4).

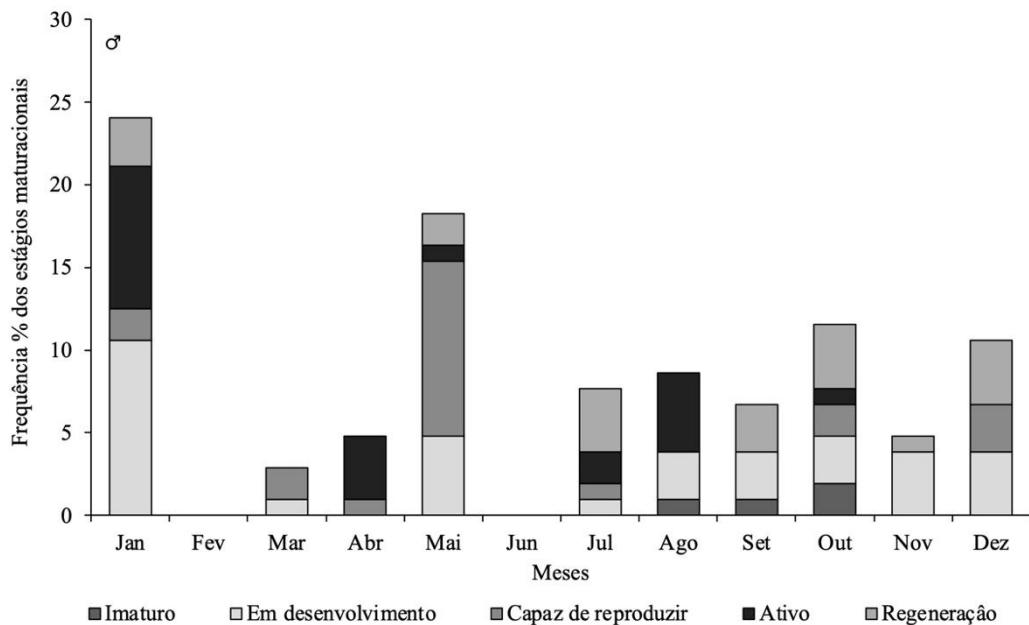


Figura 4. Estágios maturacionais identificados nas amostras de machos de bonito listrado.

As fêmeas em atividade reprodutiva foram identificadas nos meses de janeiro, março-maio, agosto, outubro-dezembro. (Figura 5). Os indivíduos em desenvolvimento foram identificados ao longo de todos os meses, com exceção do mês de abril, e nos meses em que não houve amostras a serem analisadas (fevereiro e junho). O maior percentual das fêmeas no estágio capaz de reproduzir ocorreram nos meses de janeiro, maio, outubro e dezembro (Figura 5).

Indivíduos fêmeas no estágio em regeneração estiveram presentes nas amostras analisadas a partir do mês de abril, com maior percentual de frequência no mês de dezembro, e ausentes nos meses de maio, agosto, e nos meses em que não houve amostragem (fevereiro e junho) (Figura 5).

Os valores de IGS não apresentaram normalidade, tanto para machos ($W=0,943767$; $p=0,019038$) quanto para as fêmeas ($W=0,918479$; $p=0,000183$). A variação do IGS em relação aos meses do ano foi significativa para os valores de IGS para ambos os sexos agrupados ($H=65,7$; $p=2,973 \times 10^{-7}$), e para machos e fêmeas separadamente ($\sigma^2 H=33,23$, $p=0,000122$; $\Omega^2 H=47,97$, $p=2,581 \times 10^{-7}$).

Os valores do IGS médio mensal, indica uma tendência decrescente no IGS dos machos no período de março a dezembro, com picos nos meses de março, maio, agosto, outubro e dezembro (Figura 6). Os períodos de março a maio, coincide com o período de maior percentual de indivíduos nos estágios capaz de reproduzir (Figura 4).

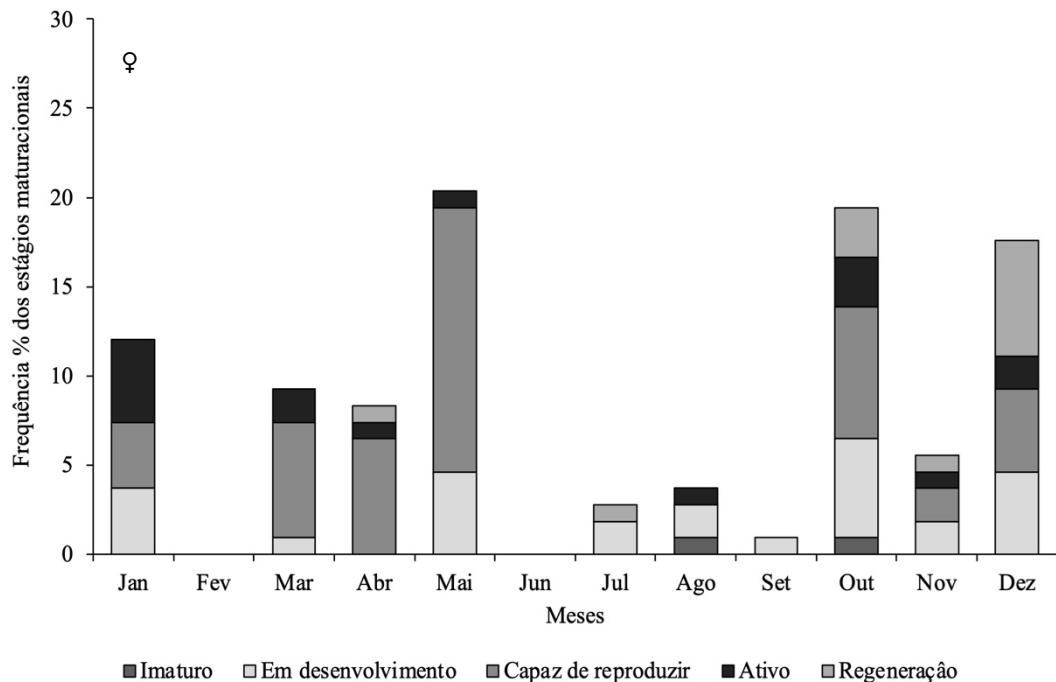


Figura 5. Estágios maturacionais identificados nas amostras de fêmeas de bonito listrado.

No caso das fêmeas, os maiores valores de IGS médio coincide com os picos de IGS observados nos machos, que ocorreram no mês de maio, agosto e outubro. Esses meses indicam a participação mais significativa dos indivíduos capaz de reproduzir nas amostras analisadas (Figura 5).

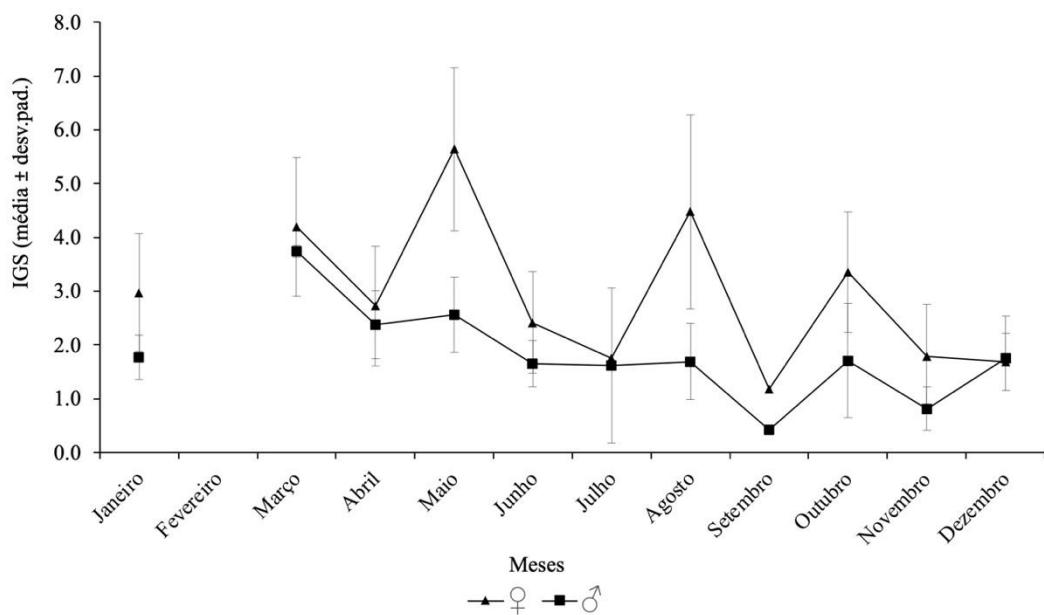


Figura 6. Variação do IGS (média±desv.pad.) de machos e fêmeas de *Katsuwonus pelamis* capturados no Atlântico Oeste Tropical no ano de 2017 e no período de 2019 -2020.

Machos e fêmeas em atividade reprodutiva foram encontrados apenas em temperaturas de superfície de 25°C a 27°C, com maior percentual na classe de temperatura de 26°C-27°C. Em temperaturas

acima de 28°C, foram observados indivíduos nos estágios maturacionais imaturo, em desenvolvimento, capaz de reproduzir e em regeneração de machos e fêmeas (Figura 7).

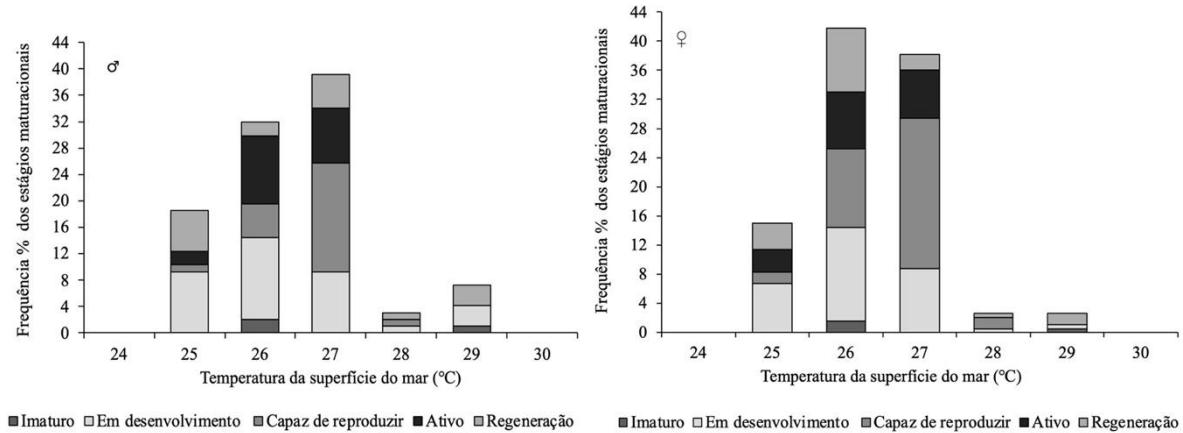


Figura 7. Distribuição dos estágios maturacionais de *Katsuwonus pelamis* de acordo com os estratos de temperatura da superfície do mar nas áreas de captura para o período de 2019-2020.

O maior macho imaturo tinha 67,8 cm de CF, e o menor macho maduro tinha 40,8 cm de FC. O tamanho mínimo de maturação (L_{50}) obtido pelo ajuste dos dados ao modelo logístico foi para os machos foi de 41,1 cm. A maior fêmea imatura tinha 40,0 cm de CF e a menor fêmea madura tinha CF de 53,1 cm. O L_{50} das fêmeas foi de 41,3 cm (Figura 8).

O tamanho de primeira maturação (L_{50}) foi estimado em 41,3 cm de FL ($R^2=0,59$) e 41,1 cm de FL ($R^2=0,67$), para fêmeas e machos, respectivamente (Figura 4).

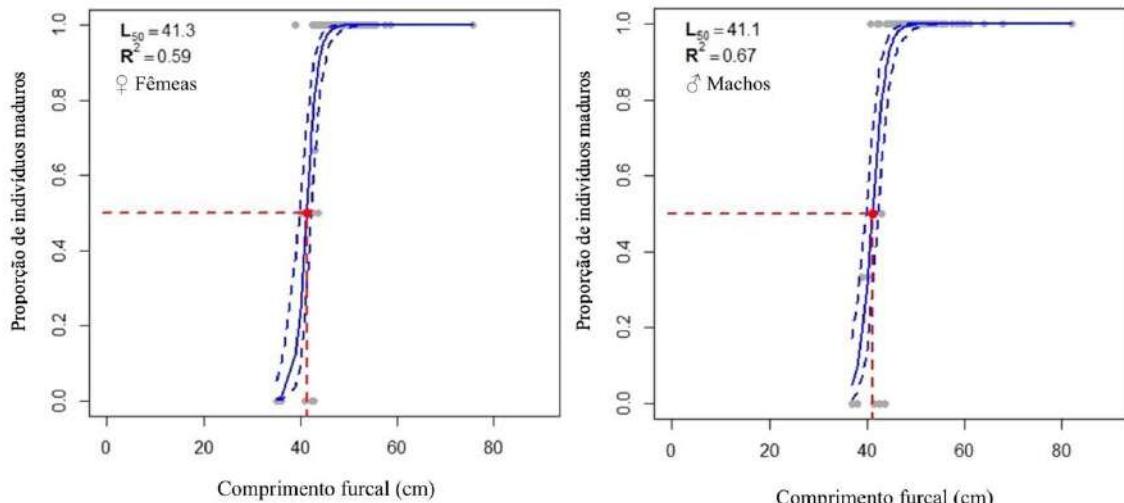


Figura 8. Curva logística de estimativa do tamanho de primeira maturação e intervalo de confiança de fêmeas e machos do bonito-listrado no Atlântico Oeste Tropical.

A fecundidade do *Katsuwonus pelamis* foi estabelecida a partir da análise de 11 gônadas de fêmeas no estágio capaz de reproduzir, de meses diferentes, com comprimentos totais variando de 49,7 a 77,7 cm e peso total de 1.833 a 7.735 g. Os valores variaram de 728.497 a 1.374.984 de ovócitos hidratados, com média de 1.039.771. A relação entre o incremento de peso da gônada e o número de ovócitos foi diretamente proporcional (Figura 9).

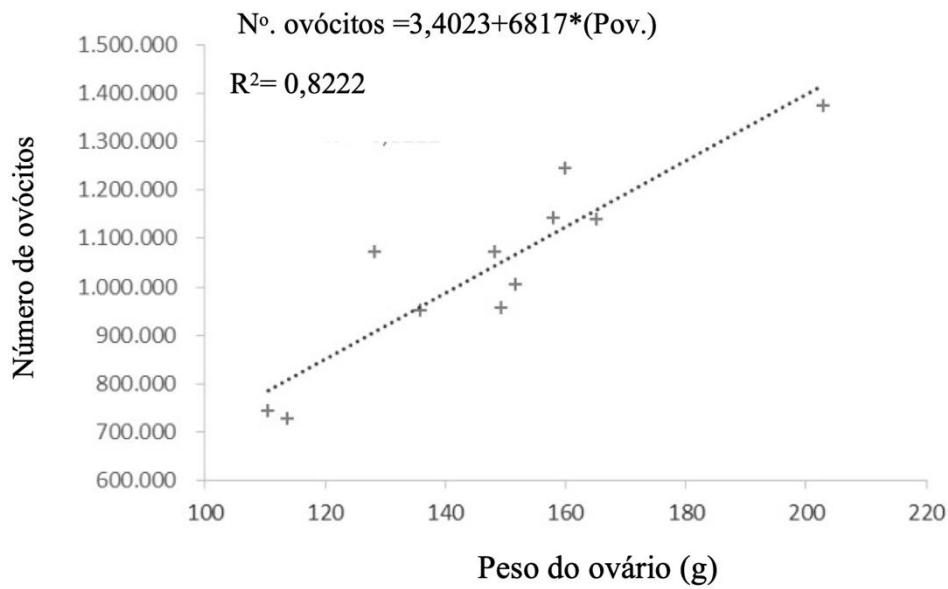


Figura 9. Relação entre a fecundidade absoluta e os pesos dos ovários de fêmeas de *Katsuwonus pelamis* na Zona Equatorial do Atlântico.

4. Discussão

A amplitude de tamanhos das capturas de *Katsuwonus pelamis* analisadas nesse estudo estão similares aos valores encontrados por Soares et al. (2019) (36,5-84,7 CF cm), para pesca com para pesca com vara e isca viva no Atlântico Sudoeste. De acordo com Silva et al (2019), a amplitude de tamanhos do bonito-listrado no período de 2010 a 2017 na pesca de cardume associado no Atlântico Equatorial foi de 40,0 a 70,0 cm, e é maior do que a amplitude encontrada nesse estudo para essa modalidade de pesca em 2017 (35,0-64,0 cm), e similar a amplitude de tamanhos das capturas do período de 2019 - 2020 (40,0 - 80,0 cm).

De acordo com Corrêa et al. (2022) *K. pelamis* no Atlântico Sudoeste representa um único estoque, portanto a maior amplitude de comprimento observada no período de 2019-2020, se deve a maior diversidade de métodos de captura (pesca de cardume associado, linha de mão e pesca esportiva) quando comparado com as capturas de 2017, efetuadas apenas com modalidade de pesca de cardume associado, onde o bonito listrado corresponde de 1 a 4 % das capturas totais (da Silva et al, 2019).

A diferenças na razão sexual observado em 2017, reflete o método de captura. Conforme observado por Matsumoto et al (1984), os métodos de captura seletivos para indivíduos imaturos e de menores tamanhos, favorece a proporção sexual em favor das fêmeas. Nas amostras desse estudo, em ambos os períodos, houve essencialmente a captura de indivíduos maduros, com a predominância dos machos nas classes de maior CF, e das fêmeas nas classes de menor CF. A razão sexual na amostra de indivíduos acima de 50 cm de CF, favorece os machos, sendo o mesmo resultado obtido por Schaeffer & Fueller (2019) para o bonito listrado capturado no Oceano Pacífico, e por Timohina & Romanov (1996) na Zona Equatorial do Oceano Índico Ocidental.

A observação da classe de maior contribuição as capturas em 2017 (45-50) ser inferior a a classe de 2019-2020 (50-55), pode ser devido a acessibilidade dos indivíduos ao aparelho de pesca. A variação na estratificação vertical de espécimes de diferentes tamanhos influencia a capturabilidade de espécies de tunídeos como *Katsuwonus pelamis* (Tanabe et al., 2017; Kiyofujia et al., 2019).

Em 2017 as capturas analisadas foram exclusivamente oriundas da pesca de cardume associado, que ocorre em torno de objetos flutuantes como as boias do Projeto PIRATA (da Silva et al., 2019). De acordo com Schaeffer & Fuller, (2007), *K. pelamis* permanece entre a superfície e a profundidade de

50 m em torno de objetos flutuantes, o que limita a acessibilidade da espécie a determinados aparelhos de pesca.

Os valores do coeficiente de alometria positivo em ambos os períodos analisados indica crescimento positivo para o bonito listrado analisados nesse estudo, e está de acordo com os valores de coeficiente de alometria obtidos por Villela & Castelo (1993), Andrade & Campos (2002) e Soares et al. (2019) para o Atlântico Sul Ocidental. Entretanto, Garbin & Castello (2014) encontrou variações no coeficiente de alometria para espécie nos últimos trinta anos no Atlântico Sul Ocidental, indicando que alterações no coeficiente de alometria podem estar relacionadas com processos ecológicos no tempo e no espaço, entre estoques e mesmo entre áreas de pesca (Soares et al., 2019).

A maior ocorrência de indivíduos maduros nas amostras de ambos os períodos analisados pode estar relacionada não apenas com a capturabilidade do aparelho de pesca, mas também com ação da pressão seletiva que faz com que uma vez atingido o tamanho e/ou idade para maturar, todos os indivíduos entrem na porção adulta da população (Schaeffer, 2001a). Esse fato pode ter contribuído para baixa proporção de indivíduos imaturos e em desenvolvimento nas amostras analisadas de ambos os sexos do bonito listrado nesse estudo.

De acordo com Andrade & Santos (2004), a maior contribuição de indivíduos imaturos, as capturas de bonito listrado desembarcadas no sul do Brasil, ocorreu no início do ano, e com tendência a diminuição ao longo do ano. Nesse estudo, foi observado, nos dados dos machos analisados o mesmo padrão. Para as fêmeas, entretanto, esse padrão não foi encontrado, pois as maiores contribuições de indivíduos imaturos ocorreram em janeiro, maio e outubro.

Soares et al. (2019) identificaram a presença de indivíduos imaturos nas capturas da pesca de bonito listrado com vara e isca viva ao longo de todo ano com exceção dos meses de julho, agosto e setembro, e indivíduos maduros diferente do resultado encontrado nesse estudo. Na área de estudo machos e fêmeas maduros foram identificados ao longo de todo ano. Variações latitudinais na composição dos estágios maturacionais foram demonstrados para *K. pelamis* no Pacífico Oeste (Ashida, 2020), com machos maduros ocorrendo ao longo de todo ano na área Central do Oceano Pacífico (Ashida et al, 2010). O maior percentual de indivíduos nos estágios capaz de reproduzir e ativo ocorreram no período de janeiro a julho, como observado no Oceano Índico Ocidental por Grande et al. (2014).

Cayré (1986) demonstrou a imprecisão de usar apenas a análise macroscópica para identificação dos estágios maturacionais de *Katsuwonus pelamis*. Portanto, os maiores macho e fêmeas imaturos identificados apenas através da análise macroscópica das gônadas nesse estudo ($\text{♂}=67,8 \text{ cm}$ e $\text{♀}=53,1 \text{ cm}$), devem ser considerados com cautela, pois na porção da amostra onde a análise microscópica foi utilizada, os valores dos maiores indivíduos imaturos foram $\text{♂}=49,0 \text{ cm}$ e $\text{♀}=46,0 \text{ cm}$.

A presença de indivíduos imaturos ao longo do ano nas áreas de pesca, corrobora Soares et al. (2019), com relação a reprodução do bonito listrado ocorrer ao longo de todo ano em regiões tropicais, mas com picos na atividade reprodutiva, indicado pelo IGS. Na região do Atlântico Oeste Tropical (AOT), o IGS mostra três picos (maio, agosto e outubro) e apesar do IGS médio do mês de janeiro não indicar um pico significativo, a presença de indivíduos maduros nos estágios capaz de reproduzir e ativo nesse período, indica atividade reprodutiva.

No Atlântico Sudoeste, Andrade & Santos (2004) e Soares et al. (2019) identificaram o pico do IGS no verão (janeiro, fevereiro e março). Matsumoto et al (1984) e Ashida (2020) indicaram que a duração da época de desova das fêmeas varia de acordo com as flutuações sazonais na TSM, com período de desova mais curtos nas áreas de maior latitude.

O bonito listrado requer águas quentes para desovar (Matsumoto et al, 1984). Fêmeas capaz de reproduzir foram observadas na TSM acima de 24°C no Oceano Atlântico (Cayré, 1986), no Oceano Pacífico Oriental em TSM igual ou superior a 25°C (Schaefer, 2001b), no Oceano Pacífico Ocidental

subtropical e temperado (Ashida et al., 2020) e de 24°C a 30 °C para o Oceano Pacífico Oriental (Schaefer & Fuller, 2019). Diferente do observado por Schaefer & Fuller (2019) onde 76% dos indivíduos em atividade reprodutiva ocorreram em áreas com a TSM entre 26 °C e 29 °C, nesse estudo, 100% dos indivíduos em atividade reprodutiva estavam na TSM de 25°C a 27,8 °C. Nas temperaturas acima de 28 °C apenas foram registrados indivíduos imaturos, em desenvolvimento e em regeneração. Os dados aqui apresentados suportam a hipótese do comportamento de desova oportunista do bonito listrado, que desova sempre onde existe as condições ambientais favoráveis a sua reprodução (Cayré e Farrugio, 1986).

O tamanho mínimo de maturação registrado neste estudo foi inferior ao tamanho relatado em estudos anteriores para o Oceano Atlântico. Em estudos anteriores, o tamanho na primeira maturidade das fêmeas de bonito listrado foi estimado em 43,5 cm CF para o Oceano Atlântico Tropical (Simmons, 1969), 44,0 cm CF para as fêmeas e 46 cm CF para os machos para o Oceano Atlântico Oriental (Cayré, 1981), 42 cm para fêmeas, 45 cm para machos para Oceano Atlântico (Cayré & Farrugio, 1986), 52 cm CF para fêmeas e 51 cm CF para machos para o Atlântico Sul Ocidental (Villela & Castello, 1993), 43,2 cm CF para fêmeas e 46,2 cm CF, para o Atlântico Sudoeste (Soares et al., 2019). De acordo com Grande et al (2014), quando o bonito listrado cresce além de 40 cm CF, há uma pressão seletiva para que as fêmeas desenvolvam ovócitos com alvéolos corticais, e iniciem o ciclo reprodutivo.

As diferenças de tamanho na primeira estimativa de maturidade entre este estudo e estudos anteriores podem ser explicadas por diferenças nos métodos utilizados para estimativa do L₅₀ (Grande et al., 2014; Schaefer & Fuller, 2019; Soares et al, 2019), e pela variação espaço-temporal da avaliação da maturidade do bonito listrado nos diferentes estudos (Schaefer & Fuller, 2019; Ashida, 2020). Entretanto, Garbin & Castello (2014) indicaram a redução do comprimento furcal do bonito listrado capturado no Sul do Brasil, e aumento dos indivíduos menores nas capturas. A redução do tamanho de primeira maturação pode indicar um ajuste da população aos efeitos da pesca (Soares et al., 2019). Esse fato, tem uma consequência, na fecundidade do bonito listrado, pois a fecundidade aumenta com o tamanho da fêmea (Cayré & Farrugio, 1986; Schaefer, 2001c).

A amplitude da fecundidade estimada nesse estudo é menor do que os valores de fecundidade previamente estimados para o Oceano Atlântico por Matsumoto et al. (1984) (140.000 - 1.331.000), Cayré & Farrugio, (1986) (100.000 - 1.000.000), e Goldberg & Au (1986) (129.807 - 977.566). Essa diminuição na fecundidade está relacionada com a redução do tamanho de maturação observado nesse estudo e relatado por Soares et al. (2019) para o Atlântico Sudoeste, pois a fecundidade aumenta com o tamanho da fêmea (Cayré & Farrugio, 1986; Schaefer, 2001c).

Katsuwonus pelamis tem desova parcelada, e, portanto, sua fecundidade anual é indeterminada (Schaefer, 2001a). Variação geográfica na estimativa da fecundidade foi relatada para o Oceano Atlântico (Cayré & Farrugio, 1986). Ashida (2020) encontrou variação espacial nas estimativas da fecundidade em lotes de *K. pelamis* no Oceano Pacífico. A variação espaço-temporal das estimativas da fecundidade em lotes de *K. pelamis* pode ser atribuída a variabilidade ambiental e ao custo energético da reprodução entre outros fatores (Schaefer & Fuller, 2019).

5. Conclusão

Os dados aqui apresentados corroboram a informação que o bonito listrado apresenta um comportamento reprodutivo oportunista, com desova parcial por um longo período de tempo, de acordo com as variáveis ambientais como a TSS. A redução observada no tamanho de primeira maturação (L₅₀) e na fecundidade de *Katsuwonus pelamis* pode indicar ajuste populacional para compensar os efeitos da pesca.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Reprodução

Atividade: Biologia reprodutiva de *Thunnus alalunga* (Bonnaterre 1788) no Oceano Atlântico Sudoeste

Pesquisadores envolvidos: Paulo Travassos, Mariana Rêgo, Joaquim. Evêncio, Luís Gustavo Cardoso, Lucas Nunes, Sidney Pereira Barbosa, Maria Lúcia G. de Araújo

1. Introdução

Thunnus alalunga (Bonnaterre, 1788) é uma espécie epipelágica com distribuição em todos os oceanos e Mar Mediterrâneo (Colette & Nauen, 1983). No Oceano Atlântico essa espécie ocorre entre as latitudes 45°N e 32°S. A albacora branca é uma espécie de atum de águas temperadas que ocorre em águas marinhas mais frias como as águas subtropicais de 16° - 20°C. Essas pequenas faixas de temperatura podem atuar como uma barreira aos movimentos das albacoras e manter as populações separadas, como ocorre no Oceano Atlântico (Norte e Sul) (Penney et al. 1998). Há no Oceano Atlântico, três populações identificadas (Norte Atlântico, Sul Atlântico e Mediterrâneo) (Arrizabalaga et al., 2004).

No Atlântico Sul, essa espécie tem um padrão migratório entre as latitudes de 10°S e 40°S, entre áreas de alimentação e reprodução (Schaefer, 2001). Esse padrão migratório, é influenciado pela temperatura, e determina as capturas da espécie no Atlântico Sul Equatorial, sendo uma das principais espécies de atuns capturadas no Atlântico Sul (Travassos, 1999), com a captura de 15.640 t em 2019, de uma quota de 24.000 t (ALB SG, 2021).

T. alalunga é uma das espécies de atum que migram longas distâncias, e estabelece grupos separados com base em seu estágio de ciclo de vida (Colette, et al. 1983; Dhurmeea et al., 2016). No Atlântico Sul, Travassos (1999) sugeriu o circuito reprodutivo migratório para oeste com base nos dados de composição das capturas e na temperatura da superfície do mar, observando uma alta concentração de albacora adulta entre 5°S e 20°S durante as estações de primavera/verão do sul. Pedrosa et al (em preparação), em seus estudos sobre a biologia reprodutiva do albacora ao longo da costa brasileira, observaram a presença de indivíduos desovados em latitudes entre 10°S e 25°S.

Este comportamento migratório influencia as variações observadas na distribuição em comprimento da composição das capturas ao longo do Oceano Atlântico Sul (Coimbra, 1999). *T. alalunga* está entre as espécies mais comuns de atum capturadas globalmente pela pesca artesanal e industrial nos oceanos tropicais e temperados (Senina et al., 2020). O TAC de albacora estabelecido no Atlântico Sul é de 24.000 t. Apesar das capturas nominais listadas em 2019 estarem abaixo do limite permitido (ICCAT, 2021), ainda são necessárias informações sobre a geração de parâmetros de biologia populacional para a avaliação do estoque.

Parâmetros reprodutivos como tamanho e idade na primeira maturidade (L_{50} e t_{50} , respectivamente), fecundidade e atividade de desova melhoram significativamente as estimativas de captura fornecidas pelos modelos de avaliação de estoque (Dhurmeea et al., 2016). Entretanto, as informações sobre biologia da reprodução para a *T. alalunga* do Atlântico Sul são limitadas, e os parâmetros reprodutivos usados na avaliação do estoque se referem aos dados do estoque do Atlântico Norte (Pedrosa, 2011). Bard (1981) estabeleceu o tamanho de maturação do albacora do Atlântico (L_{50}) em 90 cm para ambos os sexos. Pedrosa (2011) estimou o tamanho em 50% de maturidade sexual de 92 cm e 100 cm para fêmeas e machos, respectivamente, para o albacora do sudoeste do Atlântico capturado por operações de pesca de longline ao longo da costa brasileira.

A ausência de parâmetros reprodutivos de *T. alalunga* para o Atlântico Sul levou a ICCAT em 2020 a apoiar pesquisas para abordar as características temporais e espaciais da reprodução do albacora no Atlântico Sul (Comunicação S21-03869). O objetivo desse trabalho é fornecer informações sobre a biologia reprodutiva da albacora branca do Atlântico Sul Ocidental.

2. Metodologia

Todos os exemplares albacora analisados foram amostrados da frota brasileira de longline pelágicos industriais com base em Recife - PE, e Rio Grande-RS, desde o final de setembro/2021 até fevereiro/2022. Os indivíduos capturados pela frota de palangre Rio Grande foram de 33° - 34°S e longitude 50° - 51°W, e a frota de Recife foi de 4° - 6°S e longitude 30° - 33°W (Figura 1).

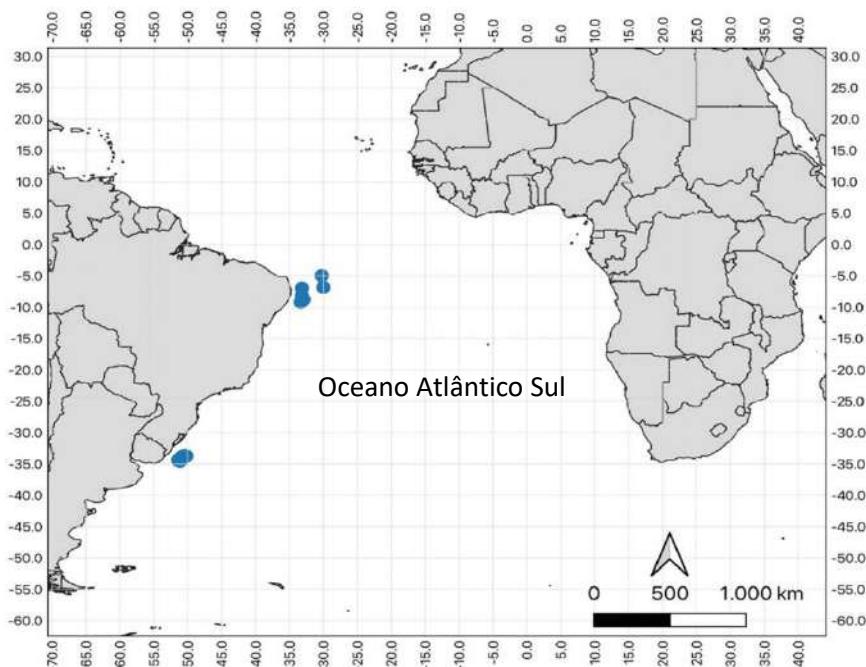


Figura 1. Principais áreas de captura de *Thunnus alalunga* no Oceano Atlântico Sudoeste analisados nesse estudo (●).

Cada espécime de albacora foi medido (comprimento furcal em cm), pesado (g), e suas gônadas foram removidas para observação e análise morfológica. No laboratório, as gônadas foram descongeladas e pesadas individualmente ($\pm 0,1$ g). As gônadas de albacora capturadas pela frota de palangre industrial brasileira com base no Rio Grande - RS (julho/2021) foram incorporadas ao banco de dados e analisadas. Cada gôndada individual foi classificada com base nas características macroscópicas e microscópicas de acordo com escala maturacional de Brown-Peterson et al., (2011) adaptada para a espécie (Tabela 1).

Após testar a normalidade dos dados, a distribuição de freqüência do CF para a classe de tamanho 5,0 cm foi elaborada para dados agrupados. A estimativa do tamanho mínimo de maturação (L₅₀), todos os indivíduos identificados no estágio de maturação capaz de reproduzir, ativo e em regressão foram classificados como maduros (1). O binômio 0 e 1 foi ajustado ao modelo logístico para estimar o comprimento em que 50% da população atinge a maturidade sexual através da equação:

$$P = \frac{e^{(a+b*FL)}}{1+e^{(a+b*FL)}}$$

Onde: P é a probabilidade de um indivíduo estar maduro em um comprimento específico, e a e b são parâmetros do modelo. O L50 foi estimado como $L50 = \frac{-a}{b}$.

Tabela 1. Classificação dos estágios maturacionais de *Thunnus alalunga* capturado no Oceano Atlântico Sudoeste de acordo com as características macroscópica e microscópica dos testículos e ovários (adaptada de Brown-Peterson et al., 2011).

Estágios Maturacionais	Características			
	Macroscópicas	Microscópicas	Macroscópicas	Microscópicas
	Testículo ♂		Ovário ♀	
Imaturo	Testículos flácidos e finos com uma cor avermelhada.	Presença de células iniciais da linhagem espermatogênica, espermatogônia, espermatócitos I e II	Ovários filamentosos, transparentes sem vascularização aparente.	Abundância de ovócitos pré-vitelogênicos sem atresia. Presença apenas de oogônia e de folículos com ovócitos primários.
Em desenvolvimento	Testículos mais desenvolvidos, com coloração opaca.	Cistos seminíferos que evidenciam células de toda a linhagem espermatogênica. Presença de epitélio testicular e espermatozoides	Ovários mais alongados, com início de vascularização evidente	Presença de folículos com ovócitos vitelogênicos primários (Vtg 1) e folículos com ovócitos vitelogênicos secundários (Vtg 2). Ausência de folículos com ovócitos vitelogênicos terciários (Vtg3).
Capaz de reproduzir	Testículos grandes, ocupando grande parte da cavidade celomática. Presença de uma membrana rígida que se assemelha ao tecido germinativo.	Espermatocistos evidentes ao longo de lóbulos de espermátide e espermatozoides	Ovários bem desenvolvidos, com tonalidade alaranjada e vascularização evidente.	Presença de folículos com ovócitos vitelogênicos primários (Vtg 1), folículos com ovócitos vitelogênicos secundários (Vtg 2) e folículos com ovócitos vitelogênicos terciários (Vtg3). Poucos ovócitos hidratados evidentes.
Ativo	Testículos mais largos e vascularizados, ocupando toda a cavidade celomática.	Cistos seminíferos apresentando uma maior concentração de espermatozoides. Duto principal com espermatozoides	O ovário com revestimento espesso, com alta vascularização e folículos	Folículos com ovócitos hidratados em abundância. Presença de alguns folículos pós-ovulatórios (FOP).

			ovarianos evidentes	
Regressão	Testículos flácidos, com vários pontos hemorrágicos. Membrana mais translúcida e bem vascularizada.	Epitélio germinal contínuo com espermátides alongadas e espermatozóides. Duto principal mostrando espermátides residuais.	Ovários flácidos com revestimento fino e coloração escura. Presença de manchas hemorrágicas.	Maior predomínio de folículos com ovócitos em atresia, e presença de folículos pós-ovulatórios nas fases finais de atresia.

Para corroborar a estimativa do L50, foram feitas distribuições de frequência dos estágios maturacionais por classe de tamanho as amostras oriundas das diferentes áreas de captura foram agrupadas e comparadas com os dados pretéritos de Pedrosa et al (em preparação).

A fecundidade foi estimada de acordo com Hunter et al. (1985), pois a espécie tem fecundidade indeterminada, e a desova ocorre em lotes. Para cada lote a fecundidade foi estimada através da contagem dos ovócitos hidratados. As subamostras foram retiradas da porção mediana de sete ovários, em meses distintos

Para cada subamostra foram feitas três réplicas, cada uma pesando 0,05 g. A fecundidade do lote foi estimada através da seguinte equação:

$$F = \left(\frac{nOP}{\underline{gOP}} \right) * GP$$

Onde: nOp = número de ovócitos hidratados em cada subamostra; gOp = peso de cada subamostra; n = número de réplicas; e GW = peso das gônadas. Todas as fêmeas utilizadas para a estimativa da fecundidade do lote estavam na fase de desova ativa, que inclui aquelas com grande número de ovócitos hidratados e também algumas com folículos pós-ovulatórios. Isto se deve à alta freqüência de desova que dificulta a descoberta de fêmeas com apenas ovócitos hidratados, já que as capturas nem sempre coincidem com o tempo anterior à desova.

3. Resultados e Discussão

Um total de cento e onze indivíduos de albacora branca foram amostrados da frota industrial brasileira de espinhel pelágico. A amplitude de comprimento furcal foi de 81,0 a 115,0 cm. A menor amplitude de comprimento foi observada nos desembarques do RS (81,0 - 111,0) e a classe de comprimento que mais contribuiu para as capturas desembarcadas no RS foi 100-105. Para os indivíduos capturados pela frota sediada em PE a amplitude de tamanho foi de 91,0 - 115,0 e a moda ocorreu na classe de 105 -110 (Figura 2). A proporção sexual foi de 1,8♂:1,0♀, e não diferiu da proporção esperada de 1:1 ($\chi^2 = 0,104$; $p=0,74$). (Tabela 2).

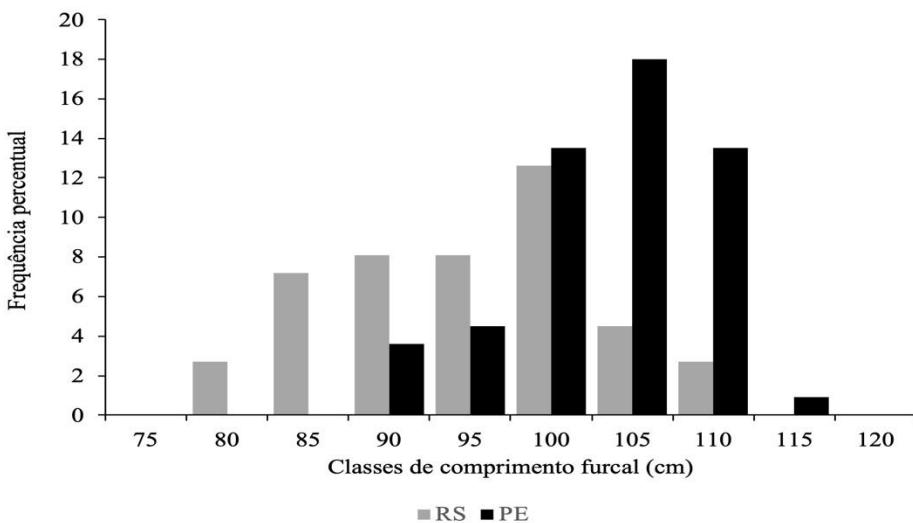


Figura 2. Distribuição de frequência de comprimentos de *Thunnus alalunga* capturados pela frota industrial de espinhel pelágico sediada em Rio Grande do Sul (RS) e Pernambuco (PE).

Tabela 2. Comparação da amplitude do comprimento furcal e razão sexual de *Thunnus alalunga* obtidos nesse estudo, e com outros autores.

Origem dos dados	Amplitude do comprimento furcal (Média± Desv. pad.)	Razão sexual ♂:♀	Ano	Fonte
Brasil	81 - 115 (101,0±8,1)	1,8♂:1,0♀ (χ^2 , p=0,75)	2021 – 2022	Esse estudo
Brasil	63 - 138 (110,1±6,9)	1,1♂:1,0♀ (χ^2 , p=0,92)	2005 – 2010	Pedrosa (2011)
África do Sul	75 - 119 (87,1±11,5)	2,1♂:1,0♀ (χ^2 , p=0,27)	2012 – 2018	Travassos et al., (2022)
Uruguai	76 - 115 (97±8,7)	-	2013 – 2016	Travassos et al., (2022)

A amplitude e o comprimento médio encontrados nesse estudo foram semelhantes aos resultados de Pedrosa (2011) para a mesma área. Travassos et al. (2022), ao comparar dados de comprimento da albacora branca capturadas pela frota pesqueira do Brasil, Uruguai e África do Sul, observou a variação latitudinal nos tamanhos, e as diferenças observadas estavam relacionadas ao circuito migratório da espécie no Atlântico Sul, como demonstrado por Coimbra (1999). O mesmo foi descrito por Farley et al (2014), onde tamanho médio dos peixes capturados aumenta com a diminuição da latitude no Oceano Pacífico Sul, pelo padrão migratório de *Thunnus alalunga* que cria o gradiente latitudinal de tamanho. Outro fato são as diferentes artes de pesca utilizadas na captura da albacora no Brasil (espinhel), Uruguai (espinhel) e África do Sul (espinhel, troll, bait-boat) (Travassos et al., 2022).

O maior macho classificado como imaturo neste estudo tinha CF de 113 cm, e a maior fêmea tinha um CF de 102 cm. As análises histológicas (Figura 3) mostraram que 10,6% das amostras dos machos foram de indivíduos imaturos, 42,6% em desenvolvimento, 2,1% capacidade de reproduzir 29,8%

ativos e 14,9% em regressão (Figura 4). Para as fêmeas 9,1% eram imaturas, 18,2% em desenvolvimento, 4,5% capaz de reproduzir, 36,4% ativas e 31,8% em regressão (Figura 4).

A maior porcentagem de indivíduos em fase de desenvolvimento observada nas amostras deste estudo em comparação com Pedrosa (2011) deve-se aos indivíduos capturados em áreas de pesca em latitudes até os 30°S(frota sediada no RS). O mesmo resultado foi observado por Farley et al (2014) para albacora no Oceano Pacífico Sul.

A distribuição dos estágios maturacionais indica baixo percentual de indivíduos capaz de reproduzir (Figura 4). Diferente dos resultados encontrados por Pedrosa (2011) onde o estágio capaz de reproduzir ocorreu em cerca de 23% dos indivíduos analisados (Travassos et al, (2022). As diferenças observadas refletem o período amostrado, que foi o período de desova(setembro a fevereiro), e em uma área mais ao norte do que a área identificada por Pedrosa (2011) como a principal área de desova para a espécie na região do Atlântico Sul.

Travassos et al. (2022) indicou que amostras de albacora oriundas da África do Sul foram compostas por mais 50% de indivíduos imaturos, e apenas 15% eram de indivíduos adultos. Entretanto, ocorria nas capturas indivíduos em desenvolvimento com CF maior que 115 cm. A presença de indivíduos imaturos muito grandes na amostra sugere a identificação incorreta de indivíduos maduros, mas em estado de regressão (Farley et al, 2014).

As diferenças encontradas refletem as variações espaço-temporais dos parâmetros reprodutivos devido ao circuito migratório da espécie (Travassos, 1999), e se referir a três estoques distintos Atlântico Norte (Bard, 1981), Mar Mediterrâneo (Saber, 2015) e Atlântico Sul (Pedrosa (2011)).

Os ovários utilizados para a estimativa da fecundidade tinham um peso médio de 257 g, e o comprimento furcal das fêmeas variou de 97,7 a 108,5 cm. A fecundidade do lote variou de 0,14 a 1,7 milhões de ovócitos. A frequência em número de ovócitos hidratados por lote de 0,05 g variou de 119 a 303. Os modelos que melhor ajustaram os dados da relação da fecundidade em lote x peso dos ovários foram a equação de Michaelis-Menten ($AIC=8,0861$) e o modelo linear ($AIC = 8,1584$) (Figura 5).

A equação generalizada de Michaelis-Menten tem sido usada para a análise do crescimento em animais (Lopes et al, 2000). Diferente da equação linear, a equação de Michaelis-Menten supõe a redução do incremento conforme se aproxima de um estado estacionário.

A fecundidade em lote *T. alalunga* obtida nesse estudo é semelhante as estimativas por Chen (2010) para albacora do Oceano Pacífico Norte (0,17 a 1,66 milhões de ovócitos) (Figura 6). A amplitude dos valores de fecundidade estimada por Pedrosa (2011) (0,5 a 1,2 milhões de ovócitos) para albacora capturada a costa nordeste - sudeste do Brasil, foi inferior à desse estudo. As diferenças encontradas nas estimativas, podem ser atribuídas variações espaço-temporais dos parâmetros reprodutivos já identificados em outros oceanos, causadas pelo padrão migratório da espécie (Farley et al., 2014).

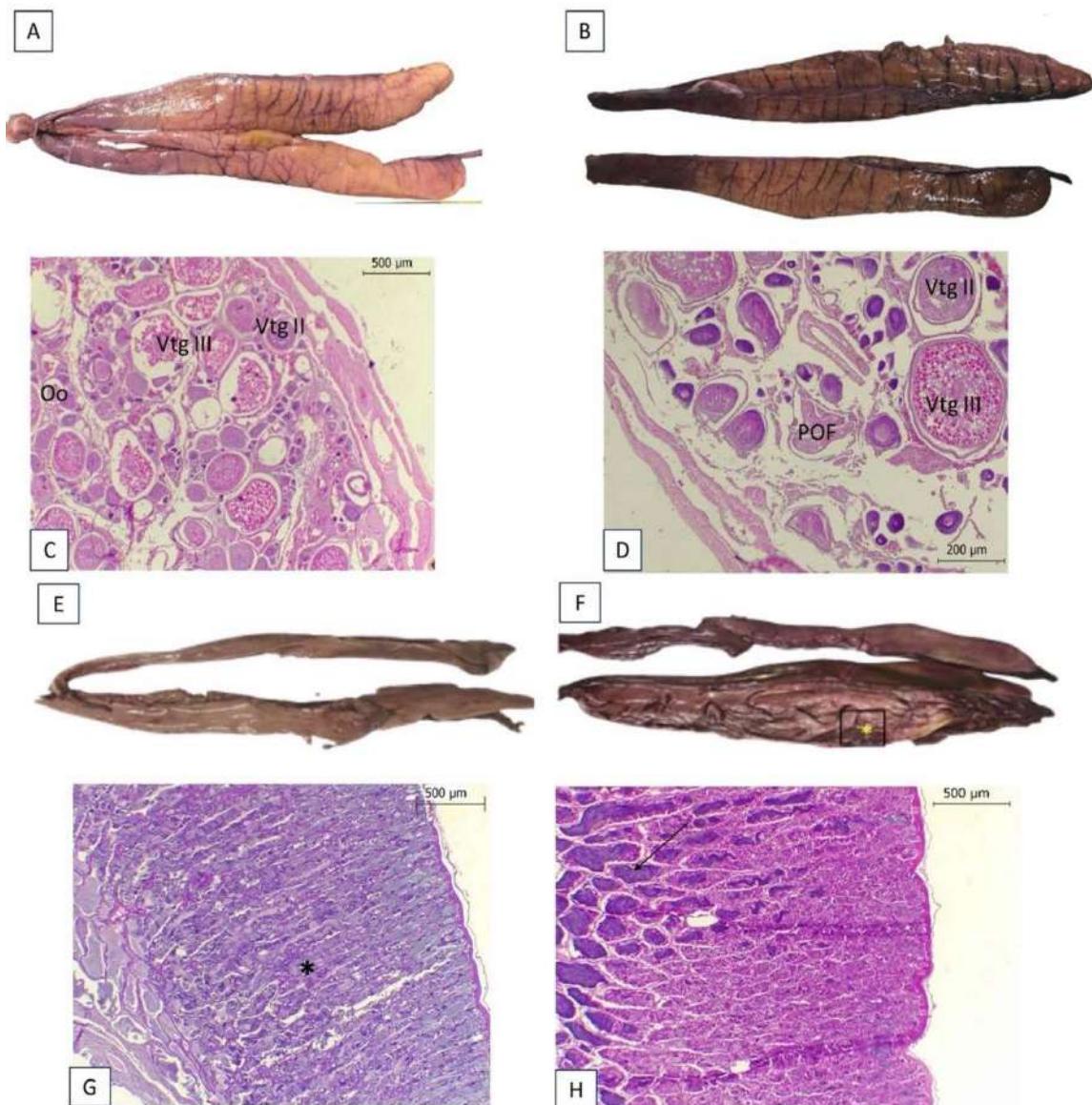


Figura 3. Fotomicrografia dos ovários e testículos de *Thunnus alalunga*, evidenciando os estágios maturacionais. A – Macroscopia de ovário de fêmea capaz de reproduzir, evidenciando vascularização e epitélio fino com ovócitos aparentes. B- Macroscopia de ovário de fêmea em regeneração apresentando, pontos hemorrágicos, vascularização e epitélio fino. C- Microscopia do ovário A, evidenciando: oogônias (oo), ovócitos vitelo gênicos secundários (VtgII) e terciários (VtgIII). D- Microscopia do ovário B, onde é visualizado folículos com ovócitos vitelogênicos secundários (VtgII) e folículos com ovócitos vitelogênicos terciários (VtgIII), folículos atrésicos (at) e folículos pós-ovulatórios (POF). E – Macroscopia de Testículo de macho no estágio em desenvolvimento. F- Testículo de macho no estágio Capaz de reproduzir. G- Microscopia do testículo evidenciando túbulos seminíferos com todas as células da linhagem da espermatogênese (asterisco). H- Microscopia do testículo de macho no estágio capaz de reproduzir evidenciando epitélio germinativo contínuo com espermátides alongadas (seta).

Figure 4. Frequência percentual dos estágios maturacionais por classe de 5 cm de comprimento furcal para machos e fêmeas de *Thunnus alalunga* capturados pela frota de espinhel pelágico do Brasil.

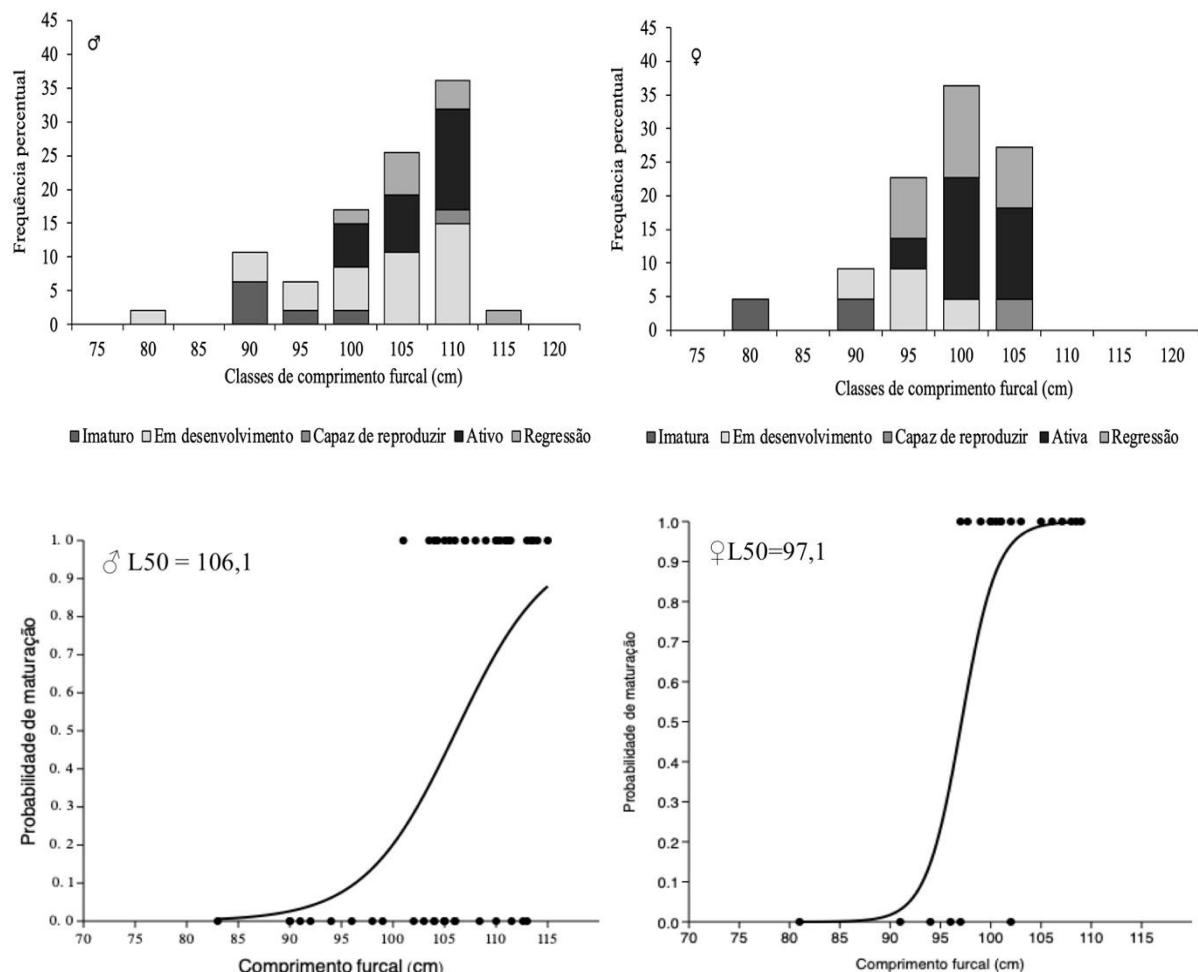


Figure 5. Tamanho mínimo de maturação (L50) para machos e fêmeas de *Thunnus alalunga* Oceano Atlântico Sudoeste.

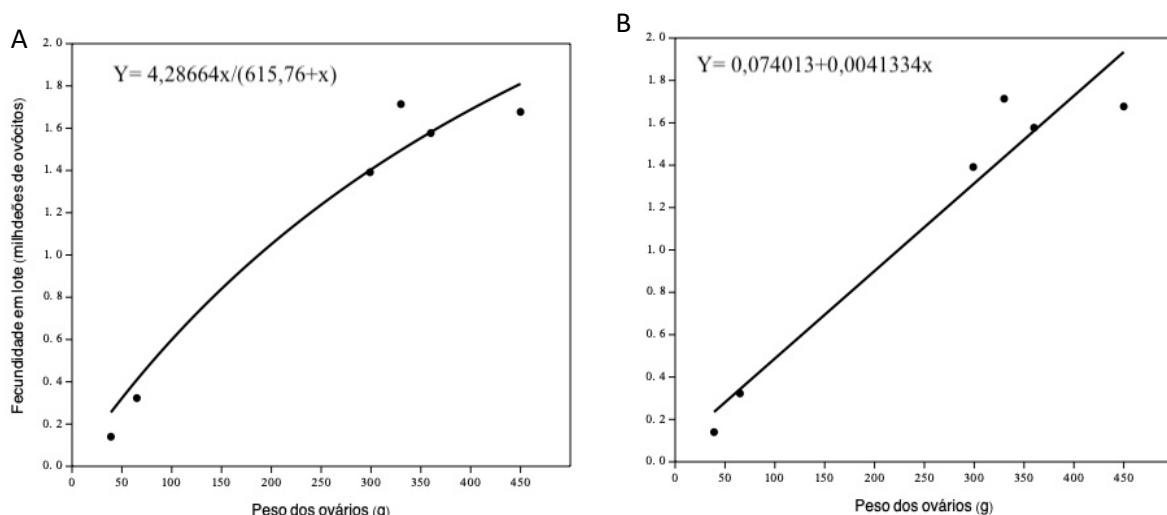


Figure 6. Relação entre fecundidade de lote e peso de gônadas para *Thunnus alalunga* do Atlântico Sudoeste. A- Michaellis-Menten. B - Linear.

5. Conclusão

Os valores de L₅₀ aqui estimados são superiores ao valor de L₅₀ utilizado para avaliação de estoques da espécie *Thunnus alalunga* no Oceano Atlântico Sul. Estimativas mais confiáveis dos parâmetros reprodutivos precisam ser geradas para garantir a sustentabilidade do estoque. Essa pesquisa terá continuidade, mesmo com o encerramento do Protuna, uma vez que a ICCAT vem apoiando financeiramente o estudo da biologia reprodutiva da espécie, permitindo a ampliação da cobertura espaço-temporal das coletas de amostras, através da parceria com outros países que pescam a espécie no Atlântico Sul, como Namíbia, África do Sul, Uruguai e China Taipei.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Genética

Atividade: O que a genética revela sobre a conectividade populacional e conservação do Bonito listrado do Atlântico leste e oeste e desenvolvimento de protocolo pré-extração de DNA para melhorar a qualidade das amostras enlatadas

Pesquisadores envolvidos: Maria Clara G. Queiroz-Brito, Fernando F. Mendonça, Joana Robalo, Constance Diahara, Davy Angueko, Fambaye Ngom, Freddy Arocha, Justin Amandé, Paulo Travassos, Rodrigo A. Torres

1. Introdução

O bonito listrado *Katsuwonus pelamis* (Scombridae) é uma espécie amplamente distribuída nas águas tropicais e subtropicais, sendo limitada a uma isotermia de 15°, preferindo águas mais quente (Collette & Nauen, 1983; FAO, 2004). A espécie possui um hábito migratório, ciclo de vida rápido, vivendo cerca de 6 a 8 anos, possui um alto potencial reprodutivo, atingindo a maturidade sexual com cerca de 1,5 anos (Ashida et al., 2008; Funk et al., 2012; Murua et al., 2017; Soares et al., 2019; Collete et al., 2021). Além disso, possui um hábito de desova oportunista a temperaturas de 25°C e sustenta altos tamanhos populacionais efetivos (ICCAT, 2019; Vincent et al., 2019). Estas características, somadas à ausência de grandes barreiras ao fluxo gênico em ambiente marinho, reduzem o poder da deriva genética e, consequentemente, a diferenciação e estruturação populacional (Cowen et al., 2006; Cowen & Sponaugle, 2009; Funk et al., 2012).

Devido aos altos volumes de carne produzidos (e.g. cerca de 3 milhões de toneladas em 2018; WCPFC, 2021), representa um dos cinco principais recursos marinhos do mundo, sendo o tunídeo mais importante (ISSF, 2021). No Brasil, a espécie é consumida especialmente em sua forma enlatada (MMA, 2006). Este tipo de indústria é altamente suscetível a fraude e trocas de espécies, uma vez que os caracteres morfológicos são removidos durante o processamento, impedindo a identificação tradicional (Wong & Hanner, 2008; Hellberg & Morrissey, 2011; Xing et al., 2020). Além disso, o processamento leva à uma degradação do DNA das amostras, dificultando ainda mais a sua identificação (Rasmussen et al., 2009; Pecoraro et al., 2020).

Atualmente, as estratégias de manejo da espécie consideram a presença de cinco estoques pesqueiros: (1) Oceano Pacífico Oeste e Central (WCPO), (2) Oceano Pacífico Leste (EPO), (3) Oceano Índico (IO), (4) Oceano Atlântico Leste (EAO) e (5) Oceano Atlântico Oeste (WAO). Em termos de pesca, o WCPO compreende os maiores volumes pescados com aproximadamente 1,7 milhões de toneladas em 2020, seguido pelo IO (~500 mil toneladas em 2019), EPO (~300 mil toneladas em 2020), EAO (~245 mil toneladas em 2019) e WAO (~20 mil toneladas em 2019) (ISSF, 2021). Ao longo do tempo, todos os estoques mostram uma redução nos volumes pescados, especialmente o WAO, com uma queda de 127% em relação ao ano de 2019 (ISSF, 2021). Apesar disso, a espécie é classificada como ‘Pouco Preocupante’ pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN; Collette et al., 2021), e parece não haver sinais de sobreexplotação dos estoques (ISSF, 2021).

As informações genéticas acerca de *K. pelamis* revelam tanto casos de diferenciação (e.g. Dammannagoda et al., 2011; Menezes et al., 2006, 2012; Grewe et al., 2019; Jatmiko et al., 2019) quanto de homogeneidade (Graves et al., 1984; Ely et al., 2005; Anderson et al., 2020; Carvalho et al., 2020) entre as populações, revelando padrões mais complexos que os cinco estoques atualmente considerados. Entretanto, apesar de extremamente importantes para o sucesso das práticas de manejo, dados sobre a estrutura e conectividade genética permanecem pouco explorados para os dois estoques do Oceano Atlântico.

Desta forma, o presente trabalho contou com dois objetivos principais: (a) investigar a conectividade genética tanto dentro quanto entre os estoques do Atlântico Oeste e Leste, nos perguntando especificamente se as regiões compreendem estoques distintos, utilizando dados mitocondriais (região controle d-loop) e nucleares (primeiro ítron S7), e (b) desenvolver um protocolo pré-extração de DNA para melhorar a qualidade das amostras enlatadas, investigando qual espécie está presente em enlatados comercializados no Brasil através de dados da região barcode Citocromo Oxidase I (COI). As próximas seções deste relatório encontram-se divididas nestes dois objetivos.

2. Material e Métodos

Coneectividade genética de K. pelamis no Oceano Atlântico

Foram coletadas 354 amostras de tecido muscular e/ou nadadeira do bonito listrado *K. pelamis* ao longo do Oceano Atlântico em ambos os estoques definidos pelo ICCAT [Oeste (costa do Brasil e Venezuela) e Leste (costa da África e Açores)] (Tabela 1; Figura 1). As amostras foram etiquetadas, preservadas em criotubos contendo etanol 96% e armazenadas a -20°C.

Tabela 1. Dados de coleta de *K. pelamis* ao longo dos dois estoques do Oceano Atlântico e número de amostras com extrações e PCRs positivas.

Área de coleta	País	N
Atlântico Oeste	VE	44
	CE	30
	RN	47
	RS	45
Atlântico Leste	AZ	50
	SPSPA	8
	GB	20
	CM	52
	SN	50
Total		354

(N: Número de amostras coletadas; VE: Venezuela; CE: Ceará; RN: Rio Grande do Norte; RS: Rio Grande do Sul; AZ: Açores; SPSPA: Arquipélago de São Pedro e São Paulo GB: Gabão; CM: Costa do Marfim; SN: Senegal).

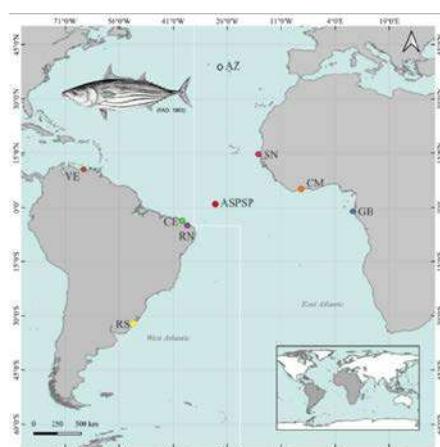


Figura 1. Mapa de distribuição dos locais de coleta de *K. pelamis* ao longo do Oceano Atlântico. (VE: Venezuela, CE: Ceará, RN: Rio Grande do Norte, RS: Rio Grande do Sul, AZ: Açores, ASPSP: Arquipelago de São Pedro e São Paulo, SN: Senegal, CM: Costa do Marfim, GB: Gabão).

O DNA genômico total foi extraído com auxílio do Kit de extração *Invitrogen Extraction Kit* (Thermo Fisher Scientific®), seguindo o protocolo fornecido pelo fabricante. O DNA extraído foi visualizado

em gel de eletroforese 1% e corado com GelredTM a fim de confirmar a integridade do material extraído. O DNA também foi quantificado utilizando o nano espectofotômetro *Nanodrop* 2000 (*Thermo Scientific*).

Duas regiões foram amplificadas via PCR utilizando primers e reações específicas. Para a região controle d-loop (mtDNA) foram utilizados os primers 5' TTCCACCTCTAACTCCCAAAGCTAG 3' e CRE 5' CCTGAAGTAGGAACCAGATG 3' (Lee et al., 1995), realizando uma reação com volume final de 25 µL contendo: 12,5 µL de 2X Taq Pol Master Mix (Cellco®), 1 µL de cada primer (10mM), 0,5 µL de cloreto de magnésio (50 mM), 2 µL de DNA (40 ng/µL), e 7,5 µL de água ultrapura, seguindo o ciclo descrito por Domingues et al. (2006). Para o intron S7 (nuDNA), foram utilizados os primers universais S7RPEX1F 5' TGGCCTCTTCCTGGCCGTC 3' e S7RPEX2R 5' AACTCGTCTGGCTTTGCC 3' (Chow & Hazama, 1998), realizando uma reação com volume final de 25 µL contendo: 12,5 µL de 2X Taq Pol Master Mix (Cellco®), 0,75 µL de cada primer (10 mM), 0,5 µL de cloreto de magnésio (50 mM), 2 µL de DNA (40 ng/µL), e 8,5 µL de água ultrapura, seguindo o ciclo descrito por Chow & Hazama (1998).

Os produtos das PCRs foram visualizados em gel de eletroforese 1,8% e corados com GelredTM. As amplificações positivas foram purificadas com auxílio do *NucleoSAP Kit* (Cellco®), seguindo o protocolo fornecido pelo fabricante, diluídos a uma concentração de 20 ng/µL e sequenciados via Sanger na direção *forward*, utilizando o kit *Bigdye® Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit* (*Applied Biosystems*), em sequenciador automático ABI 3500 (*Applied Biosystems*) no Núcleo de Plataformas Tecnológicas do Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães – FioCruz Pernambuco.

As sequências foram alinhadas e editadas utilizando o algoritmo *Clustal W* (Thompson et al., 1994) implementado no software BioEdit v 7.0 (Hall, 1999). Devido à presença de polimorfismos no genoma nuclear, os alelos do ítron S7 foram reconstruídos utilizando a ferramenta PHASE v 2.1 (Stephens et al., 2004) implementada no software DNAsp v.6.0 (Librado & Rozas, 2009), considerando apenas estados alélicos com probabilidades maiores que 70%. As análises descritas abaixo foram performadas para cada marcador, separadamente.

A diversidade genética [número de haplótipos (H), sítios polimórficos (S), diversidade haplotípica (h) e nucleotídica (π)] foi acessada utilizando o software DNAsp v.6.0 (Librado & Rozas, 2009). A fim de investigar a estrutura populacional, uma rede haplotípica foi construída utilizando o método TCS implementado no software PopART (Clement et al., 2002; Leigh and Bryant, 2015), e os conjuntos de dados também foram testados perante a análise bayesiana *BAPS* no software *BAPS* v.6.0 (*Bayesian Analysis of Population Structure grouping analysis*; Corander & Marttinen, 2006; Corander et al., 2008).

A diferenciação genética foi testada entre os sítios amostrais e estoques, através do FST par-a-par no software Arlequin v.3.5.2.2 (Excoffier & Lischer, 2010), utilizando 10.000 permutações ($p < 0.05$). Além disso, a Análise da Variância Molecular (AMOVA) foi utilizada para testar a diferenciação genética da espécie, utilizando o mesmo software e 1000 permutações ($p < 0.05$).

Oscilações no tamanho populacional foram investigadas através dos testes tradicionais de neutralidade Fs de Fu (Fu, 1997) e D de Tajima (Tajima, 1989) no software Arlequin (Excoffier & Lischer, 2010), considerando valores significativos com $p < 0.05$, e análise de Distribuição Mismatch no software DNAsp v.6.0 (Rogers & Harpending, 1992; Librado & Rozas, 2009). Além disso, para os dados mitocondriais, foi feita uma abordagem histórica, utilizando uma taxa mutacional de 3,6% por sítio por milhões de anos (Donaldson & Wilson, 1999), através da análise *Bayesian Skyline Plot* (BSP) no pacote BEAST v.2.4.7 (Bouckaert et al., 2014), considerando três cenários: (a) Atlântico, (b) Atlântico Oeste e (c) Atlântico Leste. O melhor modelo da evolução dos sítios foi determinado através do software *jModelTest* v.2.1.7 (Darriba et al., 2012) com a correção Akaike Information

Criterion [HKY+I+G para o cenário (a) e K80+I+G para (b) e (c)]. Três corridas independentes de 30 milhões de MCMC foram feitas para (a) e com 10 milhões de MCMC para (b) e (c). As corridas de cada um dos cenários foram combinadas (arquivos .log e .trees) através da função *LogCombiner* no *BEAST*, utilizando um *burn-in* de 25%. A convergência dos parâmetros através do ESS (*Effective sampling size*; >200) foi observada no software *Tracer* v.1.7.1 (Rambaut et al., 2014) e o *BSP* foi reconstruído.

Investigação da composição de espécies presentes em enlatados comercializados no Brasil

Os atuns enlatados, preservados em água salobra, foram obtidos diretamente dos mercados brasileiros. Todas as amostras foram etiquetadas e catalogadas (data de fabricação e validade, composição).

Devido à dificuldade em extraír DNA de qualidade a partir de amostras processadas, como os enlatados, foi testado e validado um protocolo de pré-tratamento a ser feito antes da extração tradicional de DNA. Este protocolo consistiu basicamente em 3 passos descritos abaixo e representados na Figura 2.

✓ Passo 1: Secar

Cerca de 50 mg de cada produto enlatado foi retirado com auxílio de uma pinça estéril e colocado para secar em papel filtro por 10 minutos a fim de retirar parte da solução utilizada para preservar a carne enlatada.

✓ Step 2: Lavagem

Com auxílio de uma pinça estéril, cada amostra foi transferida para um microtubo de 1,5 mL autoclavado. O microtubo de 2 mL também pode ser utilizado sem afetar o processo. Foi adicionado cerca de 500-700 µL do Tampão Fosfato Salino (PBS – *Thermo Fisher Scientific®*), suficiente para que toda a amostra fique submersa na solução, e misturada em vórtex durante 10-15 segundos. Esta é uma solução usada frequentemente para lavagem de células. Após, a mistura foi centrifugada a temperatura ambiente (~25°C) por 10 minutos a velocidade máxima (13000 rpm ou 17000 xg). O sobrenadante foi descartado com auxílio de uma pipeta com ponteiras estéreis e o todo o processo foi repetido por três vezes no total. Após a retirada do sobrenadante remanescente da terceira lavagem, foi feita uma última centrifugação à velocidade máxima para retirar o PBS residual.

✓ Step 3: Armazenamento

Após a última centrifugação e descarte do sobrenadante residual, a amostra foi transferida com auxílio de uma pinça estéril para um criotubo contendo álcool 96% e armazenada a -20°. Nós recomendamos deixar as amostras nestas condições por pelo menos 24 horas antes de proceder com a extração. O DNA foi extraído utilizando o Kit de Extração *PureLink™ Genomic DNA Mini Kit* (*Invitrogen™ Life Technologies®*) seguindo as instruções fornecidas pelo fabricante. O DNA extraído foi quantificado utilizando o nano espectofotômetro *Nanodrop 2000* (*Thermo Scientific®*).

Para validar nossa metodologia alternativa, o DNA também foi extraído sem este processo, utilizando o mesmo kit de extração e seguindo as instruções do fabricante.

A fim de identificar qual a espécie presente nos enlatados, foi feita a amplificação via PCR da região barcode COI, testando dois pares de primers universais para peixes descritos por Ward et al. (2005):

Fish F1 (5' TCAACCAACCACAAAGACATTGGCAC 3') e
 Fish R1 (5'TAGACTTCTGGGTGGCAAAGAACATCA 3'), e
 Fish F2 (5'TCGACTAATCATAAAGATATCGGCAC 3') e
 Fish R2 (5'ACTTCAGGGTGACCGAAGAACATCAGAA 3').

Todas as reações foram preparadas com um volume final de 25 μ L contendo: 12,5 μ L de 2X Taq Pol Master Mix (Cellco®), 0,5 μ L de cada primer (10mM), 0,5 μ L de cloreto de magnésio (50mM), 2 μ L de DNA (40 ng/ μ L) e 9 μ L de água ultrapura. O ciclo de amplificação foi modificado de Ward et al. (2005): 94°C for 2 min, seguido por 35 ciclos de 94°C por 30s, 52°C por 40s, 72°C por 1 min, com uma extensão final a 72°C por 10 min. Os produtos foram visualizados em gel de eletroforese 1%, e purificados utilizando o kit de purificação Nucleosap (Cellco®) seguindo o protocolo descrito pelo fabricante, e diluídas a uma contração de 20 ng/ μ L. As sequências foram obtidas utilizando o Bigdye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Ready Reaction Kit (Life Technologies) em sequenciador automático ABI 3500 (Applied Biosystems) no Núcleo de Plataformas Tecnológicas do Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães – FioCruz Pernambuco.

A qualidade dos eletroferogramas foi checada utilizando o software BioEdit v.7.0 (Hall et al., 1999). Para identificar as espécies, foi utilizada a ferramenta BLASTn (Nucleotide BLAST) no banco de dados GenBank.

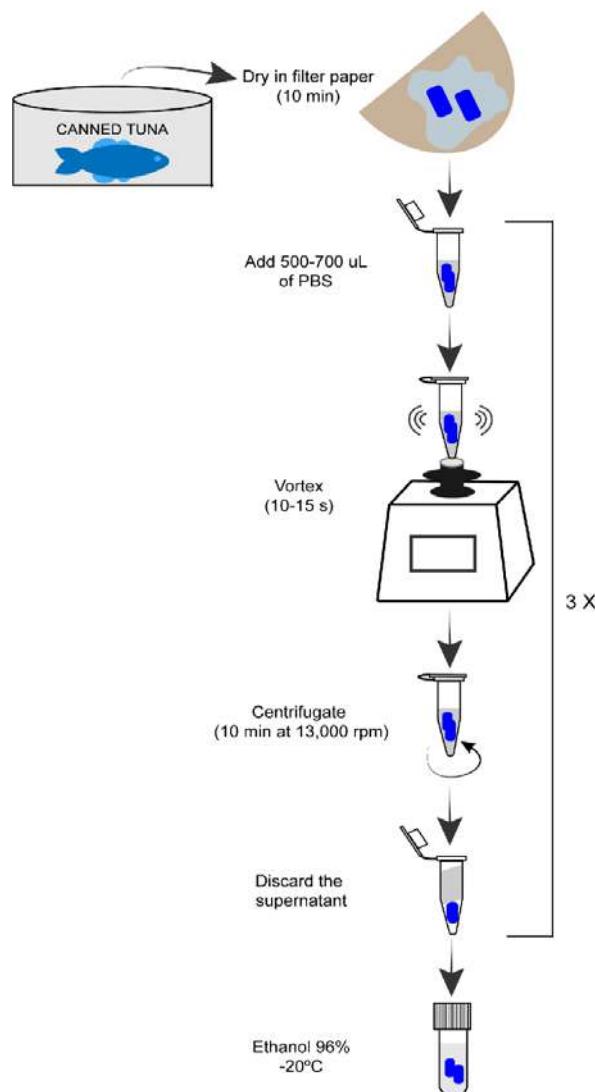


Figura 2. Protocolo de tratamento pré-extração para amostras de atum enlatados.

3. Resultados e Discussão

Conectividade genética de K. pelamis no Oceano Atlântico

Foram obtidos fragmentos de 404 bp da região controle d-loop para 277 indivíduos, definindo 263 haplótipos, dos quais apenas 12 são compartilhados, e 159 sítios polimórficos. Para os dados nucleares, foram recuperados 466 alelos com 410 bp, e 129 sítios polimórficos para 233 indivíduos. Para ambos os marcadores, foram encontrados altos níveis de diversidade haplotípica e nucleotídica (Tabela 2).

Tabela 2. Índices de diversidade genética e testes de neutralidade obtidos para dados da região controle d-loop e ítron S7 de *K. pelamis*. Os valores em itálico representam valores significativos ($p < 0.05$). (N= Número amostral; H= número de haplótipos; S= número de sítios polimórficos; h= Diversidade haplotípica; π = Diversidade nucleotídica).

Marcador	Sítio de amostragem	N	H	S	h	π	Fu's Fs	Tajima D
CR	VE	40	38	103	0.99	0.059	-16.35	-0.24
	CE	25	25	100	1	0.058	-11.09	-0.52
	RN	30	28	93	0.99	0.06	-9.74	-0.045
	RS	39	39	108	1	0.058	-23.63	-0.44
	<i>Atlântico Oeste</i>		134	128	137	0.99	0.056	-23.83
	AZ	48	43	111	0.99	0.06	-16.8	-0.021
	SPSPA	8	8	64	1	0.06	-0.89	-0.32
	SN	37	37	102	1	0.054	-23.09	-0.57
	CM	36	35	100	0.99	0.057	-17.06	-0.33
	GB	14	14	88	1	0.067	-3.32	-0.17
S7*	<i>Atlântico Leste</i>		143	136	141	0.99	0.055	-23.81
	Total	277	263	159	0.99	0.054		-0.48
S7*	VE	84	62	103	0.99	0.039	-24.11	-0.78
	CE	30	24	67	0.97	0.022	-9.94	-1.78
	RN	40	32	102	0.98	0.033	-13.18	-2.21
	RS	50	39	97	0.99	0.039	-10.36	-0.96
	<i>Atlântico Oeste</i>		202	119	111	0.98	0.032	-23.88
	AZ	88	59	105	0.98	0.031	-21.27	-1.28
	SPSPA	10	8	12	0.96	0.011	0.23	0.49
	SN	82	58	107	0.98	0.034	-24.15	-1.18
	CM	66	51	104	0.99	0.029	-24.21	-1.63
	GB	18	18	89	1	0.033	-8.16	-2.02
S7*	<i>Atlântico Leste</i>		264	156	125	0.98	0.031	-23.83
	Total	466	230	129	0.98	0.03		-1.24

*O número amostral se refere ao número de alelos recuperados.

(VE: Venezuela, CE: Ceará, RN: Rio Grande do Norte, RS: Rio Grande do Sul, AZ: Açores, ASPSP: Arquipélago de São Pedro e São Paulo, SN: Senegal, CM: Costa do Marfim, GB: Gabão).

Tanto para dados mitocondriais quanto nucleares, parece não haver nenhum padrão de estruturação geográfica dos haplótipos, tanto entre o Atlântico Oeste e Leste quanto dentro deles (Figura 3-4). A análise bayesiana BAPS identificou a presença de 4 perfis genéticos para ambos os marcadores ($K=4$), não ilustrando nenhum padrão de estruturação, divergindo apenas na frequência de cada perfil em cada população (Figura 5). Desta forma, estas análises não recuperaram a estruturação de *K. pelamis* em dois estoques no Oceano Atlântico (Oeste e Leste) atualmente considerados pela ICCAT.

Este cenário de homogeneidade genética para *K. pelamis* parece ser comum, uma vez que muitos

estudos revelaram ausência de estruturação em outras populações (Dammannagoda et al., 2011; Menezes et al., 2006, 2012; Grewe et a., 2019; Jatmiko et al., 2019). Além disso, características da história de vida da espécie como hábito migratório, podendo nadar cerca de 60 km por dia apenas para facilitar a respiração (Sharp, 1978) e alto tamanho populacional efetivo (Vincent et al., 2019), associadas à ausência de grandes barreiras físicas ao fluxo gênico em ambiente marinho, minimizam os efeitos da deriva genética (Cowen et al., 2006; Cowen and Sponaugle, 2009; Funk et al., 2012) e podem, portanto, explicar o cenário panmítico do bonito listrado no Oceano Atlântico.

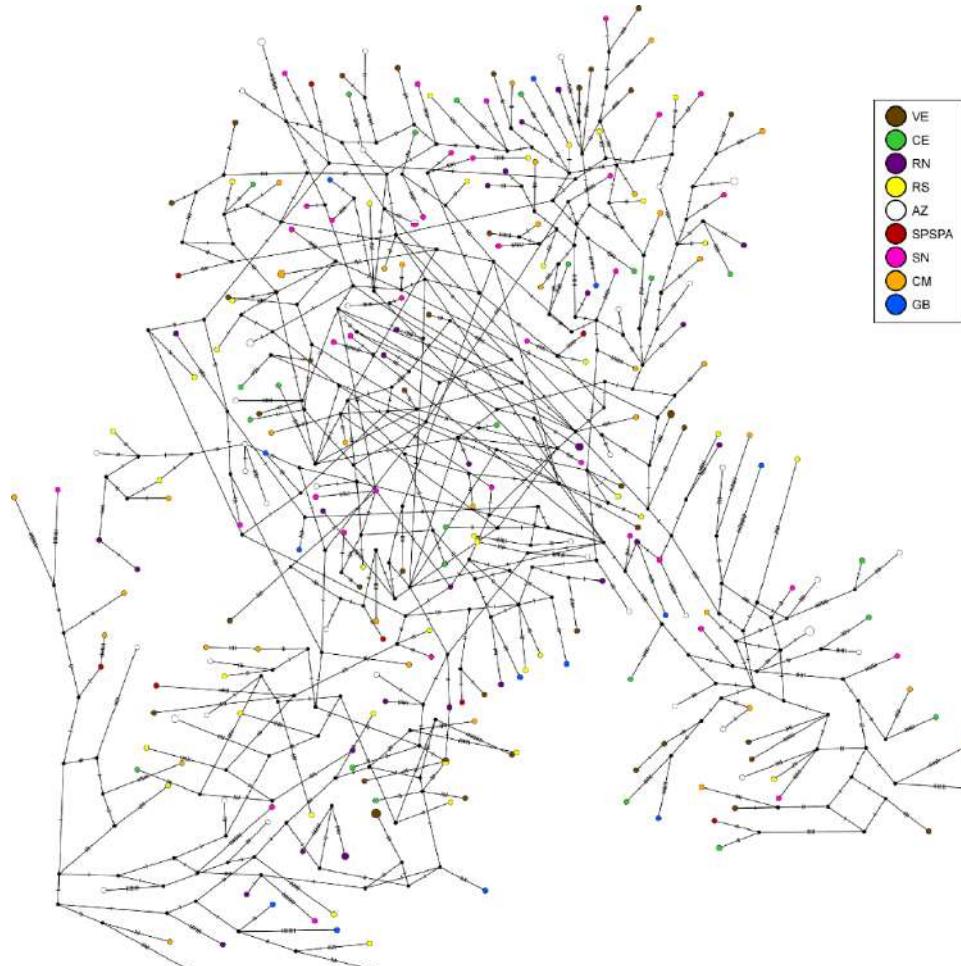


Figura 3. Rede haplotípica para dados da região controle d-loop de *K. pelamis* baseada no método TCS no software PopART. Os círculos representam os haplótipos e as diferentes cores representam os locais de amostragem. As linhas entre os haplótipos representam os passos mutacionais e os círculos pretos são os haplótipos perdidos ou não identificados. (VE: Venezuela, CE: Ceará, RN: Rio Grande do Norte, RS: Rio Grande do Sul, AZ: Açores, SPSPA: Arquipélago de São Pedro e São Paulo, SN: Senegal, CM: Costa do Marfim, GB: Gaboão).

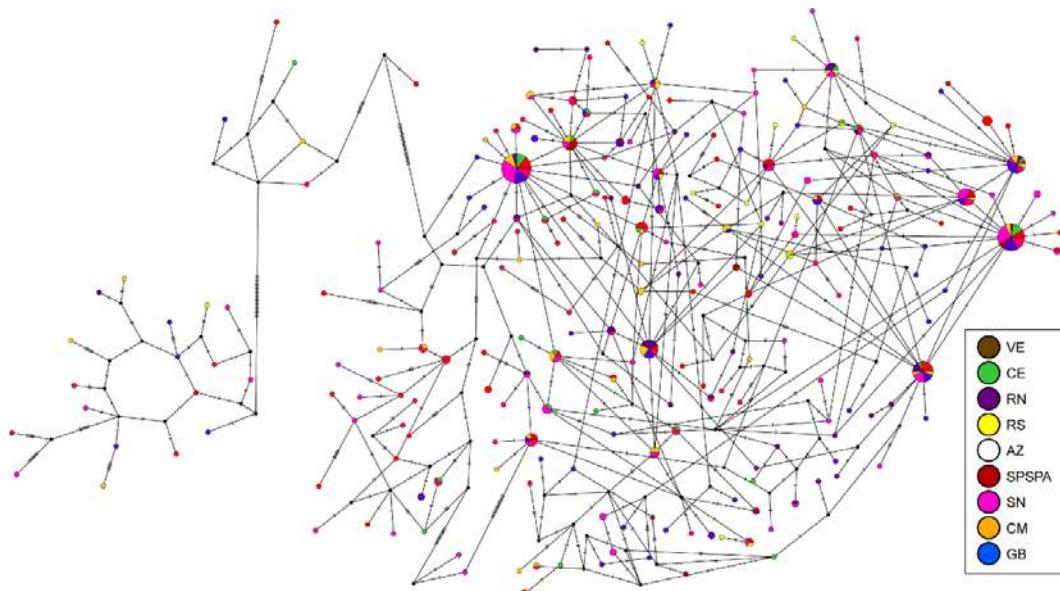


Figura 4. Rede haplotípica para dados do ítron S7 de *K. pelamis* baseada no método TCS no software PopART. Os círculos representam os haplótipos e as diferentes cores representam os locais de amostragem. As linhas entre os haplótipos representam os passos mutacionais e os círculos pretos são os haplótipos perdidos ou não identificados. (VE: Venezuela, CE: Ceará, RN: Rio Grande do Norte, RS: Rio Grande do Sul, AZ: Açores, SPSPA: Arquipélago de São Pedro e São Paulo, SN: Senegal, CM: Costa do Marfim, GB: Gaboão).

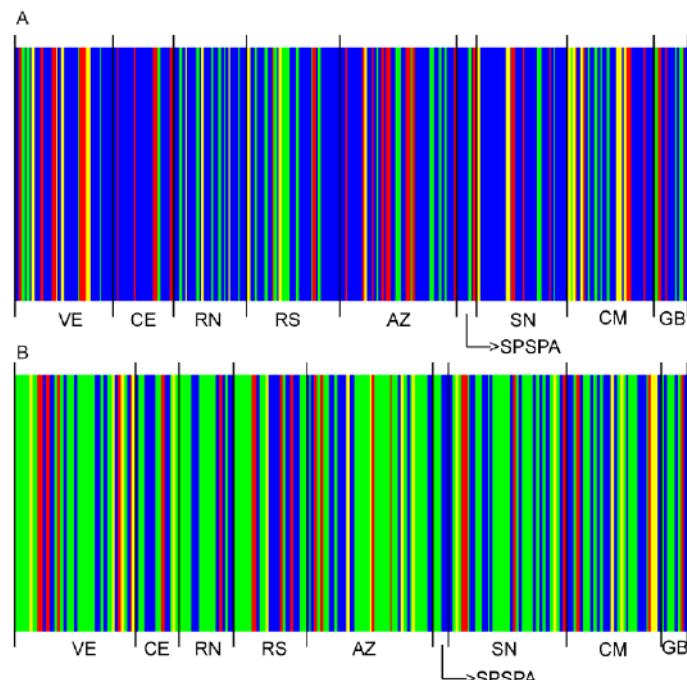


Figura 5. Análise BAPS de *K. pelamis* para dados (A) região controle d-loop e (B) ítron S7. As diferentes cores representam os perfis genéticos recuperados. (VE: Venezuela, CE: Ceará, RN: Rio Grande do Norte, RS: Rio Grande do Sul, AZ: Açores, SPSPA: Arquipélago de São Pedro e São Paulo, SN: Senegal, CM: Costa do Marfim, GB: Gabão).

Apesar de nenhum padrão geográfico ter sido recuperado, foram observados níveis de diferenciação FST par-a-par significativos, variando de fracos a moderados (Tabela 3). É importante dizer que, apesar de não haver recuperação de dois estoques no Atlântico, os níveis de diferenciação foram maiores entre populações de lados opostos do Atlântico que entre populações do mesmo lado. Tais níveis envolveram, especialmente, três populações: Açores, Arquipélago de São Pedro e São Paulo e

Rio Grande do Norte.

Para os dados da região controle d-loop, os níveis de diferenciação da população de Açores foram baixos, porém significativos e variaram entre 0,0023, quando comparada com as populações do Rio Grande do Sul e Senegal, e 0,0057 quando compara com a população da Venezuela. Já para os dados do ítron S7, variou entre 0,013, quando comparada com as amostras do Rio Grande do Norte e 0,042 quando comparada com as amostras do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. É importante ressaltar que as Ilhas dos Açores se encontram na subárea SJ01 da ICCAT, isolada das demais, apresentando padrões de circulação de correntes e temperatura diferentes das demais (Spalding et al., 2007), que podem agir como barreiras parciais ao fluxo gênico.

A população do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSPA), apesar de apresentar o menor número amostral ($N=8$), foi a que apresentou os maiores níveis de diferenciação, apresentando valores baixos a moderados em todas as comparações para os dados nucleares, exceto quando comparada com a população do Ceará. Estes valores variaram entre 0,042, quando comparada com a população de Açores, a 0,058, quando comparada com a população do Rio Grande do Norte. O SPSPA consiste em um ponto remoto, de modo que é esperado que haja uma baixa troca de indivíduos com as demais áreas (Palumbi et al., 2003; Cunha et al., 2014; Neves et al., 2016). Além disso, o SPSPA parece funcionar como zona de descanso de rotas migratórias (Hazin et al., 2008; Mendonça et al., 2018), o que pode explicar a diferenciação genética encontrada, apesar do baixo número amostral.

Dentro do Atlântico Oeste, para dados da região controle, a população do Rio Grande do Norte apresentou valores significativos, exceto quando comparada com o Ceará. É importante dizer que Rio Grande do Norte e Ceará representam a mesma Ecóregião Marinha (Nordeste do Brasil; Spalding et al., 2007). Próximo a esta região, ocorre a divisão da Corrente Sul Equatorial na corrente do Brasil (direção Sul) e Norte do Brasil (direção Norte) (Neves et al., 2016), o que pode explicar a diferenciação genética fraca com a população do Rio Grande do Sul e Venezuela.

Tabela 3. F_{ST} par-a-par para diferentes populações de *K. pelamis* no Oceano Atlântico. Os valores em itálico representam níveis de diferenciação baixos (<0,05) e os valores em negrito representam níveis de diferenciação moderados (0,05-0,15) pela classificação de Wright (1978). Os valores mitocondriais da região controle d-loop podem ser encontrados abaixo da diagonal e os dados nucleares do ítron S7 podem ser encontrados acima da diagonal.

Sample site	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 VE	-	0,0016	0,0057	0,0014	0,0037	<i>0,045</i>	0,0023	0,0018	-0,0005
2 CE	0,0026	-	0,0081	-0,0021	-0,0066	0,03	-0,0016	-0,0026	0,0086
3 RN	<i>0,0049</i>	0,0023	-	0,0017	<i>0,013</i>	0,058	0,0047	0,0075	0,0023
4 RS	0,0019	0	<i>0,0023</i>	-	0,0036	<i>0,0438</i>	-0,0007	-0,0002	-0,0006
5 AZ	<i>0,0057</i>	0,0032	<i>0,0054</i>	<i>0,0031</i>	-	<i>0,0426</i>	0,0032	0,0037	0,0078
6 SPSPA	0,0028	0	0,0025	0	0,0034	-	<i>0,0415</i>	<i>0,0419</i>	0,0522
7 SN	0,0026	0	<i>0,0023</i>	0	0,0026	0	-	-0,0016	0,0002
8 CM	<i>0,0034</i>	0,0008	<i>0,0031</i>	0,0008	<i>0,0039</i>	0,0009	0,0008	-	0,0018
9 GB	0,0027	0	0,0024	0	0,0033	0	0	0,0008	-

(VE: Venezuela, CE: Ceará, RN: Rio Grande do Norte, RS: Rio Grande do Sul, AZ: Açores, SPSPA: Arquipélago de São Pedro e São Paulo, SN: Senegal, CM: Costa do Marfim, GB: Gabão).

Quanto à demografia, todas as análises apontam para um cenário de expansão populacional recente e/ou estabilidade (Tabela 2; Figura 5). Os dados do *BSP* sinalizam uma história demográfica compartilhada entre as populações do Oeste e Leste do Atlântico, reforçando o cenário de homogeneidade genética revelado pelas análises de estruturação (Figura 6). Além disso, os eventos

de expansão populacional parecem estar relacionados com o Pleistoceno, que foi um período marcado por oscilações no nível do mar e temperatura (Chappell & Shackleton, 1986), desenvolvendo um papel chave em moldar a história de muitas populações marinhas (Chen et al., 2020; Neves et al., 2020; Queiroz-Brito et al., 2022).

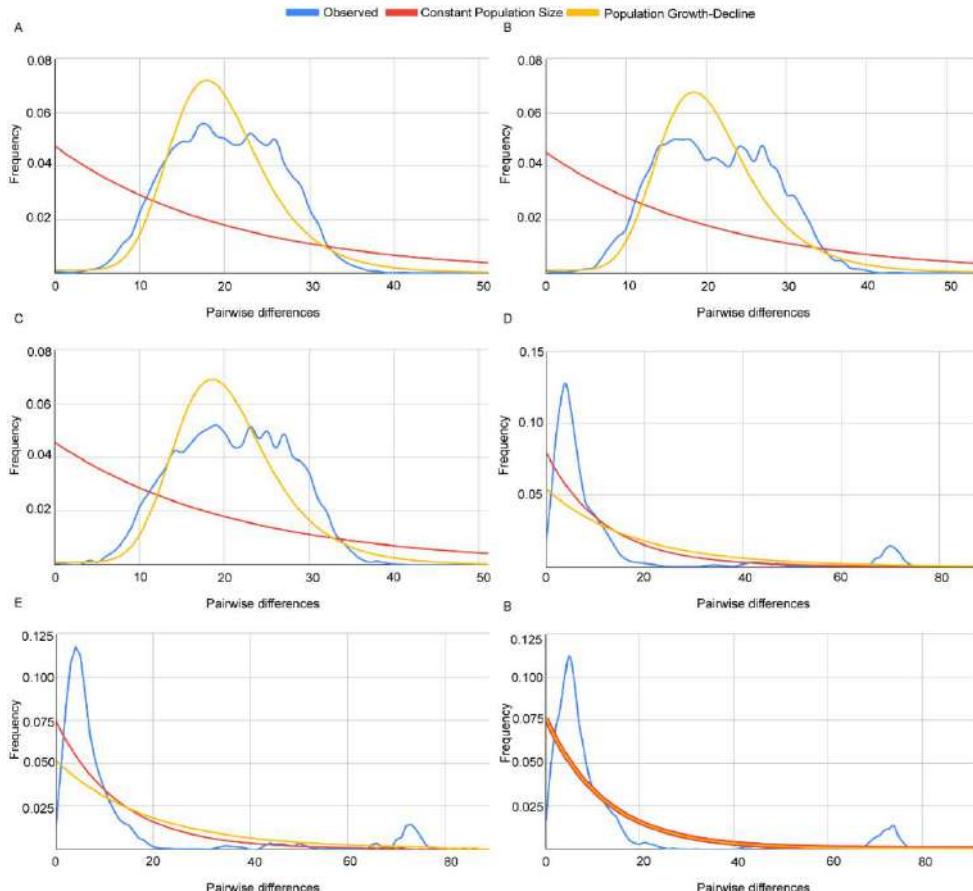


Figura 6. Análise demográfica de Distribuição *Mismatch* para os estoques do Atlântico Oeste e Leste de *K. pelamis*. A-C compreende os dados da região controle d-loop (CR) e D-F para os dados ítron S7. A linha azul representa os valores observados; a linha vermelha representa a frequência esperada de acordo com o modelo de tamanho populacional constante; e a linha amarela representa a frequência esperada de acordo com modelo de crescimento/declínio populacional. (A) Atlântico para dados da CR, (B) Atlântico Oeste para dados da CR, (C) Atlântico Leste para dados da CR, (D) Atlântico para dados do S7, (E) Atlântico Oeste para dados do S7, e (F) Atlântico Leste para dados do S7.

Para fins de conservação do bonito listrado, para os dados genéticos, parece não haver nenhum sinal de sobreexploração da espécie, como revelado pela alta diversidade genética e ausência de sinais de contração/gargalos populacionais. Entretanto, apesar de haver atualmente dois estoques no Atlântico, esta divisão não foi recuperada por nenhuma análise, exceto por um F_{ST} muito baixo para dados da região controle ($F_{ST}=0,0008$). Além disso, a AMOVA aponta que o “melhor cenário” de estruturação parece ser aquele que separa apenas as populações do Açores, Arquipélago de São Pedro e São Paulo e Rio Grande do Norte, unindo as demais em um único grupo (Tabela 4). Desta forma, pode ser necessária uma colaboração entre o Atlântico Leste e Oeste para que as medidas de conservação sejam efetivas, uma vez que a pressão pesqueira de do Leste afeta diretamente o Oeste, e vice-versa.

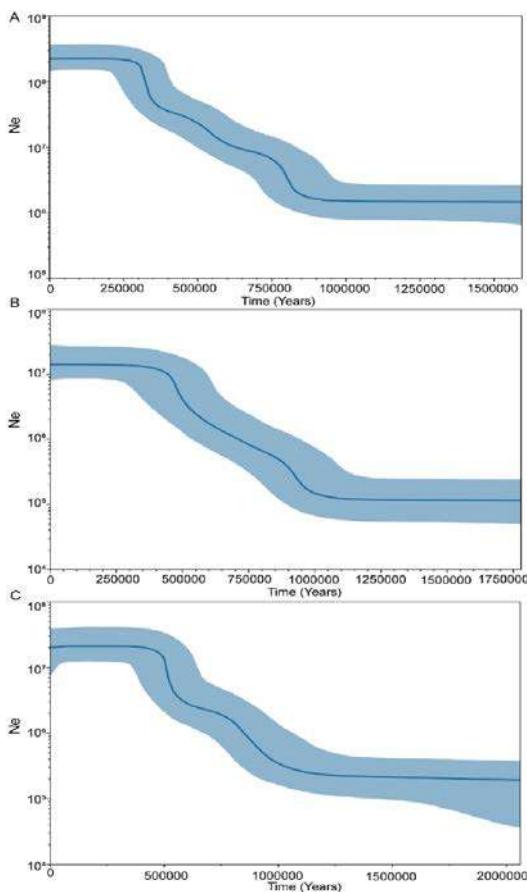


Figura 7. Análise Bayesian Skyline Plot para o Atlântico e estoques Oeste e Leste para dados da região controle d-loop de *K. pelamis*. (A) Atlântico, (B) Atlântico Oeste, e (C) Atlântico Leste.

Tabela 4. AMOVA de *K. pelamis* para dados da região controle d-loop (CR) e ítron S7, testando 4 hipóteses: (a) Panmixia (um grupo), (b) Dois estoques no Atlântico (Oeste e Leste), (c) Cinco grupos: Atlântico Oeste, Leste, Rio Grande do Norte (RN), Açores (AZ) e Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSPA), e (d) Quatro grupos: Atlântico Oeste+Leste, Rio Grande do Norte, Açores, Arquipélago de São Pedro e São Paulo.

Hipóteses	Oeste+Leste								
		1) Oeste				1) Oeste + Leste			
		2) Leste	2) RN	2) AZ	2) SPSPA	3) RN	3) AZ	3) SPSPA	4) SPSPA
		CR	S7	CR	S7	CR	S7	CR	S7
Fonte de variação (%)	<i>Entre grupos</i>	-	-	0,03	-0,06	0,15	0,52	0,20	0,74
	<i>Entre populações</i>	0,24	0,44	0,23	0,48	0,12	0,02	0,13	0,05
	<i>Dentro de populações</i>	99,76	99,56	99,75	99,58	99,73	99,46	99,67	99,21
Índices de Fixação	F _{SC}	-	-	0,0023*	0,0048*	0,0012*	0,0002	0,0013*	0,0005
	F _{ST}	0,0024*	0,004*	0,0025*	0,0042*	0,0027*	0,0054*	0,0033*	0,0079*
	F _{CT}	-	-	0,00026	-0,0006	0,0015	0,0052*	0,002*	0,0074*

*Valores significativos ($p < 0,05$)

Investigação da composição de espécies presentes em enlatados comercializados no Brasil

No geral, as amostras que passaram pelo pré-tratamento apresentaram maiores concentrações e qualidade de DNA quando comparadas com aquelas sem o pré-tratamento (Tabela 5; Figura 8). Com o pré-tratamento, as concentrações de DNA foram satisfatórias, variando entre 27,2 ng/ μ L e 94,3

ng/µL. A absorbância (260/280) indicou uma qualidade mediana, variando entre 1,42 e 2,05 (Tabela 5; Figura 8), uma vez que o ideal são valores entre 1,8 e 2 (Armani et al., 2014). Entretanto, 8 das 13 amostras apresentaram valores acima de 1,8. Já as amostras sem o pré-tratamento apresentaram valores muito menores de concentração de DNA, variando entre 2,1 ng/µL e 29 ng/µL, assim como uma qualidade inferior (absorbância variando entre 1,38 to 1,67; Tabela 5; Figura 8).

Tabela 5. Informações sobre as amostras e resultados moleculares. (*tamanho do fragmento antes do alinhamento).

Informação da amostra		Extração de DNA			PCR	Purificação		Sequenciamento (tamanho do fragmento) *	BLAST (%)
ID da amostra	Descrição do produto	Pré-tratamento	C (ng/µL)	A ₂₆₀ /A ₂₈₀		C (ng/µL)	A ₂₆₀ /A ₂₈₀		
RC3	Atum sólido ao Natural	✓	35,2	1,42	✓	518,3	1,20	✓ (683 bp)	<i>Katsuwonus pelamis</i> (96,35-98,99%)
CF3	Atum ralado ao natural	✓	52,8	1,93	✓	535,7	1,19	X	-
CF2	Atum sólido ao Natural	✓	27,1	1,69	✓	567,5	1,22	✓ (682 bp)	<i>Katsuwonus pelamis</i> (88-92%)
GC3	Atum sólido ao Natural	✓	94,3	1,55	✓	624,7	1,21	✓ (681 bp)	<i>Katsuwonus pelamis</i> (97,64-98,77%)
CO3	Atum ralado ao Natural	✓	41,2	1,70	✓	533,8	1,18	✓ (673 bp)	<i>Katsuwonus pelamis</i> (98,19-99,27%)
CR1	Atum sólido ao Natural	✓	75,3	1,82	X	-	-	-	-
CR2	Atum sólido ao Natural	✓	84,1	1,99	X	-	-	-	-
CR3	Atum sólido ao Natural	✓	84,6	2,05	X	-	-	-	-
CR5	Atum sólido ao Natural	✓	82,9	2,04	X	-	-	-	-
CR6	Atum sólido ao Natural	✓	30,5	1,84	X	-	-	-	-
YF4	Yellowfin sólida ao natural	✓	52,1	2,02	✓	380,7	1,35	X	-
YF11	Yellowfin sólida ao natural	✓	32,4	1,91	✓	390,8	1,21	X	-
YF15	Yellowfin sólida ao natural	✓	78,2	1,6	✓	476,1	1,24	✓ (228 bp)	O tamanho do fragmento não permitiu a identificação

										o pelo BLAST
GC1	Atum sólido ao Natural	X	5,1	1,6	X	-	-	-	-	-
GC2	Atum sólido ao Natural	X	4,5	1,6	X	-	-	-	-	-
GC5	Atum sólido ao Natural	X	12,6	1,42	X	-	-	-	-	-
GC4	Atum sólido ao Natural	X	8,6	1,56	X	-	-	-	-	-
88-2.2	Atum sólido ao Natural	X	2,1	1,38		-	-	-	-	-
TOC2	Atum sólido ao Natural	X	5,8	1,42	X	-	-	-	-	-
CR 1.1	Atum sólido ao Natural	X	8,2	1,55	X	-	-	-	-	-
CR 2.2	Atum sólido ao Natural	X	9,7	1,7	X	-	-	-	-	-
CR 3.3	Atum sólido ao Natural	X	8,3	1,65	X	-	-	-	-	-
CR 4	Atum sólido ao Natural	X	6,4	1,67	X	-	-	-	-	-
TOC1	Atum sólido ao Natural	X	2.,5	1,48	X	-	-	-	-	-
TOC4	Atum sólido ao Natural	X	22,9	1.37	X	-	-	-	-	-
TOC 3	Atum sólido ao Natural	X	29	1,38	X	-	-	-	-	-

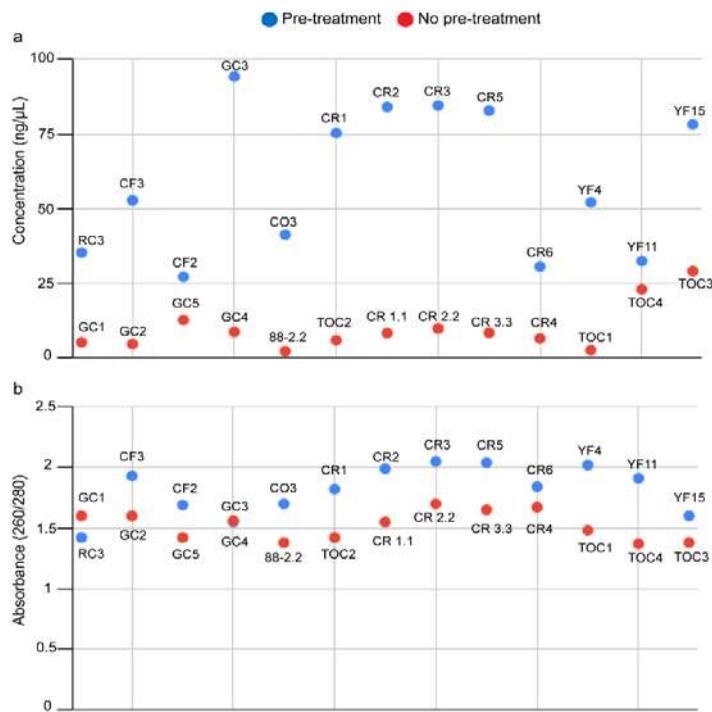


Figura 8. Comparação da (a) Concentração do DNA (ng/µL) e (b) Qualidade (absorbância 260/280) entre amostras com o pré-tratamento (azul) e sem o pré-tratamento (vermelho).

A amplificação da região barcode utilizando o par de primers Fish F1 e Fish R1 amplificou fragmentos bons e limpos para 8 das 13 amostras com pré-tratamento (Figura 9), enquanto o par FishF2 e FishR2 falhou em todas. O controle negativo não mostrou nenhuma banda no gel, indicando que não ocorreu nenhuma contaminação. Nenhuma amostra sem o pré-tratamento apresentou amplificações positivas, indicando um efeito positivo do protocolo proposto.

Das oito PCR positivas, apenas três falharam durante o sequenciamento (RC3, CF2, GC3 e CO3). As amostras RC3, CF2, CO3 e GC3 apresentaram eletroferogramas limpos, apresentando apenas poucas bases não identificadas ('N'; Figura 10). Os tamanhos dos fragmentos variaram entre 673 bp e 682 bp (Tabela 5), indicando que toda a região barcode COI (650 bp; Ward et al., 2005) foi obtida. Este resultado permitiu a identificação do bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*) na carne enlatada, confirmando a importância que a espécie tem neste tipo de indústria. A amostra YF15 gerou uma sequência curta, com apenas 228 bp, não permitindo a identificação da espécie nos bancos de dados. O sequenciamento de uma região grande como o COI a partir de amostras processadas com DNA degradado representa um resultado excepcional, uma vez que muitos artigos trazem a dificuldade de se obter grandes sequências a partir deste tipo de amostra (Shockralla et al., 2015; Sultana et al., 2018; Xing et al., 2020).

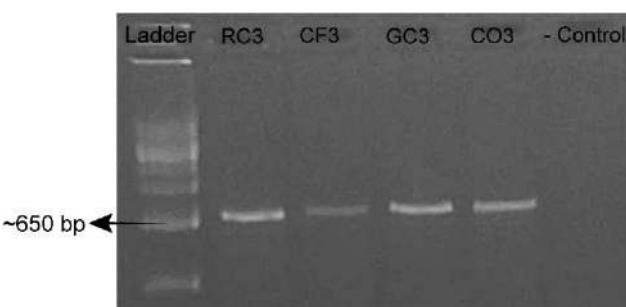


Figura 9. Gel de eletroforese 1,8 % evidenciando PCRs positivas para a amplificação da região barcode COI de algumas amostras com pré-tratamento.

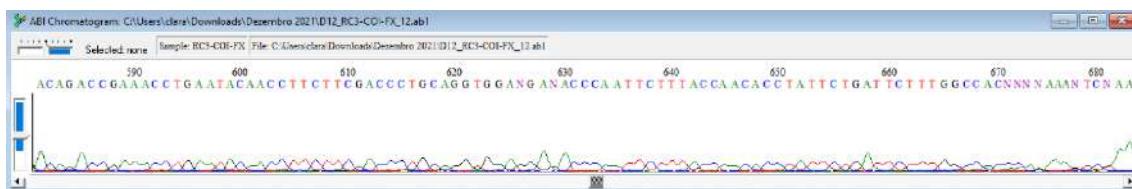


Figura 10. Eletroferograma da amostra RC3 (com pré-tratamento) ilustrando o sequenciamento de 683 bp da região barcode COI.

4. Considerações finais

Com base nos dados encontrados aqui, é possível afirmar que o bonito listrado *Katsuwonus pelamis* representa uma população panmítica ao longo do Oceano Atlântico, de modo que não há nenhum padrão de estruturação genética entre o estoque Oeste e Leste. Desta forma, é indicada uma colaboração entre o Oeste e Leste para fins de gestão e conservação da espécie pelo ICCAT. Além disso, uma abordagem integrativa (ecológica e genômica) para melhor entender os padrões sutis de diferenciação encontrados, especialmente nas populações do Açores, Arquipélago de São Pedro e São Paulo e Rio Grande do Norte. Para futuros planos de manejo, o Arquipélago de São Pedro e São Paulo representa uma população com potencial de prioridade de conservação, uma vez que, apesar do baixo número amostral, foi a população que concentrou os maiores níveis de diferenciação genética. Para futuros trabalhos, também seria interessante uma colaboração global a fim de investigar a estruturação populacional de *K. pelamis* em 5 estoques pesqueiros ao redor do mundo, uma vez que muitos estudos, assim como o presente trabalho, apontam para um cenário de homogeneidade genética.

Os dados de sequenciamento de enlatados comercializados no Brasil reforçam a importância que a espécie possui neste tipo de indústria. Além disso, a criação e validação de um protocolo alternativo que melhora a concentração e qualidade do DNA extraído a partir dessas amostras processadas, pode servir como base para trabalhos futuros.

Eixo B - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Distribuição e Abundância

Atividade: Análise dos adensamentos de espadarte capturados no Sudoeste do Atlântico (julho/2020 a julho/2021)

Pesquisadores envolvidos: Silvaneide Luzinete Rodrigues, Humber Agrelli de Andrade

1. Introdução

Diante da complexidade e do custo de obtenção de dados oriundos de pesquisas científicas de ampla cobertura espacial e temporal, índices relativos de abundância derivados da pesca comercial continuam sendo uma das principais fontes de informação para as avaliações de estoques (Compbell, 2015). Com frequência, se usam informações sobre captura e esforço de pesca da frota comercial, para o cálculo da taxa de Captura por Unidade de Esforço (CPUE), como estimativa de índices relativos de abundância (Hilborn e WALTERS, 1992; RODRIGUES, SL.) Variabilidade das espécies – alvo e adensamentos do espadarte (COMPBELL, 2016). Porém, as constantes mudanças de espécies alvo ao longo do tempo, assim como as variações no número de barcos de diferentes bandeiras, estratégias de pesca, horários e áreas de atuação, interferem no coeficiente de capturabilidade, o que torna inadequado o uso direto da CPUE em avaliações de estoques (HE et al., 1997; MAUNDER e PUNT, 2004; COMPBELL, 2004; XU et al., 2018). Portanto, para estimar índices relativos de abundância são frequentemente aplicados métodos estatísticos de regressão para eliminar ou amenizar os efeitos de fatores que afetam a CPUE, que não a abundância propriamente dita.

Apesar das autocorrelações espaciais e temporais provocadas por adensamentos de peixes e agregações de embarcações não virem sendo consideradas nas últimas décadas, recentemente a questão tem ganhado muita atenção nas padronizações de índices de abundância oriundos de dados dependentes da pesca (YU et al., 2013; THORSON et al., 2016; JIAO et al., 2016; XU et al., 2018). Monitorar as alterações nos tamanhos dos adensamentos de peixes ao longo do tempo, usando estrutura de autocorrelação, pode ser mais importante que o estudo das taxas de captura (CPUE) propriamente ditas (VIGNAUX, 1996). A variação da distribuição de densidade de peixes ao longo do tempo está associada às mudanças na abundância das espécies, e poderia ser então incorporada como índice complementar aos pontos de referência comumente usados na biologia da conservação marinha e na gestão da pesca (REUCHLIN-HUGENHOLTZ et al., 2015). O levantamento de informações e o avanço nas análises de efeitos das variações espaço-temporais na distribuição geral e particularmente dos adensamentos de exemplares das espécies capturadas são fundamentais para a redução das incertezas ocasionadas pela falta de aleatoriedade inerente aos dados de origem comercial, nos quais estão baseadas muitas das avaliações de estoques.

Diante do exposto, a presente análise teve como objetivo quantificar e medir o número de adensamentos da população de espadarte (*Xiphias gladius*) entre 2003 e 2018. Para isto, foram investigadas estruturas das fragmentações e adensamentos espaço-temporais do espadarte do estoque do Atlântico Sul, com o intuito de desenvolver um método para estimativas de índices relativos de abundância que incorporam a questão da autocorrelação, como uma alternativa à padronização convencional da CPUE.

2. Metodologia

Banco de dados

Para este estudo foram analisadas as informações da frota comercial brasileira contidas no Banco Nacional de Dados da Pesca de Atuns e Afins (BNDA), mantido pela Secretaria Especial da

Aquicultura e da Pesca (SEAP), a qual encontra-se integrada ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Trata-se de um banco de dados composto por informações sobre as pescarias de espinhel pelágico, oriundas de mapas de bordos preenchidos pelos mestres de pesca de embarcações comerciais. Entre 1978 e 2018 há 97.679 lances de pesca de espinhel registrados no BNDA. As informações são referentes à pesca realizada por embarcações nacionais e arrendadas de 18 bandeiras estrangeiras. Aqui, foram analisadas as informações referentes à pesca realizada pelas embarcações nacionais e arrendadas da Espanha e Honduras, pois são as bandeiras responsáveis pela maior parte das capturas de espadarte do Atlântico Sul (ICCAT, 2019).

Filtragem do banco de dados

O primeiro passo foi a eliminação de registros com resolução espacial grosseira e dados agregados em quadrantes de latitude e longitude de 1° por 1°, ou 5° por 5°. Foram mantidos somente os registros de lances com coordenadas indicadas com resolução fina. Em adição, foram eliminados os dados claramente equivocados ou de validade duvidosa, como registros de lances localizados em terra ou com número de anzóis inferior a 800, já que neste tipo de pescaria normalmente se utiliza uma quantidade superior (COLUCHI et al., 2005).

Além da filtragem descrita anteriormente, foram selecionados os lances de interesse quanto ao direcionamento da pescaria. A pesca de espinhel pelágico no Atlântico Sul de 1978 a 2018 passou por várias modificações em relação ao número de barcos, procedimento operacional, tecnologia e alvo de pesca, que pode inclusive ser alterado dentro de uma mesma viagem (MENESES DE LIMA et al., 2000; GUIMARÃES-SILVA & ANDRADE, 2014; BARRETO et al., 2016). O banco de dados utilizado passou por duas etapas de filtragens, a primeira com o intuito de selecionar apenas os lances de pesca direcionados ao espadarte, e a segunda, para remover dados viesados, normalmente presente em informações oriunda da frota comercial (HIRAOKA et al., 2016).

As mudanças no alvo de pesca são acompanhadas de alterações nas estratégias de pesca, como por exemplo, mudanças nos horários de lançamentos e recolhimentos do espinhel, assim como modificações na profundidade de atuação dos anzóis. Portanto, tendo em vista que as operações cujo foco da captura era a pesca de espadartes foram efetuadas com números de anzóis por samburá (NAS) inferior a sete (CHANG et al., 2011; HIRAOKA et al., 2016; KAI et al., 2017), somente foram considerados os lances de pesca com NAS menor ou igual a 6. No entanto, o que define uma mudança na estratégia de pesca, não é somente o número de anzóis entre samburás. Há outras questões de difícil dimensionamento a partir dos dados que estão presentes no BNDA. Por exemplo, a velocidade de lançamento do espinhel na água também influência na posição em que atuam os anzóis na coluna d'água, porém não se tem informações disponíveis para o cálculo.

Desta forma, foi utilizado um indicador de direcionamento baseado nas proporções de captura das principais espécies alvo da frota brasileira, conforme proposto por Rodrigues et al. (2020). Somente os lances de bandeiras cujo indicador apresentava-se alto para o espadarte foram selecionados para análise. No fim de todo o procedimento de filtragem, foram selecionadas para a análise os lances de pesca realizados pelas embarcações nacionais e arrendadas da Espanha e Honduras, totalizando 16.561 lances de pesca realizados por 106 embarcações (Tabela 1), em que as operações de pesca ocorram entre as latitudes de 5°N a 20°S e longitude de 15°W a 55°W e no período de 2003 a 2018. Até 2002 os lances de pesca registrados no BNDA eram reportados de forma agregada, por essa razão não foram incluídos nas análises.

Tabela 1. Número de registros de lances de pesca e número de diferentes barcos atuantes por ano e bandeira e no decorrer de todo o período. Embarcações: Nacionais (BRA) e arrendadas da Espanha (BRA-ESP) e Honduras (BRA-HND).

Ano	BRA	BRA-ESP	BRA-HND	Total	Barco (nº)
2003	605	1159	25	1789	23
2004	1896	447	86	2429	29
2005	1299	648	0	1947	27
2006	883	463	2	1348	13
2007	1007	426	136	1569	16
2008	583	85	133	801	16
2009	596	251	129	976	15
2010	427	455	0	882	15
2011	562	300	0	862	12
2012	573	107	0	680	16
2013	232	0	0	232	3
2014	526	0	0	526	23
2015	613	0	0	613	34
2016	1156	0	0	1156	37
2017	421	0	0	421	13
2018	330	0	0	330	8
Total	11709	4341	511	16561	106

Padronização da captura por unidade de esforço

A padronização da CPUE foi elaborada utilizando um modelo linear generalizado com distribuição binomial negativa. A variável resposta foi a captura de espadarte em número de exemplares (SWO.n), a função de ligação foi a logarítmica e o esforço de pesca (em números de anzóis) foi utilizado como *offset*. A seleção das variáveis explicativas (Tabela 2) foi baseada no Critério de Informação de Akaike (*Akaike Information Criterion - AIC*) (AKAIKE, 1973).

Tabela 2. Descrição das variáveis explicativas utilizadas no processo de padronização da CPUE.

Variável	Classificação	Alcance	Descrição
Ano	Categórico	2003–2018	Ano do lance de pesca
Mês	Categórico	1–12	Meses do ano
Latitude	Numérico	10°N–20°S	Coordenadas geográficas
Longitude	Numérico	15°W–55°W	Coordenadas geográficas
TSM	Numérico	10°C–38°C	Temperatura da superfície do mar
Bandeiras	Categórico	1–3	Origem das embarcações
NAS	Numérico	1–6	Número de anzóis por samburá

Estrutura espacial e adensamentos populacionais

A estrutura da distribuição espacial da espécie foi investigada a partir da análise da autocorrelação espacial nos resíduos da CPUE padronizada do espadarte. Dados residuais são em sua maioria livres dos fatores que mascaram as alterações no adensamento populacional dos organismos, permitindo identificar a irregularidade local (positiva ou negativa) na densidade dos peixes (VIGNAUX, 1996; KLEISNER et al., 2010). A análise foi conduzida na dimensão espacial (latitude e longitude) com cálculos das distâncias entre embarcações que executam lances no mesmo momento. A avaliação das relações de dependência entre resíduos e distâncias das embarcações, foi realizada a partir do cálculo

de variogramas, seguindo em geral o procedimento adotado por Kleisner et al. (2010) e Saul et al. (2013).

A função do semivariograma é expressa matematicamente com: $\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [z(xi) - z(xi + h)]^2$ em que $\gamma(h)$ é o valor da semivariância estimada entre pares de pontos afastados por uma distância h , $N(h)$ é o número de pares de valores medidos, $z(xi)$ e $z(xi + h)$ são valores da variável de interesse em dois pontos distintos separados por uma distância h . Após o cálculo, o variograma empírico de cada espécie foi modelado usando curvas com propriedades conhecidas (e.g. exponencial, esférica, gaussiana), a curva que melhor minimizou a raiz quadrada do erro foi escolhida para ajuste aos dados (CHANG et al., 2017). Os parâmetros envolvidos nos modelos ajustados (Figura 1) são: alcance ou range (a), distância a partir da qual os dados amostrados são correlacionados; nugget (C_0), valor da semivariância na distância 0; sill (C), distância entre o nugget e o patamar, correspondendo ao valor máximo de variabilidade encontrado no conjunto de dados analisados (KLEISNER et al., 2010). A distância h entre lances consecutivos no espaço foi medida em quilômetros.

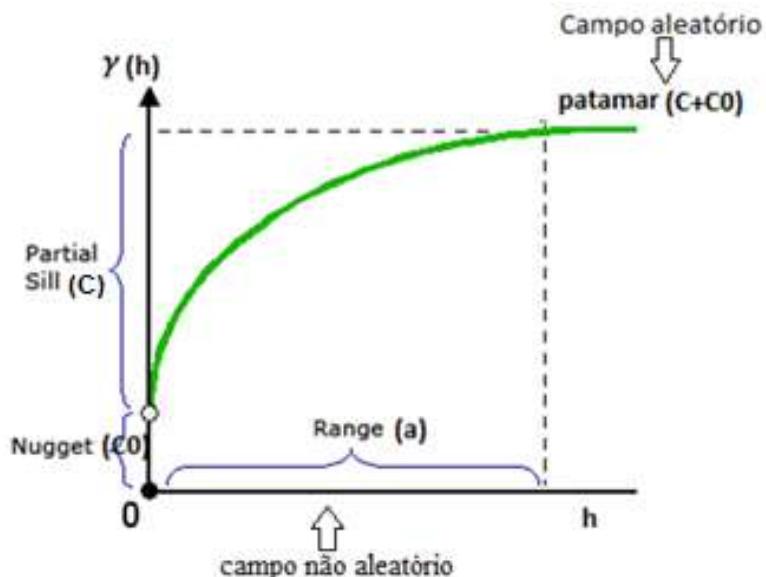


Figura 1. Modelo gráfico de um semivariograma.

A distância máxima de h para fins de cálculo foi ajustada para cada caso até que se alcançasse estabilização de $\gamma(h)$. A partir do resultado encontrado com a função do semivariograma é possível detectar as agregações ou adensamentos espaciais nas populações de peixes investigadas. Por exemplo, se o valor de dependência espacial obtido no semivariograma persistir por uma distância máxima de até 10 km, essa medida seria uma estimativa do diâmetro do adensamento dos peixes. O grau de dependência espacial (GDE) foi determinado e classificado segundo Zimback (2001), utilizando a razão entre o sill e o patamar $GDE = \frac{C}{C_0+C}$ e assumindo intervalos de classe classificado em: dependência espacial baixa para $GDE < 25\%$, moderada para $25\% < GDE < 75\%$ e forte para $GDE > 75\%$.

A quantificação dos adensamentos espaciais foi executado por meio do algoritmo recursivo desenvolvido por Woillez et al.(2009). O algoritmo começa a partir do valor da maior captura (z_i), o z_i máximo é a marca de início da primeira estrutura de agregação. Em seguida, os lances mais próximos são atribuídos a essa mancha, se a distância entre elas e o centro de gravidade (CG) não

ultrapasse a distância limite de adensamento. Caso contrário, o valor atual da amostra define uma nova mancha. Portanto, a distância limite representa o valor de dependência espacial da amostra para o ano corrente que é determinado pelo range obtido nas análises de autocorrelação dos resíduos da GLM.

Índices de abundância relativa a partir das estimativas de adensamentos

Um índice relativo de abundância (em número de indivíduos) foi estimado por meio do somatório discreto relacionado aos locais das amostras xi ($i = 1, \dots, n$), ponderado pelas áreas de influência em torno das amostras (determinadas no espaço projetado),

$$Si = \sum_{i=1}^n wizi,$$

onde wi refere-se à área de influência e zi o valor de captura do espadarte no ponto xi (latitude e longitude), conforme proposto por (WOILLEZ et al., 2007, 2009). A densidade anual da população também foi quantificada para auxiliar no entendimento das alterações da abundância relativa do espadarte

$$D = \frac{\sum_{i=1}^n wizi}{\sum_{i=1}^n wi}.$$

A área de influência utilizada neste estudo foi definida de acordo com o valor do range obtido nos variogramas calculados na etapa anterior.

Indicadores espaciais de localização, ocupação, dispersão

Indicadores espaciais foram utilizados para descrever padrões de localização, ocupação e dispersão espaciais da população de espadarte. O centro de gravidade (CG) dos locais de pesca ponderado pela densidade foi calculado como a média das coordenadas geográficas dos lances de pesca e suas superfícies de influência, conforme

$$CG = \frac{\sum_{i=1}^n xiwizi}{\sum_{i=1}^n wizi}.$$

A Área de Presença (AP) foi calculada como a porcentagem de pontos amostrados nos quais a espécie foi encontrada, independentemente da magnitude da captura $AP = \sum_{i=1}^n wi[zi > 0]$, que é um índice sobre a área de ocupação. A inércia descreve a dispersão espacial em torno do seu centro de gravidade

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n (xi - CG)^2 wizi}{\sum_{i=1}^n wizi}.$$

Todas as análises nesta e nas demais etapas mencionadas mais acima foram realizadas com o programa R versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2019), utilizando os pacotes Mass (VENABLES & RIPLEY, 2002), Gstat (GRÄLER et al., 2016) e RGeostats (ARMINES, 2019). Os dados espaciais são fornecidos no sistema de coordenadas *World Geodetic System* estabelecido em 1984 (WGS84).

3. Resultados

Na análise da deviance para o modelo ajustado, todas as variáveis e termos de interação incluídos inicialmente no modelo promoveram reduções significativas da deviance ($p < 0,01$), exceto a longitude a qual foi, portanto, removida (Tabela 3). A variável que mais contribuiu para a diminuição da deviance foi ano, seguido por bandeira de origem das embarcações e mês. No total a proporção de redução da deviance em relação ao modelo nulo foi de 25%.

Tabela 3. Parâmetros de estimação do modelo binomial negativo. tsm - temperatura da superfície do mar; e nas - número de anzóis por samburá

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P(>Chi)
NULL	NA	NA	15099	27716779	NA
ano	15	3531318	15084	24185461	2.2e-16
bandeira	2	1480360	15082	22705101	2.2e-16
latitude	1	37565,33	15081	22667536	2.2e-16
mês	11	694449,3	15070	21973086	2.2e-16
tsm	1	171912,9	15069	21801173	2.2e-16
nas	1	2140,712	15068	21799033	2.2e-16
ano:latitude	15	383215,4	15053	21415817	2.2e-16
bandeira:latitude	2	15202,45	15051	21400615	2.2e-16
bandeira:mês	22	165224,5	15029	21235390	2.2e-16
bandeira:tsm	2	31925,88	15027	21203464	2.2e-16
bandeira:nas	2	83460,47	15025	21120004	2.2e-16
latitude:mês	11	421147,2	15014	20698857	2.2e-16
latitude:nas	1	1195,065	15013	20697662	2.2e-16
mês:tsm	11	142699,9	15002	20554962	2.2e-16
mês:nas	11	37324,08	14991	20517638	2.2e-16
tsm:nas	1	1083,942	14990	20516554	2.2e-16

Na análise dos resíduos do modelo ajustado, o modelo foi ligeiramente viesado, no sentido de que as esperanças dos resíduos estão próximas, porém abaixo de zero (Figura 2A). No gráfico de quantis há indicações de que a distribuição dos resíduos se aproxima da normal, com leves violações nas caudas (Figura 2B). Os resíduos são aproximadamente homocedásticos, mas há uma tendência não muito pronunciada de redução da variância para previsões elevadas (Figura 2C). Altos valores de resíduos estão associados a altos valores de alavancagem, e há alguns pontos com grande influência (Figura 2D). De maneira geral, se considerou o modelo como suficiente para a proposta do trabalho, ainda que o mesmo deva ser revisado no futuro, especialmente se a intenção for a construção de índices relativos de abundância a serem de fato utilizadas em análises de avaliações de estoques.

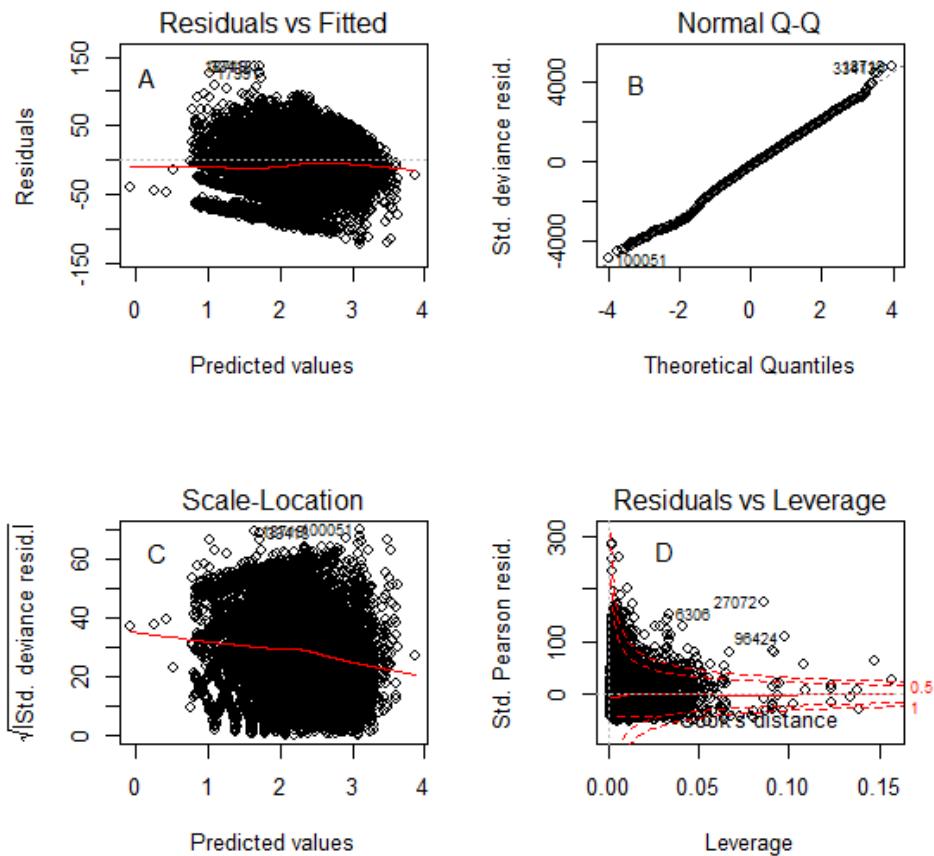


Figura 2. Diagnóstico dos resíduos do MLG.

As tendências das séries de CPUE padronizadas e nominal para o espadarte do Atlântico Sul são mostradas na Figura 3. No início de ambas as séries temporais até 2012 há elevados valores de CPUE para *X. gladius* (superior a 8 indivíduos por mil anzóis), após esse período há uma acentuada redução na taxa de captura com valores em torno de 4 a 7 indivíduos por mil anzóis. Nota-se que as séries de CPUE, tanto padronizada quanto nominal, apresentaram a mesma tendência ao longo do tempo.

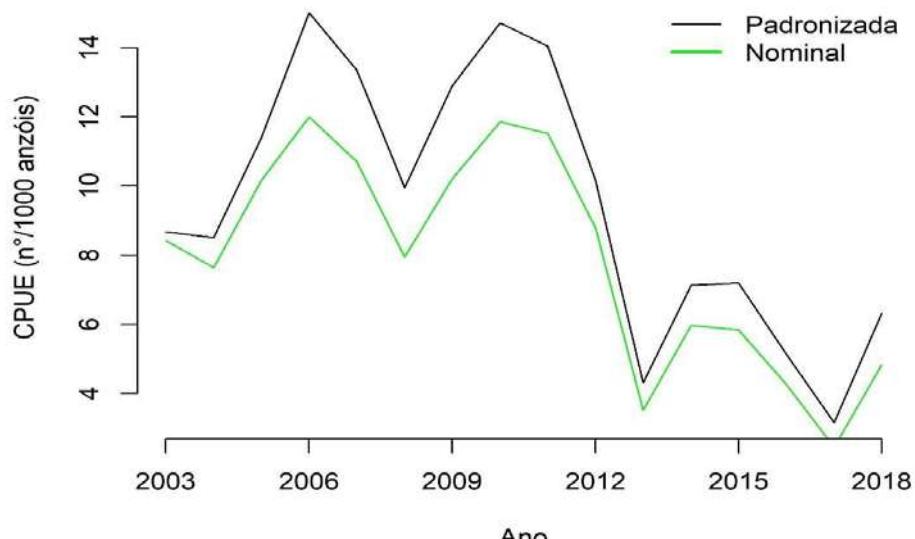


Figura 3. Séries de CPUE nominal e padronizada do espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico entre 2003 a 2018.

Estrutura espacial e adensamentos populacionais

Para quase todos os anos, os variogramas podem ser modelados por uma função esférica que se estabilizou em torno de um patamar a partir de determinada distância específica para cada caso (Figura 4). Há ajustes um pouco deficientes em alguns anos, mas a grande exceção foi 2013 que mostrou tendência aproximadamente linear. Para os demais casos, as estruturas dos variogramas indicaram distribuição espacial não aleatória, e que dois pontos próximos tiveram maior probabilidade em ter valores semelhantes quando comparados aos pontos distantes. No geral, o espadarte apresentou os maiores valores de dependência espacial em termos de distância em 2004 (1070.97 km) e a partir de 2008, com alcance sempre superior a 300 km. A exceção foi em 2015, o menor valor registrado de toda série temporal (40,62 km). O valor máximo de variabilidade (sill) encontrado no conjunto de dados analisados foi em torno de 1200 até 2009, e após esse ano o valor aumentou para 1450. O grau de dependência espacial classificado de acordo com Zimback (2001) indicou que a autocorrelação nos dados de pesca do espadarte foi moderada, com exceção de 2005, 2016 e 2017 em que as autocorrelações foram fracas, e em 2018 foi forte (Tabela 4).

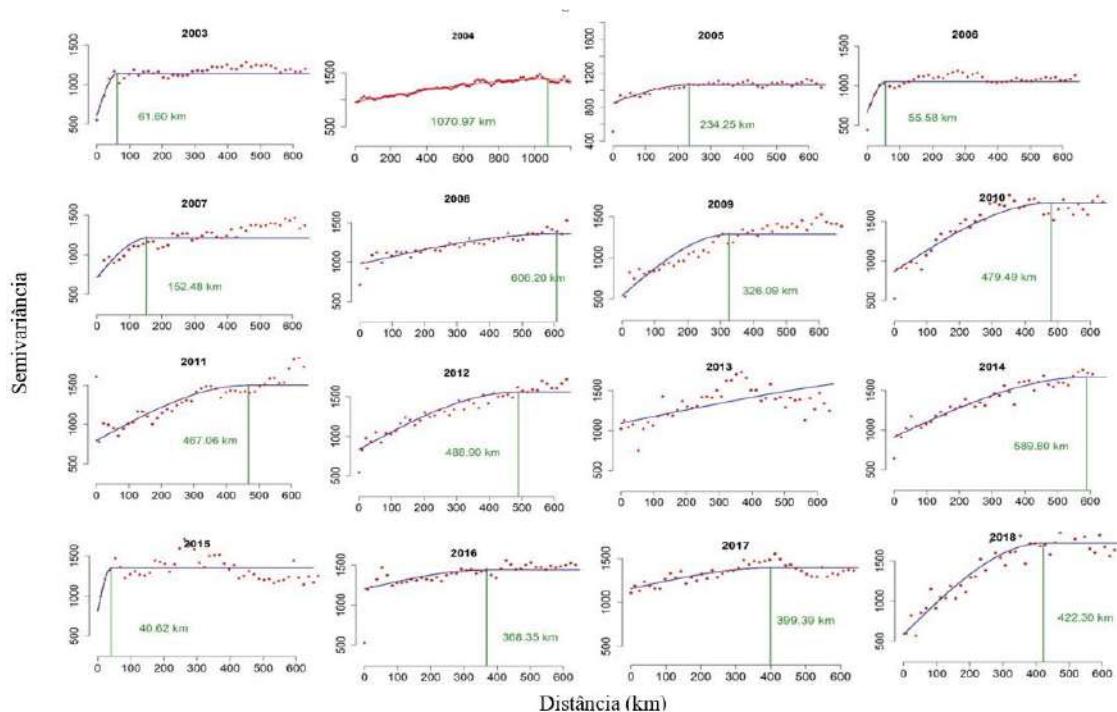


Figura 4. Variogramas anuais dos resíduos da GLM do espadarte capturados pela frota brasileira de espinhel pelágico, entre 2003 e 2018.

Tabela 4. Número de adensamentos e classificação do grau de dependência espacial (*GDE*) do espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico entre 2003 e 2018.

ANO	ADENSAMENTOS (n°)	GDE (%)	CLASSIFICAÇÃO (GDE)
2003	236	46,40	Moderado
2004	5	30,20	Moderado
2005	48	19,66	Fraco
2006	212	37,53	Moderado
2007	86	48,50	Moderado
2008	8	28,26	Moderado
2009	22	36,99	Moderado

2010	14	50,25	Moderado
2011	13	56,82	Moderado
2012	11	51,74	Moderado
2013	2	-	-
2014	4	45,40	Moderado
2015	86	43,64	Moderado
2016	18	17,49	Fraco
2017	8	18,92	Fraco
2018	13	70,62	Forte

O número de adensamentos presentes por ano variou entre 2 a 236 (Tabela 4 e Figura 5), é nítido que a forma como a espécie está distribuída no espaço não foi constante ao longo do tempo, os tamanhos dos adensamentos variaram bastante. Entre 2003 e 2007, as quantidades de manchas se distribuíram de forma homogênea por toda área de pesca com pequenas aglomerações, após esse período o número de adensamentos diminuíram e o tamanho das fragmentações foram maiores, principalmente entre as latitudes de 5° N e 5° S e longitudes de 25° W e 35° W. O centro de gravidade dos adensamentos com capturas maiores ou igual a 10% da captura total estavam localizados em latitudes próximas à linha do equador, com exceção dos anos de 2009, 2010 e 2011 em que também foram observadas fragmentações com elevado adensamento entre as latitudes de 10° S e 20° S.

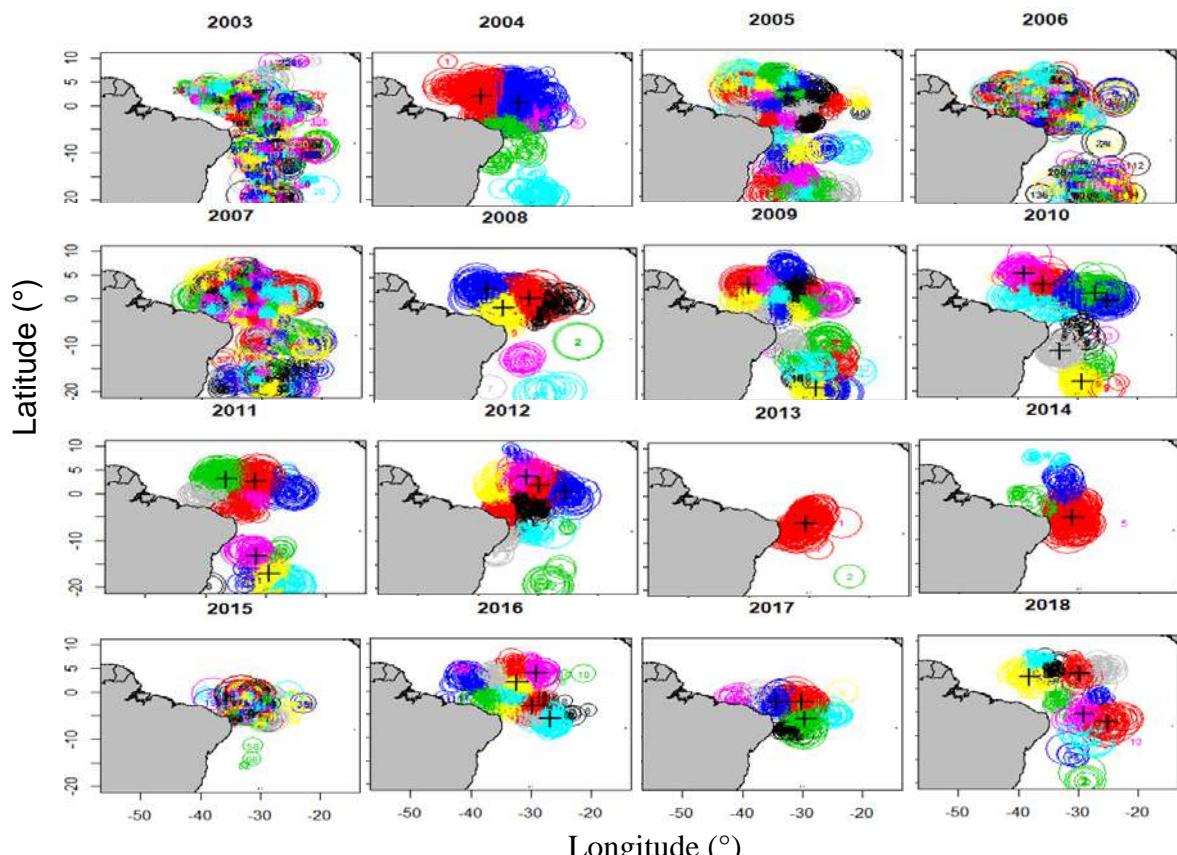


Figura 5. Adensamentos do espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico, entre 2003 a 2018. Cada lance de pesca é numerado com o número e cor referente ao adensamento o qual pertence. O tamanho das circunferências é proporcional à quantidade de espadarte capturado em cada lance. O sinal de cruz preta representa o centro de gravidade dos adensamentos que corresponde a valores maiores ou iguais a 10% da captura total.

Índices de abundância relativa a partir das estimativas de adensamentos e área de presença

As capturas de espadarte pela frota brasileira de espinhel foram acentuadamente reduzidas entre 2013 e 2015, com posterior tendência de crescimento até o fim da série temporal em 2018 (Figura 6). Durante o período do estudo, o tamanho da área positiva (a área em que o espadarte esteve presente) apresentou redução à medida que o número de indivíduos diminuía.

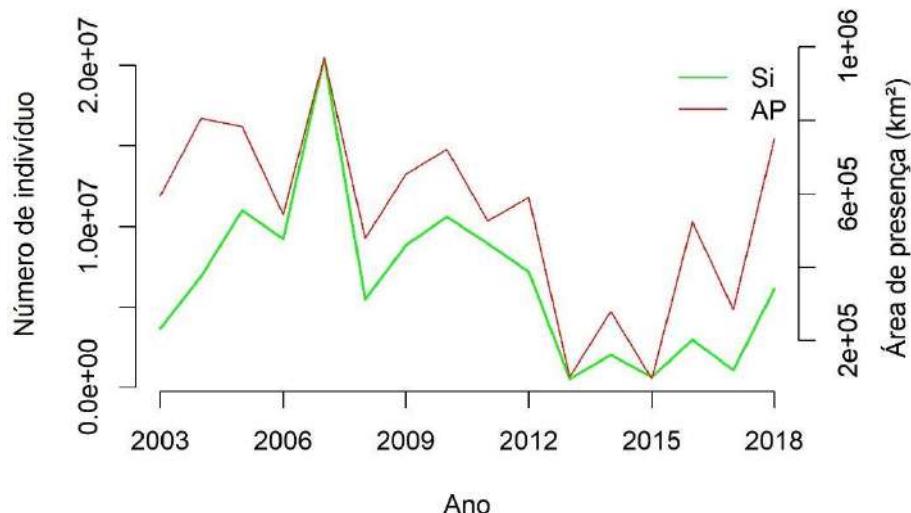


Figura 6. Número de indivíduos (Si) e área de presença (AP) do espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico entre 2003 a 2018.

As maiores densidades foram registradas entre 2004 e 2012 (superior a 10 indivíduos por quilômetro quadrado), e as menores nos anos finais da série temporal (< 8 espadartes por quilômetro quadrado), com exceção de 2016 (Figura 7).

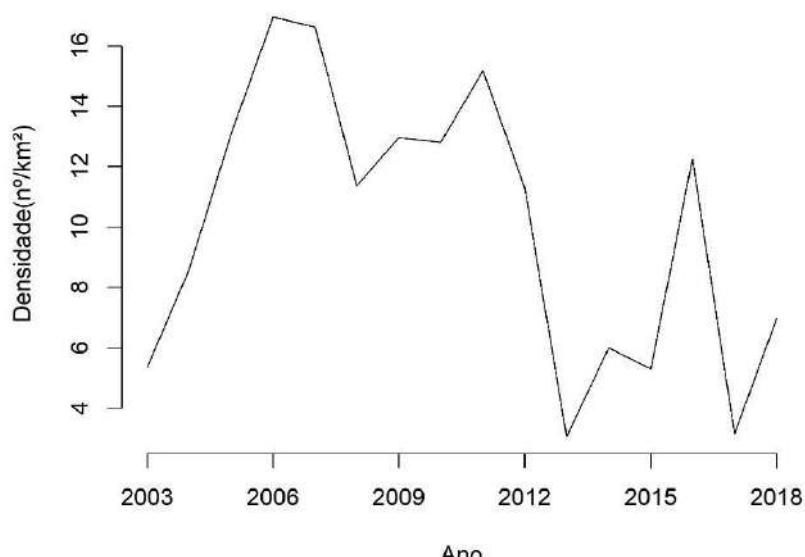


Figura 7. Densidade (D) de captura de espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico entre 2003 a 2018.

Índices espaciais de localização e dispersão

A localização média da captura de *X. gladius* aferida com o centro de gravidade indicou que não houve grandes variações ao longo dos 16 anos de estudo (Figura 8). O centro de gravidade ficou localizado próximo a latitude 5° S (Figura 8 A e B) e a linha do equador (Figura 8 C e D). A inércia e o número de amostras variaram na mesma direção, com os maiores valores registrados entre 2003 e 2012 e os menores registrados posteriormente, com exceção de 2018, que apesar do número de lances reduzido, apresentou maior grau de dispersão em torno do centro de gravidade.

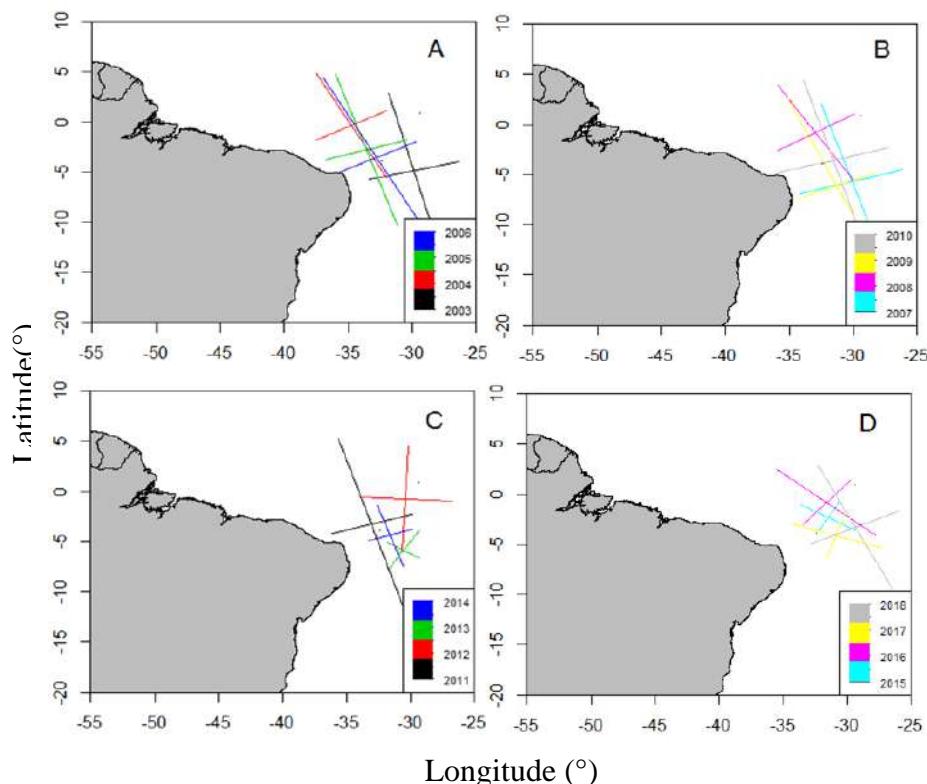


Figura 8. Centro de gravidade-CG (intercepção entre dois eixos) e inércia-I (dimensão dos eixos) do espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico entre 2003 a 2018.

4. Considerações Finais

A observação da estrutura espacial do espadarte em escala fina auxiliou na descrição e explicou a heterogeneidade local anteriormente desconsiderada na aplicação de métodos de modelagem e padronização da CPUE. O aumento da área de adensamento do *X. gladius* de 2003 a 2018, e a modificação na distribuição e no número dos adensamentos são claros, e lançam dúvidas sobre a confiabilidade das análises estatísticas utilizadas na padronização da CPUE até então. Os indicadores espaciais utilizados neste estudo foram influenciados pela distribuição geográfica das amostras ou diminuição do número amostral, o que implica em necessidade de se encontrar alternativas para uso dos mesmos na geração de índices relativos de abundância.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Acompanhamento de desembarque

Atividade: Caracterização da distribuição espacial e abundância das principais espécies de atuns e afins capturadas no Espírito Santo pela frota tipo Itaipava

Pesquisadores envolvidos: Nilamon de Oliveira Leite Junior, Lilian Bastos Sarmento, Priscilla Nobres dos Santos, Jennifer Venturim Bernadino, Pedro Henrique da Silva Pires, Guilherme dos Santos Lirio, Caio Ishibashi Minei

1. Introdução

Como já mencionado anteriormente, a pesca praticada no Espírito Santo tem como principal característica os diferentes métodos de captura que podem ser usados de forma alternada ao longo de um mesmo cruzeiro de pesca realizado por uma mesma embarcação. Basicamente, os principais métodos de pesca empregados são o corrico (C), o espinhel de dourado (ED), o espinhel de meka (EM), a linha de superfície ou caída (LS), a vara (V), a multi-pesca de superfície (MS), a multi-pesca de superfície e fundo (MSF) e a rede de cerco (RC). A multi-pesca de superfície é caracterizada pelo uso alternado de diferentes artes, principalmente o corrico e a linha de mão, mas tendo o espinhel de superfície como o método principal. Já a multi-pesca de superfície e fundo, inclui além do método principal, que é o espinhel de fundo, o uso alternado de linha de caída e linha de mão (tipo pargueira) (Crystello, 2018).

Como também já mencionado, os atuns e afins, com destaque para a albacora laje, a albacorinha e o dourado, compõem as capturas dessas atividades de pesca, em maior ou menor grau, de acordo com arte empregada.

Neste contexto, é importante a realização do monitoramento dos desembarques desta frota ao longo do litoral capixaba, gerando informações sobre as capturas das diferentes espécies por métodos de pesca.

O presente estudo teve como objetivo principal realizar este monitoramento e apresentar os resultados obtidos da análise das capturas, da sua distribuição espacial e das estimativas dos índices de abundância das principais espécies.

2. Metodologia

Os dados foram coletados por meio de entrevistas de desembarques no período de junho de 2017 a outubro de 2020. Neste caso, houve uma colaboração entre o projeto Protuna e o Projeto Áreas Marinhas e Costeiras Protegidas – GEF-Mar, coordenado pelo Centro Tamar no estado do Espírito Santo, de forma a unir esforços de monitoramento. O Projeto GEF Mar é um projeto do Governo Federal, criado e implementado em parceria com instituições privadas e da sociedade civil, para promover a conservação da biodiversidade marinha e costeira.

3. Resultados

Capturas x Modalidade de pesca

Os dados de biomassa total da produção pesqueira do litoral do Espírito Santo foram coletados entre junho de 2017 e outubro de 2020 (Tabela 1). Nos dados referentes à modalidade multi-pesca de superfície (MS) foram incluídas viagens que utilizaram mais de uma arte de pesca que atua na superfície e à multi-pesca de superfície e fundo (MSF) foram incluídas viagens que utilizaram ao menos uma arte de pesca de superfície e uma de fundo.

Espécies de atuns e afins capturadas: distribuição espacial e CPUE

Para cada espécie de atuns e afins constante na tabela 1 foi calculada a CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) mensal, dividindo a biomassa capturada (kg) por dias efetivos de pesca, conforme registrado nos portos de desembarque entre junho de 2017 e outubro de 2020, exceto para as espécies *A. rochei*, *S. cavala*, *S. regalis*, *S. colias*, *S. sarda*, *T. pfluegeri* e *K. albida*, que foram capturadas em menor número.

Observa-se que as capturas em 2020, principalmente a partir de março, foram menores devido a dificuldade de se obter as informações de desembarque, de forma remota, em função da pandemia de covid-19. Conforme a disponibilidade dos dados geoespaciais, foi gerado também um mapa para cada espécie, com a distribuição de todos os pontos de captura sobreposto a um mapa de calor com atribuição dos valores de CPUE.

Thunnus alalunga

Para a espécie *Thunnus alalunga* (atum-voador) foi observado em fevereiro de 2019 e 2020 um pico de captura e CPUE. No restante dos meses há uma distribuição equitativa de biomassa e CPUE (Figura 1).

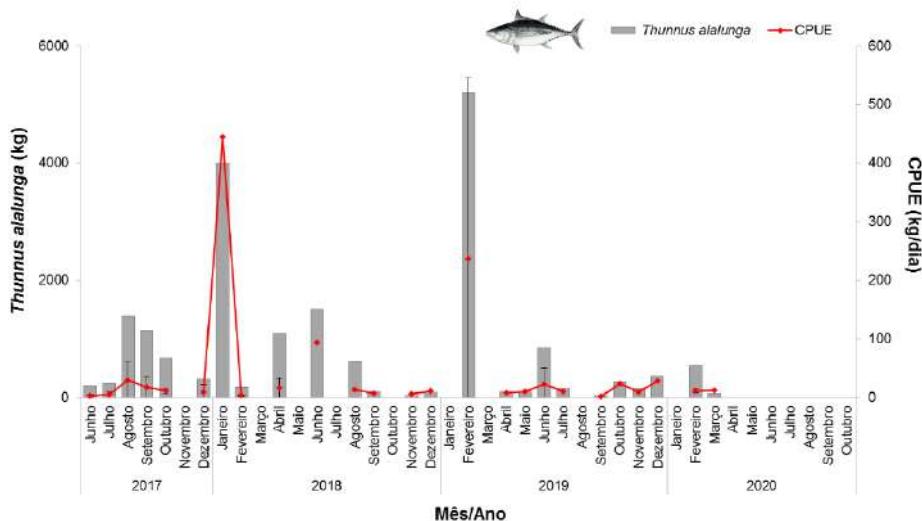


Figura 1. *Thunnus alalunga*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

Tabela 1. Produção (kg) das espécies de atuns e afins capturadas por diferentes modalidades de pesca: corriço (C), espinhel de dourado (ED), espinhel de meca (EM), linha de superfície ou caída (LS), vara (V), multi-pesca de superfície (MS), multi-pesca de superfície e fundo (MSF) e rede de cerco (RC) de junho de 2017 a outubro de 2020.

Espécie	Nome popular	Modalidades de pesca								Total
		C	ED	EM	LS	V	MS	MSF	RC	
<i>Thunnus alalunga</i>	Atum-voador	600	423	5.449	6.111	465	5787	578	-	19.413
<i>Thunnus albacares</i>	Atum-galha-amarela	11.839	11.335	11.923	101.938	48.174	36.068	4.024	8	225.309
<i>Thunnus atlanticus</i>	Vaquara	32.848	47.706	1.781	246.865	690.600	181.822	16.046	-	1.217.667
<i>Thunnus obesus</i>	Bate/Patudo	-	392	486	4.900	1.900	100	21	-	7.799
-	Atum NI	1.224	-	-	1.853	941	-	130	-	4.148
-	Vaquara (médio) NI	110	-	-	4.970	15.478	1.900	213	-	22.671
-	Pula-pula (pequeno) NI	2.096	419	5.100	9.336	18.513	7.617	1.926	-	45.007
<i>Auxis rochei</i>	Bonito-serrinha	-	-	-	390	-	-	-	-	390
<i>Auxis thazard</i>	Bonito-cachorro	-	7	-	3.881	60.051	4.852	-	-	68.791
<i>Auxis</i> sp.	-	107	609	1.300	7.767	72.384	15.346	1.429	360	99.302
<i>Euthynnus alletteratus</i>	Bonito-pintado	-	383	1.000	6.590	28.566	21.312	34	2.923	60.807
<i>Katsuwonus pelamis</i>	Bonito-listrado	2.168	14.218	3.353	53.929	194.489	62.601	4.979	487	336.224
-	Bonito NI	-	-	-	-	800	-	1.320	-	2.120
<i>Acanthocybium solandri</i>	Cavala/Wahoo	7.419	8.440	4.361	27.600	12.216	3.779	17.574	179	81.567
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Sarda/Sororoca	2.266	117	-	4.687	1.258	-	792	-	9.120
<i>Scomberomorus cavalla</i>	Cavala-verdadeira	-	-	-	139	-	-	16	-	155
<i>Scomberomorus regalis</i>	Serra/Sororoca	-	5	-	-	-	-	100	-	105
<i>Scomber colias</i>	Cavalinha	405	-	50	-	-	-	370	1.339	2.164
<i>Sarda sarda</i>	Sarda-zebra	24	150	-	139	270	120	34	-	737
-	Sarda/Cavala NI	880	4.706	1.640	11.493	4.210	2.363	17.767	380	43.439
<i>Coryphaena hippurus</i>	Dourado	15.253	293.726	6.656	62.044	34.358	36.520	35.824	53	484.434
<i>Xiphias gladius</i>	Meca/Espadarte	1.400	2.194	203.887	1.564	386	72	5.004	-	214.506
<i>Makaira nigricans</i>	Marlin-azul	32	4.303	580	2.008	6.223	5.806	656	-	19.608
<i>Tetrapturus pfluegeri</i>	Marlin-verde	-	381	-	141	52	-	-	46	620
<i>Istiophorus albicans</i>	Agulhão-bandeira	-	3.992	187	-	274	138	628	-	5.219
<i>Kajikia albida</i>	Agulhão-branco	-	100	5	-	-	-	50	-	155
-	Marlim NI	646	4.268	7.148	4.149	918	497	330	40	17.996
<i>Prionace glauca</i>	Cação-azul	-	3.477	123.773	66	829	2.880	2.457	-	133.482
<i>Isurus oxyrinchus</i>	Mako/Anequim	-	98	2.163	-	-	-	195	-	2.456
<i>Isurus</i> sp.	Mako/Anequim	37	699	29.042	497	121	617	593	-	31.606

A albacora foi registrada desde Vitória até o sul do estado de São Paulo, e de locais mais próximos à costa até o Arquipélago de Trindade e Martim Vaz. De acordo com o mapa de calor, a região costeira norte do Rio de Janeiro apresentou os maiores *hotspots* de CPUE (Figura 2).

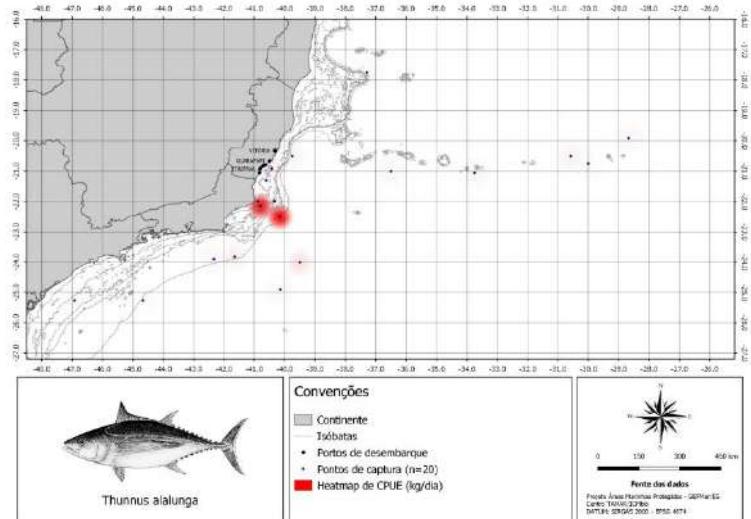


Figura 2. *Thunnus alalunga*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Thunnus albacares

A captura mensal de *T. albacares* (atum galha-amarela) indicou cinco picos de CPUE distintos ao longo dos anos, geralmente no inverno: de junho a setembro de 2017, de maio a julho de 2018, fevereiro de 2019, de agosto a outubro de 2019 e março de 2020. (Figura 3).

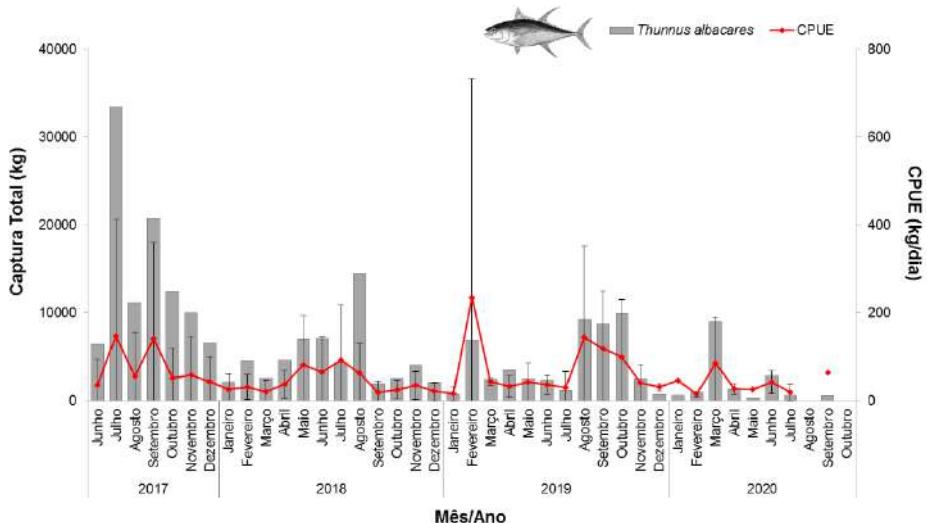


Figura 3. *Thunnus albacares*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

O atum galha-amarela foi capturado desde a região de Salvador, na Bahia, até próximo a Cabo Frio, no Rio de Janeiro, e da região costeira até as proximidades da Ilha da Trindade. O mapa de calor apresentou diversos *hotspots* de CPUE na plataforma continental e CPUEs menores nos locais mais distantes da costa, como na Cadeia Vitória-Trindade (Figura 4).

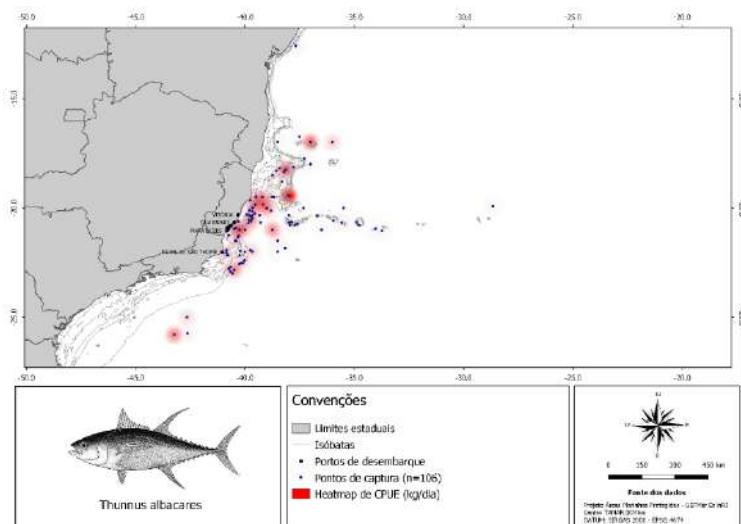


Figura 4. *Thunnus albacares*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Thunnus atlanticus

Com relação à biomassa mensal de *Thunnus atlanticus* (atum vaquara ou pula pula) é possível observar uma grande variação nas capturas durante todo ano, sem uma sazonalidade marcante. A CPUE variou de 23 ± 23 a 743 ± 1.046 , com um único pico de 743 ± 1.046 em agosto de 2019 (Figura 5).

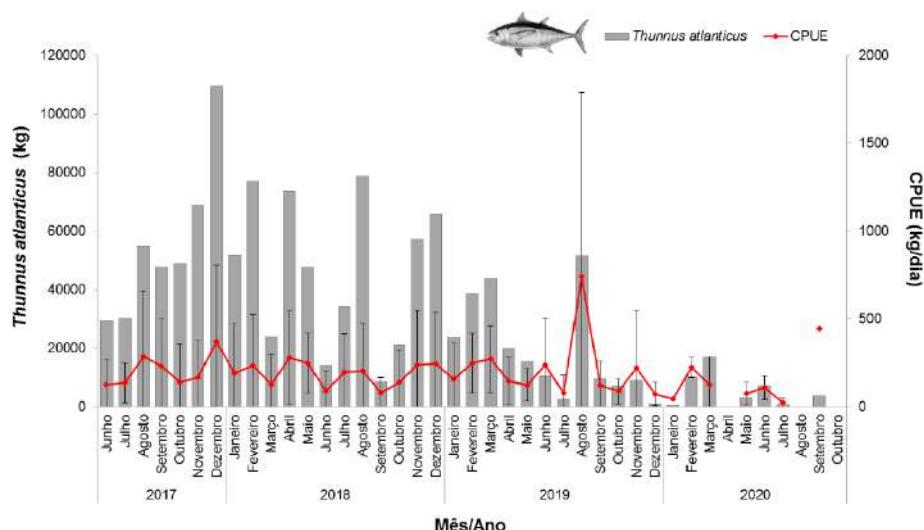


Figura 5. *Thunnus atlanticus*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

A vaquara foi capturada em todas as principais áreas de pesca da região, desde o estado da Bahia até o Rio de Janeiro e de locais mais próximos à costa até o Arquipélago de Trindade e Martim Vaz. Porém, o principal hotpost de CPUE ficou marcado na quebra da plataforma, entre as latitudes equivalentes a Regência e Guarapari (Figura 6).

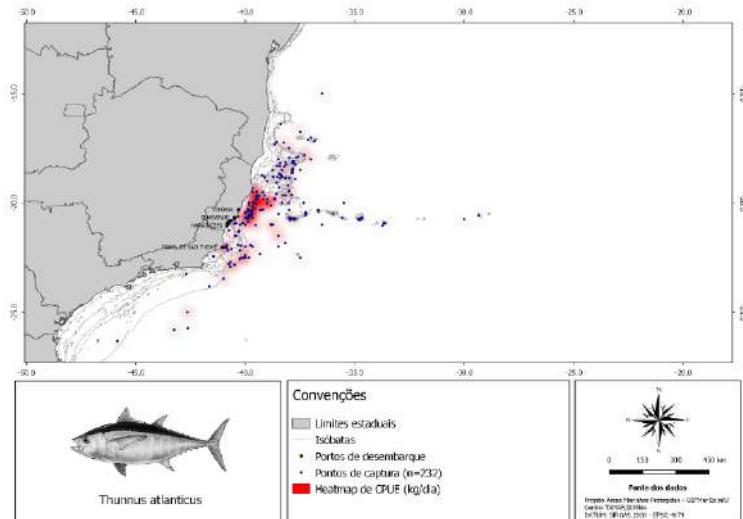


Figura 6. *Thunnus atlanticus*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Thunnus obesus

No gráfico de *Thunnus obesus* foi possível notar quatro picos de captura: em setembro de 2017, abril de 2018, maio e dezembro de 2019. Nos demais, há pouca informação de biomassa capturada (Figura 7). Embora a equipe de coleta tenha sido treinada na identificação dos peixes desembarcados, muitos registros dessa espécie podem ter sido confundidos com *Thunnus albacares*, visto que sua ocorrência é relativamente rara nos desembarques dos portos monitorados.

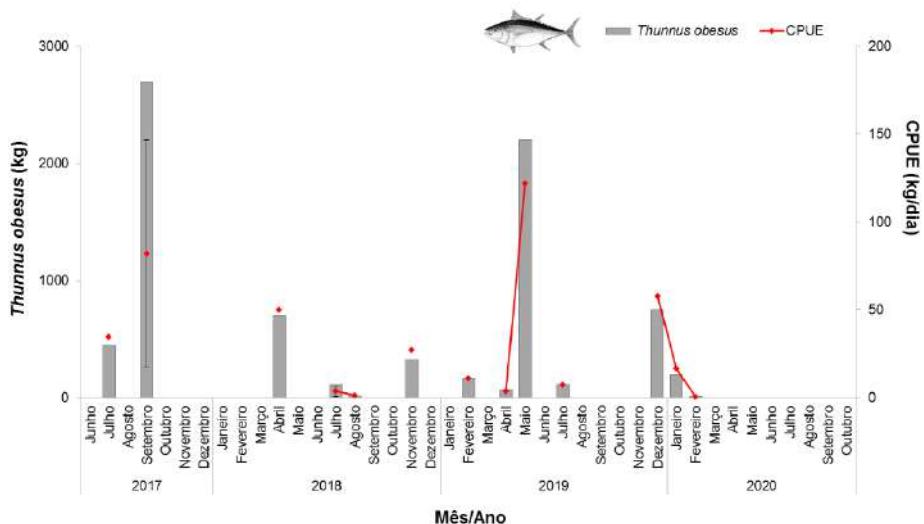


Figura 7. *Thunnus obesus*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

Apenas três dados geoespaciais foram registrados para *T. obesus*, sendo dois próximos à quebra da plataforma da porção sul do estado do Espírito Santo, com espinhel de dourado e vara, e outro na região de Trindade e Martim Vaz, com espinhel de meca (Figura 8).

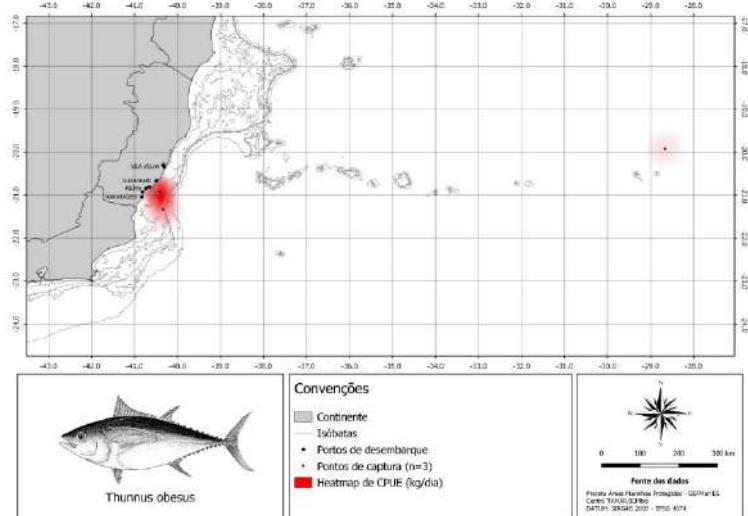


Figura 8. *Thunnus obesus*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Auxis sp. e Auxis thazard

A produção do peixe bonito-cachorro, *Auxis thazard* e *Auxis sp.* foram analisadas juntas, porque provavelmente, todos os espécimes pertencem à espécie *A. thazard*, que é a espécie mais abundante na região. A distribuição temporal apresentou alguns picos de CPUE ao longo dos anos, sendo quatro mais expressivos: um em novembro de 2017, resultante de uma única viagem (1.292 kg/dia), um em setembro de 2018 (232 ± 271 kg/dia), um em novembro de 2018 (378 ± 742 kg/dia) e outro em agosto de 2019 (341 ± 330 kg/dia) (Figura 9).

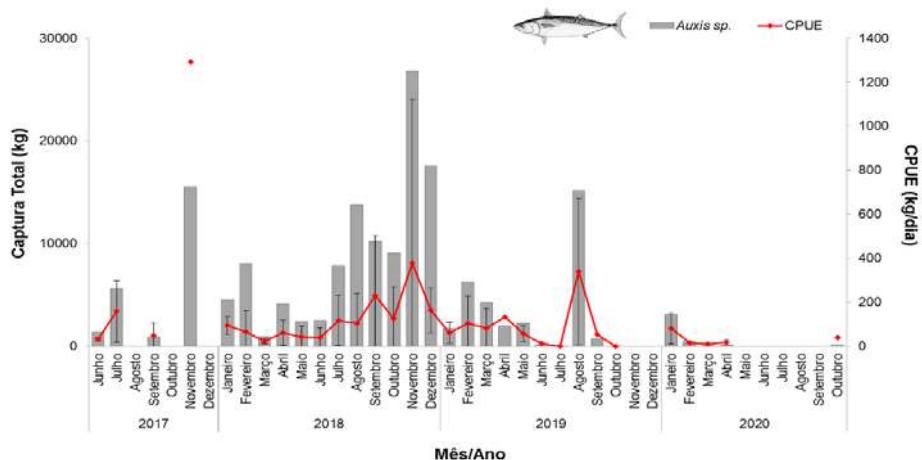


Figura 9. *Auxis sp.*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

A captura de *Auxis sp.* ocorreu ao longo de toda a costa da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro, mas principalmente entre os municípios de Regência e Marataízes, nas regiões de quebra da plataforma. O mapa de calor apresentou um *hotspot* bem definido na região próxima à Foz do Rio Doce (Figura 10).

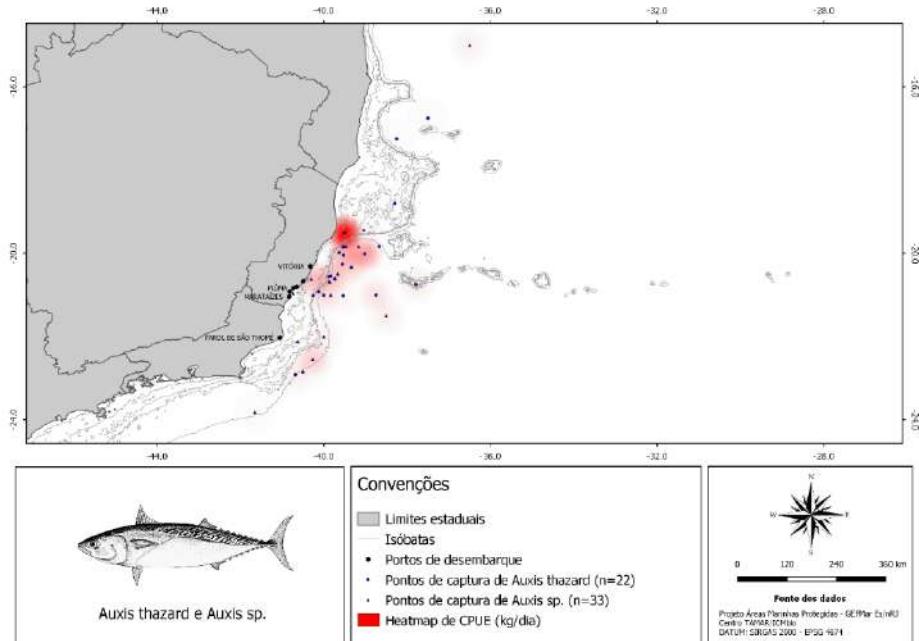


Figura 10. *Aaxis sp.* e *Aaxis thazard*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Euthynnus alletteratus

Euthynnus alletteratus (bonito-pintado) apresentou três picos de CPUE no decorrer dos anos: em 2017, no final do ano, em 2018, entre os meses de julho a outubro e, em 2019, no final do ano (Figura 11).

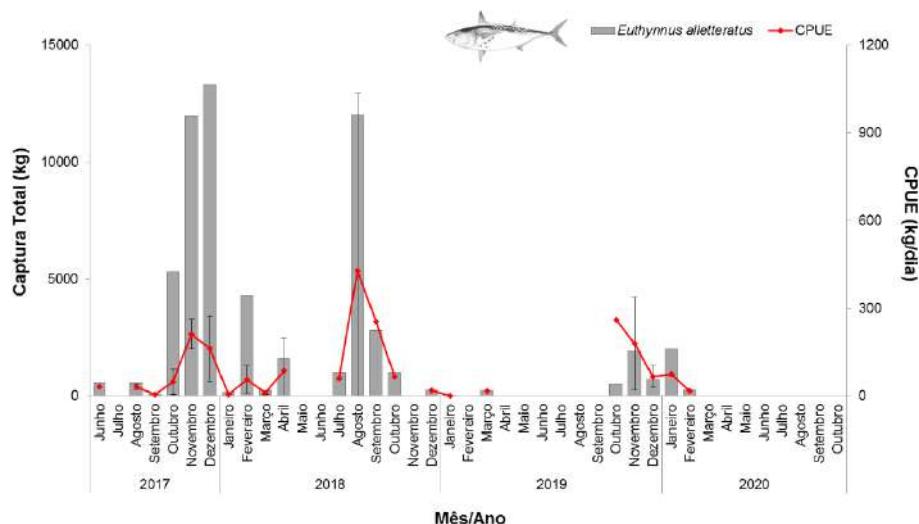


Figura 11. *Euthynnus alletteratus*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

Foram capturados bonitos-pintados desde o sul da Bahia até o norte do Rio de Janeiro, mas com destaque de *hotspot* no mapa de calor de CPUE em frente aos municípios de Vitória e Vila Velha, em locais próximos à quebra da plataforma continental (Figura 12).

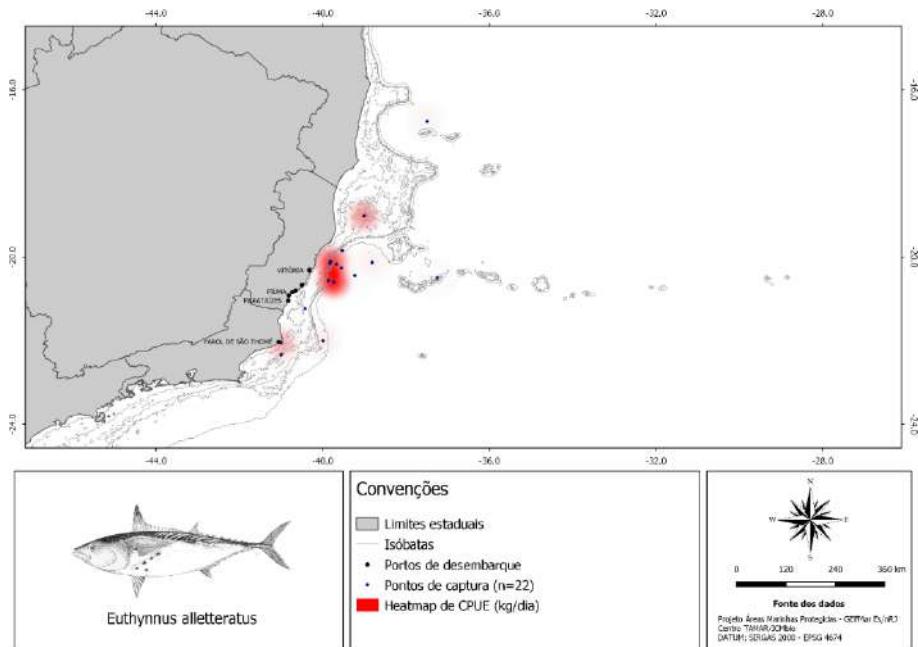


Figura 12. *Euthynnus alletteratus*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Katsuwonus pelamis

Para *Katsuwonus pelamis* (bonito-listrado) foi possível notar que as CPUEs foram maiores no começo do inverno, porém, com boa distribuição de captura durante todo o ano. Além disso, foi observado um decréscimo de captura ao longo dos anos, de 2017 para 2020 (Figura 13).

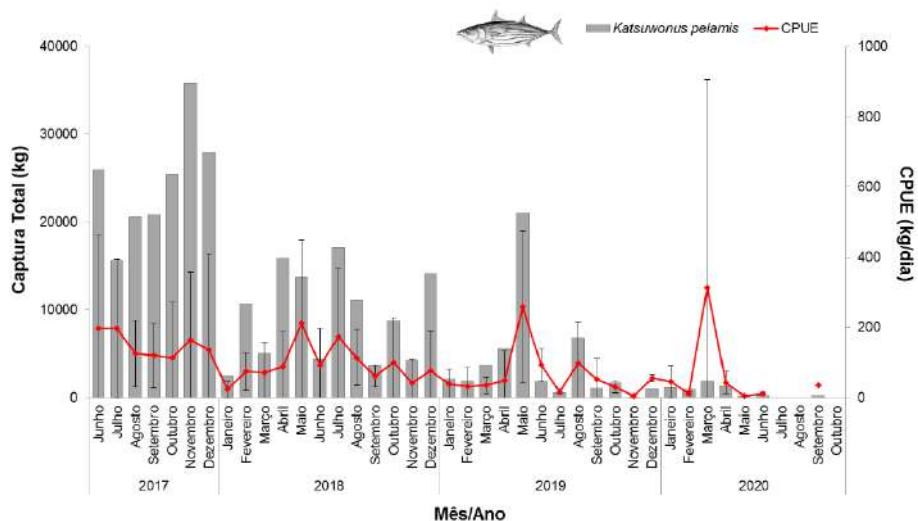


Figura 13. *Katsuwonus pelamis*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

Os pontos com captura de bonito-listrado se distribuíram do sul da Bahia até o norte do Rio de Janeiro, com dois *hotspots* de CPUE bem demarcados: um na região de quebra da plataforma entre as latitudes referentes aos municípios de Vitória e Guarapari, e outro no entorno do Banco dos Abrolhos (Figura 14).

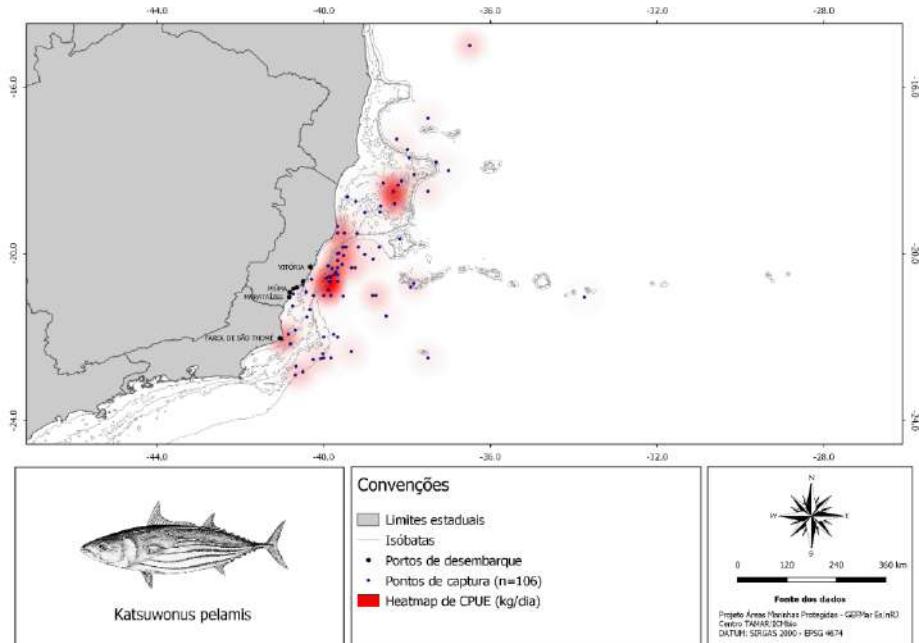


Figura 14. *Katsuwonus pelamis*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Acanthocybium solandri

Para a espécie *A. solandri*, observa-se uma alta de CPUE no período do inverno, em todos os anos. Mesmo com a presença de um pico no final do ano de 2019 e outro no início de 2020, parece haver também um padrão de aumento da CPUE ao longo dos meses de inverno (Figura 15).

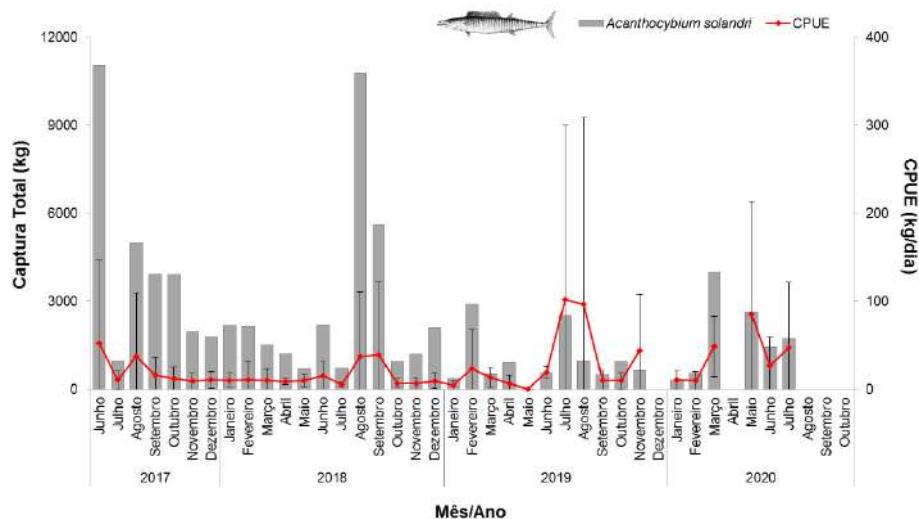


Figura 15. *Acanthocybium solandri*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

As capturas de *A. solandri* ocorreram desde a região de Porto Seguro, na Bahia, até o sul do estado de São Paulo, e de locais próximos à costa até o Arquipélago de Trindade e Martim Vaz. Os destaques no heatmap de CPUE foram principalmente a região costeira entre Vitória e Farol de São Thomé e um ponto na quebra da plataforma continental da porção norte do Espírito Santo (Figura 16).

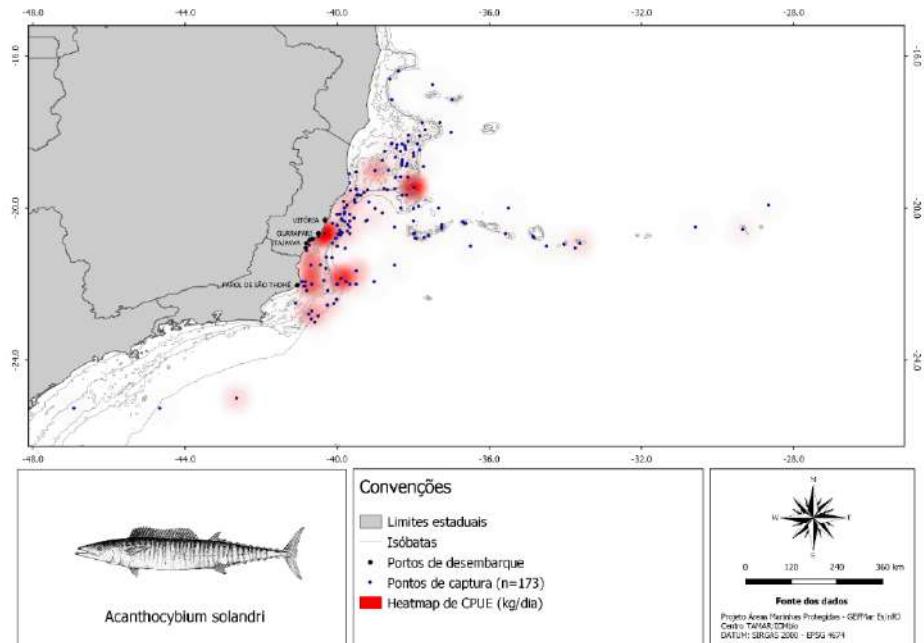


Figura 16. *Acanthocybium solandri*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Scomberomorus brasiliensis

A espécie *Scomberomorus brasiliensis* (sororoca) não está entre as mais capturadas na região. Porém, com os dados registrados durante esses anos de monitoramento foi possível notar as maiores CPUEs em agosto de 2019 e janeiro de 2020 (Figura 17).

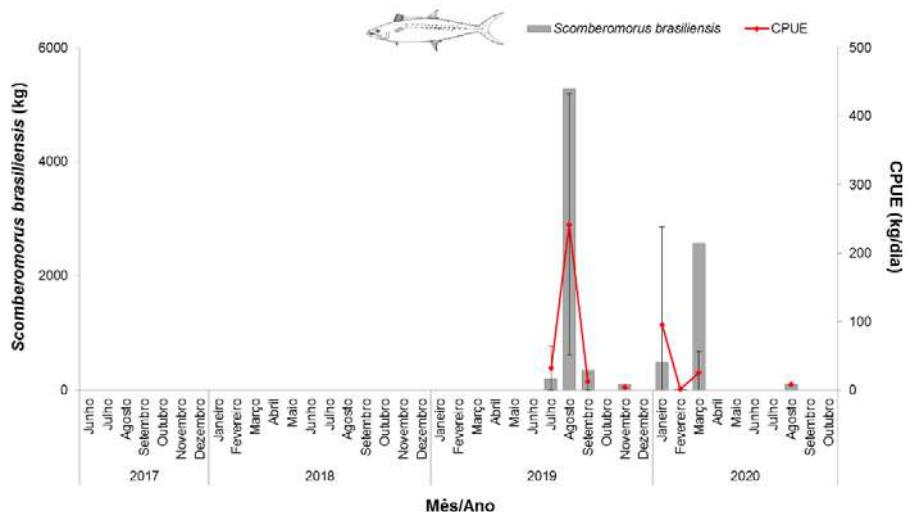


Figura 17. *Scomberomorus brasiliensis*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

Os pontos de captura de sororoca ocorreram desde a região norte do estado do Espírito Santo até as proximidades do Farol de São Thomé. Os principais *hotspots* de CPUE se concentraram mais a sudeste do Banco dos Abrolhos e na região costeira sul do Espírito Santo (Figura 18).

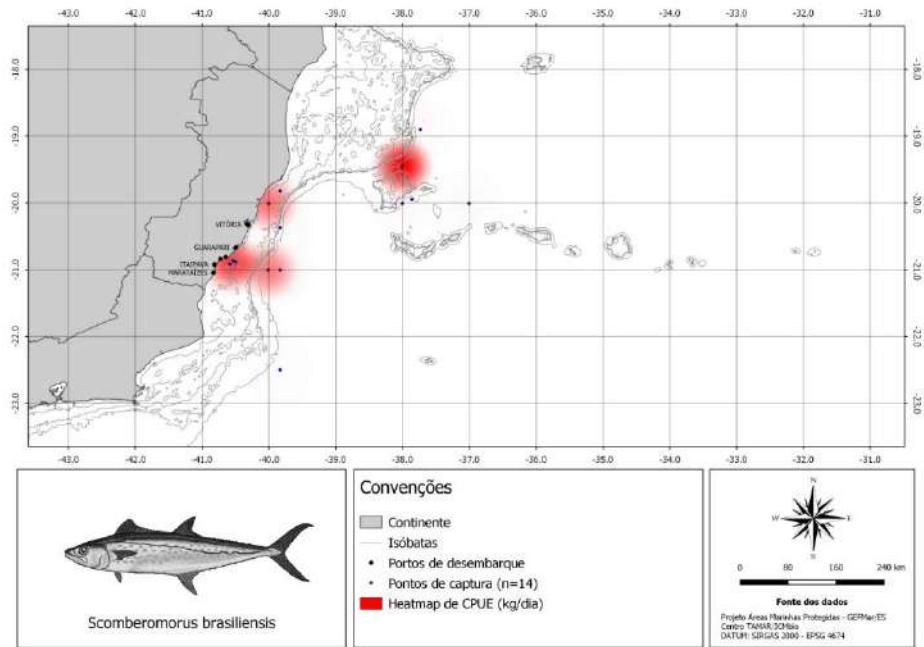


Figura 18. *Scomberomorus brasiliensis*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Scomber colias

As capturas de *S. colias* (cavalinha) se estenderam por todo o Espírito Santo, com destaque no *heatmap* de CPUE principalmente para a região próxima à Vitória, na quebra da plataforma continental (Figura 19).

Além disso, não foram gerados gráficos de CPUE para cavalinha em função do número reduzido de informações.

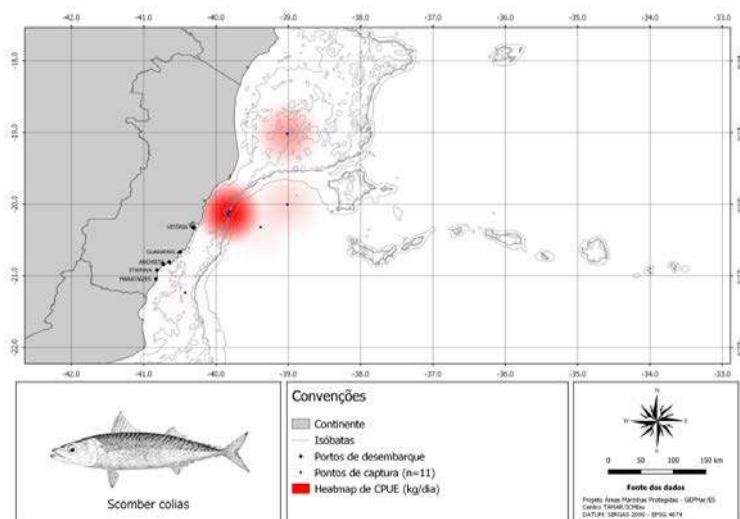


Figura 19. *Scomber colias*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Coryphaena hippurus

Com relação à captura temporal de *Coryphaena hippurus* (dourado) observam-se três picos de CPUE, ao longo dos anos, se iniciando no mês de setembro e indo até o mês de fevereiro, caracterizando a safra do dourado. Também é possível observar uma redução da CPUE desta espécie nos anos seguintes a 2017 (Figura 20).

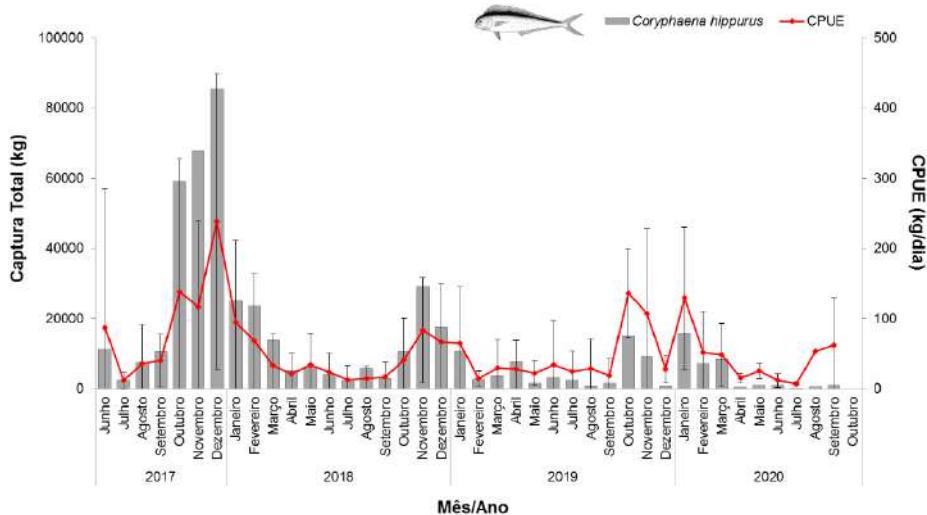


Figura 20. *Coryphaena hippurus*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

A captura de dourado ocorreu desde Salvador até o sul do estado de Santa Catarina e desde locais mais próximos à costa até o arquipélago de Trindade e Martim Vaz. A maior concentração ocorreu entre o sul da Bahia e o norte do Rio de Janeiro, com um *hotspot* bem marcado na área de quebra da plataforma continental entre as latitudes equivalentes aos municípios de Regência e Marataízes (Figura 21).

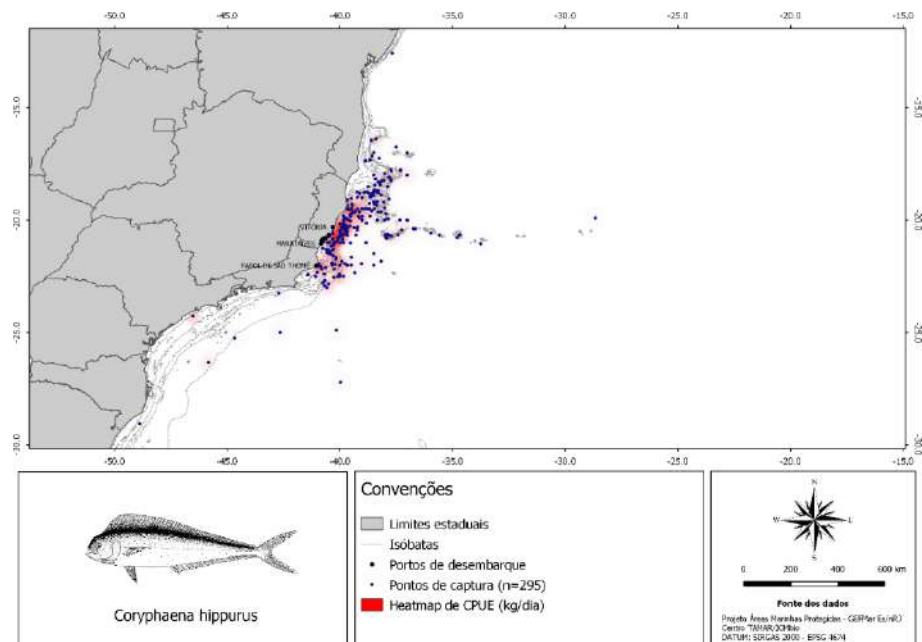


Figura 21. *Coryphaena hippurus*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Xiphias gladius

A espécie *Xiphias gladius* (meca ou espadarte) apresentou altas médias de CPUE em vários meses ao decorrer dos anos, principalmente nos meses de verão (Figura 22).

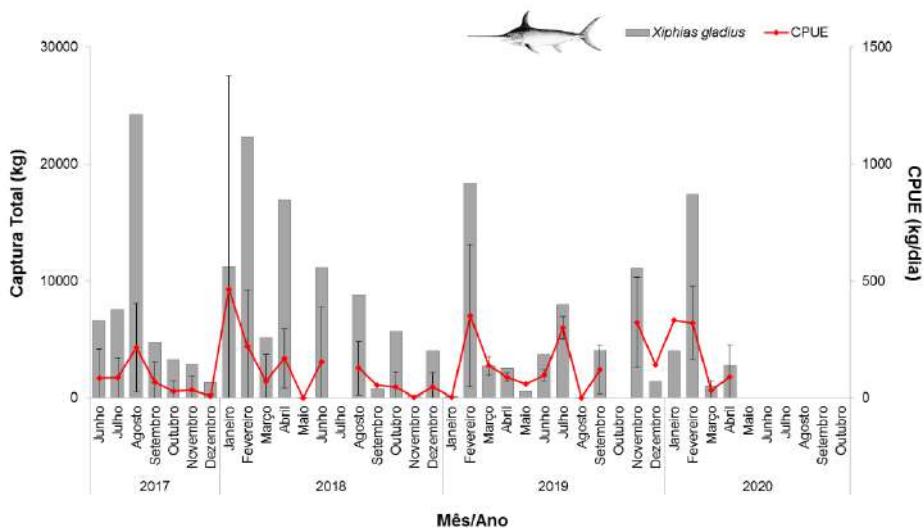


Figura 22. *Xiphias gladius*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

A distribuição dos pontos de captura de meca ocorreu em áreas bem diversas, que se estenderam do norte da Bahia ao sul de São Paulo, desde a quebra da plataforma continental até lugares mais afastados, como o Arquipélago de Trindade e Martim Vaz. As áreas de maior destaque no heatmap de CPUE ficaram espalhadas por toda área de extensão da pesca, mas geralmente em pontos mais distantes da costa, fora da plataforma continental (Figura 23).

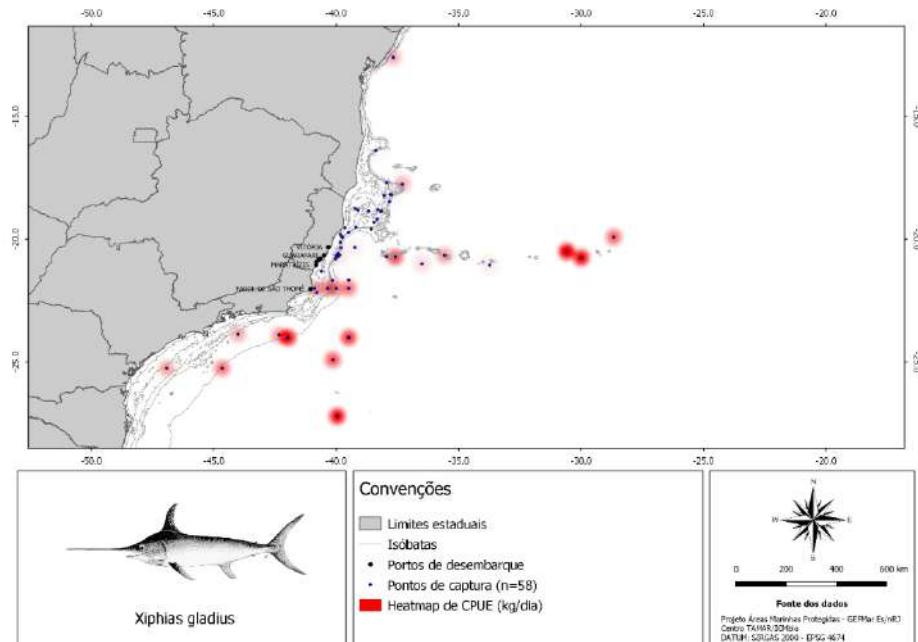


Figura 23. *Xiphias gladius*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Makaira nigrican

Para *Makaira nigricans* (marlim-azul) foi observado maior captura nos meses de primavera e verão, além de uma redução nas capturas no ano de 2019 e 2020 em relação aos anos anteriores (Figura 24).

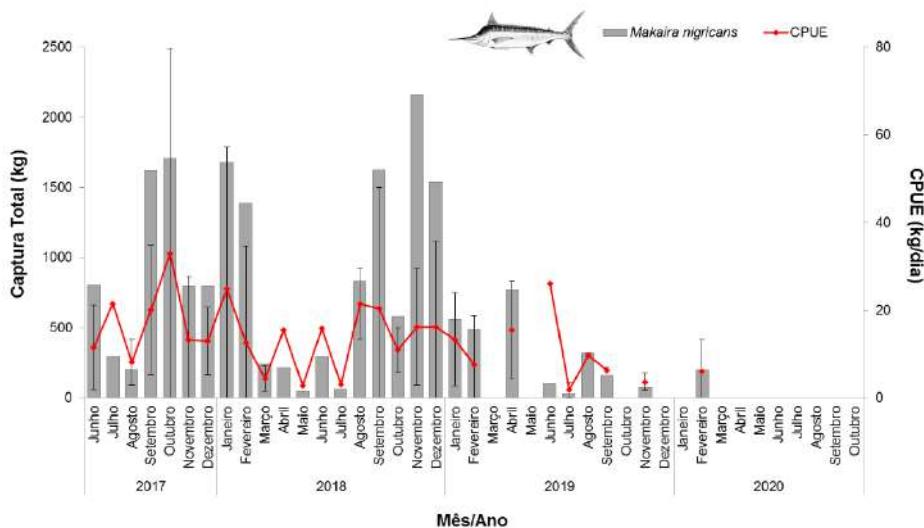


Figura 24. *Makaira nigricans*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

Os locais de captura de marlim-azul se estenderam desde a porção norte do Banco dos Abrolhos até áreas mais distantes da costa, sem seguir um padrão de comportamento. O principal *hotspot* de CPUE identificado no mapa de calor ocorreu na região próxima a Regência (Figura 25).

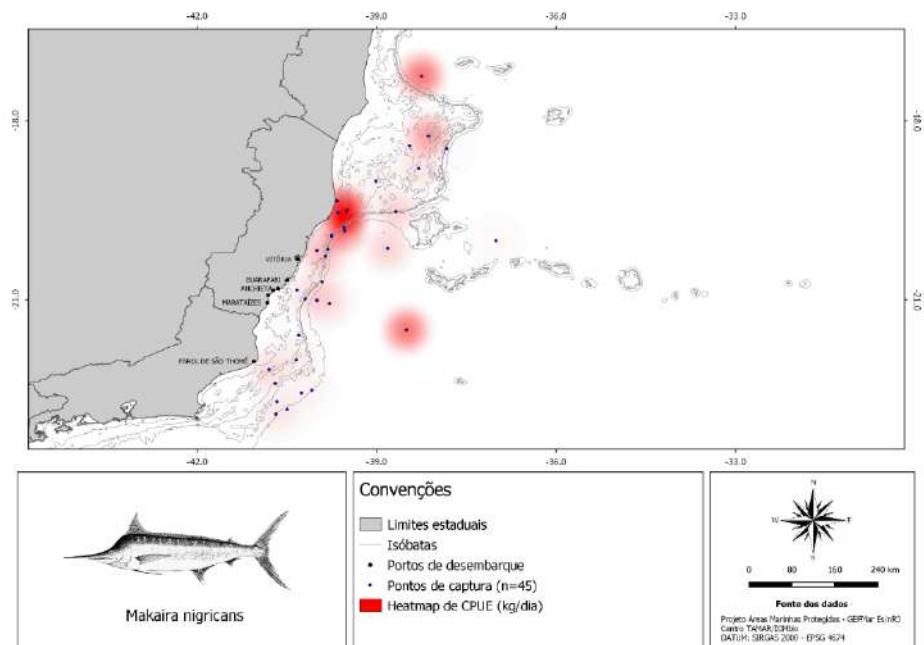


Figura 25. *Makaira nigricans*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Istiophorus albicans

Para *Istiophorus albicans* (agulhão-vela) foi observado um padrão semelhante à espécie *M. nigricans*, com maior captura nos meses de primavera e verão e redução nas capturas em 2019 e 2020 (Figura 26).

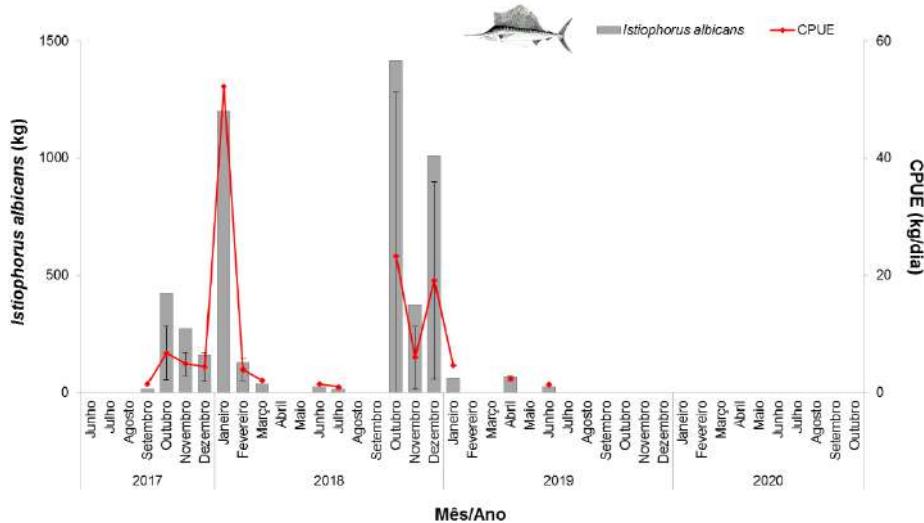


Figura 26. *Istiophorus albicans*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

As capturas do agulhão-vela ocorreram desde o sul do Banco dos Abrolhos até a região de Cabo Frio, em suma maioria em locais próximos à quebra da plataforma, com exceção de uma captura com espinhel de meca no entorno do Banco Dogaressa, na Cadeia Vitória-Trindade (Figura 27).

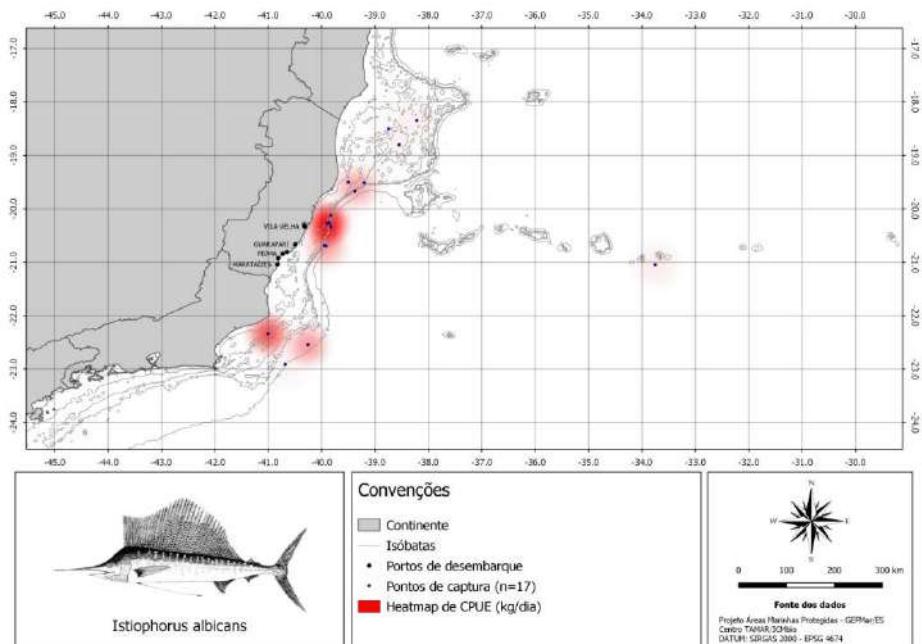


Figura 27. *Istiophorus albicans*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Prionace glauca

Para a espécie *Prionace glauca* (tubarão-azul) foi observada uma elevada captura em 2019, mas com valores mais baixos de CPUE nos meses de junho, setembro e outubro. No início de 2020 também é possível ver um aumento de CPUE para esta espécie (Figura 28).

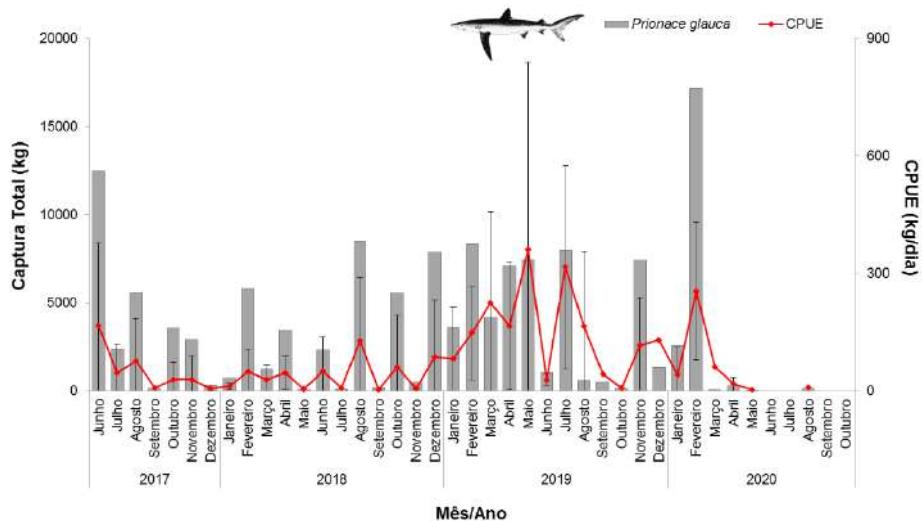


Figura 28. *Prionace glauca*: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

Os pontos de captura do tubarão-azul ocorreram de forma similar ao apresentado por *Xiphias gladius*, com distribuição desde o norte do estado da Bahia até o sul do estado de São Paulo e por toda extensão longitudinal até o Arquipélago de Trindade e Martim Vaz. Um *hotspot* de CPUE foi identificado em um ponto ao sul do Banco Montague, na Cadeia Vitória-Trindade (Figura 29).

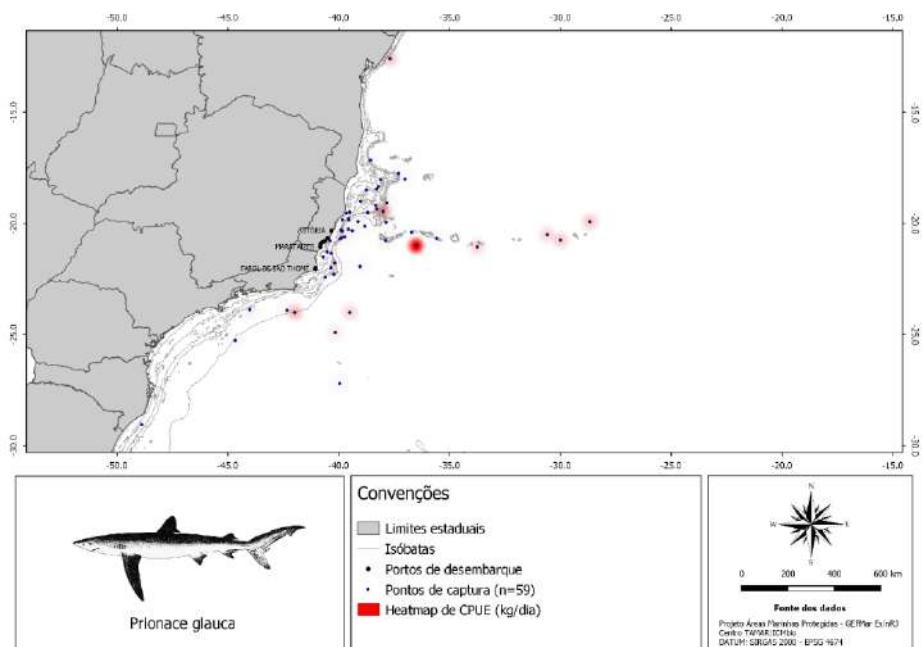


Figura 29. *Prionace glauca*: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

Isurus sp.

Para *Isurus* sp. (tubarão-mako) foi possível observar cinco picos de CPUE bem distintos: setembro e dezembro de 2017, janeiro e abril de 2018 e janeiro de 2020., além de uma redução nas capturas no ano de 2019 e 2020 em relação aos anos anteriores (Figura 30).

Nesta classificação foram incluídas as capturas de 2.456 kg de *Isurus oxyrinchus*, devidamente identificadas, e acredita-se que a maior parte dos outros indivíduos também seja pertencente a esta espécie. Entretanto, como também há ocorrência de *Isurus paucus* na região, optou-se pela definição apenas como *Isurus* sp.

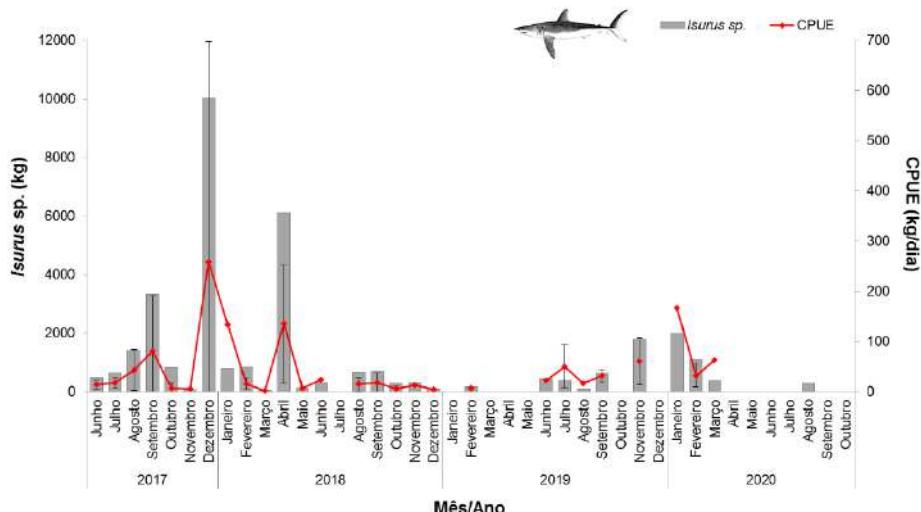


Figura 30. *Isurus* sp.: biomassa (kg) e CPUE (captura por unidade de esforço) (média ± desvio padrão) (kg/dia) registradas mensalmente, de junho de 2017 a outubro de 2020.

A distribuição dos pontos de captura do tubarão-mako ocorreu da porção sul do estado da Bahia até o sul de Santa Catarina e por toda extensão longitudinal, desde regiões costeiras, locais de quebra de plataforma até as proximidades da Ilha de Trindade. Quanto aos *hostspost* de CPUE, o principal ponto foi observado na região costeira de Santa Catarina, mas também alguns locais com menor expressão na porção mais afastada da costa entre os estados do Rio de Janeiro e São Paulo (Figura 31).

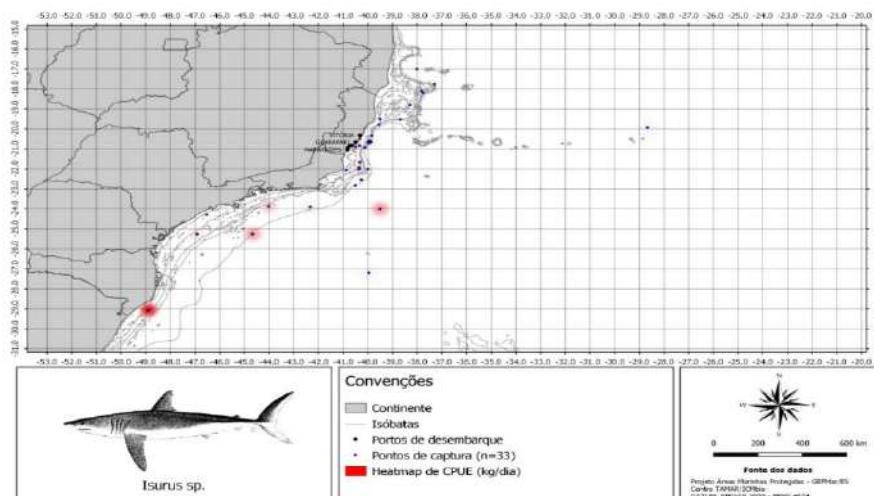


Figura 31. *Isurus* sp.: mapa de distribuição dos pontos de captura em sobreposição ao mapa de calor com atributo de peso de CPUE (captura por unidade de esforço) (kg/dia) registrados de junho de 2017 a outubro de 2020.

4. Conclusões

Os resultados aqui obtidos mostram uma produção pesqueira bastante diversa em espécies capturadas por diferentes métodos de pesca, sendo estas as principais características da frota que opera na região do litoral do Espírito Santo e no norte do Rio de Janeiro. As 5 espécies mais capturadas no período de junho de 2017 a outubro de 2020 foram, por ordem de decrescente, a albacorinha (1.217,6 t), o dourado (484,4 t), o bonito listrado (336,2 t) a albacora laje (225,3 t) e o espadarte (214,5 t).

Do ponto de vista da distribuição espacial dessas capturas, cada espécie apresentou repartição distinta. A albacorinha, espécie mais capturada, apresentou concentração espacial de suas capturas na região central do litoral do Espírito Santo. Já o dourado, o bonito listrado e albacora laje, tiveram uma distribuição espacial mais ampla de suas captura, as quais ocorreram desde o sul da Bahia ao norte do Rio de Janeiro. O espadarte, ao contrário dessas, apresentou áreas de pesca distribuídas entre os litorais sul e norte do Espírito Santo e Rio de Janeiro, respectivamente, com áreas oceânicas importantes ao longo da cadeia Vitória-Trindade, principalmente no entorno desta ilha.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Genética

Atividade: Identificação genética do atum azul do sul (*Thunnus maccoyii*) capturado pela pesca de espinhel baseada em Itajaí (SC)

Pesquisadores envolvidos: Gabriela Scholante Delabary e Rodrigo Sant'Ana

1. Introdução

A pesca com espinhel pelágico apresenta baixa seletividade, capturando, além das espécies-alvo, uma lista considerável de outras espécies de fauna acompanhante, dentre as quais se incluem tubarões, raias, dourado, cavala wahoo, peixe prego, agulhões e muitos outros peixes, aves e tartarugas marinhas. Algumas dessas espécies são de difícil identificação no momento do desembarque das capturas nos portos, havendo a necessidade do uso de metodologias acuradas para se proceder com precisão a efetiva identificação dos organismos capturados.

Na região sul do Brasil, tem se registrado capturas relativamente frequentes de uma espécie de atum de águas temperadas, que só ocorre em mares austrais, principalmente entre as latitudes de 30° e 50°S, tendo preferência por águas entre 18-20°C, mas podendo suportar temperaturas bem mais frias, de até 3°C e quentes 30°C, quando da época de desova (Patterson, et al., 2008). Estamos falando do atum azul do sul (*Thunnus maccoyii*), espécie que ocorre nos três oceanos e cuja distribuição espacial está restrita aos mares do sul, ao largo do continente Antártico. A Comissão para a Conservação do Atum Azul do Sul (CCSBT) é a organização regional de ordenamento pesqueiro responsável pelo manejo da espécie em toda a sua distribuição (CCSBT, 2022).

Neste contexto, o objetivo do presente estudo é identificar algumas espécies capturadas pela frota de espinhel baseada em Itajaí (SC), principalmente no que se refere às possíveis ocorrências de capturas do atum azul do sul, através da análise genética de amostras coletadas para este fim.

2. Metodologia

Para tal, as amostras recebidas no Laboratório de Genética Molecular (LGM) na Universidade do Vale do Itajaí (Univali, Itajaí- SC) foram armazenadas e processadas conforme a forma de preservação das mesmas. Assim, as amostras que chegaram congeladas foram para o freezer -20°C e as amostras que chegaram em álcool ou conservantes foram para a refrigeração. Ao todo foram recebidas 52 amostras de músculo de peixe para processamento e identificação.

Extração de DNA das amostras

Para extração do DNA genômico as amostras foram submetidas à pesagem e posterior maceração com pistilo. A extração do material genético foi realizada por meio do kit comercial DNeasy Blood & Tissue kit (Qiagen- Alemanha), no qual o protocolo baseia-se na liberação do DNA genômico a partir das etapas de lise celular, separação de fases, filtração, ligação, lavagem e eluição de 100 µl de DNA. Após a extração realizada conforme descrito pelo fabricante, o material extraído foi submetido a eletroforese em gel de agarose 1% para que fosse confirmada a presença e verificação da integridade do DNA a partir da comparação com o marcador molecular λ Hind III. Posteriormente foi realizada a quantificação de DNA, a partir de 2µl de amostra no equipamento NanoQuant – Tecan (Mannedorf, Suíça).

Reação de PCR - Amplificação

Após a extração de DNA, as amostras foram submetidas a reação de PCR para a amplificação do

gene COI. Para tal, foi utilizado o protocolo descrito por Ivanova et al. (2007), com o uso do par de *primers* VF2_t11 e FR1d_t11, ambos contendo sequência para amplificação do gene M13, que apresentaram um bom desempenho na amplificação:

Tabela 1. Sequência dos *primers* com a cauda M13 destacada em negrito.

VF2_t11	TGTAAAACGACGCCAGTCAACCAACCACAAAGACATTGGCAC
FR1d_t11	CAGGAAACAGCTATGACACCTCAGGGTGTCCGAARAAYCARAA

A reação de PCR foi preparada com 25 µl com os seguintes reagentes: 1x tampão da enzima Taq DNA polimerase (Sigma), 0,2mM de dNTP, 0,5mM de cada *primer*, 2mM de cloreto de magnésio, 1U Taq DNA polimerase (Sigma), DNA genômico foi colocado de acordo com a concentração da amostra e volume final foi ajustado com água ultrapura. O aparelho termociclador utilizado foi o modelo Veriti® da Applied Biosystems®, com o seguinte programa: 94°C por 2min, 35 ciclos de 94°C por 30seg, 52°C por 40seg e 72°C por 1min, com uma extensão final de 72°C por 10min.

Após a reação de PCR, foi realizada eletroforese em gel de agarose 1% para a confirmação da amplificação. Desta forma, os produtos de PCR foram acrescidos de loading buffer e Diamond 600x para aplicação no gel. A comparação ocorreu com o marcador molecular λ Hind III. A corrida aconteceu a 50V e 120mA por 1h30min. A visualização do gel foi feita através do transluminador UVtrans e fotografado pelo programa EOS Utility (Canon, Japão).

Sequenciamento e identificação dos animais

O sequenciamento dos genes amplificados das doze (12) primeiras amostras do projeto PROTUNA estão em fase de sequenciamento por meio de serviço terceirizado na empresa GoGenetic (Curitiba, PR). Para tanto, está sendo empregada a técnica de sequenciamento por terminação de cadeia, ou Sanger com o equipamento Applied Biosystems - ABI 3500x.

3. Resultados

Os resultados obtidos encontram-se abaixo discriminados.

Extração de DNA das Amostras

As extrações de DNA das amostras de músculo de peixe foram bem-sucedidas, apresentando concentrações de DNA variadas de acordo com a amostra, mas com quantidade suficiente para as etapas de amplificação e sequenciamento e com uma boa relação entre a leitura de 260nm e 280nm, não demonstrando contaminação do DNA por proteínas e garantido a pureza esperada, conforme pode ser visualizado na Tabela 2.

Tabela 2. Amostras discriminadas com concentração de DNA e a relação 260/280nm.

Código LGM	Concentração de DNA (ng/µl)	Relação (260/280nm)	Código LGM	Concentração de DNA (ng/µl)	Relação (260/280nm)
LGM0001	119,25	2	LGM0027	68,3	2,08
LGM0002	270,35	2,06	LGM0028	45,7	2,07
LGM0003	44,3	2,14	LGM0029	114,05	2,05
LGM0004	80,25	2,06	LGM0030	154,15	2,03
LGM0005	216,15	2,04	LGM0031	81,35	2,05

LGM0006	41,95	1,98	LGM0032	95	2,13
LGM0007	174,45	2,04	LGM0033	15,8	1,99
LGM0008	81,1	2,06	LGM0034	52,2	2,04
LGM0009	90,3	2	LGM0035	214,45	2,06
LGM0010	86,85	2,1	LGM0036	93,35	2,09
LGM0011	34,4	1,97	LGM0037	93,5	2,1
LGM0012	37,6	2,23	LGM0038	164,75	2,07
LGM0013	143	2,08	LGM0039	121,85	2,05
LGM0014	70,95	2,13	LGM0040	110,3	2,07
LGM0015	97,05	2,08	LGM0078	50,2	2
LGM0016	44,75	2,06	LGM0079	125,65	2,05
LGM0017	101,4	2,11	LGM0080	53,4	1,96
LGM0018	18,3	1,9	LGM0081	71,3	2
LGM0019	25,6	2,01	LGM0082	55,15	2,11
LGM0020	37,9	2,52	LGM0083	63,4	2,04
LGM0021	233,55	2,06	LGM0084	179,5	2,02
LGM0022	11,35	2,59	LGM0085	27,7	2,09
LGM0023	72,05	2,08	LGM0086	21,95	2,19
LGM0024	9,15	2,98	LGM0087	49,1	2
LGM0025	42,5	2,08	LGM0088	80,7	2,06
LGM0026	55,1	1,97	LGM0089	42,7	2,19

Reações de amplificação -PCR

Para otimização do processo de amplificação de genes alvo, foram testadas algumas condições diferentes, sendo a primeira delas, o ajuste da massa de DNA usada em cada reação. Foram testadas massas de 50 a 175ng de material genético em cada reação (Figura 1).

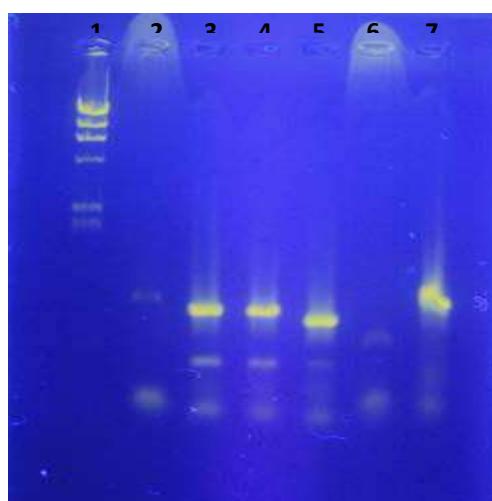


Figura 1. Separação do DNA amplificado por meio de eletroforese em gel de agarose. Em: 1- Marcador λ Hind; 2- LGM0078 50 ng; 3- LGM0078 175 ng; 4- LGM0078 100ng; 5- LGM0079 75ng; 6- LGM0079 150ng; 7- LGM0079 100ng.

A fim de melhorar a qualidade do DNA extraído e compreender se havia relação com o tempo de digestão estipulado pelo fabricante do kit, foi utilizada uma amostra de atum fresco para testar. Para o teste foi utilizado o mesmo kit Qiagen Blood and Tissue, seguindo protocolo do fabricante, exceto para o tempo de digestão, cujo processo foi realizado com 1 hora (A) e com 3 horas (B).

Tabela 3. Amostra LGM0083 com diferentes tempos de digestão, 1 hora (A) e 3 horas (B), os valores da concentração de DNA, as leituras de 260nm e 280nm e a relação 260/280nm.

Amostra	Tempo de digestão (h)	[] ng/ μ L	Relação (260/280nm)
LGM0083A	1	84,5	1,1
LGM0083B	3	59,0	1,3

Foi possível perceber que com maior tempo de digestão a razão (260/280nm) aumentou, enquanto a concentração de DNA diminuiu. No entanto, o ratio baixo pode ser advindo da forma de processamento inicial da amostra ou também em função da forma como foi preservada. O DNA foi extraído novamente e o resultado da pureza aumentou de forma a se enquadrar na classificação de DNA sem contaminação ($>1,8$ e $<2,0$).

Em um novo teste com diferentes concentrações de DNA nas reações de PCR, desta vez com outras amostras, foi possível perceber a presença de bandas inespecíficas além da banda que representa o gene alvo (Figura 2).

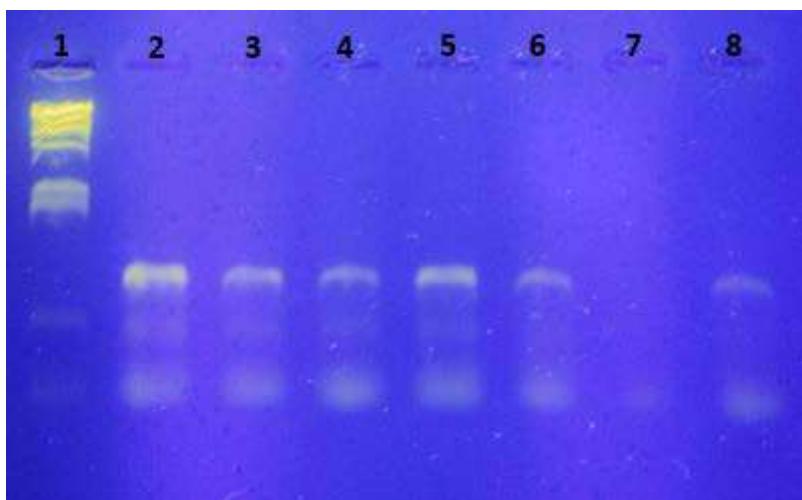


Figura 2. Separação do DNA amplificado por meio de eletroforese em gel de agarose. Em: 1- Marcador; 2- LGM0084 89,5ng; 3 – LGM0085 54ng; 4- LGM0085 111ng; 5- LGM0087 49ng; 6- LGM0087 98ng; 7- LGM0086 30ng; 8- LGM0086 50ng.

Para sanar este problema, foram aplicadas 4 temperaturas diferentes na etapa de anelamento dos *primers* durante a PCR: 52 °C; 55 °C; 57 °C e 60 °C, combinadas com 3 massas de DNA: 187,5 ng; 250ng e 375ng. A amostra utilizada para este teste foi a LGM0079, que apresentou a maior concentração de DNA na extração e uma boa relação 260/280nm. Foi observado que a temperatura de 57°C com a massa de 125ng na reação apresentou o melhor resultado.

Junto a este teste, também foram analisadas diferentes concentrações do corante Diamond na visualização das bandas em gel de agarose 1%: 200x, 400x, 600x, 800x e 2000x, sendo que foi eleita

a concentração de 600x como a melhor resolução (Figura 3).

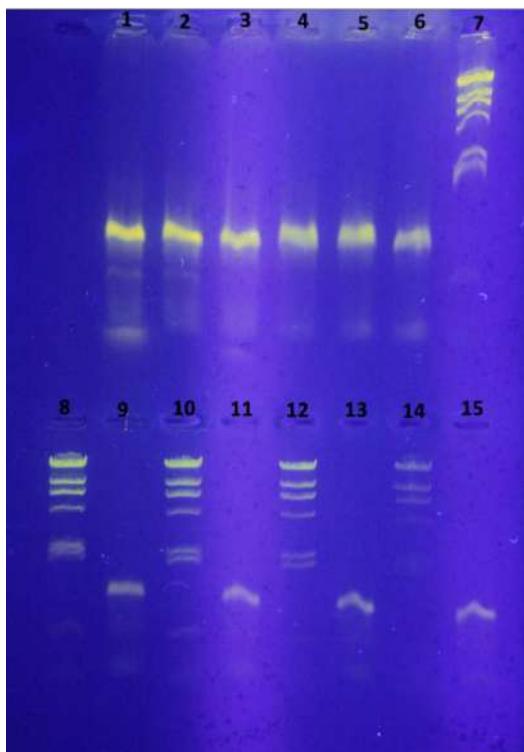


Figura 3. Separação do DNA amplificado por meio de eletroforese em gel de agarose. Em: 1- LGM0079 187,5ng/52°C; 2- LGM0079 250ng/52 °C; 3- LGM0079 375ng/52°C; 4- LGM0079 125ng/55°C; 5- LGM0079 125ng/57°C; 6- LGM0079 125ng/60°C; 7- Marcador; 8- Marcador Diamond 200x; 9- LGM0079 Diamond 200x; 10- Marcador Diamond; 400x; 11- LGM0079 Diamond 400x; 12- Marcador Diamond 800x; 13- LGM0079 Diamond 800x; 14- Marcador Diamond 2000x; 15- LGM0079 Diamond 2000x.

Um último teste foi realizado para determinar se haveria amplificação dos alvos na presença de 3 DNA polimerases diferentes: Taq polimerase da marca Sigma; Taq polimerase da marca MGM e High Fidelity super script. Conforme Figura 4, foi possível perceber que a Taq da marca MGM não conseguiu amplificar os alvos, enquanto a polimerase High fidelity apresentou resultados melhores que a Taq polimerase da Sigma. A fidelidade de uma polimerase refere-se à sua capacidade de inserir a base correta durante a reação de PCR. Por outro lado, a taxa de incorporação incorreta é conhecida como taxa de erro da polimerase. A enzima High Fidelity é uma DNA polimerase com baixa taxa de erro e resulta em um alto grau de precisão na replicação do DNA de interesse, além de contar com uma enzima de revisão, que possui atividade de exonuclease, aumentando ainda mais a fidelidade.

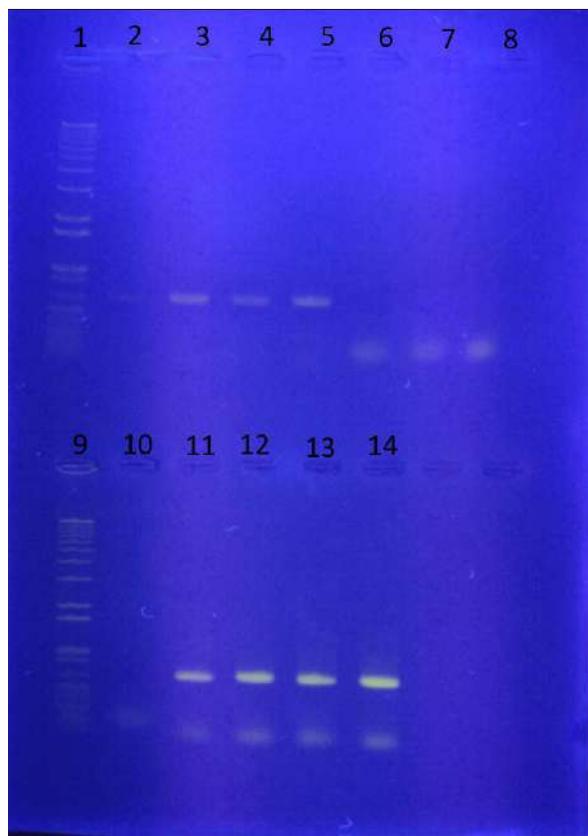


Figura 4. Separação do DNA amplificado por meio de eletroforese em gel de agarose. Em 1-Marcador 1Kb; 2- LGM0079 62ng Taq Sigma; 3- LGM0079 125ng Taq Sigma; 4- LGM0083 63ng Taq Sigma; 5- LGM0079 126ng Taq Sigma; 6- LGM0079 62ng Taq MGM; 7- LGM0079 125ng Taq MGM; 8- LGM0083 63ng Taq MGM; 9- marcador 1Kb; 10- LGM0083 126ng Taq MGM; 11- LGM0079 62ng High fidelity; 12- LGM0079 125ng High fidelity; 13- LGM0083 63ng High fidelity; 14- LGM0079 126ng High fidelity.

Sequenciamento e identificação dos animais

Após o sequenciamento, as sequências obtidas foram analisadas com o programa CLC Genomics Workbench. Primeiramente, as sequências foram triadas de acordo com uma estringência de precisão de 99,9% (quality score Q30). Os reads triados foram montados e alinhadas à sequência consenso através da célula de novo assembly (tamanho mínimo do alinhamento dos reads: 50 pares de bases, estringência de alinhamento: média). As sequências consensos foram comparadas às disponíveis no banco de dados BOLD (RATNASCINGHAM; HEBERT, 2007). Para cada sequência, foi gerada uma árvore filogenética a partir do modelo de distância Kimura 2. O resultado obtido encontra-se na Tabela 4.

Tabela 4. Identificação provável das espécies a partir da sequência consenso gerada pelo programa CLC e segundo banco de dados BOLD Systems com os respectivos graus de similaridade.

ID LGM	ID Amostra	Espécie Mais Provável	Similaridade
LGM0078	LOUVAR	<i>Luvarus imperialis</i>	100%
LGM0079	#2 -Sem informação	<i>Thunnus maccoyii</i>	100%
LGM0080	#3- 73Kg 1,70m	<i>Thunnus maccoyii</i>	100%

LGM0081	#4- 48Kg 1,60m	<i>Thunnus maccoyii</i>	100%
LGM0082	#5- 87Kg	<i>Thunnus maccoyii</i>	100%
LGM0083	#6-LUVAR #7- Thunnus thynnus? (Ellen Vitor)	<i>Luvarus imperialis</i>	100%
LGM0084	22/09/21	<i>Thunnus orientalis</i>	99,85%
LGM0085	#8- 90Kg 1,90m 15/01 #9- Blue fin área de pesca? 86.1kg	<i>Thunnus albacares</i>	100%
LGM0086	10/09/20	<i>Thunnus maccoyii</i>	100%
LGM0087	#10 Blue fin 86 kg 10/09/20	<i>Thunnus maccoyii</i>	100%
LGM0088	#1	<i>Thunnus obesus</i>	100%
LGM0089	Sem informação	<i>Thunnus albacares</i>	100%

4. Comentários finais

Com o desenvolvimento deste trabalho, foi possível, pela primeira vez no Brasil, realizar a identificação do atum azul do sul (*Thunnus maccoyii*) capturado pela frota de espinhel que opera no sul do país através de análise do DNA. Como mencionado acima, registros de capturas da espécie já tinham sido reportados nos últimos anos, mas de maneira não oficial e sem muita segurança do processo de identificação dessas capturas, em decorrência das dificuldades impostas pela dinâmica dos desembarques das capturas nos portos.

Desta forma, não há dúvidas de que a espécie é capturada com certa frequência pela frota de espinhel pelágico para atuns e afins que opera na região sul do Brasil.

Embora seja uma espécie de atum que não está sob a responsabilidade da ICCAT para fins de conservação e ordenamento das pescarias, tarefa que cabe à Comissão para a Conservação do Atum Azul do Sul (CCSBT), é importante que se procedam os registros dessas capturas de maneira oficial, com a devida comunicação ao órgão gestor da pesca no Brasil (SAP/MAPA), o qual se encarregará de transmitir esses dados à ICCAT, que os repassará à CCSBT.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Atividade trófica

Atividade: Análise da contaminação por plásticos macro e microscópicos em atuns e afins

Pesquisadores envolvidos: Flavia Lucena-Frédu, Thierry Frédu, Anne Justino e Vitória dos Santos

1. Introdução

Um dos maiores impactos ambientais decorrentes da atividade humana nas últimas décadas é a poluição crescente os oceanos por material plástico. Em decorrência do longo tempo que ficam nos ambientes marinhos, a degradação desse material vai promovendo sua divisão em pequenos novos pedaços, aumentando ainda mais o efeito poluidor. Estes, ainda pela ação desta degradação, sofrem uma redução gradativa do seu tamanho com o passar do tempo, transformando-se em pequenas partículas, denominadas microplásticos. A comunidade científica mundial tem se debruçado sobre essa questão, com o intuito de melhor conhecer os impactos desse agente poluidor sobre os organismos marinhos.

Desta forma, o objetivo principal deste trabalho foi de analisar e caracterizar a contaminação por macro e microplásticos em atuns e afins capturados no Arquipélago de Fernando de Noronha (AFN) e na Zona Econômica Exclusiva (ZEE) do Nordeste do Brasil.

2. Metodologia

A partir de dezembro de 2019, como uma nova linha de pesquisa dentro do PROTUNA, foi iniciada a análise do conteúdo estomacal das principais espécies de atuns, visando à quantificação e identificação de macro e microplástico nos estômagos desses predadores. O trabalho foi iniciado, mas interrompido devido à pandemia do COVID 19. Entretanto, apesar das dificuldades para dar continuidade nas análises dessas amostras, foi possível avaliar um total de 350 estômagos de 4 diferentes espécies (Tabela 1).

As espécies analisadas foram coletadas no âmbito do projeto PROTUNA, nas pescarias industrial com espinhel pelágico da frota baleada em Natal (RN) e nas esportiva e artesanal do arquipélago de Fernando de Noronha (PE). Os espécimes tiveram os seus tratos digestórios removidos, lavados com água destilada e triados, tomando-se os devidos cuidados para evitar ao máximo a contaminação externa. Os itens encontrados no trato digestivo que se assemelhavam a materiais plásticos, foram separados dos itens alimentares e analisados através de identificação visual em uma placa de Petri com o auxílio de um estereomicroscópio (Zeiss, Stemi 2200).

Os itens considerados macroplásticos (> 5 mm) foram submetidos ao aquecimento em uma estufa a (60°C) por 24h, para a confirmação de que não era material orgânico (ex. alga). Depois da confirmação, os macroplásticos eram então fotografados, mensurados (Axionvision LE), contados, pesados (balança analítica) e classificados de acordo com sua forma, tamanho e cor (Figura 1).

Para verificar a contaminação por microplásticos, nove estômagos de *T. albacares* da ZEE foram analisados. Os estômagos foram cuidadosamente eviscerados, e apenas o conteúdo intestinal foi colocado em um Becker submerso em solução alcalina de NaOH (1 MOL) para a digestão da matéria orgânica e posterior extração das partículas de microplásticos, foi seguido o protocolo proposto por Justino et al., (2021).

Tabela 1. Número de estômagos por espécie que foram analisados para verificação de ocorrência de macroplásticos.

Espécies	N total
<i>Acanthocybium solandri</i> (WAH)	49
<i>Thunnus albacares</i> (YFT)	102
<i>Sphyraena barracuda</i> (BAR)	136
<i>Thunnus obesus</i> (BET)	63

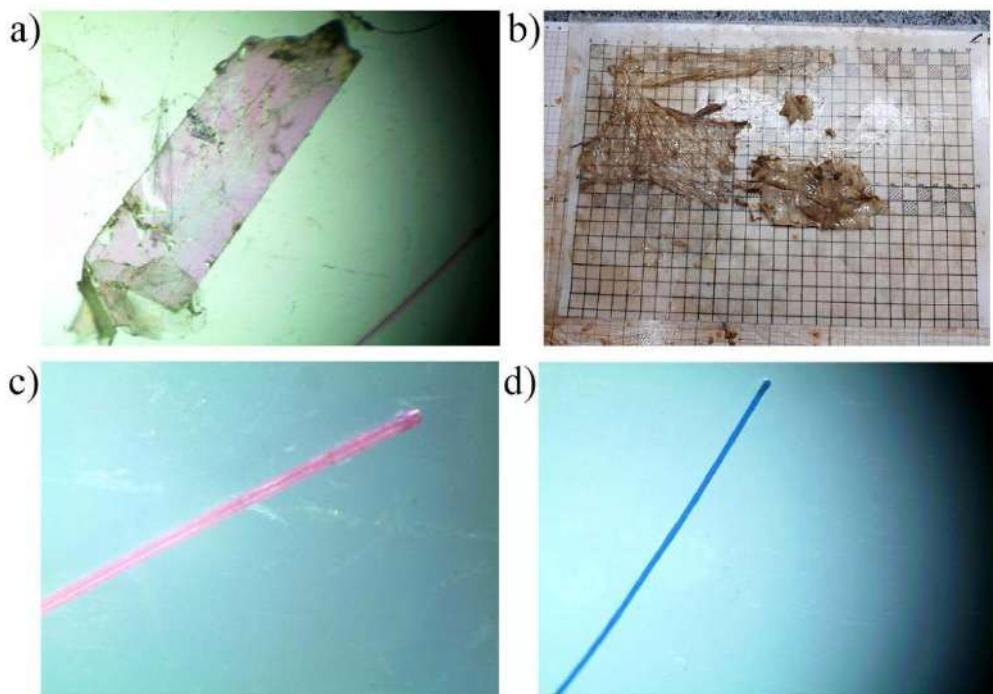


Figura 1. Macroplásticos encontrados nos atuns e afins. a) fita adesiva, b) sacola plástica, c) filamento rosa e d) filamento azul.

3. Resultados

De maneira geral, foi encontrada uma baixa frequência de contaminação por macroplásticos nos atuns e afins. Entretanto, das quatro espécies analisadas, três haviam ingerido macroplásticos, sendo a *Acanthocybium solandri* a mais contaminada, com uma frequência de ocorrência (FO%) de 8 %, seguida pelo *Thunnus albacares* (FO 5%) e *Sphyraena barracuda* (FO 3%) (Figura 2). *Thunnus obesus* foi a única espécie que não ingeriu macroplásticos. Essa baixa taxa de contaminação nas espécies analisadas pode estar relacionada a rápida taxa de digestão desses peixes, que eliminam rapidamente os plásticos maiores.

Um total de 93 partículas de microplásticos foram extraídas dos nove estômagos de *T. albacares* (FO= 100%) capturados, com uma média de $10,33 \pm dp 14,06$ partículas por indivíduo, as quais tinham tamanho médio de $0,77 \pm 0,92$ mm.ind. $^{-1}$. Os exemplares de *T. albacares* analisados variaram de 40 a 145 cm de comprimento furcal e pesavam de 1 a 47,8 kg. Entretanto, não houve relação entre o número e tamanho das partículas detectadas e o tamanho do atum (correlação de Spearman, $p > 0,05$). Em geral, em relação aos tipos de microplásticos, os mais abundantes foram as espumas (61%),

seguidos pelas fibras (22%), pellets (6%) e fragmentos (1%). As cores branco e azul foram as mais predominantes (Tabela 2).

Esta alta taxa de contaminação por microplásticos pode estar relacionada ao fato de que, como predadores oportunistas, os atuns tendem a ingerir grandes quantidades de presas que podem estar contaminadas, fazendo com que ocorra um acúmulo momentâneo de partículas antes da digestão (Ferreira et al., 2019; Justino et al., 2021). Além disso, para o atum tropical, é vital ter a capacidade de processar grandes quantidades de alimentos em um breve período, quando os alimentos estão disponíveis (Olson e Boggs, 1986). Portanto, isso pode levar ao acúmulo de inúmeros microplásticos através da transferência trófica das presas contaminadas.

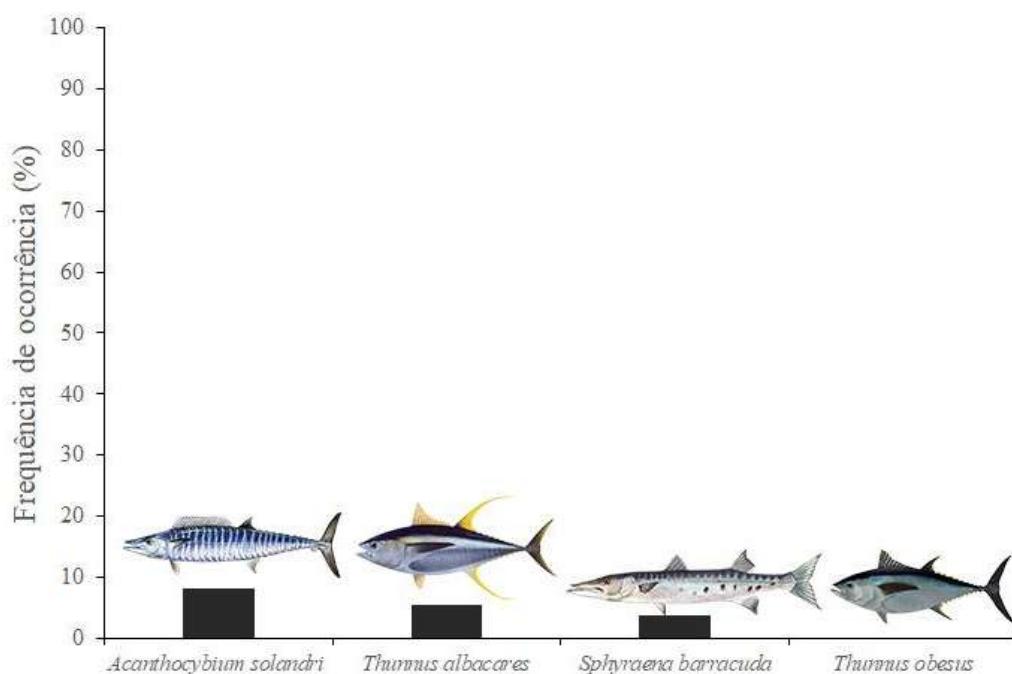


Figura 2. Frequência de ocorrência de macroplásticos nas espécies de atuns e afins.

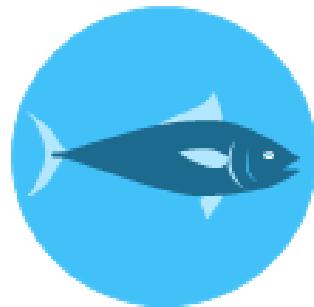
Tabela 2. Resumo dos resultados referentes ao número médio (\pm desvio padrão) (partículas indivíduos $^{-1}$), tamanho (mm) e FO% (frequência de ocorrência) dos microplásticos extraídos dos estômagos de *Thunnus albacares*, de acordo com o tipo e as cores encontradas

Tipo		Número	Tamanho (mm)	FO%
	MPs	10.33 (\pm 14.06)	0.77 (\pm 0.92)	100
Fibra	2.22 (\pm 3.11)	0.89 (\pm 0.98)	66	
Fragmento	0.11 (\pm 0.33)	0.06 (\pm 0.19)		11
Filme	1 (\pm 0.86)	0.10 (\pm 0.19)		66
Espuma	6.33 (\pm 10.92)	0.09 (\pm 0.13)		44

	Pellet	0.66 (\pm 1.32)	0.04 (\pm 0.07)	33
Cor	Branco	7.44 (\pm 10.52)	0.94 (\pm 1.15)	77
	Preto	0.22 (\pm 0.44)	0.45 (\pm 0.44)	22
	Azul	1.66 (\pm 2.39)	0.20 (\pm 0.21)	55
	Amarelo	0.11 (\pm 0.33)	0.61 (\pm 0)	11
	Vermelho	0.66 (\pm 1.65)	0.96 (\pm 0.71)	22

4. Conclusões

A análise da contaminação por plásticos de algumas tunídeos mostrou que, embora poucos macroplásticos foram encontrados nos estômagos devido a rápida taxa de digestão desses peixes que eliminam rapidamente os plásticos maiores, todos eles foram contaminados por microplásticos sob principalmente a forma de espuma e pellets (>80%). O comportamento alimentar dessas espécies provavelmente explica este resultado pois os atuns tendem a ingerir grandes quantidades de presas que podem estar contaminadas levando ao acúmulo de inúmeros microplásticos através da transferência trófica.



Eixo B

Ecologia Marinha

Eixo B – Ecologia marinha

Linha de pesquisa: efeitos da variabilidade ambiental

Atividade: Effects of sea surface temperature anomalies on the albacore (*Thunnus alalunga*) fishery in the Southwestern Atlantic.

Pesquisadores envolvidos: Paulo Travassos, Marília Previero, Humber Andrade.

1. Introduction

The effects of climate change on the oceans and the living beings that inhabit them have been the subject of great interest of the scientific community in recent decades. A considerable number of studies have been carried out with the aim of generating knowledge to better assess how environmental changes have affected marine life in its various biological aspects and in different ecosystems (Perry et al., 2010; Poloczanska et al., 2016; Wang, 2022). This situation, in the face of current global warming, has led the scientific community to face a new challenge for species conservation and fisheries management by regional fisheries management organizations in the three oceans, and this is also an important point of discussion (Lehodey et al., 2006; Miller. 2007; Free, et al., 2019; Boyce et al., 2022).

Due to their social and economic importance, fishery resources have received special attention (Salinger, 2013), especially tuna, due to the high values reached in the international market (Dufour et al., 2010; Ganachaud et al., 2013; Lehodey et al., 2015). Many of the issues addressed in these studies are directly associated with possible changes in migratory behaviors and spatio-temporal occupation of the ocean habitat and their effects on the catchability of target species.

However, these large-scale temporal climate changes are not the only ones that arouse the interest of the scientific community. Phenomena with shorter periodic occurrences, such as El Niño (warm) and La Niña (cold) of the eastern tropical Pacific, continue to be evaluated with great interest, due to their effects on the marine environment on a global scale and their consequences on the abundance and spatial distribution of various fishery resources (Lehoday et al, 1997; Syamsuddin et al., 2013; Lan et al., 2020), including the effects of climate change on the intensity of these phenomena (Yeh et al., 2009; Latif and Keenlyside, 2009; Cai et al., 2021).

The South Atlantic Albacore, *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788), follow a well-defined annual reproductive migration. From August-September, a movement in search of warmer tropical waters (>24°C) off the Brazilian coast can be observed in adult fish located in the southeast Atlantic off the coasts of Namibia and South Africa. From October to February the stock remains in the only breeding area in the South Atlantic, broadly situated between 5°S and 25°S (Figure 1), where it finds the ideal thermal conditions for its reproductive activity and to the first development stages. However, being a temperate tuna species, adults prefer cold waters 10°C-20°C (ICCAT, 2010), playing vertical movements as behavioural thermoregulation. In this way, part of the time the individuals are at mixing layer and part at deep waters (Laurs, 1983).

Therefore, it is expected some relation between albacore CPUE caught in the longline fisheries and Sea Surface Temperature (SST) in the region. The longer the individuals remain in the mixing layer, the greater the chances of being caught by this fishery. Thus, the objective of this work was to investigate how warmer SST affects the albacore CPUE, taking as a reference the work carried out by Travassos (1999). For this, the data was updated, and the same methodology was used.

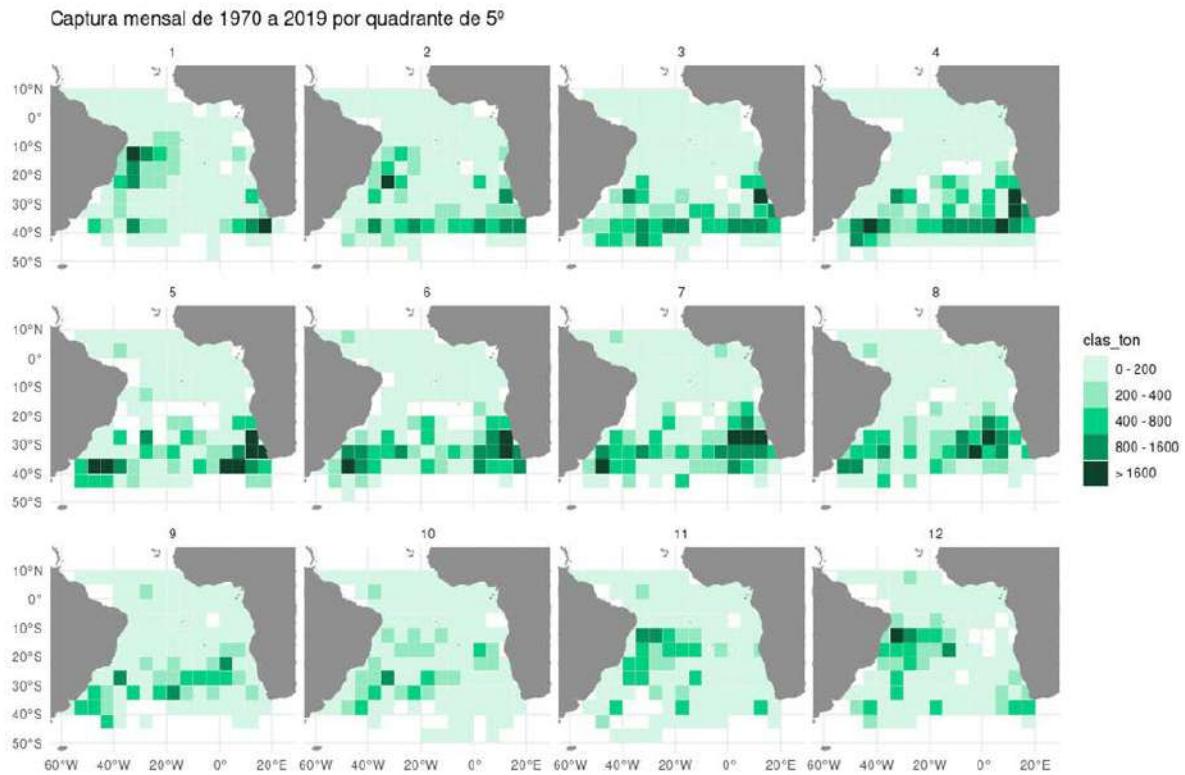


Figure 1. Distribution of surface longline catches of albacore by the Chinese Taipei fleet in the South Atlantic Ocean between 1970 and 2020.

2. Methods

Study area

The study area was delimited according to the largest albacore adult captures in the reproductive period (10°S – 20°S and 20°W – 40°W) (Figure 2). The ocean depth in the study area ranges from 25 to 6500m. The average SST in the albacore reproductive period (October to February) is around 26°C (both for the period 1970-2019 and 1999-2019). This area is below the South Equatorial Current (SEC) and is mainly influenced by the Brazilian Current (BC). The migration of adults and pre-adults to this region begins on the Namibia coast, following the Benguela Current up to 10°S . Then, they follow the South Equatorial Current to the SEC and BC division (Coimbra, 1999). The albacore adults follows the BC, spawning between October and February at the study area. After this period the adults follow the BC until about 35°S where they are driven by the Falkland Current to the South Atlantic Current (SAC) following to the southwest Africa coast, completing the annual migratory cycle (Coimbra, 1999). The juveniles are taken from the spawning site by the BC until the Brazil-Malvinas Confluence, where they remain about 2 years. After this period, they are recruited to fishing and get in the SAC to the southwest Africa coast (Coimbra, 1999).

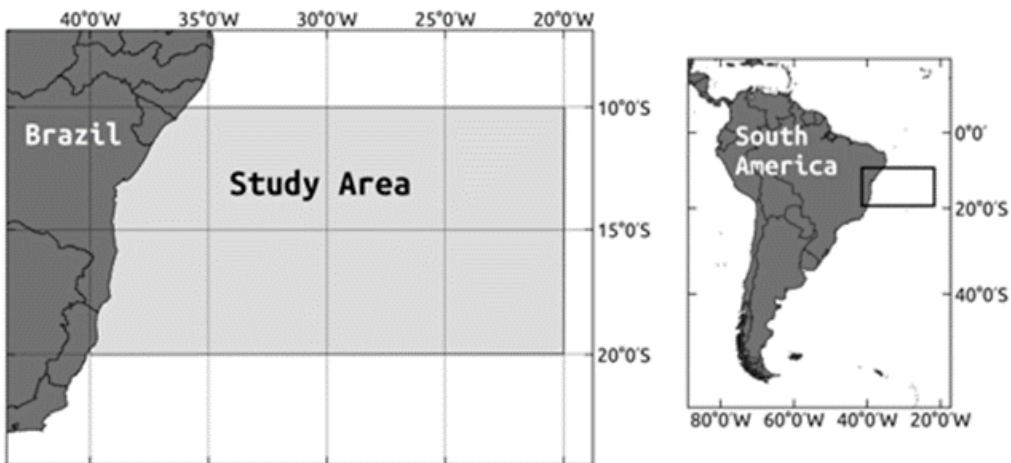


Figure 2. Study area in the tropical southwest Atlantic Ocean.

Data acquisition

The albacore fishing information was obtained for the China Taipei fleet, that have this species as target. For the period 1970 to 2020, information on catch, effort, length frequencies and fishery location was compiled at every $5^{\circ}\times 5^{\circ}$ of spatial resolution. Such information was obtained from the “International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas” (ICCAT) database.

Sea Surface Temperature (SST) information for the study area was obtained from the COADS database at every $1^{\circ}\times 1^{\circ}$ spatial resolution, per month. The period considered was from 1970 to 2020. SST data were obtained from ERDAPP server (Dataset title: iCOADS enh1by1 including prelim sst.mean)

http://apdrc.soest.hawaii.edu/erddap/griddap/hawaii_soest_7960_0d04_8dc9.html

Data analysis

Both fishing and SST information was selected for the period October to February, as this is the period in which albacore fishing occurs in the region. This period was called “fishing season”. The average CPUE per fishing season was calculated as the number of individuals caught per 1000 hooks. The SST anomaly was obtained per month (October to February) for the study area. SST anomaly of a month was the difference between the temperature of a given month and the average temperature of that month during the whole study period. Months with 5% of the greatest SST anomalies (anomalies greater than 0.59°C) were selected. The corresponding fishing seasons were 1973, 1974, 1988, 2003, 2010 and 2016.

The Superposed Epoch Analysis (SEA) (Prager and Hoenig, 1989) was performed to investigate a possible association between strong SST anomalies (considered extreme events) and drops in CPUE. For SEA was considered the whole CPUE series (1970 to 2020) and the fishing stations with the greatest SST anomalies (1973, 1974, 1988, 2003, 2010 and 2016).

3. Results

The CPUE ranged from 2.89 individuals caught per 1000 hooks in October 2004 to 43.43 individuals captured per 1000 hooks in February 1996 (Figure 3). SST anomalies for the study area ranged from -0.86°C in 1976 to 0.73°C in 2010 (Figure 4). In the period there were 127 months with positive anomalies and 123 months with negative anomalies.

The SEA results revealed that warmer fishing seasons (months with SST anomalies greater than 0.59°C) have lower CPUE than the two seasons before and after such events ($p=0.040$) (Figure 5 and Fig 6). This result indicates that increases in SST can negatively impact the albacore longline fishing in the region.

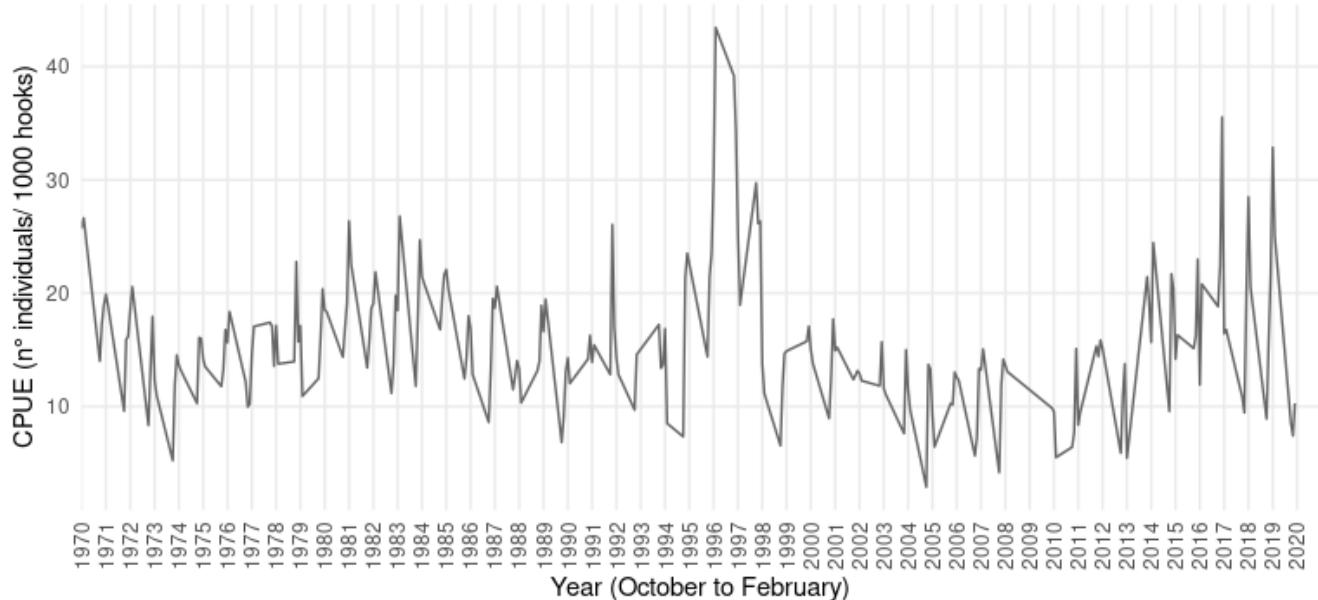


Figure 3. CPUE series of yellowfin tuna caught by the longline fishery in the study area during the spawning season.

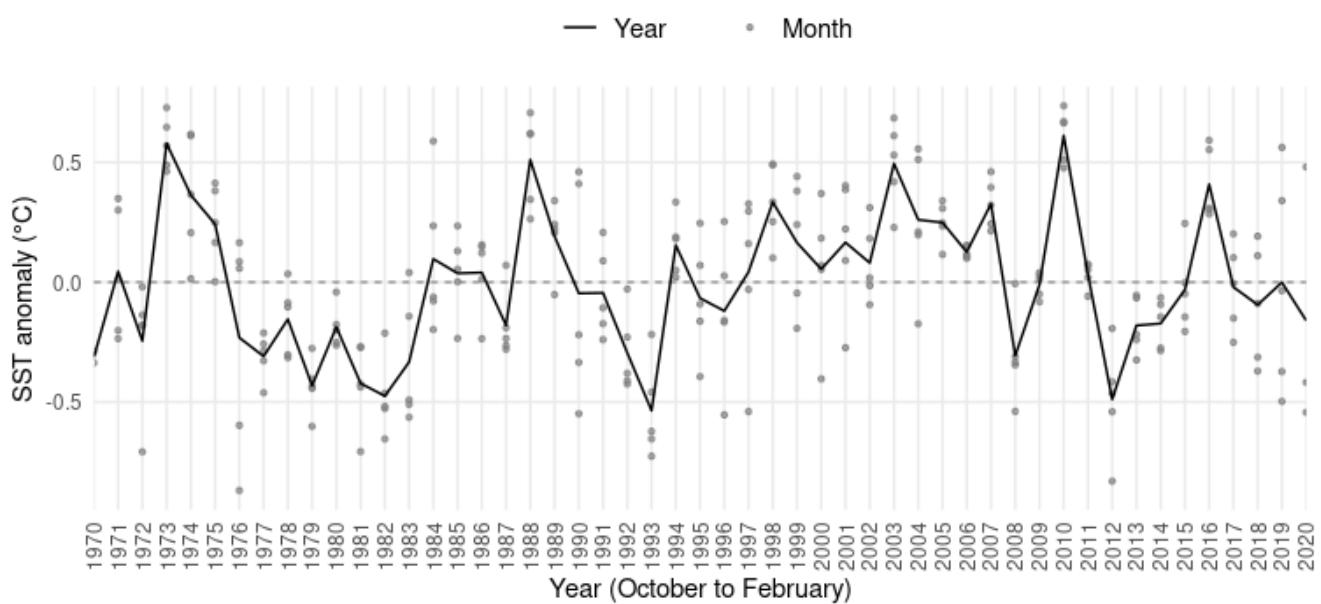


Figure 4. Average sea surface temperature anomaly observed during the albacore spawning season (October to February) (Average in continuous line and points for monthly values).

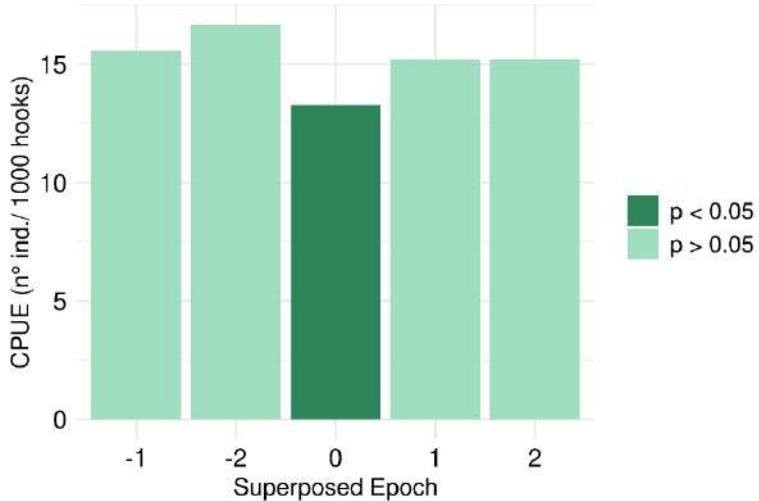


Figure 5. Result of the Superposed Epoch Analysis (SEA) indicating that at time zero the CPUE is significantly lower than in the two previous and subsequent years.

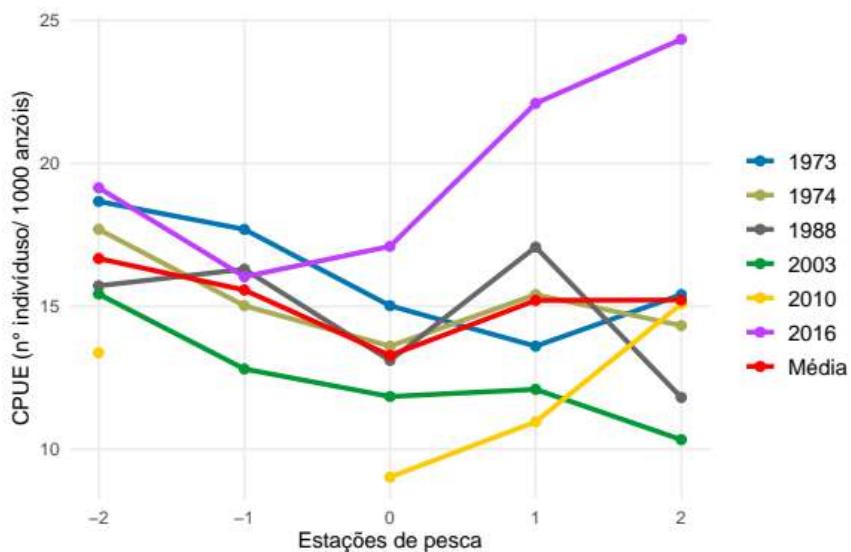


Figure 6. Comparison of CPUE by fishing season for the years with the largest SST anomalies and the two years before and after.

4. Discussion and Conclusion

In recent decades, several anomalous warmings of the sea surface temperature surface temperatures have been observed in the Pacific Ocean, associated with the El Niño phenomenon. Among them, the events of 1972/1973, 1986/1987 and 1997/1998 caused major warming in the area and spawning season of the albacore in the South Atlantic. Analysing the effects of these anomalies on the fishery of the species in the South Atlantic between 1960 and 1995, Travassos (1999) revealed a significant reduction in CPUE in years with larger SST anomalies. This study ratifies this result by using a longer and more updated series of catch data and SST anomalies for the period 1970-2020. In effect, the results obtained here show that lower CPUE were observed during the warmer seasons. SST anomalies greater than 0.59°C produce negative impact in CPUE compared to two earlier and later seasons ($P=0.040$). So, an increase in SST above the usually expected for the species during its spawning season should have an impact on fishing activity, promoting a reduction in catches.

According to Travassos (1999), these anomalies do not affect the migratory process that the species undertakes from cold waters of higher latitudes to warm tropical waters where it must spawn. Decreases in catches resulting from positive SST anomalies are due to the behaviour of albacore towards the thermal characteristics in force during the spawning season. Being a temperate tuna species, the adult faces thermal stress when seeking warm waters necessary for its reproductive activity in tropical waters. Thus, when the species experiences higher than normal temperatures in the homogeneous spawning layer, excess body heat will be produced and needs to be eliminated. The most feasible option for the species in these situations is to resort to behavioural thermoregulation, which consists of performing deep dives in and below the thermocline, swimming in cold water to dissipate the heat acquired in the mixing layer. Thus, in these occasions of high SST anomalies, albacore perform with greater frequency these incursions into deep cold waters, staying out of range of the longline hooks. This behaviour may explain the drops in the catches of the species during the occurrence of this phenomenon.

According to IPCC 2021 projections “Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6)”, the SST in the study area will increase 0.5°C between October and February by 2040 and 0.7°C to 1.1°C by 2060 in relation to the period 1995-2014. This increase in SST as a result of climate change could probably affect not only fisheries but also the larval survival, more susceptible to environmental changes. This impact could certainly have effect on the recruitment of the species, an aspect we intend to investigate in other research work. We suggest that the reproductive migrations be periodically monitored to identify possible changes in stock abundance or in the spawning area.

Eixo B – Ecologia marinha

Linha de pesquisa: efeitos da dinâmica ambiental sobre os recursos pesqueiros e a pesca

Atividade: *Fisheries and environmental variables reveal migration patterns of albacore *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788) in the South Atlantic Ocean*

Pesquisadores envolvidos: Marília Previero, Humber Andrade, Paulo Travassos

1. Introduction

Worldwide fisheries is an important source of protein, subsistence and income (FAO, 1999). The tunas have great contribution to total global catches (near 21% in 2015) and have one of the greatest importance in terms of valuable fish species (FAO, 2016). Tuna landings increased from <0.6 million tons in 1950 to 7.7 million tons in 2014 (FAO, 2018). The albacore (*Thunnus alalunga*) is among the main economically important tuna species, caught by industrial fisheries (FAO, 2011). The South Atlantic Albacore is a migratory tuna that lives in tropical and temperate waters (Collette & Nauen 1983). The stock has been exploited since the decade of 1960, first by the Japanese longline fishery (Uozumi, 1996) and some years later by the Chinese Taipei and South Korean fisheries (Coimbra, 1999). In the South Atlantic, albacore is targeted by the Chinese Taipei longline fleet, while catches by Japanese fleets occur during the *Thunnus obesus* fishery. Albacore catches in the region ranged from at around 24,000 t from 2006 to 2012, presented a drop to less than 14,000 t in 2013 and a recovery to near 17,000 t in 2018 (ICCAT, 2020).

The albacore performs seasonal migrations along the South Atlantic following the water masses and some suitable level of temperature and oxygen (Collette & Nauen 1983). Mature individuals migrate from East to West in tropical waters, while juveniles migrate from North to South, preferentially inhabiting higher southern latitudes (Coimbra, 1999). Coimbra, 1999 analyzing the CPUE of the species identified migration patterns for adults and juveniles. Adults migrate along the African coast in the second and third quarters of the year, being in the western portion of the South Atlantic in the warmer months (20°W - 40°W and 5°S – 25°S) (Coimbra, 1999; Travassos, 1999). The juveniles migrate from east to west in the South Atlantic (Coimbra, 1999). Between January and March there are juveniles both in the southern part of the African coast and in the southwestern part of the Atlantic (Coimbra, 1999). Between April and June both groups move to a central area of the Atlantic and gradually return to opposite regions between July and September.(Coimbra, 1999).

The adults migration to warmer waters (>24°C), between 5°S and 25°S occurs for reproductive purposes, being this water temperature suitable for the first development stages (Travassos, 1999; Farley et al., 2013; Nikolic et al. , 2017). However, this migration may be affected with increasing SST, with evidence of lower CPUEs in warmer years (Travassos, 1999; Travassos et al. (em preparação)). Due to the climate changes, the Sea Surface Temperature (SST) in the area and period of albacore reproduction in the South Atlantic tends to increase 0.5°C by 2040 and from 0.7°C to 1.1°C by 2060 in relation to the period 1995-2014 according to the IPCC 2021 projections (Gutiérrez, 2021). This temperature increase is expected to shift the adults' suitable habitat to a region around 20°S – 25°S by 2080 (Townhill et al., 2021). This change tends to shift the species' breeding site to a further south area (10°S - 20°S) (Travassos, 1999; Travassos et al. (em preparação)). To the albacore juveniles, the SST is also an important abundance predictor (Chen et al. 2005; Philips et al. 2014). They prefer temperate waters (15°C to 19°C) and are concentrated in locations of high pelagic preys (Philips et al. 2014).

The migrations of albacore adults and juveniles have already been documented in different oceans (e.g. Bakun, 1996; Chen et al., 2005; Senina et al., 2020; Mondal et al., 2022). Such studies reported that adults migrate to warmer regions during reproductive periods, while juveniles live in subtropical regions and migrate counterclockwise (Kimura et al., 1997). In this work we investigated albacore adults and juveniles migration in the South Atlantic throughout the year based on fisheries catch data. A modeling by month were performed relating the catch data and the environmental variables Sea Surface Temperature (SST) and Chlorophyll-a (Chlor-a). The results were spatialized in order to observe adults and juveniles movements throughout the year.

2. Methods

Study area

The study area was defined according to the movement of the south Atlantic Albacore, which does not usually cross equatorial waters to interact with the North Atlantic or Mediterranean Sea stocks (Collette & Nauen 1983). Thereby, the study area ranges from 10°N to 45° S between the African West coast (20°E) and the South America East coast (60°W) (Fig. 1). In the South Atlantic Ocean, the SST tend to be higher between January and April, mainly from the equatorial region to 20°S - 30°S. There is a reduction in SST in subtropical areas between June and October (Fig. 1 Supplementary material). On the other hand, the highest Chlorophyll-a concentrations are found on the continental shelves, especially at the mouth of large rivers such as the Congo River and Rio de la Plata and at the Benguela current upwelling system (Fig. 2 Supplementary material).

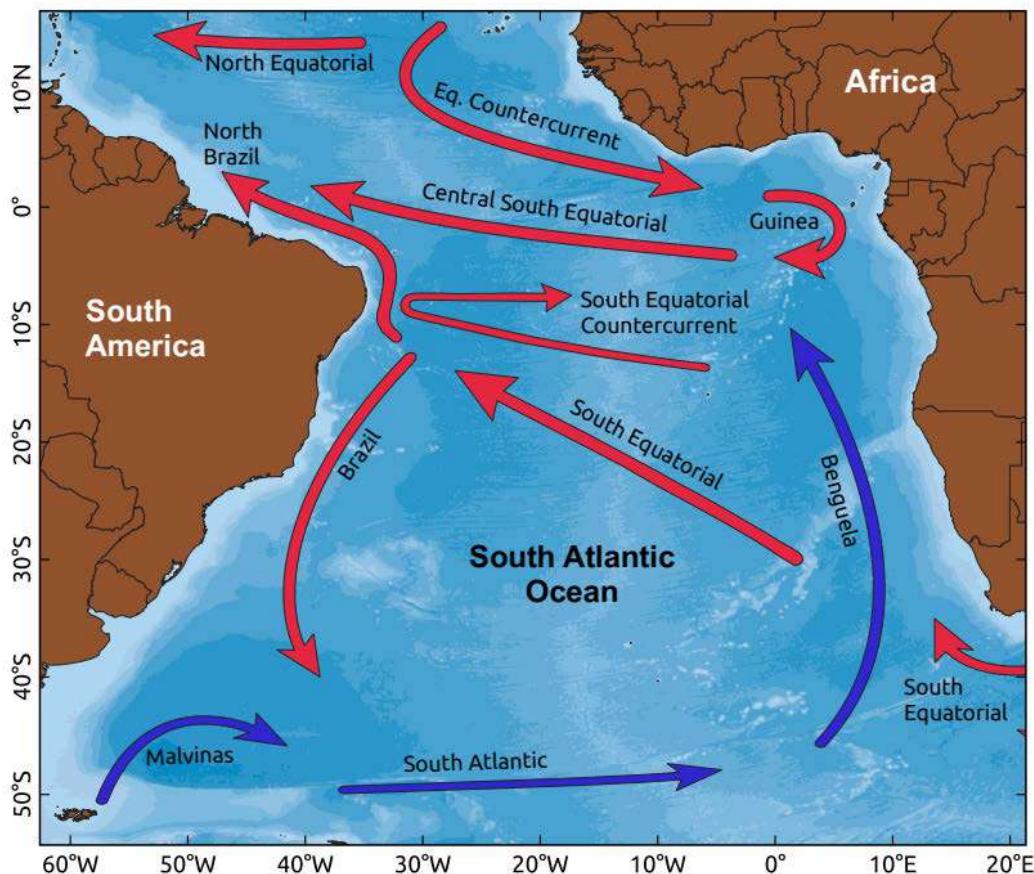


Figure 1. Map of the study area with the main warm currents (red) and cold currents (blue). Currents information adapted from Hamilton (2018).

Data

Fishery data (catch in kilograms and effort in numer of hooks) were compiled by month and 5°x5° spatial resolution to 1997-2020 to the Chinese Taipei longline fleet. This fleet represents 80.7% of the albacore catches by longline in this period, in the study area. Albacore size data (fork length in cm) were also obtained to the same period to the South Atlantic. These dataset were compiled from ICCAT.

The environmental variables were obtained by month to the study area, to the period 1997 – 2020. Sea Surface Temperature (SST, °C) was obtained from the NOAA OISST AVHRR basis and Chlorophyll-a (mg g⁻¹) was obtained from the OceanColor basis. The environmental datasets were rescaled to 5°x5° and to 1°x1° spatial resolution.

Analysis

The fork length frequencies of Albacore captured by the China Taipei longline fleet in the South Atlantic were investigated for eight different areas, following Coimbra (1999) (Fig. 3 Supplementary material). For each area, the percentage of young individuals (FL < 90cm) and adults (FL > = 90cm) were computed (Bard, 1990). After that, for each area the total catches were divided into juvenile and adult catches following the proportion obtained from the sample with measured sizes.

The albacore catches were modeled according to the SST and Chlor-a using Random Forest regressions (Breiman, 2001). Random Forest is a non-parametric supervised machine learning technique based on regression tree methodology that predicts a response variable from some explanatory variables by repeatedly subdividing a dataset into subgroups (Hastie et al., 2009). These models were constructed in R, using the package "randomForest" (Liaw & Wiener, 2002). The number of trees (ntree) used was 500, the minimum number of data in each terminal node (nodesize) was 5 and the number of variables used in each tree (mtry) was one third of the total number of predictor variables (Liaw & Wiener, 2002).

The Random Forest model is represented by the formula:

$$C_{mi} = \beta_0 + \beta_1 SST_{mi} + \beta_2 Chlor - a_{mi}$$

Where:

C_{mi} is the capture log in month m and location i

SST_{im} is the Sea Surface Temperature in month m and location i

$Chlor-a_m$ is the Chlorophyll a in month m and location I

β is the estimated coefficients by the Random Forest model

To adults and to juveniles separately one model by month (24 in total) were computed to the grouped period (1997 – 2020). To each monthly dataset training data and testing data were extracted in the proportion of 0.7 and 0.3 respectively. Model selection was according to the best residuals' fits and greatest model explanation. Variable importance were analysed using the function "importance" from the "randomForest" package. The model results (one by month) were spatialized using a predict function in rasterized shapefiles of SST and Chlor-a for each 1°x1° by month for the study area.

To synthesize the annual migratory displacement of the albacore, 10% of the highest abundance spatial patches resulting from the Random Forest model were contoured (Su et al., 2013, Chang et al., 2021). For these data, we also investigated the temporal trends of the predicted values of abundance, SST and Chlor-a.

3. Results

During albacore annual migration in the South Atlantic, there is a predominance of adults in tropical areas above 20°S (Fig. 2). The highest proportion of adults caught by commercial fishing landings are in areas 3 and 2 (Fig. 2; Table 1). On the other hand albacore juveniles are concentrated in south areas, between 30°S and 40°S, more specifically in the areas 8, 7 and 6 (Fig. 2; Table 1). In the studied period (1997 to 2020) Chinese Taipei Longline fleet caught adults in tropical areas mainly from November to February. From May to July catches occurred specially in subtropical areas (Fig. 3). Juveniles catches occurred in subtropical areas specially from February to September, being dispersed throughout the South Atlantic in the rest of the year (Fig. 4). Fishing effort occurred mainly in tropical areas, specially from October to March, and in tropical and subtropical areas in the rest of the year (Fig. 5).

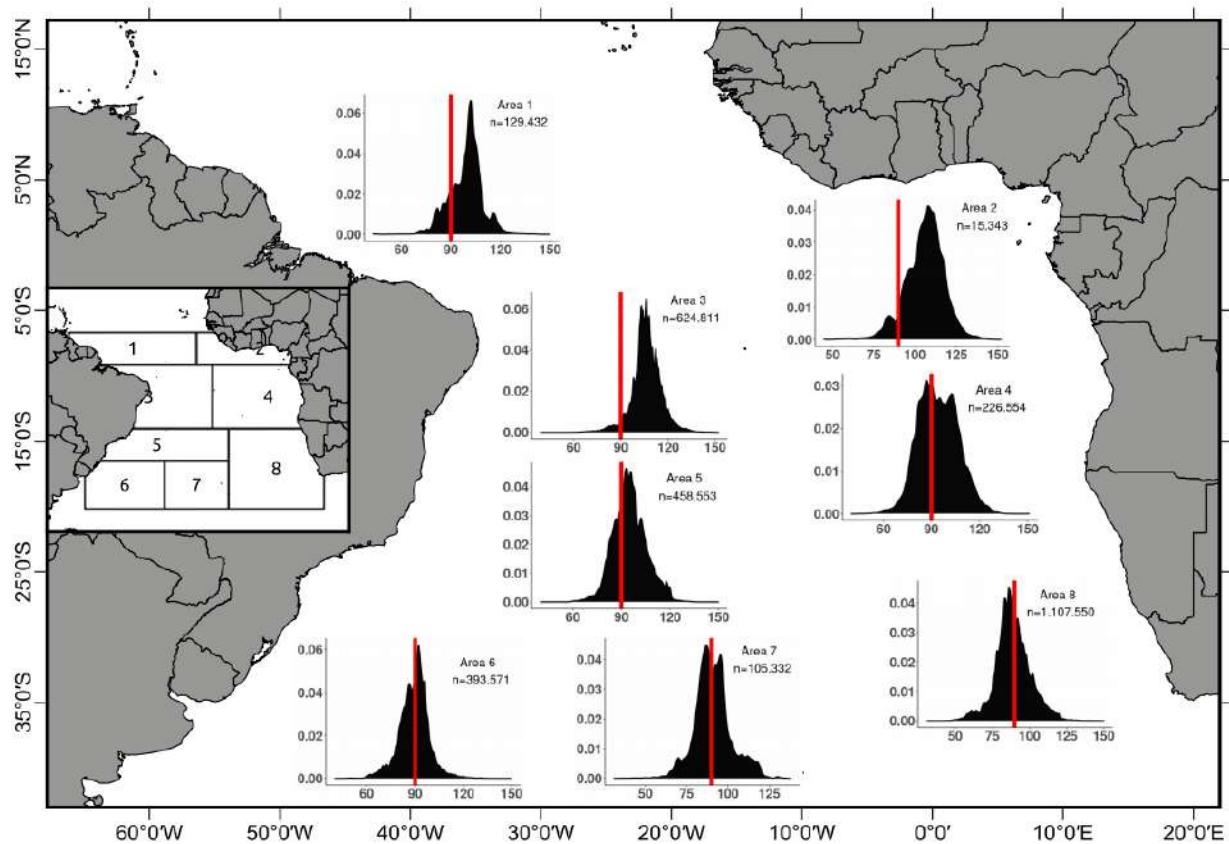


Figure 2. Albacore length frequencies in distinct areas of the South Atlantic. The abscissa axes are the Fork Length (cm) and the ordinate axes are percentage of individuals. The red line is the L50 size (90cm).

Table 1. Proportion of albacore adults and juveniles in the 8 areas in the South Atlantic.

Area	Total	Adults	Juveniles	% Adults	% Juveniles
1	129432	108068	21364	83.49	16.5
2	15343	14180	1163	92.41	7.58
3	624811	600188	24623	96.06	3.94
4	226554	140666	85888	62.09	37.91
5	458553	328294	130259	71.59	28.4
6	393571	208923	184648	53.08	46.91
7	105332	55557	49775	52.74	47.25
8	1107550	491316	616234	44.36	55.63

Adults

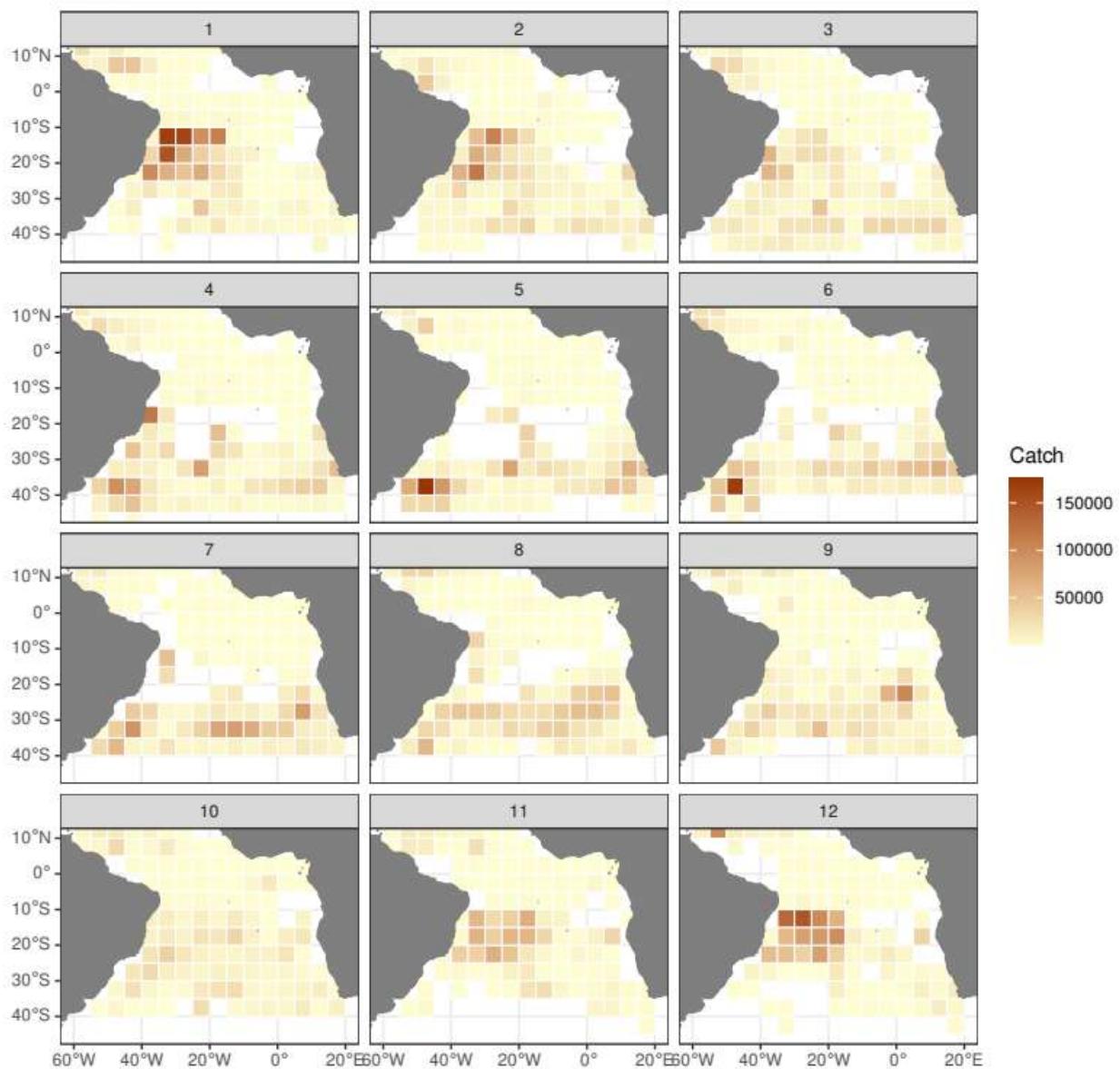


Figure 3. Chinese Taipei longline total catches (in kilograms) of albacore adults ($\geq 90\text{cm}$) by $5^\circ \times 5^\circ$ squares. The period is 1997 – 2020. Numers in the top of the maps are the corresponding month.

Juveniles

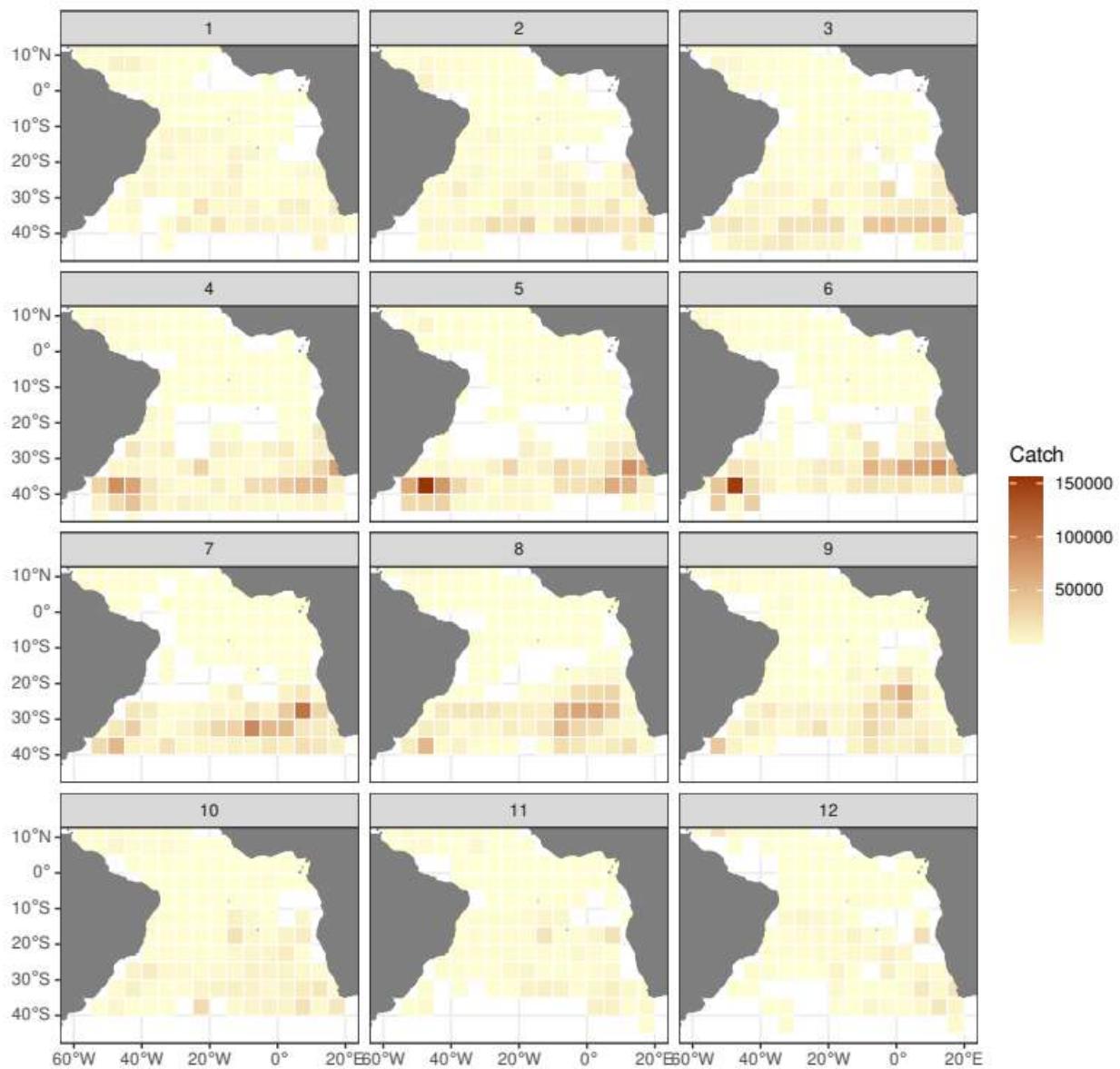


Figure 4. Chinese Taipei longline total catches (in kilograms) of albacore juveniles (< 90cm) by 5°x5°squares. The period is 1997 – 2020. Numerals in the top of the maps are the corresponding month.

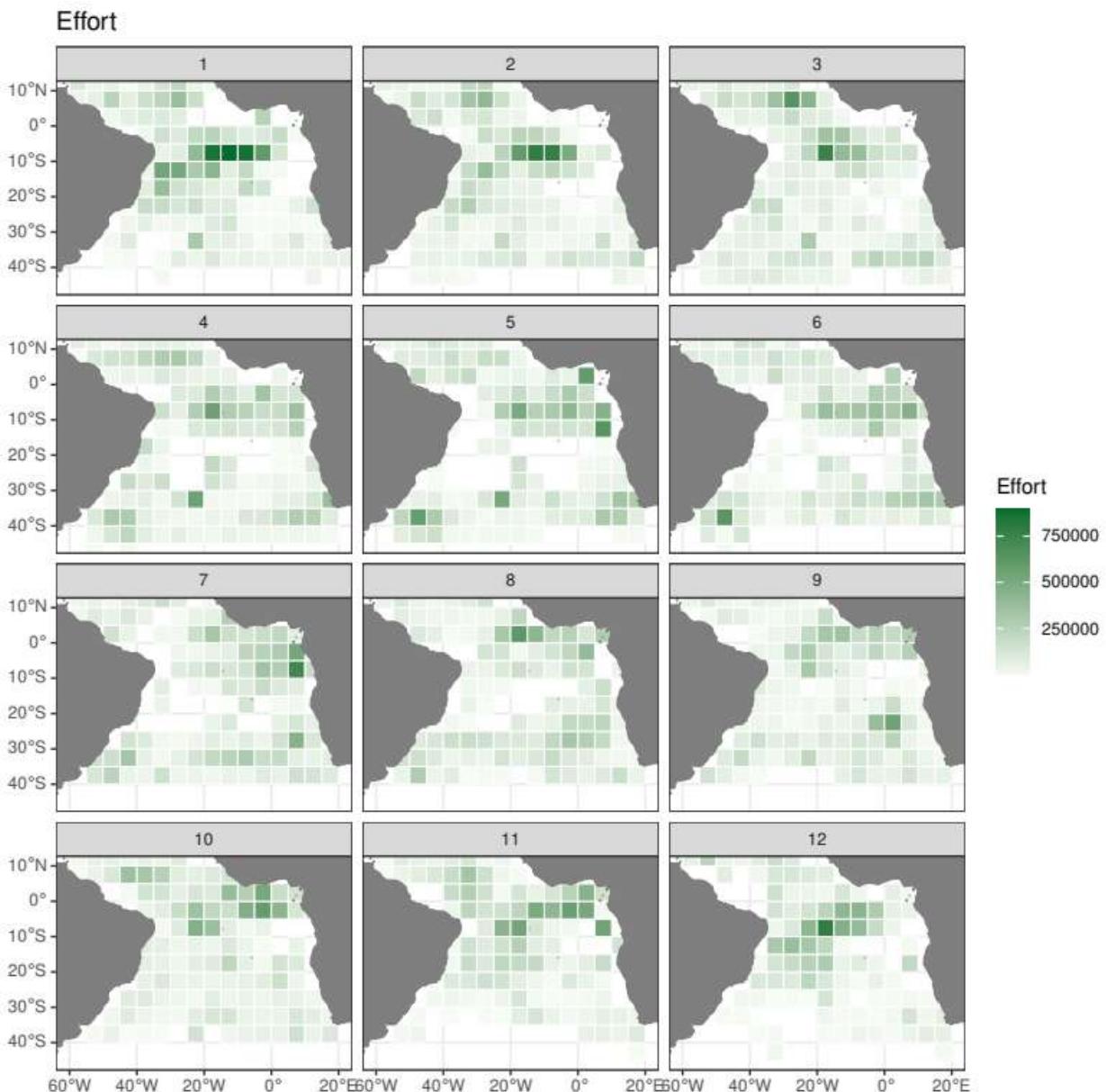


Figure 5. Chinese Taipei longline effort (n° of hooks) of albacore by 5°x5°squares. The period is 1997 – 2020. Numerals in the top of the maps are the corresponding month.

The Random Forest model variables (SST and Chlor-a) together presented the greatest model explanation both to adults and juveniles (Table 2). The final model selection followed a combination of better residuals adjustments and highest model explanation. Despite SST and Chlor-a alternated their importance throughout the year, the models with greatest explanation were those with both variables (Table 2). The final model selected by month to adults and juveniles as well as the residuals adjustments can be observed in the Supplementary material section.

Table 2. Random Forest model variables importance and model explanation by variable. One model by month to adults and one model by month to juveniles were compiled.

Month	Adults				
	Variable importance		Model explanation (%)		
	SST	Chlor-a	SST + Chlor-a	SST	Chlor-a
1	1198.93	2057.19	33.12	-34.84	10.36
2	1284.49	1519.07	24.61	-26.95	-7.97
3	1671.35	1380.25	27.15	0.40	-14.53
4	2087.55	1301.32	43.79	27.09	0.65
5	1852.60	1123.15	51.92	32.85	8.60
6	2020.99	812.75	55.39	45.44	-29.86
7	2081.08	792.65	53.84	37.5	-36.16
8	1803.57	872.17	42.88	27.31	-28.08
9	1348.32	684.44	37.03	23.29	-24.76
10	925.08	788.74	19.11	-12.04	-31.33
11	816.32	1074.60	38.14	-0.92	-1.60
12	884.80	1775.17	39.08	-23.51	15.23
Juveniles					
1	1423.49	1458.15	25.95	-17.69	-6.46
2	1963.75	1416.29	37.81	14.30	-12.62
3	3029.22	1644.19	52.93	38.05	-9.82
4	3751.22	1870.71	66.47	54.54	8.02
5	3317.32	1581.57	68.09	56.71	11.78
6	3454.06	1049.91	66.94	58.74	-29.98
7	3651.75	968.78	68.12	55.80	-32.61
8	3376.82	982.68	62.36	52.75	-31.54
9	2899.64	783.90	61.00	54.84	-27.95
10	1711.49	828.20	44.09	23.89	-27.62
11	992.62	772.15	35.49	5.31	-28.03
12	944.68	1180.44	26.33	-13.40	-11.24

The abundance predicted maps revealed different adults and juveniles migration throughout the year (Figs. 6, 7). Between August and September, a migratory movement starts from the African coast to the tropical western region (Fig. 6). Albacore adults were concentrated in western South Atlantic tropical areas (5°S - 25°S and 10°W - 40°W) from October to February, being November, December and January the months with the highest concentration (Fig. 6). From January to March, adult albacore migrate returning to subtropical areas between 35°S and 40°S in the southeastern, south-central and southwestern portions of the South Atlantic.

Albacore juveniles models revealed low migration from subtropical to tropical areas in South Atlantic. From October to February the juveniles are dispersed between 10°S e 45°S (Fig. 7). This indicate that the migration to the tropical region possibly has reproductive character, being carried out mainly by adults and some pre-adults. From April to September the juveniles are concentrated in

the subtropical region between 35°S and 40°S. During this period adults and juveniles are in the same area (Figs. 6, 7).

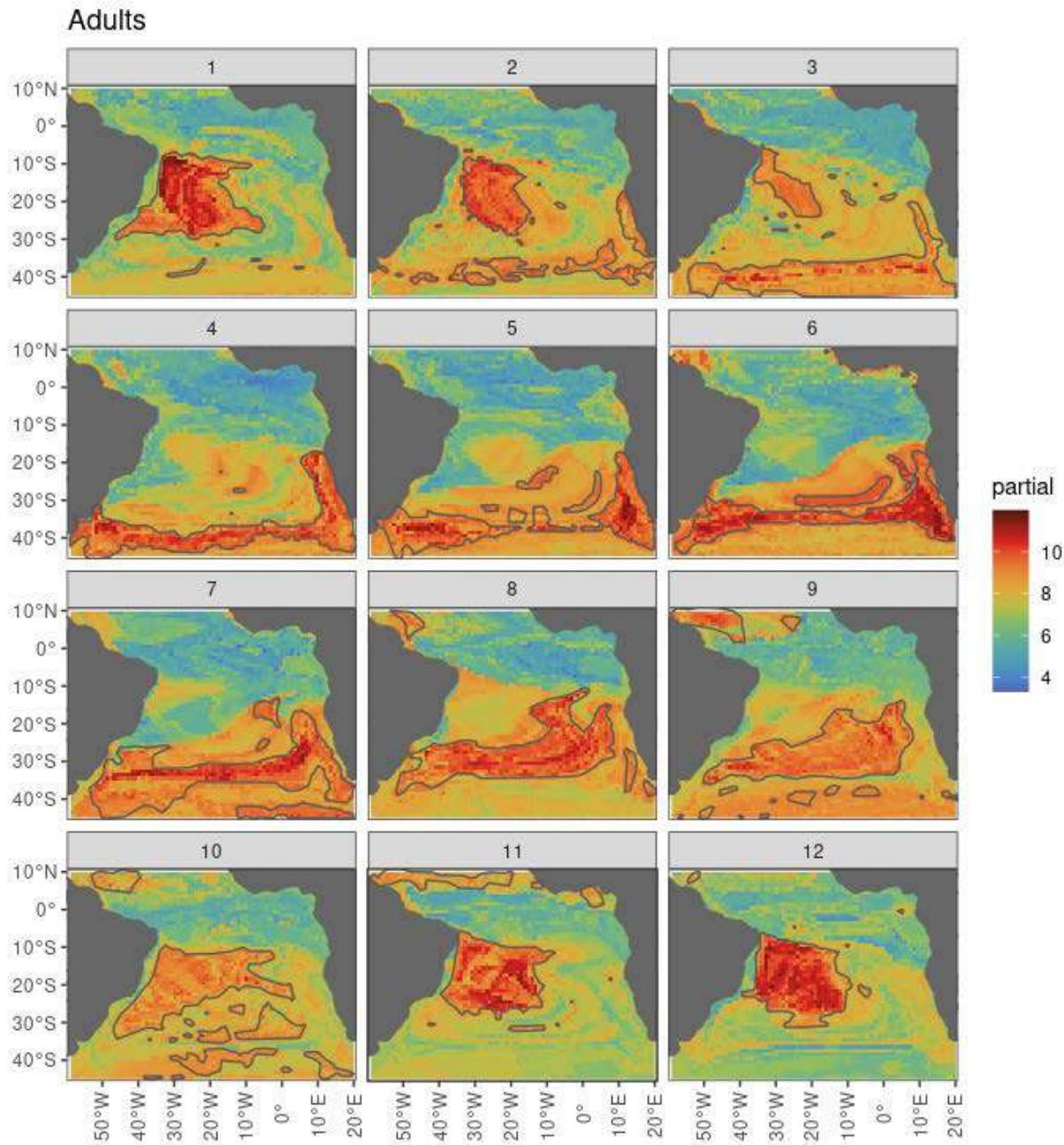


Figure 6. Spatialization of the Random Forest monthly models results for the adults albacore. The dark red areas represent the greatest albacore abundance. Numers in the top of the maps are the corresponding month.

Juveniles

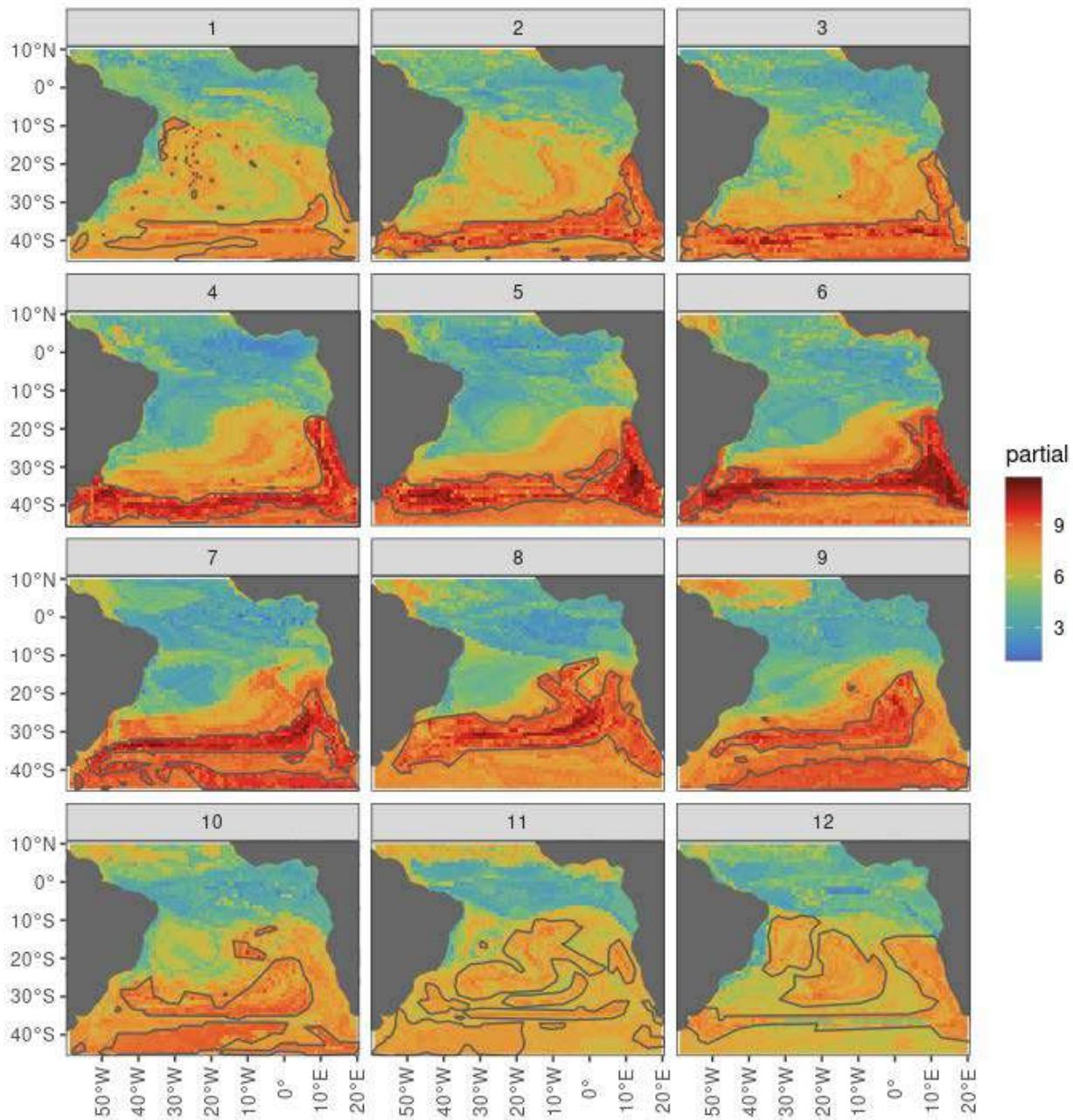


Figure 7. Juvenile albacore abundance predicted by the Random Forest models to the South Atlantic. The solid grey lines denote 10% of the highest abundance. Numerals in the top of the maps are the corresponding month.

The graph relating the predicted abundance, SST and Chlor-a reveals that adult albacores do not follow a temperature or chlorophyll optimum (Fig. 8). While they prefer cool waters, between November and February they are in an area of warmer temperatures and low chlorophyll. According to Fig. 6, in these months albacore adults are in the tropical region of the South Atlantic, an area of oligotrophic warm waters. Just after this period, in April and May, the adult albacores migrate to cooler areas, with a higher concentration of Chlor-a (Fig. 8). According to the maps (Fig. 6) one of these areas is at the southwestern coast of the South Atlantic, at the Rio de la Plata mouth, between Uruguay and Argentina and the confluence zone between the Brazil current and the Malvinas Current. Another area of great abundance is located on the southwest African coast, at the Benguela current upwelling

system. Albacore juveniles are rarely at high temperatures as adults. Between November and December they appear in waters around 22°C but there is a slight decrease in their abundance (Fig. 8). In August the juvenile albacores are in slightly warmer but oligotrophic waters. The same can be identified on the map in Fig. 7.

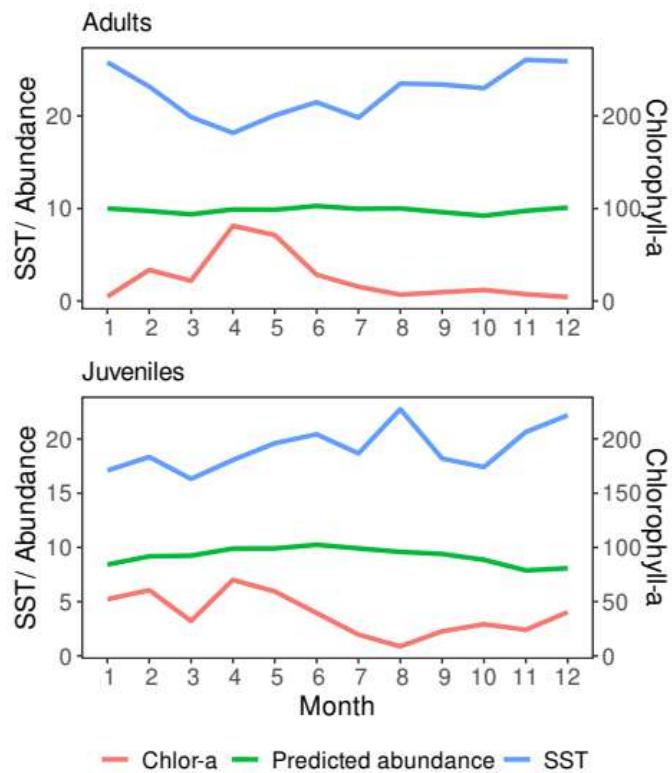


Figure 8. Sea Surface Temperature (SST, °C), Chlorophyll-a (mg g⁻¹) and Relative Abundance predicted by the Random Forest Model to albacore adults and juveniles by month.

4. Discussion

Albacore adults and juveniles have different migration patterns. While adults migrate to a tropical area in western South Atlantic, juveniles remain in subtropical areas during most of the year. In the South Atlantic, albacore migration were previously analyzed by Coimbra (1999), but this is the first time that migration is estimated to the whole South Atlantic by a model prediction. This was possible due to the advances in the collection and availability of environmental and oceanographic variables on a large spatial scale, with high spatial and temporal resolution (Chang et al., 2021). The computational advances and the development of open-access software and programs also contributed to these modeling of relationships between the species spatial dynamics and the environment.

In South Atlantic, tunas catch data are reported to ICCAT by species, region, gear, flag, year, month and catch place (ICCAT, 2020). Longline is the main fishing gear that caught albacore in this ocean and the catches register is compiled by 5°x5° squares. In this sense, the simple observation of capture and effort data spatialized by month brings little information about the albacore migration due to the low resolution in which they are recorded. On the other hand, SST and Chlor-a data are recorded on a fine spatial scale. Thereby, modeling catch as a function of these environmental variables and the subsequent spatialization of the results using the predictor variables scale made it possible to observe in detail their migratory movements. The 1°x1° spatial resolution compiled for the environmental

variables proved to be adequate for observing the monthly migratory processes of Albacora in the South Atlantic Ocean.

The model results obtained in this study may be considered as reliable projections of the south Atlantic albacore migrations because the data used has contained a substantial amount (>80%) of the albacore longline catches to the period. Furthermore, albacore migratory pattern found here is very similar to the found by previous studies in South Atlantic (Coimbra, 1999; Senina et al., 2020). These studies, however used CPUE to observe and model the migration. Here we investigated only one fleet, which has the albacore as a target and is responsible for its massive capture, in order to avoid some biases. Chinese Taipei's longline fleet has the autonomy to follow the albacore in its migrations across the South Atlantic, unlike coastal fleets such as pole and line from Brazil and bait boat from Namibia and South Africa. We also used the catch data for modeling instead of CPUE. This measurement could not reveal the greatest albacore abundance, due to a spatial standardization of capture by the number of hooks. For example, two distinct points in the map, one with high catches and high effort and other with low catches and low effort would appear with the same CPUE. This would prevent observing the sites of greatest albacore abundance per month. Chang et al. (2021) observed some similar catchability biases in estimating albacore relative abundance in South Pacific Ocean.

This study demonstrated the feasibility of quantitative modeling and spatialization of results for a highly migratory species. The Random Forest model used to modeling catch as a function of environmental variables was chosen for its individualized capacity for spatial prediction. In other words, each $1^\circ \times 1^\circ$ square received a predicted abundance value, independent of its neighbors. The statistical models GLM and GAM were previously tested for a data subset, for comparison purposes, as they are often used to explain the spatial and temporal variability of marine species according to environmental conditions (Senina et al., 2020). However, they had not a good spatial adjustments because they are not tools designed to model population spatial dynamics (Senina et al., 2020). Their spatial projections follow a linearity with exponential distributions (GLM) or a linearity with an additive predictor that fits a smooth function (GAM) (McCullagh & Nelder, 1989; Hastie & Tibshirani, 1986; LI et al., 2005). Thus, some specific processes are not spatially represented, such as the seasonal migration of adults, clearly observed with the Random Forest model.

Both environmental variables SST and Chlor-a were maintained as they increase the explanation of the model. SST was more important than Chlor-a at eight months for adults (March to October) and at tem months for juveniles (February to November). SST was more important in months when individuals are at cooler temperatures and at higher latitudes (Chen et al., 2005). Mondal et. Al (2022) and Chang et al. (2021) also obtained SST as an important and accurate predictor of albacore CPUE in longline fishery. Furthermore, SST is the variable that most impacts and changes the albacore areas of occurrence in ocean warming scenarios (Chang et al. 2021). Yet, SST and Chlor-a are the most common predictor variables in pelagic species distribution models (Pickens et al., 2021).

According to Secor et al., (2015) migration can be understood as "the collective movement of individuals resulting in a change to their ecological status" and there are internal and external reasons. Some of the internal factors are the maturity level, size, fat deposition, migratory restlessness, orientation ability, navigational capacity, energetic status or experience. Some of the external factors are the prey or predators presence and the environmental variables (Dingle, 2006; Secor et al., 2015). Albacore adults annual migration in the South Atlantic has a regular periodicity which, in principle, does not depend on external stimuli, since environmental variations do not interfere with the beginning of annual migration (Travassos, 1999). Furthermore, despite being a temperate tuna, adults migration from October to February is counter this cold waters. In this sense, the albacore adults

large-scale displacements may be associated with the fulfillment of species' reproductive task to seek the same spawning area previously defined throughout its evolutionary cycle. Some authors have named this behavior as 'migratory syndrome', a genetic variation associated with innate behavioural traits (Dingle, 2006; Pulido, 2011; Alò et al., 2021). According to Bakun (1996) the albacore uses its high adaptative capacity to different environmental conditions to claim the best fractions of the ocean, performing this extensive migration to warmer and oligotrophic waters where there is less abundance of predators to their eggs and juveniles.

The juveniles, in turn, do not migrate to the tropical warmer waters. Their movements may be associated with the food availability. According to this study, juveniles remain in high southern latitudes, in special at the Rio de la Plata mouth and the confluence zone between the Brazil current and the Malvinas Current (SW Atlantic) as well as at the Benguela current upwelling system (SE Atlantic), areas of high productivity and abundant preys (Sagarminaga & Arrizabalaga, 2014). Similar results were also found by Coimbra (1999). Another juvenile displacement was observed between July and September towards 10°S in the eastern portion of the South Atlantic. This behavior may be related to an expansion of the suitable habitat for the species and size range. The juvenile albacore is known to remain below 20°C, the temperature at which thermoregulation begins (Graham & Dickson, 1981; Coimbra, 1999). Juvenile tuna develops its endogenous thermoregulatory capacity as it grows (Hino et al., 2019), so its migratory strategy depends on the SST distribution (Coimbra, 1999). This displacement occurs exactly in the months and areas where the SST is below 20°C. In the warmer months (Feb-Jun) juvenile albacore remains restricted to latitudes around 40°S.

There are some methods to investigate fish migration, among them, fish telemetry studies can inform fish behavior, habitat use, fish movements and migrations besides environmental parameters (Thorstad et al., 2013). This method produces very precise data and requires few individuals to be sampled. However, it tends to be relatively expensive and presents some difficulties such as the tagging process and the tag recovery after releasing from the fish (Thorstad et al., 2013). Another method to observe highly migratory fishes is the stable isotope analysis. The isotope ratios in organism tissues differ among geographic location and can reveal where has the individual been (Matsubayashi et al., 2020). For example, nitrogen isotope ratios can be used in marine ecosystems to identify the migration route of highly migratory fishes (Matsubayashi et al., 2020; Harada et al. 2022). On the other hand, otolith microchemistry is usually used to observe fish migrations from estuaries to marine systems (e.g. Menezes et al., 2021), as well as fish ontogenetic migrations from shallow to deep waters (Longmore et al., 2011). In this study abundance estimates were used to investigate albacore migrations. Despite this is not a geographically precise method (catch points ranges in a 5°square), and which depends on collecting data and information obtained by international agreements, it proved to be possible and suitable for albacore. One of the main reasons is ICCAT, which establishes a Convention for the conservation of the resources of tuna and tuna-like fishes for countries that wish to exploit such resources in the Atlantic Ocean (ICCAT, 2019). Thereby, all countries fishing tuna resources have to register adequate statistics on catch, effort and biological data, and make available for ICCAT (ICCAT, 2019). The commission, in turn, makes available fisheries statistics and biological information by year, month, and area in a public statistical database. Face the climate change predictions, albacore is propense to change its migratory area in South Pacific to areas further south (Chang et al., 2021). This great adaptive capacity is expected to long-distance migratory populations, which are less sensitive to environmental variations (Pulido, 2011). These migratory species have evolutionary advantages due to physiological adaptations to support a wide range of temperature, being capable to adjust its metabolic necessity to spatial and temporal habitat variation (Alò et al., 2021). However, adult albacore usually reproduces near the oceanic tropical

gyres (north and south), from where their eggs and larvae are propelled by ocean currents to food-rich temperate regions (Bakun, 1996; Nikolic et al., 2017). In this sense, changes in breeding sites to areas further south in climate change scenarios could impact the recruitment success. To known and tracking the migration routes of albacore in the South Atlantic is an important step to prevent and mitigate the climate change impacts on this stock (Matsubayashi et al., 2020). Changes in the migration routes of the South Atlantic albacore in the face of climate change predictions will be investigated in a future study.

5. Conclusion

The South Atlantic albacore presents different migration patterns for adults and juveniles. On the one hand, adults migrate to a tropical region in the South Atlantic in their reproductive period and return to temperate regions. On the other hand, juveniles remain in temperate and food-rich regions, especially on the Southeastern coast of South America and the Southwestern coast of Africa.

This study used the environmental variables SST and Chlor-a to estimate the albacore abundance in each month and the Random Forest model used made it possible to estimate the abundance for each $1^\circ \times 1^\circ$ resolution grid independently. The results of the monthly models for adults and juveniles made it possible to clearly observe the stock migratory movements in the different development stages (Fig. 9).

The environmental variables seem not to influence the adult migration. Their large-scale displacements may be associated with the fulfillment of species' reproductive task to seek the same spawning area previously defined throughout its evolutionary cycle. The results obtained may contribute both to the stock spatial management and to future studies on changes in migration in climate change scenarios.

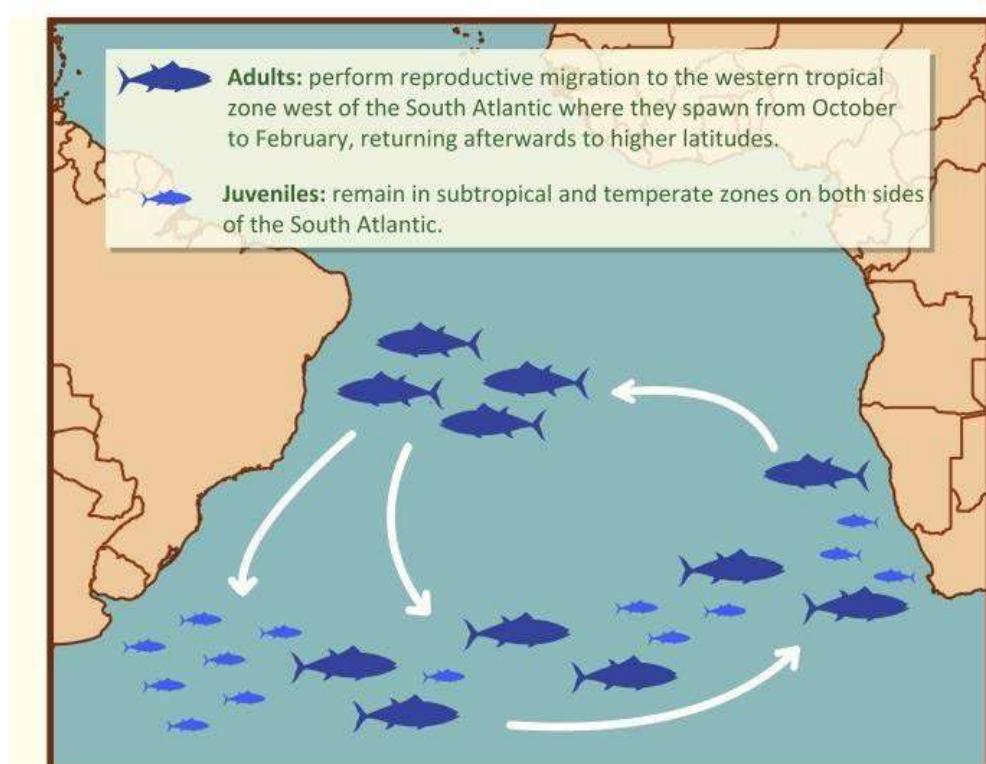


Figure 9. Scheme of the migratory process of young (small fish in light blue) and adult (large fish in dark blue) albacore tuna in the South Atlantic Ocean.

Eixo B – Ecologia marinha

Linha de pesquisa: Migração e habitat preferencial da albacora laje (*Thunnus albacares*) no Atlântico Oeste Tropical

Atividade: Estudo do comportamento da albacora laje (*Thunnus albacares*) no que se refere aos seus processos migratórios e uso do habitat no Atlântico oeste tropical, tendo como referência os arquipélagos de Fernando de Noronha e São Pedro e São Paulo, através de experimentos de marcação

Pesquisadores envolvidos: Karla Martins, Yuri Niella, Paulo Travassos

1. Introdução

Técnicas de rastreio e registo eletrônico foram desenvolvidas para melhorar a compreensão do comportamento e fisiologia dos animais marinhos no seu ambiente natural (Sibert, 2001). A observação do comportamento dos peixes pelágicos frente à vastidão e complexidade dos oceanos foi possível graças ao desenvolvimento destas tecnologias. Estes instrumentos são capazes de fornecer dados contínuos, independentes da atividade pesqueira, sobre a distribuição, movimento e comportamento das espécies (Nimit et al., 2020). Experimentos de marcação apoiam a elucidação dos processos etológicos nos peixes pelágicos, permitindo uma melhor avaliação dos stocks e gestão da pesca (Fréon e Dagorn, 2000). Os modos de utilização do habitat, a definição da área de distribuição, e as alterações na utilização do habitat em diferentes fases da história de vida são componentes essenciais dos planos de conservação e reconstrução dos recursos pesqueiros (Sibert, 2001).

A albacora laje *Thunnus albacares* (Scombridae, Perciformes) é uma espécie pelágica com atividade de natação eficiente e alta mobilidade, com distribuição circumglobal em mares tropicais e subtropicais, exceto no Mediterrâneo (Collete e Nauen, 1983). Geralmente apresenta um comportamento alimentar piscívoro/oportunístico que lhe confere um crescimento rápido e elevados rendimentos reprodutivos (Pecoraro et al., 2017). Altas taxas metabólicas e de ventilação são mecanismos fisiológicos que proporcionam rápidas mudanças de distribuição nos atuns. A temperatura é um fator determinante na delimitação do habitat, e a sua distribuição em relação à profundidade é determinada pela estrutura vertical da temperatura, e ocorre geralmente dentro ou acima da termoclinia (Block et al., 1997). A abundância da albacora laje na ZEE brasileira tende a aumentar para norte, com maior proximidade do equador pela sua preferência por águas mais quentes (Hazin, 1993).

Os mecanismos de monitoramento do movimento dos peixes têm ganhado espaço na investigação comportamental desde os anos 60 (Schaefer et al., 1961, 2007; Brill et al., 1999; Hoolihan et al., 2014). Estudos etológicos da albacora laje utilizando marcas eletrônicas podem melhorar a nossa compreensão dos padrões de movimento e utilização do espaço que são essenciais para melhorar a avaliação dos stocks (Schaefer e Fuller, 2007). No entanto, devido ao menor volume de dados ocasionado pela libertação prematura das marcas, a utilização do habitat e o comportamento migratório em pequena e grande escala do atum albacora ainda representa uma lacuna crítica no conhecimento da espécie. Para preencher estas lacunas de conhecimento, utilizámos marcas externas do tipo pop-up de satélite (MiniPATs, *Wildlife Computers*) e internas (V9 e V13, *INNOVASEa*) para observar os movimentos da albacora laje no Oceano Atlântico Oeste Tropical. Objetivamos descrever os movimentos e a utilização do habitat da albacora laje em duas áreas marinhas protegidas e na costa do Rio de Janeiro. Além disso, estimámos a dimensão das áreas utilizadas, e a extensão da sua

dispersão pelas áreas de estudo e ZEE do Oceano Atlântico. Fornecemos um primeiro olhar sobre os movimentos desse predador no contexto dos ambientes insulares no Oceano Atlântico.

2. Metodologia

Marcação

Dezenove albacoras laje foram marcadas com transmissores PSATs (MiniPAT; Wildlife Computers Inc.) em SPSPA, FNA e RJ, e vinte e três indivíduos marcados com tags acústicas V9 e V13TP (InnovaSea, Marine Systems) em SPSPA. Os transmissores via satélite foram instalados entre 2015 e 2018 nos três locais de estudo (Fig. 1) e programados para se desprender dos peixes após 180 dias de liberdade. Estas marcas eletrônicas foram programadas para registrar profundidade, temperatura e luminosidade ambiental a cada 3 segundos. Foi utilizado uma ancoragem do tipo guarda-chuva, de acordo com o fornecido pelo fabricante da marca. As operações de marcação foram conduzidas durante expedições científicas dedicadas à pesca, utilizando linha de mão nas regiões de SPSPA e RJ, e vara e carretilha em FN. Os transmissores foram inseridos na musculatura dorsal do peixe, ao lado da segunda nadadeira dorsal, em um ângulo de 45° (Fig. 2). Os peixes eram trazidos a bordo, analisados quanto a sua condição de saúde, colocados em uma maca e tranquilizados com o auxílio de uma toalha preta cobrindo os olhos e oxigenação através de fluxo contínuo de água do mar pela boca. A cada indivíduo foi atribuído uma identificação através de numeração única e antes da liberação os atuns eram medidos quanto ao cumprimento total. Os transmissores acústicos foram inseridos cirurgicamente na cavidade abdominal dos atuns capturados apenas no SPSPA durante expedição científica no mês de abril/2022 (Fig. 2). Escolhemos esta área de estudo em específico, para que pudéssemos avaliar o comportamento da albacora laje frente a forte agregação conhecida da espécie no entorno deste local, para possível predação do peixe voador. Além da tag acústica, inserimos em cada um dos vinte três atuns, uma marca plástica externa na base da segunda nadadeira dorsal para que o peixe marcado pudesse ser identificado caso fosse recapturado. Os sinais acústicos foram captados por um receptor (VR2W-69kHz, InnovaSea Marine Systems) instalado a 2MN do SPSPA, próximo ao banco de oeste.

Disponibilidade dos dados

Os dados utilizados neste estudo são oriundos de três diferentes projetos:

- Projeto ESCALAR – EStudo do Comportamento da ALbacora laje (*Thunnus albacares*) no ARquipélago de São Pedro e São Paulo: projeto desenvolvido em duas etapas, tendo como principal objetivo avaliar a ocupação do habitat e o padrão de migração da espécie no entorno do arquipélago. Um total de 1 marca acústica (V13TP; VEMCO) e 8 marcas satélite (5 Mk10 e 3 miniPAT; WildLife Computers) foram usadas, gerando dados que estão disponíveis.
- Programa AOTTP: O Atlantic Ocean Tropical tuna Tagging Programme – AOTTP, em fase final de execução, é um vasto programa de marcação de atuns tropicais coordenado pela ICCAT. Na parte do Atlântico tropical oeste, o Brasil foi o responsável pelas marcações efetuadas em algumas espécies, dentre elas a albacora laje, cujos dados estão disponíveis e serão utilizados na presente pesquisa. Na área de estudo, 8 marcas por satélite serão utilizadas, sendo 4 no SPSPA e 4 no FNA (todas MiniPAT; WildLife Computers).
- Projeto PROTUNA: ao longo de 2020, não foi possível realizar nenhuma expedição de marcação em decorrência das restrições impostas pela pandemia. Uma primeira expedição ao FNA foi realizada em janeiro/2021, mas por condições adversas de mar, com chegada de *swell* moderado (Marinha fechou por 48h o porto de Santo Antônio), interação com aves e tubarões nas pescarias (atrapalham

o corriço e depredam os peixes fisgados) e ainda a pouca abundância de peixes de maior tamanho (>100 cm), não foi possível marcar nenhum exemplar. Novos experimentos de marcação foram realizados em abril/2022 (SPSPA) e maio/2022 (FNA). Apenas dois peixes foram marcados em SPSPA e nenhum peixe foi marcado em FNA. Um total de 6 marcas (MiniPAT; WildLife Computers) ainda estão disponíveis para novas expedições de marcação.

Áreas de estudo

Os locais de estudo compreendem três regiões offshore ao longo da costa nordeste-sudeste do Brasil (Fig. 1), incluindo as áreas marinhas protegidas dos arquipélagos de São Pedro e São Paulo (SPSPA) e Fernando de Noronha (FNA). Formado por um pequeno grupo de ilhotas rochosas ($0,92^{\circ}$ N, $29,34^{\circ}$ W), o SPSPA, localizado a ~ 1.000 km da costa, é diretamente influenciado tanto pelas correntes Equatoriais Sul e Submersa, como pela Zona de Convergência Intertropical (Pereira, 2007; Filho e Silva, 2015). O seu posicionamento geográfico na Dorsal Atlântica entre os continentes Africano e Sul-Americano, é responsável por uma elevada diversidade de vida marinha utilizando esta região para fins de repouso, alimentação e reprodução (Campos et al., 2015). Distante aproximadamente 540 km da costa ($3,86^{\circ}$ S, $32,42^{\circ}$ W), a FNA é composta por 21 ilhas e ilhotas (Serafini et al., 2010). A ilha principal tem um relevo acentuado e dois lados distintos (Serafini et al., 2010), e está também sob a influência da corrente equatorial sul (Soto, 2009). Os processos de afloramento em pequena escala como consequência do Efeito Ilha são responsáveis por importantes aumentos de produtividade tanto nas regiões SPSPA como FNA (Silva, 2018). A terceira área incluiu águas oceânicas do Estado do Rio de Janeiro (RJ) ao largo da costa sudeste do Brasil ($22,84^{\circ}$ S, $40,5^{\circ}$ W) localizada dentro da Bacia de Campos, uma importante área de produção de petróleo (Niella et al. 2018) com elevada diversidade e abundância de espécies associadas às estruturas da plataforma petrolífera (Niella pers obs).

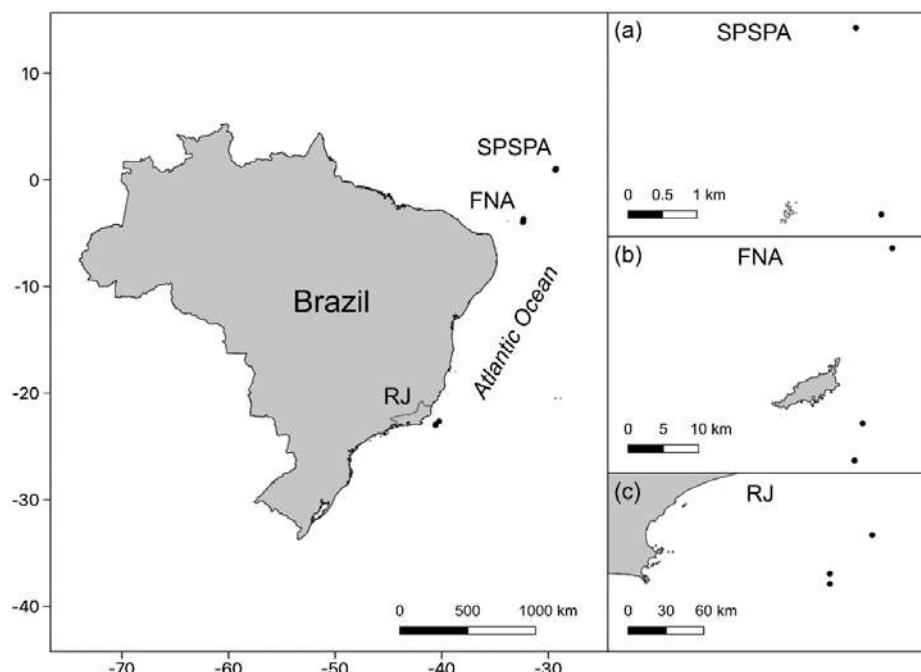


Figura 1: Mapa de localização das áreas de estudo, a) Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSPA), b) Fernando de Noronha (FNA) e c) Rio de Janeiro (RJ).



Figura 2: Marcação dos exemplares de albacora laje no SPSPA com dois tipos de transmissores: A) marcas por satélite, B e C) marcas acústicas.

Análises dos movimentos horizontais e verticais

Todas as análises de dados foram realizadas utilizando R (versão 4.1.2). As marcações mais notáveis de peixes marcados com transmissores MiniPAT foram estimados usando o pacote HMMoce, que usa Modelos de Markov (Hidden Markov Models) para corrigir os dados brutos de localização processados com o software do fabricante (GPE, Wildlife Computers) usando uma abordagem multidimensional. Nesta abordagem, tanto as temperaturas de superfície como as temperaturas de profundidade recolhidas pelos transmissores são comparadas com as temperaturas da água detectadas remotamente para obter as localizações mais prováveis dos animais rastreados. Para descrever a extensão espacial dos movimentos dos atuns, utilizamos as localizações geográficas processadas dos peixes rastreados para calcular as suas correspondentes distribuições de utilização (KUD), marcando a região com o pacote adehabitatHR. As tendências circadianas nos movimentos verticais da albacora laje foram comparadas entre os períodos de dia (entre as 06:00 e 17:59) e de noite (entre as 18:00 e 05:59) e entre as regiões de marcação. As variáveis de resposta compreenderam a profundidade mínima/máxima e as temperaturas registradas pelos atuns em cada região, que foram analisadas com uma ANOVA.

Análise do uso de habitat

Cada evento de detecção foi gravado com data, hora, e as informações obtidas pelo sensor de temperatura e profundidade dos transmissores acústicos. Inicialmente a organização, visualização e análises dos dados obtidos foram realizados pelo software VUE, fornecido pela VEMCO (atualmente INNOVASea). Em seguida, transferimos os dados para o software R (versão 4.1.2) e empregamos estatística descritiva para observar, em princípio, o comportamento dos dados recolhidos. A partir dos dados de detecção, observamos o número de detecções obtidas durante 9 dias de experimento. Além disso, através de histogramas verificamos as frequências das distribuições das albacoras laje detectadas por hora do dia e por profundidade.

3. Resultados

Telemetria satélite

Das 19 albacoras laje marcadas com tags do tipo MiniPAT, dez tiveram seus dados reportados (SPSPA = 4, FN = 4, RJ = 2). O comprimento total (CT) dos indivíduos variou entre 84 a 133 cm, configurando indivíduos adultos em sua maioria. Todas as marcas se desprenderam prematuramente dos peixes, registrando dados por no máximo 23 dias. Observamos que os movimentos das albacoras laje distribuíram-se em maior parte nas áreas do entorno de seus locais de marcação (Fig. 3). Em geral, as estimativas mostraram que os peixes se moveram por cerca de menos de 100km por dia e os atuns marcados em SPSPA se movimentaram por maiores distâncias diariamente. Um dos atuns rastreados se dispersou para fora da ZEE seguindo uma trajetória em direção ao norte do SPSPA (Fig. 3). As distâncias que cada peixe percorreu em cada dia em relação ao ponto de marcação variou entre as áreas de estudo. No Rio de Janeiro, os atuns atingiram um máximo de 250 km percorridos, enquanto as albacoras laje de SPSPA e FNA alcançaram distâncias de até 700km diários.

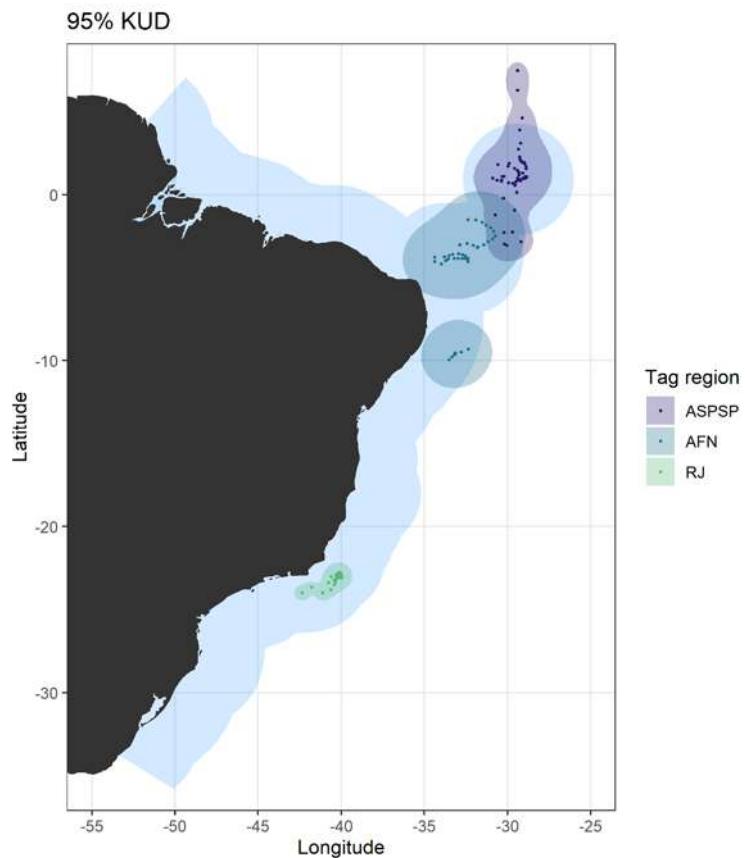


Figura 3: Pontos de geolocalizações mais prováveis das albacoras laje marcadas neste estudo, com as Distribuições de Densidade de Kernel (KUD) indicando as áreas centrais de utilização do espaço (área utilizada com 95% de confiança). As faixas sobrepostas indicadas pela escala de cores representam a Zona Econômica Exclusiva do Brasil (azul - ZEE) e as áreas de marcação (lilás - SPSPA, azul - FNA, verde - RJ).

Com base nos dados de profundidade, os atuns se mantiveram preferencialmente na camada mais superficial, em profundidades mínimas de 10 e 30m (Fig. 4A), e máximas acima de 500m (Fig. 4B). Em geral, não houve variação das profundidades mínimas alcançadas pelos peixes, que se mantiveram na porção mais rasa nos dois períodos do dia, enquanto os atuns marcados em FNA e RJ atingiram camadas mais profundas circadianamente. Com relação aos perfis de temperatura, estes foram

significativamente diferentes entre os locais de estudo (Tabela 1). Os indivíduos apresentaram faixas mínimas de temperatura relativamente constantes ao longo do dia, com valores mínimos variando entre 15 e 20°C. As albacoras laje do RJ apresentaram uma variação maior e significativa dos valores máximos de temperatura, especialmente durante o dia (Fig. 4D). Em geral, os atuns permaneceram na camada mais superficial, com temperaturas mais quentes, mas ocasionalmente realizando incursões em águas mais frias e profundas (Fig. 5).

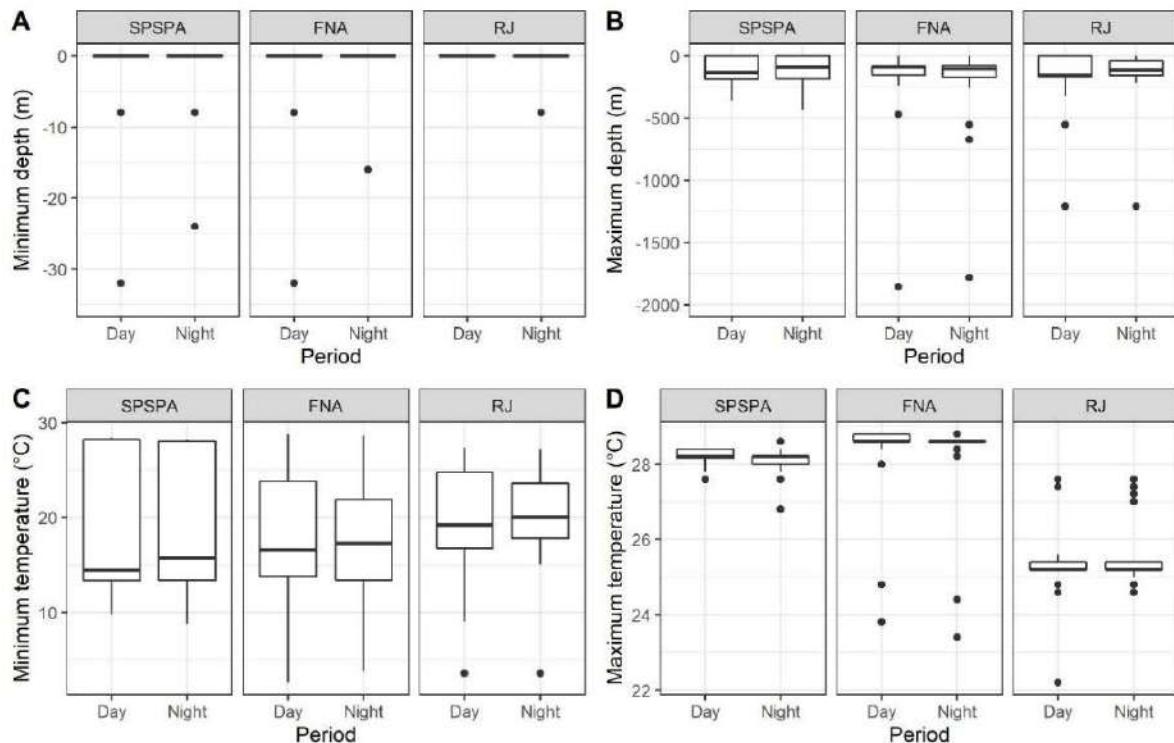


Figura 4: Perfis de distribuição da albacora laje por profundidade e temperatura ao longo do dia e noite em três diferentes áreas de estudo.

Tabela 1: Tendências circadianas nos movimentos verticais da albacora laje comparadas entre os períodos de dia e de noite (ANOVA). A tabela apresenta os valores dos graus de liberdade (Df), teste *F* e *p-value*. O valor em negrito, representa significância estatística.

Parâmetros	Df	F	P-value
Profundidade máx.	2	0.946	0.391
Profundidade min.	2	0.484	0.617
Temperatura máx.	2	366.3	<0.001
Temperatura min.	2	0.716	0.49

O habitat termal vertical entre as áreas foi semelhante durante os períodos de marcação. Os atuns permaneceram entre os 100 m de profundidade, em camadas com temperaturas mais quentes com valores entre 15 e 25°C (Fig. 5). Incursões em regiões mais profundas foram observadas para as três áreas de estudo, com os peixes de FNA mergulhando em águas mais frias (5 a 10°C) abaixo de 500m (Fig. 5B).

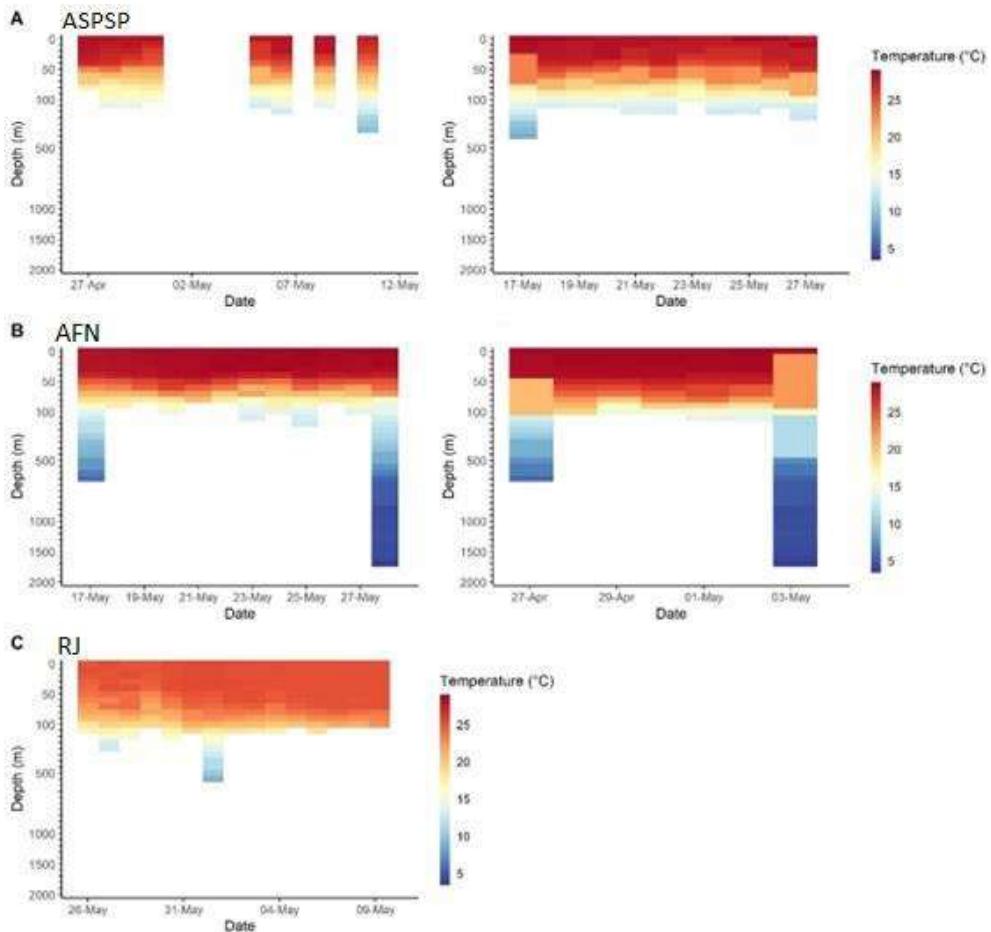


Figura 5: Perfis de distribuição vertical da albacora laje por área de estudo: (A) Arquipélago de São Pedro e São Paulo, B) Fernando de Noronha, C) Rio de Janeiro.

Telemetria acústica

No mês de abril/2022, 23 albacoras laje foram marcadas com transmissores acústicos no SPSPA. Os indivíduos tinham um comprimento total entre 40 e 60 cm, sendo marcados internamente. O experimento durou nove dias, e se encerrou antes do previsto, devido a perda por motivos desconhecidos do receptor instalado (receptor instalado: 16/04/2022, download dos dados: 25/04/2022, perca do receptor: 14/05/2022). Os dados começaram a ser captados pelo receptor após um dia da instalação, e mostram que oito atuns foram detectados durante o experimento. Três indivíduos apresentaram elevado número de detecções, especialmente a albacora laje 19, que apontou mais de 300 detecções em um único dia (Fig. 6). Houve uma maior frequência de detecção próximo ao meio dia, e elevada concentração dos indivíduos nas camadas mais superficiais do oceano (<10m) (Figura 7).

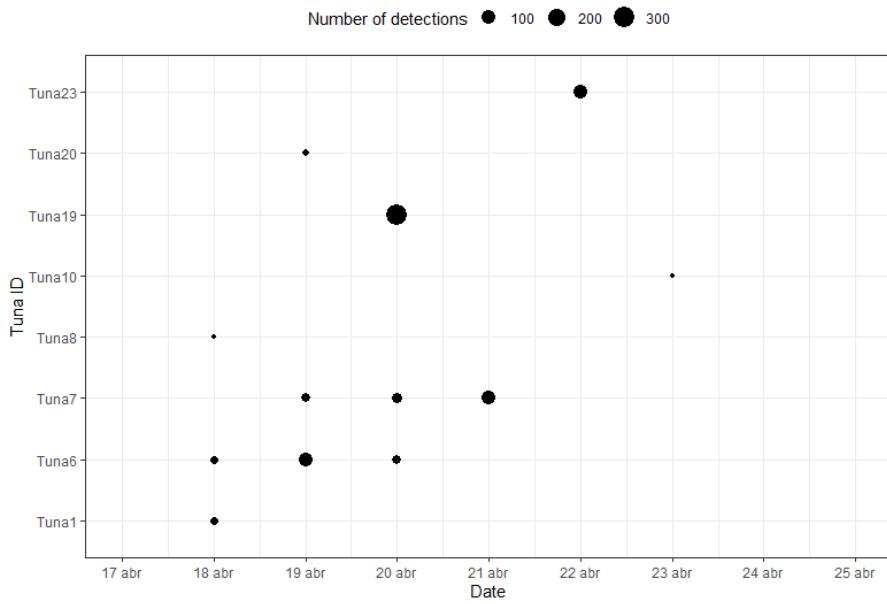


Figura 6: Número de albacoras laje detectadas durante nove dias de experimento com telemetria acústica no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSPA).

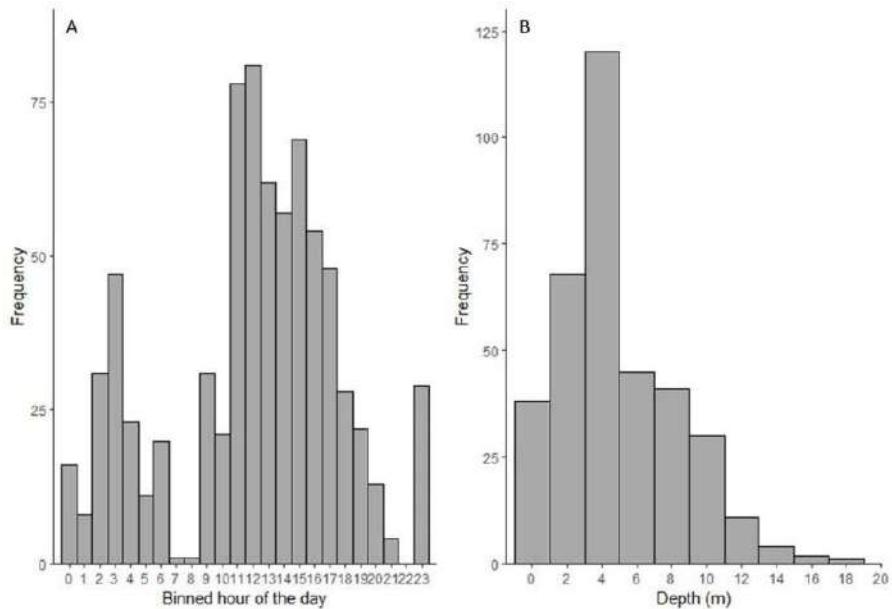


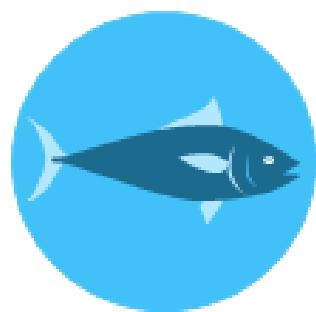
Figura 7: Frequência das distribuições das albacoras laje detectadas por: A) hora do dia e B) profundidade no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSPA).

4. Considerações finais

Os resultados preliminares deste estudo fornecem uma continuidade das observações acerca dos movimentos e uso do habitat da albacora laje, através do uso de transmissores via satélite e acústica no Atlântico Oeste Tropical. Observar os deslocamentos de indivíduos adultos de albacora laje, tem representado um desafio para a ciência, devido às altas taxas de soltura prematura das marcas (MiniPat), falhas na ancoragem do transmissor, bem como eventos de depredação (Filous et al., 2022, Martins, observação pessoal). Restrições dessa natureza também limitaram este estudo na descrição do comportamento a longo prazo desta espécie e o papel que áreas marinhas protegidas e regiões offshore desempenham na sua gestão. Contudo, as informações aqui analisadas retratam o maior

conjunto de dados sobre deslocamentos da albacora laje nestas porções do Oceano Atlântico. Estes dados se baseiam em esforços de marcação anteriores (Projeto Escalar, AOTTP, PROTUNA) e no conhecimento existente sobre a espécie em distintas fases do seu ciclo de vida.

Durante a execução do projeto, eventos pandêmicos como a chegada do covid-19, ocasionaram o atraso das expedições de marcação por cerca de dois anos. Consequentemente as demais etapas de concretização deste estudo foram afetadas: marcação, obtenção dos dados, análises, discussões e produto final (artigos). Encerramos o PROTUNA com seis marcas (MiniPAT) ainda disponíveis para marcações em oportunidades futuras. Enfatizamos que os resultados aqui apresentados, além de preliminares, estão sendo incorporados a uma discussão mais robusta e completa no âmbito da tese de doutorado, da discente Karla Martins. Novos dados de marcação da albacora laje (Uruguai-AOTTP) serão agregados ao escopo da tese, incluindo novas análises de movimentação horizontal e refinamento das demais análises já realizadas. O manuscrito completo será apresentado em fevereiro de 2024 (Prazo final de defesa da tese). Esperamos que os resultados possam contribuir para a compreensão dos movimentos migratórios associados à trofodinâmica da albacora laje, proporcionando caminhos para o sucesso do manejo desta espécie de atum tropical.



Eixo C

Avaliação de Estoques

Eixo C - Avaliação de Estoques

Linha de pesquisa: Revisão e Sistematização de Dados

Atividade: Revisão e análise da Tarefa I da ICCAT

Pesquisadores envolvidos: Álvaro Cirino, Silvaneide Luzinete Rodrigues, Vívian Graziela Oliveira Carneiro, Humber Agrelli de Andrade

1. Introdução

Os atuns são animais que possuem grande capacidade de migração, estão distribuídos pelas zonas tropicais, temperadas e subtropicais do oceano Atlântico, além de manterem constante presença ao longo dos anos em locais de corrente oceânicas quentes (UEYANAGI, 1971; DUFOUR, 2010). Estas características permitem que seus estoques estejam presentes em vastas regiões dos oceanos, estando divididos entre águas internacionais, águas territoriais e zonas econômicas exclusivas de diversos países. Devido isso, impossibilita a regulamentação da pesca deste grupo de espécies de forma unilateral. Em razão disso, só é possível assegurar o manejo adequado destes recursos através de uma organização internacional de ordenamento pesqueiro.

Até os anos de 1950 apenas o atum azul e a albacora-branca eram explorados no atlântico, apresentando capturas pouco significativas. Porém, no final desta mesma década, com o aumento das frotas de embarcações espinheiras de larga escala, que na maioria possuíam origem asiática, começaram a desenvolver rapidamente a pesca oceânica no Atlântico. Com as capturas feitas por essas embarcações voltadas principalmente para as albacoras laje e branca. Por volta do ano de 1972 há o aumento da produção das modalidades de pesca de superfície, sendo as principais a vara e isca-viva e a pesca de cerco, com capturas voltadas para o bonito-listrado (FAO, 2004).

Assim, a captura de atuns e afins no Brasil, teve início em 1956 com a utilização do espinhel pelágico por embarcações japonesas arrendadas pela Indústria Brasileira de Pesca e Frio S/A (INBRAPE). Com os bons resultados obtidos por estas capturas iniciais, esta pescaria se difundiu rapidamente no país (HAZIN et al., 1998).

Em 14 de maio de 1966, no Rio de Janeiro, na Conference of Plenipotentiaries on the Conservation of Atlantic Tunas, deu-se início a iniciativas de criação de uma organização internacional para gerir os recursos pesqueiros do Atlântico, devido à intensificação dos esforços de pesca sobre os atuns e afins e da grande necessidade de ordenar a captura destes animais no Atlântico. Com isso, foi criada, no Rio de Janeiro, a Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico-ICCAT e aprovada a participação do Brasil em 27 de fevereiro de 1969, com o Decreto-lei N°478 (BRASIL, 1969 a).

A ICCAT é uma organização intergovernamental, que possui 53 países signatários. Apresenta entre os principais objetivo de manter os estoques de atuns e afins do Oceano Atlântico e seus mares adjacentes de forma que permita a máxima captura sustentável, para fins de alimentação e outros propósitos. Para atingir esses objetivos, a ICCAT monitora e estuda populações de 30 espécies, onde estão inclusas o atum azul, bonito-listrado, albacora-laje, albacora-branca, albacora – bandolim, espadartes, agulhões-vela, azul e branco, entre outras espécies (ICCAT, 2019).

O Brasil como país membro desde 1 de abril de 1969, no Decreto n.º 65.026, de 20 de agosto de 1969, assume o compromisso de reportar dados estatístico relativos à captura de atuns e espécies afins (BRASIL, 1969 b). Porém, com o passar dos anos, ocorreram inúmeras mudanças políticas e na gestão pesqueira, as quais interferiram no processo de monitoramento, coleta e registro estatístico das capturas de atuns e afins realizados por embarcações brasileiras. O que por sua vez acarreta variações na qualidade e quantidade de informações. Por essas razões, neste trabalho foi realizada uma revisão

dos dados do Brasil reportados à ICCAT até o ano de 2017 na Tarefa 1, com o intuito de detectar erros não amostrais e eventuais inconsistências.

2. Metodologia

Foi utilizada a tarefa I disponível no site da *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas* (ICCAT - www.iccat.int/en/) que contém as capturas anuais nominais por espécie, região, modalidade de pesca e país. Em geral, a responsabilidade de reportar os dados de captura e desembarque é dos países que exploram os atuns e afins no oceano Atlântico.

Seleção dos dados para estudo

Nesta etapa inicial foram analisados os dados disponíveis na Tarefa I da ICCAT. Havia 65.253 registros referentes ao histórico de capturas anuais totais por espécies, região, aparelho de pesca, bandeiras e em alguns casos com indicação da ZEE de origem, reportados por 55 países entre os anos de 1950 a 2017. Deste total de informações, foram extraídas as informações fornecidas pelo Brasil, as quais totalizaram 4.472 registros para o período de 1958 a 2017.

Avaliação da produção total por modalidade de pesca

As capturas totais anuais, para todas as espécies (ou grupo de espécies) agregadas, foram agrupadas por modalidade de pesca, e representadas em gráficos para análise e identificação de eventuais incongruências nas informações reportadas.

Seleção das principais espécies

No banco de dados em estudo estão discriminadas informações a respeito da produção de aproximadamente 104 espécies (ou grupos de espécies). Deste total, foram selecionadas para análise mais detalhada as principais espécies exploradas pelo Brasil. O critério para seleção foi: 1) Espécies que representam maior produção geral independente da modalidade de pesca; 2) Espécies com maior produção para cada modalidade de pesca. Neste segundo caso, os resultados de espécies que não são de destaque aparecem agrupados como “outras”.

3. Resultados

Capturas anuais por modalidade de pesca

A produção anual total de cada modalidade de pesca é mostrada na Figura 1. Há registros de 13 técnicas de captura catalogadas na ICCAT, assim como o agrupamento das capturas em que as modalidades de pesca não foram discriminadas. Seis delas aparecem de maneira específica nos registros associados à pesca realizada pelo Brasil até o ano de 2017. São elas: cerco (PS), emalhe (GN), espinhel pelágico (LL), linha de mão (HL), vara e carretilha (RR) e vara e isca-viva (BB). Em adição a estas, há registros para modalidades não discriminadas (UN). Para as modalidades discriminadas, as séries temporais são contínuas apenas para espinhel pelágico e vara e isca-viva, as quais correspondem às produções mais expressivas.

Para o método de captura de linha de mão, os dados apresentam interrupções na série temporal nos anos de 1998 a 2002, 2004, 2005 e 2010, tendo o último registro de produção em 2017. De 1994 a 2010 as capturas reportadas pelas embarcações brasileiras de linha de mão eram relativamente baixas, em torno de 144 toneladas. A partir do ano de 2011 até o fim da série temporal foi detectado um crescimento progressivo de 2.300 toneladas em 2011, apresentando um aumento de cerca de 18 vezes em relação à média dos anos anteriores. No ano de 2014 este método de captura passou a produzir

mais que a pesca de espinhel e posteriormente, no ano de 2016, a modalidade se tornou a de maior produção nacional, com capturas de 20.896 toneladas.

Em 2017 as capturas atingem aproximadamente 28.000 toneladas, mostrando um crescimento de aproximadamente 12 vezes na produção em um intervalo de menos de 6 anos. O crescimento abrupto no final da série temporal ocorreu, possivelmente, em consequência de uma combinação de fatores que inclui o início do registro de capturas de uma frota relativamente numerosa que já existia e não era reportada, e do desenvolvimento de novas pescarias nesta modalidade em algumas áreas marinhas adjacentes à costa do Brasil.

Os primeiros registros de produção pela frota brasileira de espinhel aparecem a partir de 1958 com produção de 1.740 toneladas. Até meados da década de 1990 as capturas permaneceram inferiores a 11.000 toneladas. Posteriormente ocorreu um aumento abrupto da produção, com pico de maior captura registrado no ano 2001 (23.041 toneladas). A captura se mantém relativamente alta e ao final da série temporal, em 2017, foi registrada uma produção anual de 9.879 toneladas.

No final da década de 1970, surgem os primeiros registros das capturas da pescaria de vara e isca-viva. A produção rapidamente superou as registradas para as demais modalidades de pesca. A maior captura da vara e isca-viva foi registrada em 2013 (35.162 toneladas). Houve uma diminuição no final da série temporal com um registro de 16.126 toneladas em 2017.

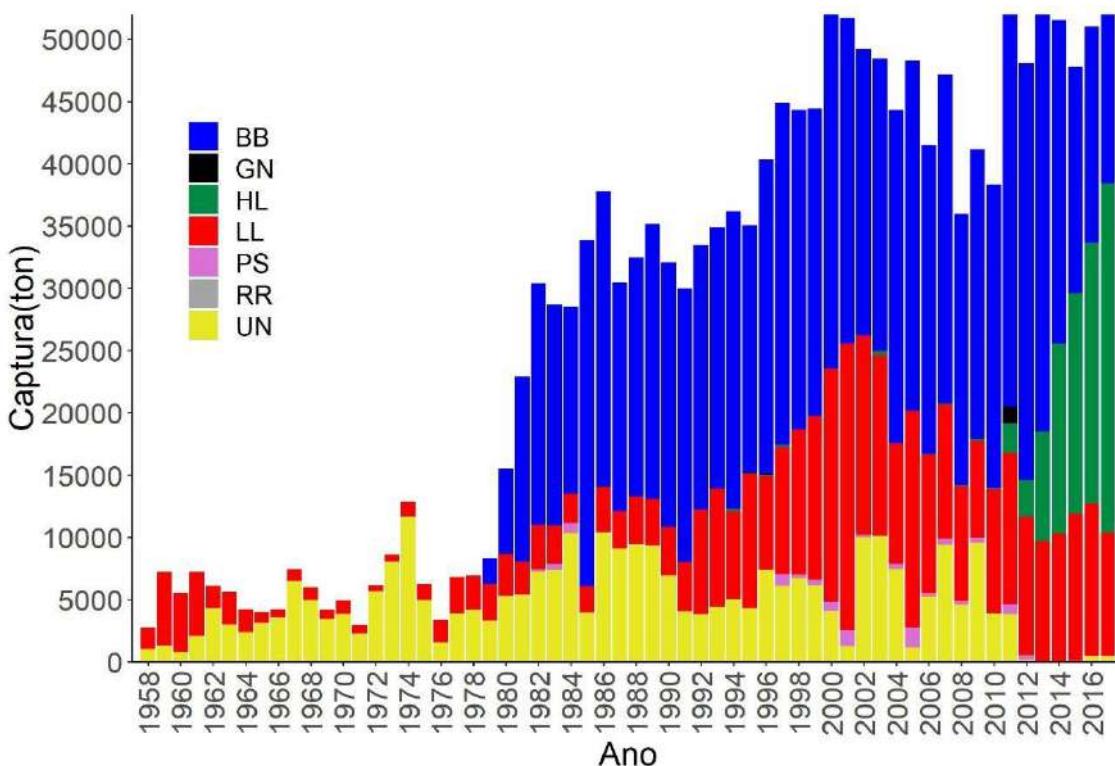


Figura 1. Produção por modalidade de pesca: vara e isca-viva (BB), emalhe (GN), linha de mão (HL), espinhel (LL), cerco (PS), vara e carretilha (RR) e não classificada (UN).

As modalidades de cerco, emalhe e as pescarias não classificadas apresentaram capturas baixas, diversas interrupções de registros, e grandes variações nas produções ao longo dos anos. Para estas modalidades foram construídos gráficos individuais para melhor visualização. Na pesca de cerco (Figura 2) observaram-se lacunas de dados ao longo dos anos. O primeiro registro dessa pesca ocorreu em 1982 (166 toneladas), mas a sequência perdura somente até 1984 quando a captura foi superior a 800 toneladas. Essas primeiras capturas são resultados de experiência com barcos cerqueiros de

pequeno porte arrendados entre abril de 1982 e junho de 1983, com sede no município de Itajaí (SC), e de maior porte no 4º trimestre de 1983 e no 1º trimestre de 1984 no Rio de Janeiro (RJ) (MENESES DE LIMA et al, 2011). Após a interrupção de registros, voltam a aparecer dados no ano de 1997. Em 1999 foi autorizado o arrendamento de uma embarcação espanhola, que atuou de agosto de 1999 a janeiro de 2000 (LIMA et al., 2011). Porém, foram observadas novas interrupções de registros em 2003 e 2010. O último registro data de 2012 (414 toneladas).

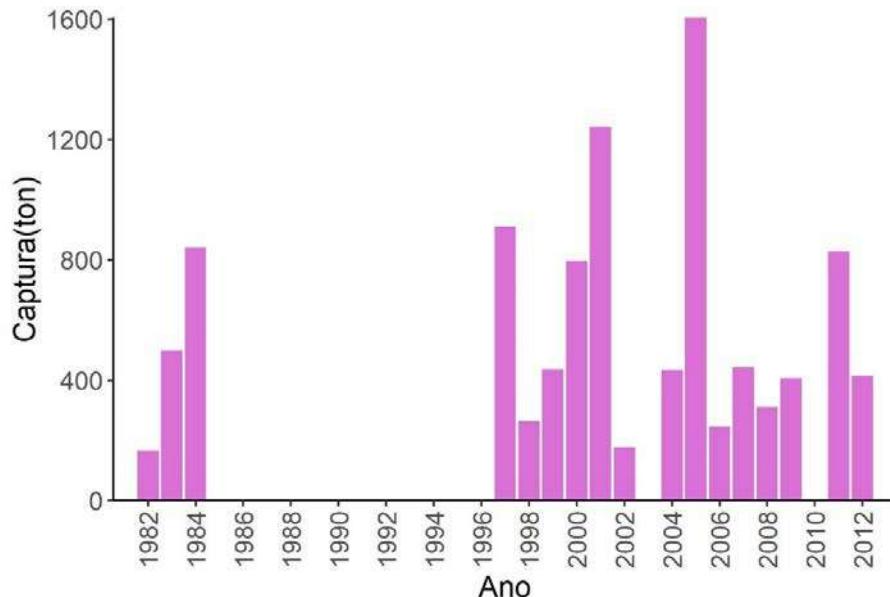


Figura 2. Captura anual da frota brasileira de cerco entre os anos de 1982 a 2012.

Para a pesca de emalhe (Figura 3) também há períodos de ausências de registros nos anos de 1983, 1987 a 1994, 1997 a 2003, 2005 a 2010 e de 2012 a 2017. Há no total 27 anos sem registros, o que corresponde a uma parcela grande do período de 40 anos marcado pelo primeiro reporte de dados. Em geral, a captura da frota de emalhe brasileira não ultrapassou 93 toneladas, exceto no ano de 2011, quando há um máximo de 1.331 toneladas, valor este bastante discrepante se comparado ao histórico de produção. A possibilidade de que se trata de um erro não amostral não pode ser descartada.

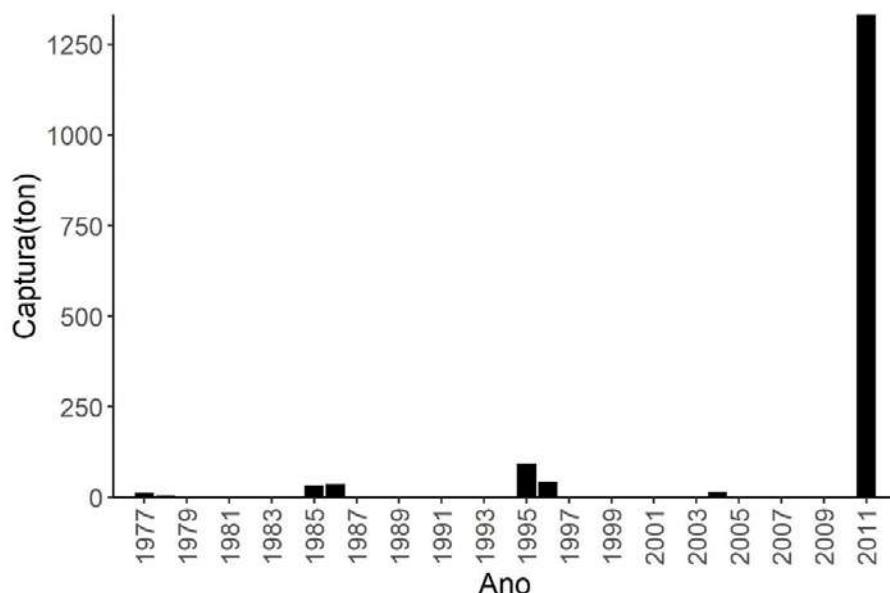


Figura 3. Captura anual da frota brasileira de emalhe, entre 1977 a 2012.

As capturas realizadas pelo método de captura de vara e carretilha (Figura 4) é a modalidade de pesca que tem a menor produção. Foi observada que em versões anteriores do banco de dados da ICCAT esta modalidade pertencia ao grupo de pesca esportiva. Porém, foi alterada para vara e carretilha na versão de 2018 disponibilizada pela ICCAT.

Este método de captura tem seu primeiro registro no ano de 1969, passando os anos de 1971 a 1976 sem apresentar informações de captura. No ano de 1980 é observada a maior produção desta modalidade, com 59 toneladas. A partir deste ano a produção mostra um declínio. Voltando a apresentar novas interrupções nos anos de 1983, de 1998 a 2004 e a partir do ano de 2008 não há novos dados informados sobre esta modalidade.

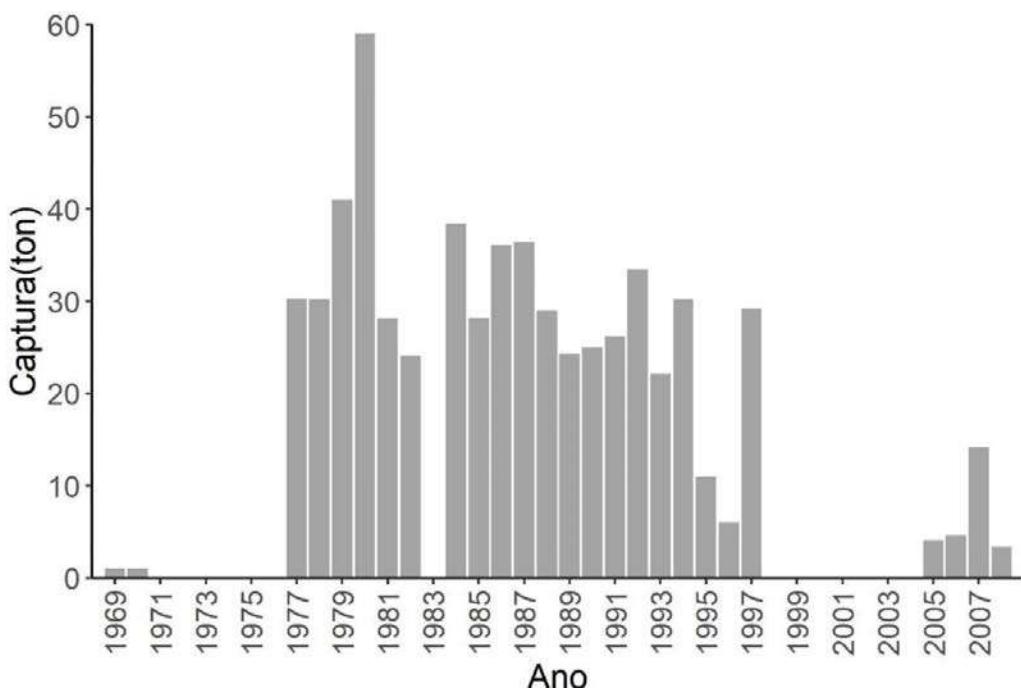


Figura 4. Captura anual da frota brasileira de vara e carretilha, entre 1969 a 2008.

A produção atribuída a modalidade de pesca “não classificada” (Figura 5) apresenta grandes variações ao longo do tempo. De 1958 a 2010 os registros sem discriminação da técnica de captura eram relativamente elevados, com valores em geral superiores a 2.000 toneladas. Para o período, o maior valor registrado foi de 11.647 toneladas em 1974. A partir de 2011 há redução acentuada no número de registros de captura sem especificação da modalidade de pesca, incluindo várias ausências de informações até o final da série temporal.

É importante notar que a redução das notificações de captura em operações de modalidades de pesca não classificadas, ocorre concomitante com grande aumento de registros e de produção da modalidade de linha de mão. Portanto, há evidências muito fortes de que houve mudança no protocolo brasileiro de levantamento e classificação de modalidades de pesca. Isto deve ser considerado em eventuais análises futuras dos dados das modalidades UN e HL para estimativas de índices relativos de abundância ou mesmo para outros fins.

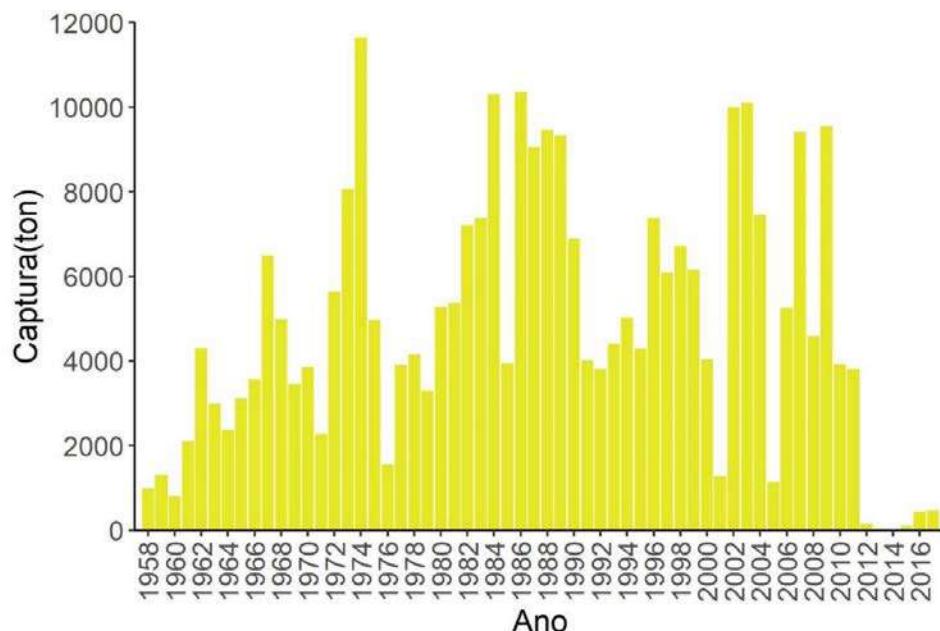


Figura 5. Captura anual da frota brasileira “não classificada” em nenhuma modalidade de pesca entre 1958 a 2017.

Composição das capturas anuais das principais espécies em geral e por modalidade de pesca

As capturas das principais espécies exploradas por embarcações de bandeira brasileira foram distribuídas conforme a produção das modalidades de pesca atuantes por espécie, conforme a produção anual, até o ano de 2017. Essas espécies somam um total de 1.326.175 toneladas, o que corresponde a aproximadamente 80% da produção total das espécies capturadas e reportadas pela frota brasileira ao banco de dados da ICCAT. Dentre as principais espécies capturadas, o bonito-listrado representa a maior parcela, com 817.559 toneladas extraídas (62% da produção das principais espécies), seguido da albacora-laje, com produção de 218.232 toneladas (16% da produção das principais espécies), posteriormente o espadarte, com 98.469 toneladas (7,4% da produção das principais espécies), com as albacoras-bandolim e branca produzindo 78.080 e 52.056 toneladas (5,9 e 3,9% da captura das principais espécies), tubarão-azul 37.981 toneladas (2,9% da captura das principais espécies) e os agulhões-vela, azul e branco somando 23.798 toneladas (1,8% da captura das principais espécies).

A captura de bonito-listrado (Figura 6) é advinda majoritariamente pela vara e isca-viva (790.195 toneladas), representando 96,6% da produção desta espécie pela frota brasileira. As demais técnicas de captura representam juntas um total 3,4% da produção.

No ano de 2011 a 2013 é possível observar um pico de produção dessa espécie, seguido de uma grande redução no ano de 2014, continuando a cair no ano de 2015 e mostrando baixa recuperação nos anos de 2016 e 2017.

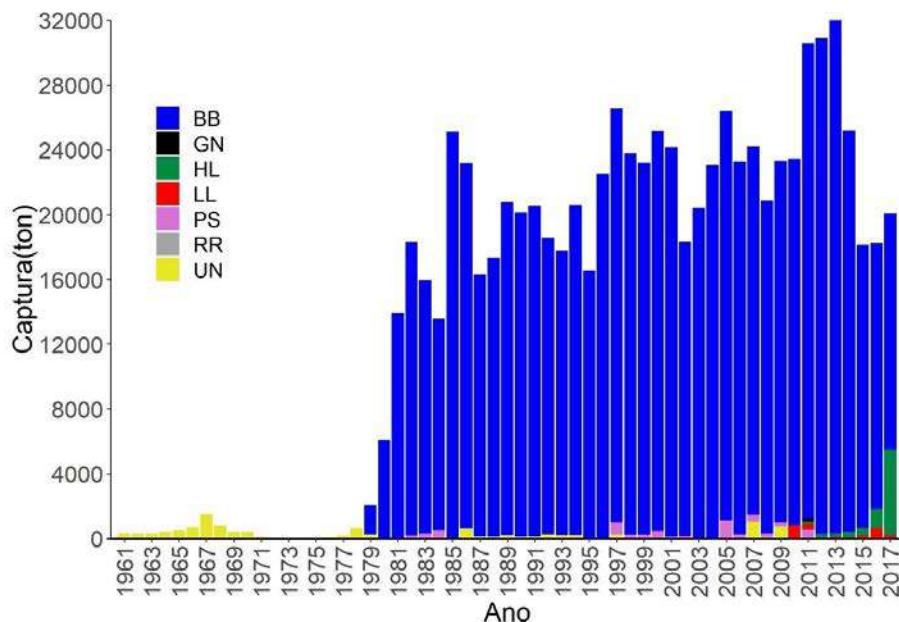


Figura 6 - capturas anuais de bonito-listrado por modalidade de pesca (BB - vara e isca-viva, GN - Emalhe, HL - linha de mão, LL - Espinhel, PS - Cerco, RR - vara e carretilha, UN - Modalidades pesca não discriminadas).

A albacora-laje (Figura 7) é capturada por todas as modalidades de pesca, em que a pesca de espinhel, representa 41,69% da captura desta espécie, seguido da linha de mão (27,94%), vara e isca-viva (24,62%) e as modalidades de pescas não discriminadas com 5,30%, o que totaliza uma produção por volta de 205.728 toneladas. A partir de 2013 é detectado incremento na produção (7.277 toneladas), chegando ao ano de 2017 a máxima produção, com 18.362 toneladas.

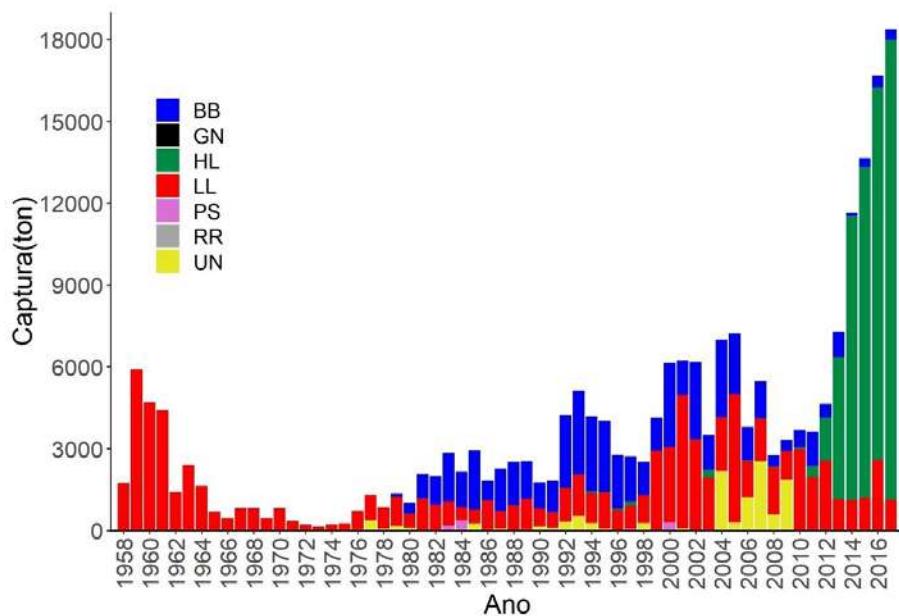


Figura 7. Capturas anuais de albacora laje por modalidade de pesca (BB - vara e isca-viva, GN - emalhe, HL - linha de mão, LL - espinhel, PS - cerco, RR - vara e carretilha, UN - modalidades de pesca não discriminadas).

As capturas de albacora-bandolim (Figura 8) têm como método de captura de maior produção o espinhel, registrando um total de 51.013 toneladas, representando 65,33% da captura dessas espécies. Seguido da linha de mão, com produção total de 22.597 toneladas, refletindo 28,94% da captura total dessas espécies pela frota brasileira de pesca com linha de mão. É possível observar que a partir do

ano de 2013 as capturas passaram aumentar substancialmente, chegando a máxima produção registrada no ano de 2015, com 7.750 toneladas e registrando um pequeno declínio no ano de 2016 e 2017, com 7.660 e 7.258 toneladas, respectivamente. Esse aumento se dá principalmente pela intensificação das capturas pela técnica de linha de mão.

A captura desta espécie teve o primeiro registro em 1971, pela modalidade de pesca de espinhel, que se consolidou como a principal técnica de captura até 2013. Durante esse período é possível observar alguns registros esporádicos de captura pelas modalidades de vara e isca-viva e pelos métodos de captura não classificados. Porém, no ano de 2006 é verificado o primeiro registro de captura desta espécie pelo método de captura de linha de mão, técnica de captura na qual ultrapassou a modalidade de pesca por espinhel no ano de 2013, com 2.012 toneladas contra 1.377 toneladas pela modalidade de espinhel no mesmo ano. Posteriormente, ambas as modalidades passaram a aumentar a quantidade de captura, com a linha de mão se mantendo como modalidade de maior produção, registrando em 2017 cerca de 5.086 toneladas, enquanto a de espinhel registrou 2.171 toneladas.

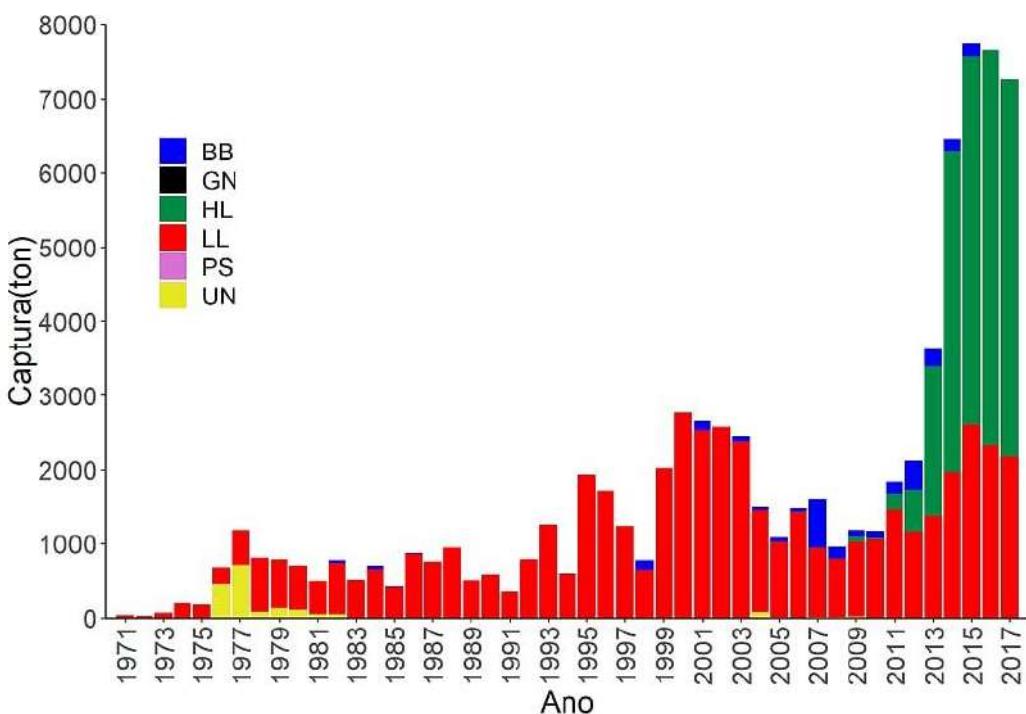


Figura 8. Capturas anuais de albacora bandolim por modalidade de pesca (BB - vara e isca-viva, GN - emalhe, HL - linha de mão, LL - espinhel, PS - Cerco, RR - vara e carretilha, UN - modalidades de pesca não discriminadas).

A albacora-branca (Figura 9) possui dois métodos de captura de maior produção, sendo eles o espinhel e a vara e isca-viva. Desses modalidades, o espinhel apresenta maior produção (42.547 toneladas) o que representa 81,73% das capturas desta espécie, enquanto a vara e isca-viva tem uma produção total de 8.114 toneladas, correspondendo a 15,59% da produção total. Diferentemente das albacoras-laje e bandolim, a captura da albacora-branca passou a reduzir após o ano de 2001, ano no qual apresenta sua maior produção, de aproximadamente 6.862 toneladas. Entre 2002 a 2010 ocorre declínio na produção, com menor valor registrado no ano de 2009, um total de aproximadamente 202 toneladas.

Ao todo, é possível observar três picos de maior produção dessa espécie nos anos de 1993, 2001 e 2012. Após cada ano de maiores produções registradas, é observado que há um declínio considerável na produção da albacora branca, podendo indicar que nesses anos houve sobrepeca da população

nesses períodos. A partir de 2001, as frotas arrendadas de China Taipei deixaram de atuar e a redução da produção do Japão, o que pode explicar a redução total na produção a partir desse período. No ano de 2012, as frotas arrendadas japonesas retornaram a produzir, atingindo um total de 603 toneladas desta espécie e explicando o aumento nesse período.

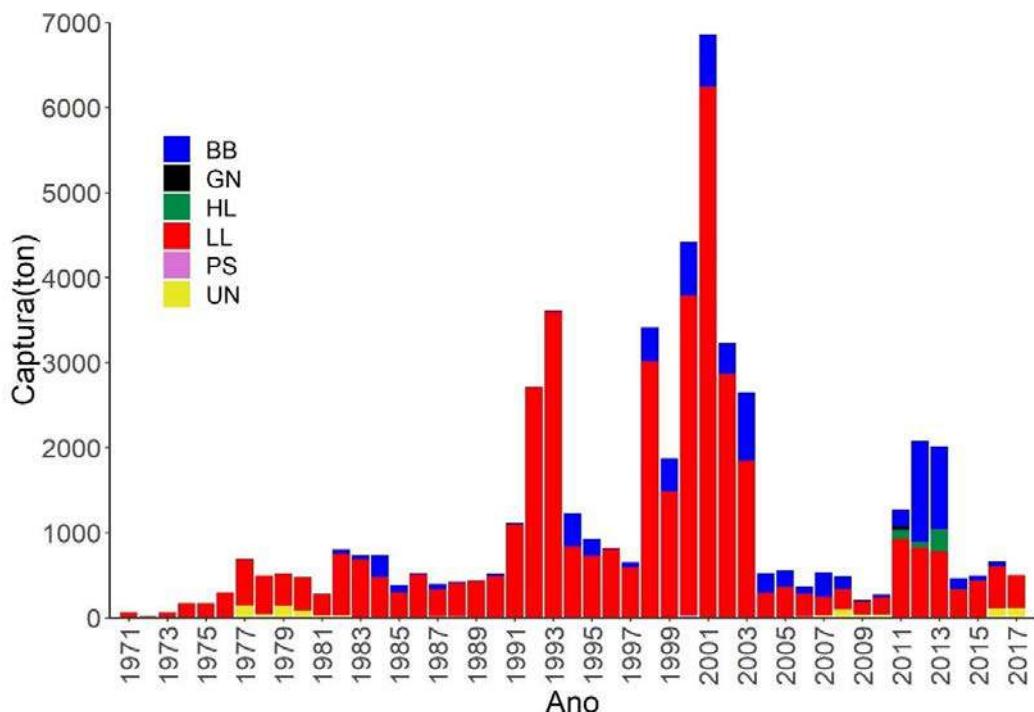


Figura 9. Capturas anuais de albacora branca por modalidade de pesca (BB - vara e isca-viva, GN - Emalhe, HL - linha de mão, LL - espinhel, PS - Cerco, UN - modalidades de pesca não discriminadas).

O agulhão-vela (Figura 10) ou veleiro, é capturado principalmente por espinhel, apresentando uma produção total registrada de 6.861 toneladas (69,59% da produção dessa espécie). A captura dessa espécie apresenta grande variação na série temporal, com maior produção observada no banco de dados no ano de 2000, com a frota brasileira extraíndo do oceano atlântico um total de 598 toneladas. Essa produção passou a cair, computando no ano de 2001 cerca de 412 toneladas, aumentando nos anos seguintes, e em 2003 capturou aproximadamente 585 toneladas, sendo a segunda maior produção registrada até o fim da série temporal em 2017(39,42 toneladas).

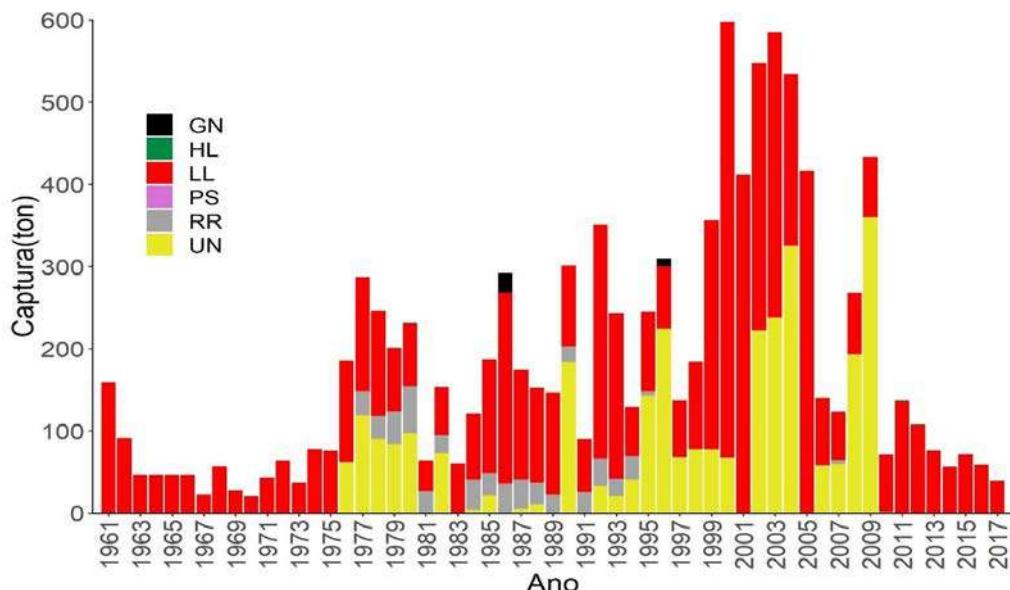


Figura 10. Capturas anuais de agulhão vela por modalidade de pesca (GN - emalhe, HL - linha de mão, LL - espinhel, PS - Cerco, RR - vara e carretilha, UN - modalidades de pesca não discriminadas).

As capturas do espadarte tiveram início no ano de 1961 com a pesca com espinhel (Figura 11), atualmente a maior parte das capturas permanece sendo feita por essa modalidade, que representa uma produção total de 96.643 toneladas (98,14% da produção total de espadarte). Por volta da década de 1980 é possível observar um acréscimo na produção, chegando a maior extração no ano de 1999 (4.721 toneladas) e a partir desse ano a produção passa a entrar em declínio, com um breve aumento da produção nos anos de 2005, 2006 e voltando a declinar posteriormente, atingindo em 2017 um total de 2.406 toneladas.

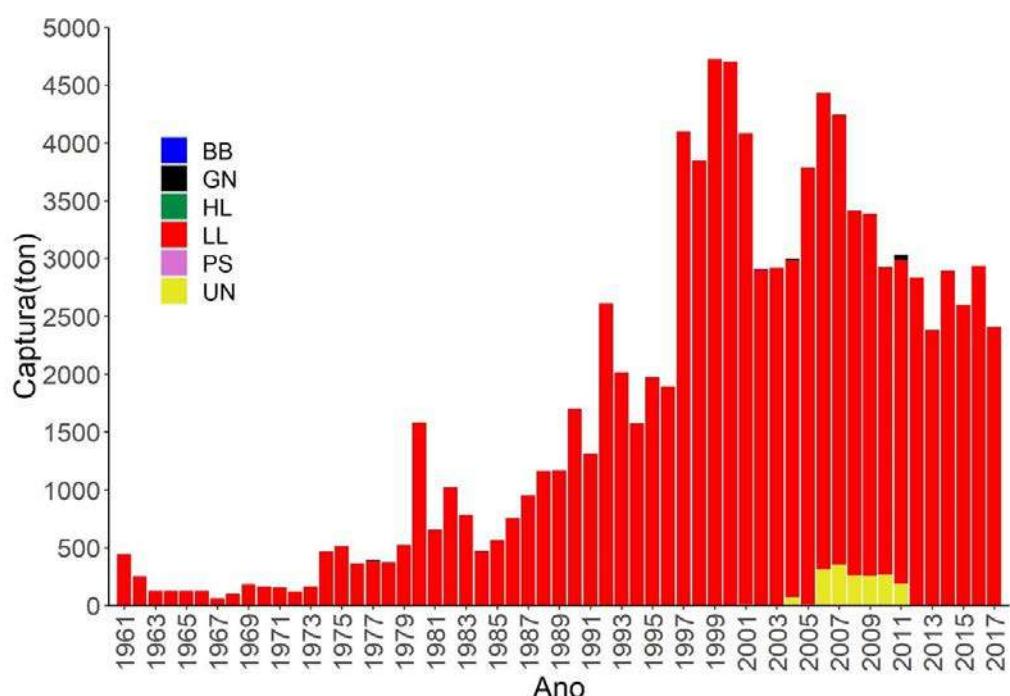


Figura 11. Capturas anuais de espadarte por modalidade de pesca (BB - vara e isca-viva, GN - Emalhe, HL - linha de mão, LL - espinhel, PS - cerco, UN - modalidades de pesca não discriminadas).

O primeiro registro da captura de tubarão-azul no banco de dados ocorreu no ano de 1996 (Figura 12), não havendo registros de captura reportados para esta espécie no ano de 1998. Apresenta uma

produção total até o ano de 2017 de 37.353 toneladas, desta captura 98,34% foi obtida pela modalidade de pesca de espinhel. Segundo Hazin & Lessa (2005) a captura do tubarão-azul sempre ocorreu na modalidade de pesca de espinhel e comumente os animais capturados tinham suas nadadeiras removidas e o charuto (animal sem nadadeiras) era descartado no mar, essa prática é denominada de “finning”. Podendo indicar que até o ano de 1996 as capturas desta espécie não tinham sido registradas, visto que o espinhel é uma técnica de captura que teve início no ano de 1958 (Figura 2).

Em 24 de agosto de 1998, o IBAMA publicou a Portaria nº 121-N em seu Art. 2 “Proibir a rejeição ao mar das carcaças de tubarões dos quais tenham sido removidas as barbatanas.” (BRASIL, 1998) Ou seja, proíbe a prática do finning no Brasil. Neste mesmo ano é observado que não há registro de captura do tubarão-azul, embora as capturas por espinhel tenham produzido 11.674 toneladas, indicando a omissão ou o não registro das capturas desta espécie neste ano.

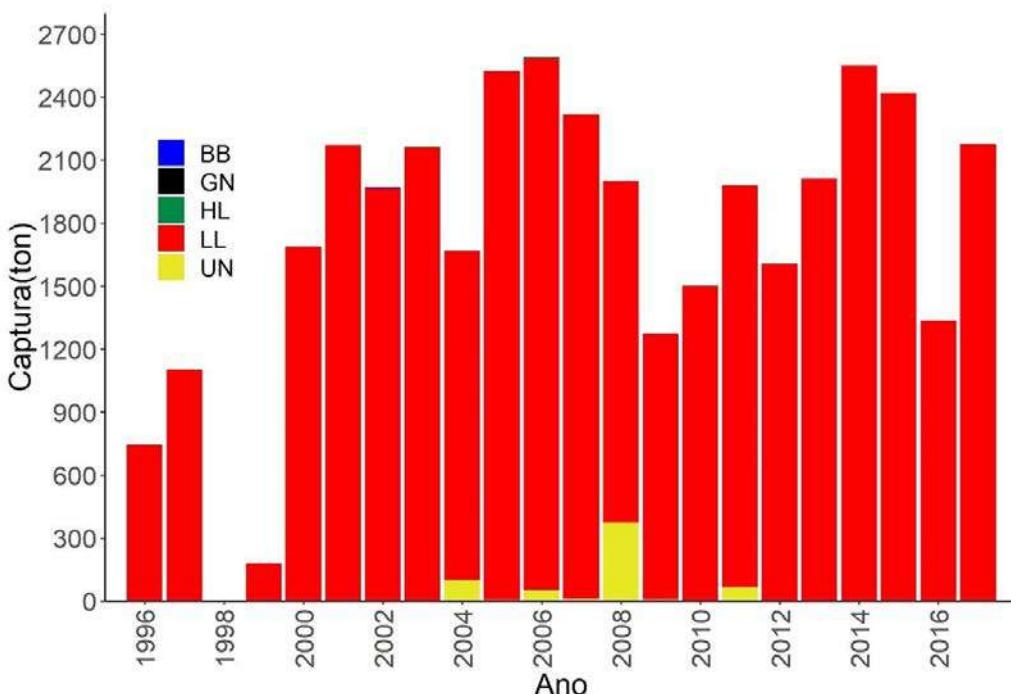


Figura 12. Capturas anuais de tubarão azul por modalidade de pesca (BB - vara e isca-viva, GN - emalhe, HL - linha de mão, LL - espinhel, UN - modalidades de pesca não discriminadas).

Os agulhões-branco (Figura 13) e azul (Figura 14) apresentam, de modo geral, capturas totais de 6.353 e 7.586 toneladas respectivamente, tendo como principal técnica de captura desses animais o espinhel que é responsável pela captura de 92,40% do agulhão-branco e 91,17% do agulhão-azul. Com relação ao agulhão-azul é detectado um aumento de produção a partir do ano de 1988 e posterior declínio nos anos finais da série temporal. Porém, diferente do agulhão-azul, o agulhão-branco apresentou grande variação nas suas capturas, sendo possível visualizar quatro momentos de produção acima da média, nos anos de 1977 (275 toneladas), 1991 (377 toneladas), 2002 (407 toneladas) e 2013 (352 toneladas). Foi possível observarem 2002 as capturas acima do padrão foram realizadas pela pesca de vara e isca-viva, com 65 toneladas, o mesmo é observado no ano de 2013 pela modalidade de linha de mão com 111,67 toneladas.

Em 2005 entrou em vigor a instrução normativa SEAP/PR nº 12, de 14 de julho de 2005 que em seu artigo 2º fala que: “Deverão ser obrigatoriamente devolvidos ao mar todos os agulhões-brancos (*Tetrapturus albidus*) e os agulhões-negros (*Makaira nigricans*) que ainda se encontrarem vivos no

momento do embarque pós-captura, de forma a possibilitar a maior sobrevivência dos animais. (BRASIL, 2005)”.

Essa é a possível explicação para a redução dessas capturas nos anos posteriores a esse ano, embora no ano de 2013 haja um grande registro da captura de agulhão-branco (352 toneladas), mesmo com o vigor desta instrução normativa. Neste ano é observado também que a modalidade de pesca de linha de mão obteve sua maior produção (aproximadamente 112 toneladas), que representa 93,32% de todas as capturas por essa modalidade de pesca.

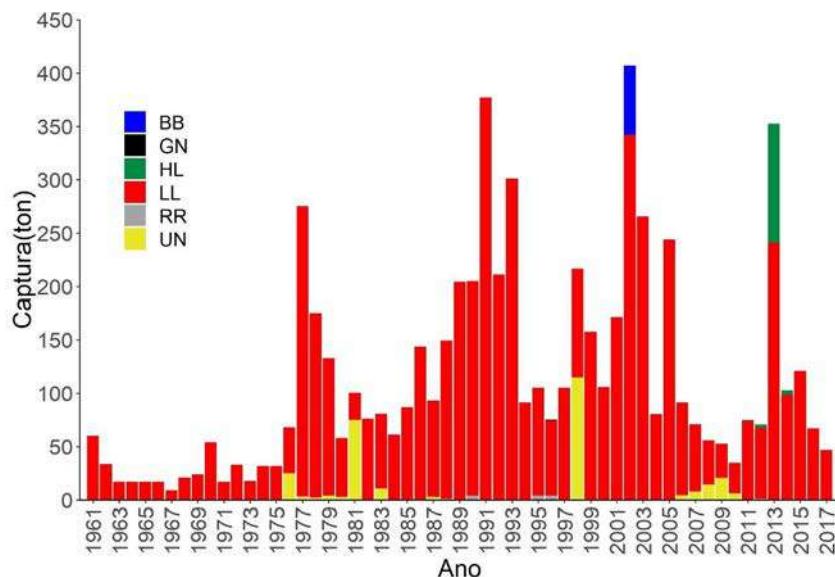


Figura 13. Distribuição das capturas de agulhão branco por ano e modalidade de pesca (BB - vara e isca-viva, GN - emalhe, HL - linha de mão, LL - espinhel, RR - vara e carretilha UN - modalidades de pesca não discriminadas).

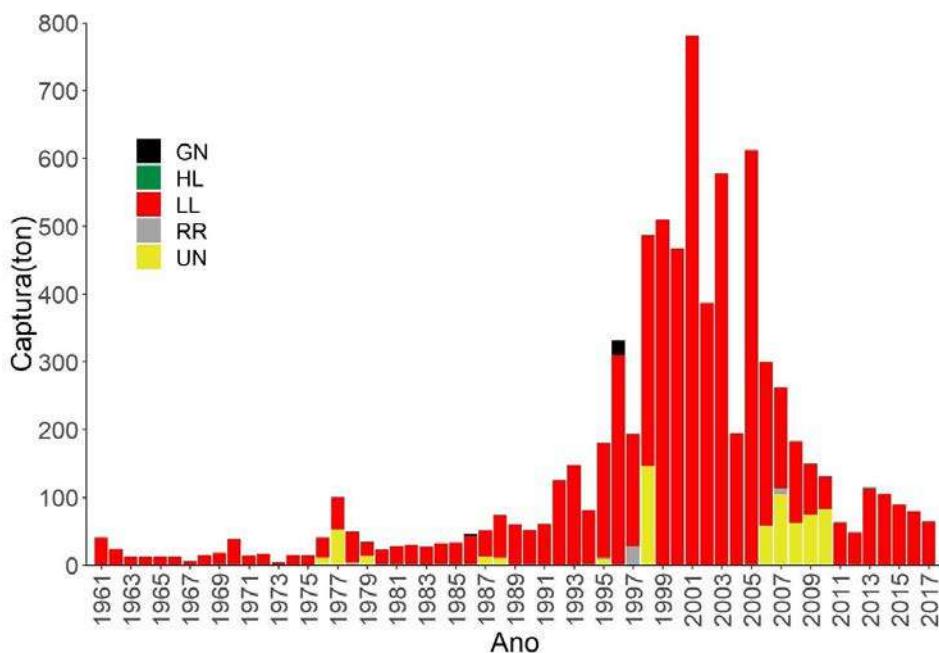


Figura 14. Distribuição das capturas de agulhão azul por ano e modalidade de pesca (GN - emalhe, HL - linha de mão, LL - espinhel, RR - vara e carretilha, UN - modalidades de pesca não discriminadas).

4. Considerações Finais

Verificou-se a presença de descontinuidades, nas quantidades de espécies e de modalidades de pesca reportadas, e também nas quantidades reportadas de cada espécie. Em alguns casos, estas descontinuidades parecem refletir mudanças ocorridas na política de gestão pesqueira. Porém, há também indícios de inconsistências derivadas de deficiência no monitoramento estatístico, especialmente no que se refere às espécies e modalidades de pesca de menor produção. Um exemplo, é a sororoca, para a qual se reportou grandes capturas décadas atrás, e que praticamente desapareceu das estatísticas nas décadas recentes. Um outro exemplo, agora relacionado às modalidades pesqueiras, é o cerco que, do primeiro ao último registro, apresenta grandes lacunas de informação, e oscilações com grandes picos e baixas capturas.

Eixo C – Avaliação de Estoques

Linha de pesquisa: Revisão e Sistematização de Dados

Atividade: Banco Nacional de Dados da Pesca de Atuns e Afins no Brasil (BNDA) em Access

Pesquisadores envolvidos: Álvaro Cirino, Silvaneide Luzinete Rodrigues, Vívian Graziela Oliveira Carneiro, Humber Agrelli de Andrade

1. Introdução

O trabalho consistiu na elaboração de um banco de dados a partir da tabela do Banco Nacional de Dados da Pesca de Atuns e Afins no Brasil (BNDA).

2. Metodologia

Durante a reunião dos coordenadores e integrantes do projeto PROTUNA, realizado nos dias 13 e 14 de agosto de 2019, foi frisada a importância da estruturação de um banco de dados propriamente dito a partir da tabela do Banco Nacional de Dados de Pesca de Atuns e Afins (BNDA), que embora possua esse nome, não está montada em formato de um banco de dados, sendo apenas uma grande tabela salva em arquivo de texto com a extensão CSV (*Comma-Separated values*).

A exportação das informações para o formato de um banco de dados é importante, pois facilita a integração de todos os dados, reduzindo a ocorrência de registros redundantes, além de facilitar o controle integrado das informações nele contidas e possibilitar o compartilhamento de dados com restrição das informações, se necessário. Deste modo, foi iniciada a construção utilizando o Microsoft Access 2016, devido à maior familiaridade com o pacote Office. Também foi utilizado o Microsoft Excel para filtrar as informações, criar os registros e montar as tabelas que foram exportadas para a montagem do Banco de Dados. Com o auxílio do Excel, os lances da tabela do BNDA foram ordenados em ordem alfabética dos nomes das embarcações. Posteriormente foi criada uma nova coluna e atribuído um código numérico sequencial para cada lance. Que tem por objetivo identificar os lances realizados pelas embarcações e evitar a criação de informações duplicadas.

3. Resultados

Para a elaboração do banco de dados, a tabela do BNDA foi dividida em outras onze tabelas, sendo, dez tabelas de registros de dados e uma para o registro das informações dos lances (Figura 1). Foram selecionadas estas tabelas de registros, pois o tipo de dado que elas pertencem (texto curto) aloca grande espaço de memória de 255 Bytes do banco de dados. E devido às informações contidas nestas tabelas se repetirem ao longo dos registros, somando o espaço alocado e aumentando o consumo de memória, esses valores foram substituídos por seus códigos, alocando espaço de 4 Bytes com o tipo de dado inteiro longo.

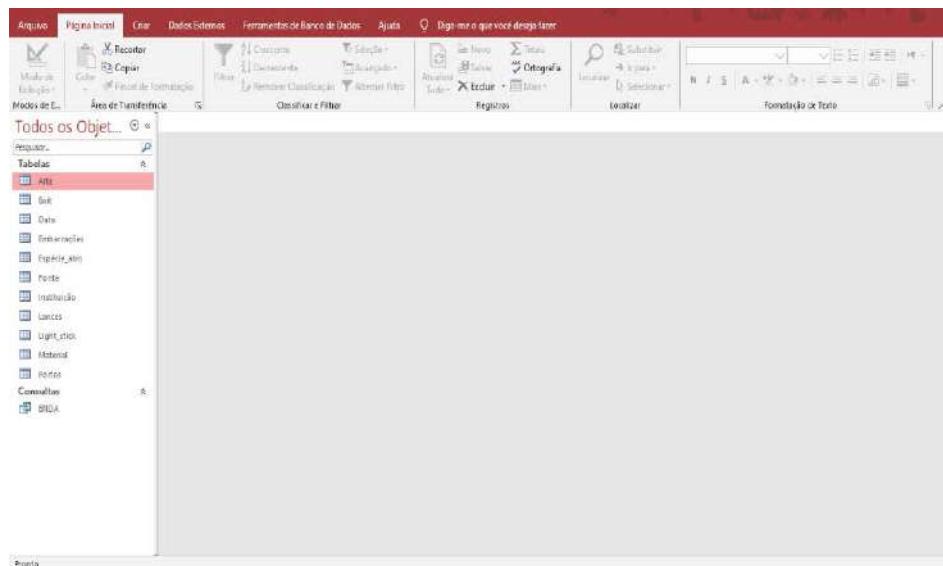


Figura 1. Conjunto de tabelas extraídas do BNDA para o banco de dados.

A criação da tabela de embarcações (Figura 2) foi feita a partir das informações das embarcações contidas nas 106.000 linhas da tabela do BNDA. Destas, foram filtradas as informações individuais de cada barco pesqueiro que atuou no Brasil, sendo elas: Nome da embarcação, bandeira, comprimento de fora a fora, tonelagem bruta de arqueamento, ano de construção, material do casco, potência e permissionamento.

	reg_boat	boat	flag	LOA	TBA	Ano_Constr	Materia_dos	HP	Permissao
	1_ALBACAR	BRA	13,7	23	2002	MADEIRA	120		Espinheiral horizontal de superficie/Com isca/
	2_ALBACAR	BRA	9,9	10,8	2002	MADEIRA	200		Espinheiral horizontal de superficie / Isca-viva
	3_ALBACAR	BRA	23	42					
	4_ALBACAR	BRA-ESP	39,6	432	1989	ACO	625		Espinheiral horizontal de superficie / Espadarte
	5_ALBACAR	BRA-ESP	28	201	1999	ACO	357		Espinheiral horizontal de superficie / Isca-viva
	6_ALBACAR	BRA	12,6	21,2	2002	MADEIRA	120		Espinheiral horizontal de superficie/Com isca/
	7_ALBACAR	BRA	14,9	34	2009	MADEIRA	210		Espinheiral Horizontal de Superficie/Isca Viva
	8_ALBACAR	BRA	17	32					
	9_ALBACAR	BRA	20,5	41	1974	MADEIRA	120		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)
	10_ALBACAR	BRA	20,5	41	1974	MADEIRA	120		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)
	11_ALBACAR	BRA	20,5	41	1974	MADEIRA	120		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)
	12_ALBACAR	BRA	20,5	41	1974	MADEIRA	120		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)
	13_ALBACAR	BRA	20,5	41	1974	MADEIRA	120		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)
	14_ALBACAR	BRA	20,5	41	1974	MADEIRA	120		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)
	15_ALBACAR	BRA	12,4	19,7	1996	MADEIRA	75		Espinheiral Horizontal de Superficie (Espadarte)
	16_ALBACAR	BRA	29,9	182,1					
	17_ALBACAR	BRA	12,4	19,7	1996	MADEIRA	75		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)
	18_ALBACAR	BRA-MAR	24,2	143					
	19_ALBACAR	BRA	14,25	150					
	20_ALBACAR	BRA	18,5	66	1989	MADEIRA	360		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)
	21_ALBACAR	BRA	19,8	74,8	1980	ACO	267		UNHA (permissionamento antigo, em proca)
	22_ALBACAR	BRA	13,3	22,6	2002	MADEIRA			Espinheiral horizontal de superficie (Espadarte)
	23_ALBACAR	N/A							
	24_ALBACAR	N/A							
	25_ALBACAR	BRA	21,7	62	1985	MADEIRA	300		Espinheiral horizontal de superficie (Albacoras)

Figura 2. Tabela contendo os registros de todas as embarcações e suas diferentes configurações.

Em alguns lances não havia registros das características das embarcações, para essas, foram mantidas as informações registradas em lances anteriores efetuados pela mesma embarcação. Em outros lances havia registros divergentes, quanto às características do barco, e neste caso, foram mantidas todas as informações, porém foram atribuídos números de identificação distintos para essas embarcações no campo de registros, para evitar perda de informações. Após concluída a filtragem, foram identificados 632 registros de diferentes embarcações e suas respectivas informações. A tabela de portos foi elaborada a partir das colunas “start.port” e “end.port”. Cada porto recebeu um código individual e posteriormente este código foi utilizado na tabela de lances, nos campos correspondentes aos portos de partida e de chegada. Para as demais tabelas as variáveis foram inseridas, atribuindo um número de registro individual para cada registro, para evitar conflitos e possibilitar o posterior relacionamento.

Posteriormente, as variáveis que pertenciam às demais tabelas foram substituídas por seus respectivos códigos na tabela de lances (Figura 3). Desta maneira evitando repetição de registros, e reduzindo o tamanho de alocação no banco de dados. Assim, todas as tabelas foram relacionadas conforme a tabela de registros e suas variáveis correspondentes. Possibilitando a realização de consultas ao banco de dados, que podem ser editadas conforme a necessidade de exibição das informações.

	reg_init	reg_fonete	reg_especie	reg_mat	mbk	rpb	effort	reg_boot	start_day	start_month	start_year
1	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
2	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
3	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
4	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
5	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
6	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
7	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
8	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
9	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
10	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
11	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
12	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
13	1	1	3	2	5	1230	1	28	9		
14	4	1	11	2	5	500	1	3			
15	4	1	11	2	5	500	1	3			
16	4	1	11	2	5	500	1	3			
17	4	1	11	2	5	500	1	3			
18	4	1	11	2	5	500	1	3			
19	4	1	11	2	5	500	1	3			
20	4	1	11	2	5	500	1	3			
21	4	1	11	2	5	500	1	3			
22	4	1	11	2	5	500	1	3			
23	4	1	11	2	5	500	1	4			
24	4	1	11	2	5	500	1	4			

Figura 3. Tabela de lances criada com os códigos dos registros.

A criação de um banco de dados que possua os registros das capturas de atuns e afins possibilita melhor qualidade na avaliação dos dados de captura da frota brasileira. Devido a maior facilidade de manuseio deste formato. Porém há muito a ser feito, pois é necessário otimizar a estruturação dessas informações da melhor forma possível, assim facilitando o acesso às informações, reduzindo redundâncias e a perda de dados.

4. Considerações Finais

A criação de um banco de dados que possua os registros das capturas de atuns e afins possibilita melhor qualidade na avaliação dos dados de captura da frota brasileira. Devido a maior facilidade de manuseio deste formato. Porém há muito a ser feito, pois é necessário otimizar a estruturação dessas informações da melhor forma possível, assim facilitando o acesso às informações, reduzindo redundâncias e a perda de dados.

Eixo E – Tecnologia de Pesca

Linha de pesquisa: Monitoramento pesqueiro

Atividade: Coleta, sistematização e análise de dados da pesca esportiva (SP-RJ-S-BA)

Pesquisadores envolvidos: Alberto Amorim, Eduardo Pimenta, Bruno Leite Mourato, Mariana Dantas Alberto, Carlos Eduardo Malavasi Bruno

1. Introdução

A principal pesca esportiva marinha no Brasil tem como espécies-alvo os marlins branco (*Tetrapturus albidus*) e azul (*Makaira nigricans*), também conhecidos como agulhões branco e negro respectivamente, e o agulhão vela (*Istiophorus albicans*). Também são capturadas outras espécies de peixes oceânicos, com destaque para os atuns albacora laje (*Thunnus albacares*), albacorinha (*Thunnus atlanticus*) e o dourado (*Coryphaena hippurus*), entre outros. Essa é uma atividade que vem crescendo bastante nos últimos anos aqui no Brasil, principalmente nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia, onde torneios são organizados com elevada frequência anualmente. Importante destacar que essa atividade de pesca faz parte do rol de métodos ordenados pela ICCAT, devendo ser, portanto, monitorada para obtenção de dados de capturas que possam ser utilizados nas avaliações de estoques das principais espécies de peixes-de-bico capturadas, contribuindo assim para a conservação dessas espécies e o manejo sustentável da pesca.

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi de viabilizar a coleta, sistematização e análise de dados da pesca esportiva praticada nos estados acima citados (SP-RJ-S-BA).

2. Metodologia

Durante o período de execução do projeto, foram mantidos contatos com os Diretores de Pesca dos seguintes iates clubes: Yacht Club Ilhabela-YCI; Iate Clube do Rio de Janeiro-ICRJ, Iate Clube do Espírito Santo-ICES, Yacht Clube da Bahia-YCB, para fins de acesso e acompanhamento das atividades da pesca esportiva nessas localidades, consideradas as mais atuantes no Brasil. Desta forma, foi possível proceder à atualização da série histórica de peixes-de-bico para o período de 1983 a 2022. Esta série vem sendo usada para gerar a padronização das capturas por unidade de esforço das espécies de agulhões capturadas pelo Brasil nesta modalidade, as quais são apresentadas nas reuniões de avaliação dos seus estoques realizadas pela ICCAT, sendo uma valiosa contribuição para se estimar a situação da biomassa dessas espécies para fins de manejo das pescarias.

As planilhas da base dados da pesca esportiva são compostas por informações sobre o torneio realizado, com data, local, dias de pesca, número de lanchas participantes e pescadores, equipes, peixes marcados, liberados ou perdidos, embarcados, horário da captura, espécie, peso e comprimento estimados, isca, anzol, tempo de briga, latitude e longitude.

3. Resultados

Dados de Captura e Esforço da Pesca Esportiva

Todas as informações coletadas dos iates clubes brasileiros acima citados foram compiladas, permitindo a manutenção e atualização da série para o período de 1983 a 2022. No geral, dentre outros dados, esta série contém informações sobre a captura e esforço de pesca dos agulhões negro, branco e vela, dourado, cavala wahoo, dentre outros peixes. Estes dados são cruciais para a tarefa de padronização das CPUEs dessas espécies nesta modalidade de pesca.

Estas informações são oriundas da coleta, sistematização e análise de dados da pesca esportiva praticada nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia, onde torneios são organizados (Figura 1).

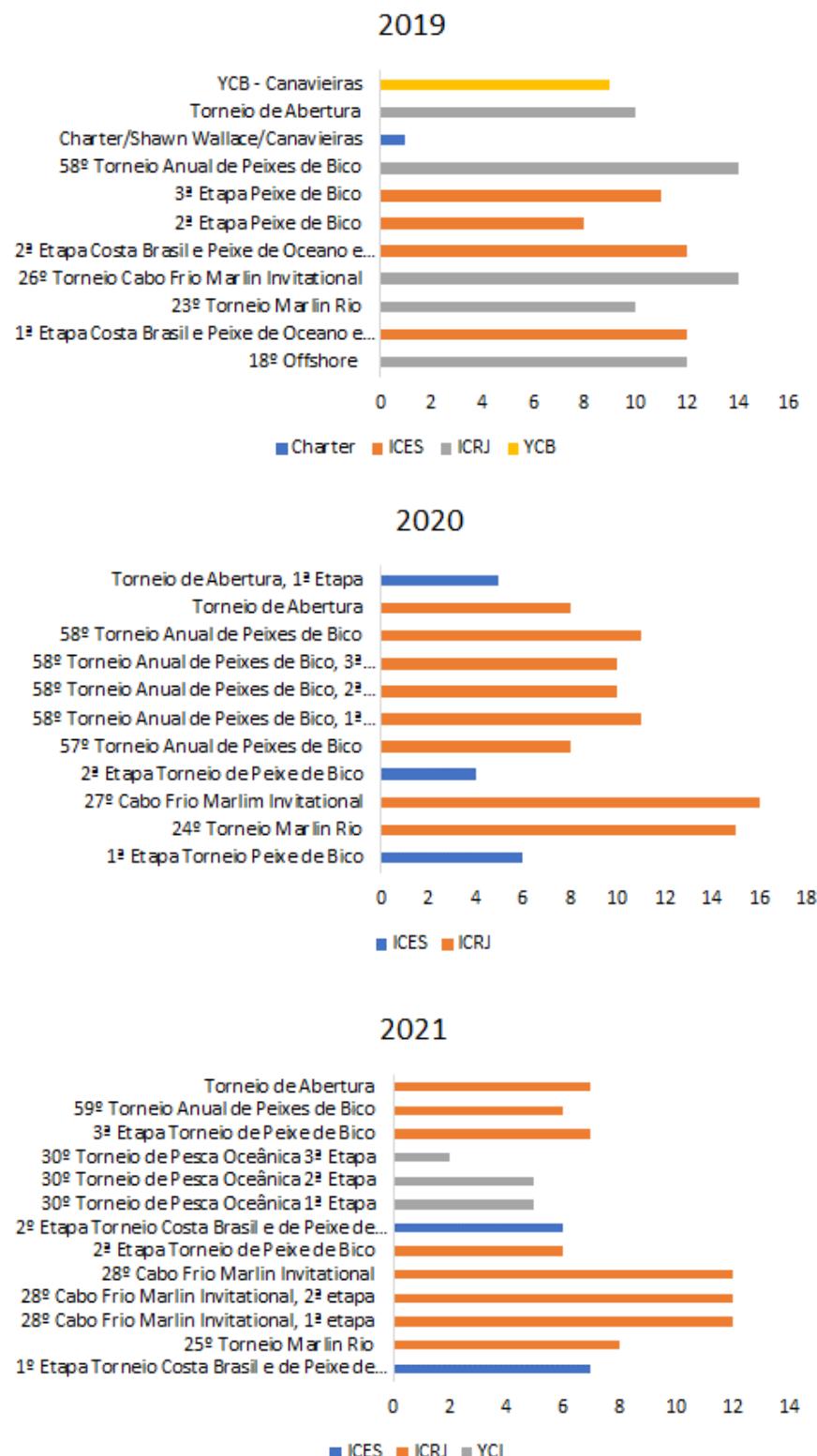


Figura 1. Torneios de pesca esportiva realizados no período de 2019-2021 nos iates clubes dos estados do (Yacht Club Ilhabela-YCI; Iate Clube do Rio de Janeiro-ICRJ, Iate Clube do Espírito Santo-ICES, Yacht Clube da Bahia-YCB).

A coleta dessas informações também contribuiu para contabilizar a quantidade de peixes capturados e devolvidos ao mar (Figura 2). Esta é uma prática adotada nos torneios de peca esportiva, como forma de conscientizar seus participantes sobre a necessidade de se contribuir com a conservação das espécies capturadas, principalmente de agulhões.

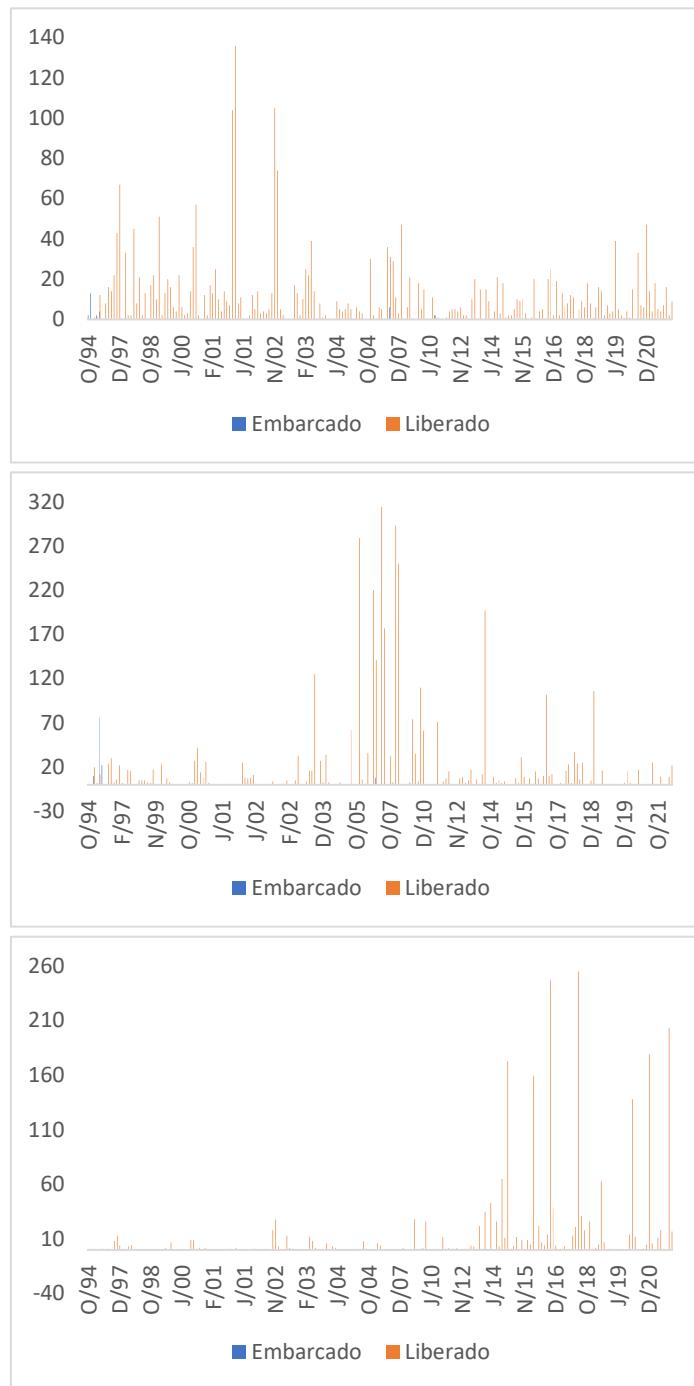


Figura 2. Quantidade de peixes capturados e devolvidos ao mar em torneios de pesca esportiva realizados no período de 1998-2022 (gráficos superior: agulhão negro; meio: agulhão vela; inferior: agulhão branco).

Marcação de agulhão negro

Com o financiamento de projeto coordenado pelo Prof. Alberto Amorim (recursos da FAPESP), foram adquiridas cinco marcas eletrônicas tipo MiniPAT, da Wildlife Computers (USA), a quais foram usadas para o estudo de migração e habitat preferencial do agulhão negro (*Makaira nigricans*). Desta forma, durante os Torneios de Pesca do YCI (1 marca em 1 de dezembro de 2018) e do ICRJ (3 marcas em janeiro de 2019), foram marcados 4 exemplares da espécie. A quinta marca foi colocada em Canavieiras (BA), no dia 11 de novembro de 2019. Os embarques foram realizados mediante parceria com os pescadores-esportivos dos YCI, ICRJ e YCB. Com experimentos programados para um período de doze meses para liberação das marcas, foram obtidas informações durante 214 dias (7,1 meses) com os peixes na água. Uma marca adicional (MiniPAT) foi adquirida e usada em outro exemplar de agulhão negro no dia 8 de janeiro de 2021, a qual se desprendeu e reportou dados em 28 de fevereiro de 2021, gerando mais 51 dias de registros (Figura 3). Essas informações estão sendo analisadas e comporão um artigo científico que está sendo elaborado para fins de publicação, aportando importantes informações complementares ao Protuna, principalmente sobre o comportamento da espécie em termos de deslocamentos horizontais e verticais realizados.

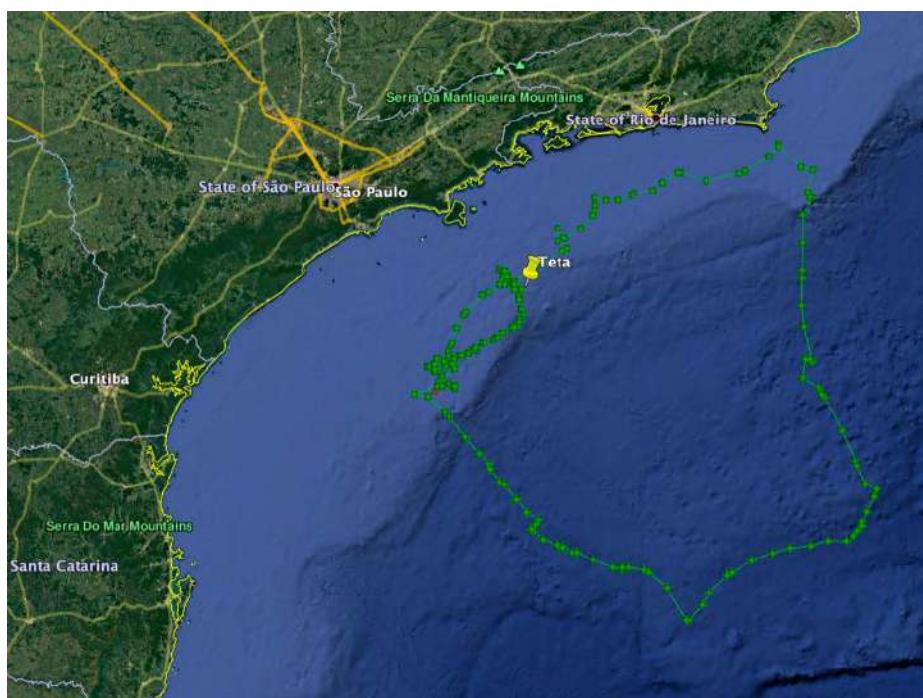


Figura 3. Migração do agulhão negro realizada ao largo dos litorais do Rio de Janeiro e São Paulo com uso de marca eletrônica por satélite modelo MiniPAT (WildLife Computers).

4. Conclusões

A principal contribuição desse trabalho foi a de garantir a continuidade das coletas, sistematização e análise de dados da pesca esportiva praticada nos estados (SP-RJ-S-BA) onde ocorrem torneios dessa modalidade de pesca. Como já mencionado, foi possível atualizar a série temporal de informações de captura e esforço das pescarias das principais espécies de agulhões, as quais são efetivamente utilizadas nas avaliações de estoques realizadas pela ICCAT. Destacamos a importância de se manter esse monitoramento, gerando dados contínuos que possam contribuir diretamente para a conservação dessas espécies e o manejo sustentável da pesca.

Eixo E – Tecnologia de Pesca

Linha de pesquisa: Acompanhamento de desembarques

Atividade: Caracterização da pesca tipo Itaipava no litoral norte do Rio de Janeiro (Cabo Frio)

Pesquisadores envolvidos: Alberto Amorim, Eduardo Pimenta, Mariana Dantas Alberto, Carlos Eduardo Malavasi Bruno, Wilson Ferreira Mendonça Filho, Marcio Zago Barbosa, Fabrício Ramos da Costa, Luiza Chieza Fortes Garcia

1. Introdução

Uma parte considerável da frota pesqueira que opera a partir de Cabo Frio, Rio de Janeiro, é composta por embarcações que atuam na modalidade de pesca tipo Itaipava. Esta frota contribui com 19,4% da produção total de pescado do estado do Rio de Janeiro (FIPERJ et al. 2018), favorecida pela elevada produtividade causada pelas águas de afloramento do Oceano Atlântico Sudoeste (MOREIRA DA SILVA, 1973). Essas pescarias sintetizam e congregam o saber tradicional de uma frota que combina vários petrechos de captura durante o cruzeiro de pesca ao longo do ano. Essa atividade vem sofrendo evolução e aperfeiçoamentos constantes, mas mantendo a sua essência de pesca artesanal de pequena escala, não tido ocorrido modificações profundas ao longo da última década no que se refere aos componentes fundamentais das artes de pesca empregadas. O grande desenvolvimento que na atualidade se assiste, reside fundamentalmente na sua expansão e melhoramento dos processos de captura através de uma versátil “pesca combinada”, que utiliza vários petrechos simultâneos com o emprego de materiais baratos encontrados no mercado para aplicações doméstica e industrial. Esta característica, em conjunto com as racionalizações dos meios de captura aplicados, tornou possível melhorar substancialmente os resultados da produção pesqueira.

Sua versatilidade multiespecífica possibilita uma captura variada de peixes demersais e pelágicos, quer sobre a plataforma continental, talude ou ainda em zonas francamente oceânicas.

Tendo em vista que essa pescaria, como já mencionado anteriormente, captura quantidades consideráveis de espécies de atuns e afins e em razão da crescente atividade dessa frota na região de Cabo Frio, norte do Rio de Janeiro, o objetivo deste trabalho foi de realizar a coleta, sistematização e análise dos dados da pesca tipo Itaipava desenvolvida neste litoral, através do acompanhamento dos desembarques.

2. Metodologia

Os dados foram coletados por meio de entrevistas e pelo acompanhamento de desembarques no período de 2018 a 2022. Ao longo desses anos de execução do projeto, as informações coletadas foram armazenadas em planilhas com dados relativos à datas, dias de pesca, captura (peso e estimativa do número), nome da embarcação, petrechos utilizados, área de pesca, entre outras.

Uma parceria do Protuna com a Universidade Veiga de Almeida (UVA), que realiza há mais tempo um trabalho de monitoramento da pesca em Cabo Frio (RJ). Assim, foi possível analisar informações históricas contidas no banco de dados do GEPesca|UVA, de 2003 a 2019, obtidos por meio de entrevistas com os mestres de pesca no porto de Cabo Frio. Esses mapas de bordo contêm informações da embarcação, petrecho, isca, tripulação, área de pesca e inventário quali-quantitativo das espécies capturadas. Para cada petrecho foi determinada a abundância relativa (AR) para identificar as espécies principais (dominantes - >15%), secundárias (abundante\7-15% e mediana\1-6,9%) e acompanhantes (escassa\0,1-0,9% e rara\> 0,1%) capturadas. Os peixes foram identificados segundo FAO (1978, 1994, 1999); FIGUEIREDO e MENEZES, (1978, 1980); MENEZES e FIGUEIREDO, (1980, 1985).

3. Resultados

Caraterização da Frota Pesqueira e métodos de pesca utilizados

A frota que opera a partir de Cabo Frio é composta de 723 embarcações que utilizam os diversos pontos de desembarque espalhados ao longo do Canal Itajuru, da Laguna de Araruama. Esta frota exerce uma “pesca combinada”, caracterizada por utilizar mais de um petrecho por cruzeiro e/ou variar o petrecho ao longo do ano, sendo conhecida como pesca tipo Itaipava, em referência à localidade onde ela se desenvolveu, no litoral sul do Espírito Santo. Deste total, 15,6% das embarcações são residentes, 10,2% apresentaram alta dependência, 12,3% baixa dependência e 61,9% ocasionalmente utilizam o porto de Cabo Frio (Figura 1). O tamanho das embarcações varia, sendo 0,8% com comprimento de 5 m (1 a 5 t), 13,2% com 6 a 10 m (6 a 10 t), 73,6% com 11 a 15 m (11 a 15 t) e 12,4% são maiores de 16 metros (>16 toneladas de arqueação bruta) com tripulação total estimada em 4.338 pescadores.

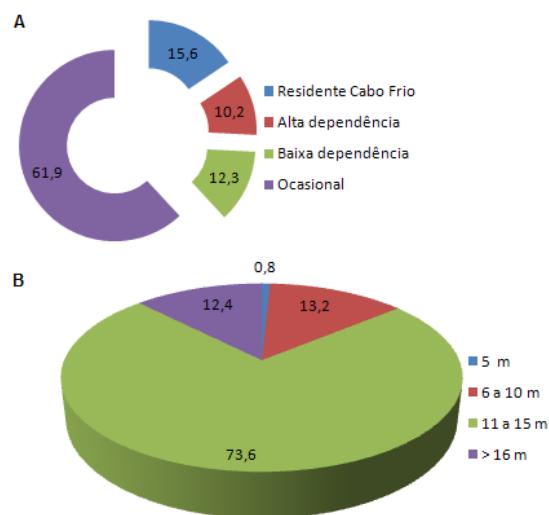


Figura 1. Porcentagem de embarcações de acordo com a frequência com que utilizam o porto de Cabo Frio, Rio de Janeiro (A) e classes de comprimento (B).

Espinhal de superfície para dourado

Para o espinhal de superfície, a frota é de 290 embarcações, foram contabilizados 2.231 cruzeiros de pesca. A tripulação é composta por 6 pescadores, o espinhal contém de 500 a 700 anzóis, lançado 1 vez\dia, ao amanhecer e recolhido ao entardecer sem emprego de automação. A espécie dominante é o dourado (*Coryphaena hippurus*) com 87% das capturas. A espécie secundária o agulhão vela (*Istiophorus platypterus*) com 9%. As espécies acompanhantes são atum de galha amarela (*Thunnus albacares*) 2%, marlim branco (*Tetrapturus albidus*) e vaquara (*Thunnus atlanticus*) 1% (Figura 2).

Espinhal de meia água (pelágico)

Para o espinhal de meia água, a frota é de 31 embarcações, foram contabilizados 324 cruzeiros de pesca. A tripulação é composta por 8 pescadores, o espinhal contém de 1.500 a 2.000 anzóis, lançado 1 vez\dia, preferencialmente a noite e recolhido ao amanhecer com emprego de automação. As espécies dominantes são o dourado (*Coryphaena hippurus*) com 42% e o meka (*Xiphias gladius*) com 35%. As espécies secundárias o cação geléia (*Prionace glauca*) 10%, cação anequim (*Isurus oxyrinchus*) com 7% e cação panã (*Sphyraena mokarram*) com 6% (Figura 3).

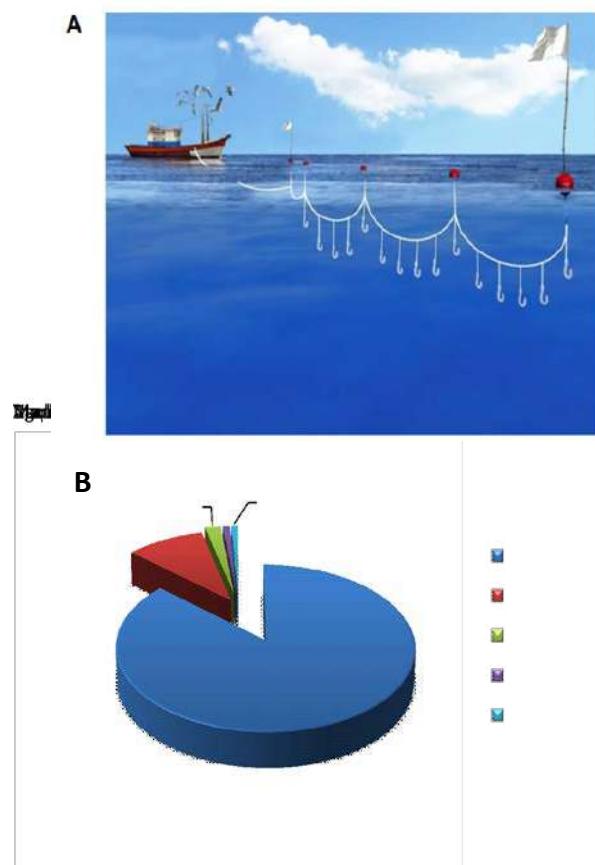


Figura 2. Representação esquemática do espinhel de superfície para dourado (A) e abundância relativa (%) das espécies capturadas (B).

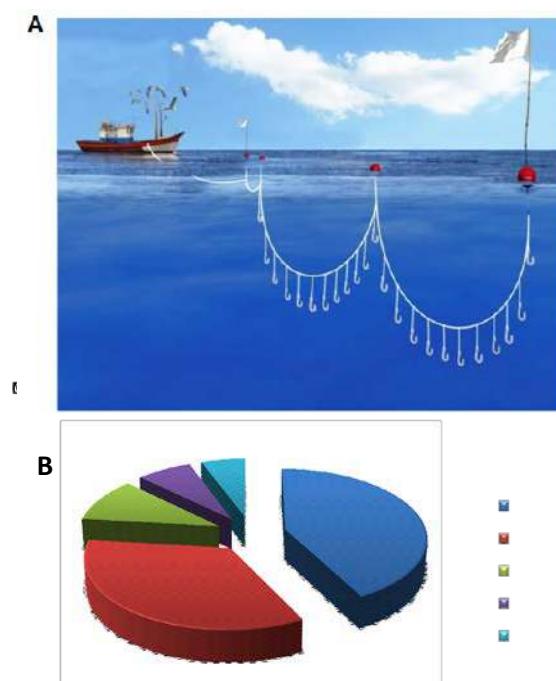


Figura 3. Representação esquemática do espinhel de meia água (A) e abundância relativa (%) das espécies capturadas (B).

Espinhal de fundo (demersal)

Para o espinhal de fundo, a frota é de 140 embarcações, foram contabilizados 3.038 cruzeiros de pesca. A tripulação é composta por 8 pescadores, o espinhal contém de 1.500 a 2.000 anzóis, lançado 2 vezes\dia, um lance as 5:30 da manhã e outro 12h, tendo embarcações que lançam 1 vez\dia, sendo um lance a noite e recolhem pela manhã com emprego de automação. As espécies dominantes são a mistura, representada por diversos peixes ósseos de baixo valor comercial, namorado (*Pseudopercis numida*) com 40% e batata (*Lopholatilus villarii*) com 18%. As espécies secundárias são o congro rosa (*Conger orbignyanus*) 12%, dourado (*Coryphaena hippurus*) com 10%, o olho de cão (*Priacanthus arenatus*) com 10%, badejo (*Mycteroptera* sp) 10% (Figura 4).

Linha de fundo (pargueria)

Para linha de fundo, ou pargueira, como é conhecida localmente, a frota é de 160 embarcações, foram contabilizando 2.020 cruzeiros de pesca. A tripulação é composta por 6 pescadores, com capacidade de fazer 2 lances\hora. Esta arte apresenta 40 anzóis\linha em média e opera entre 50\100 metros de profundidade pescando do amanhecer ao entardecer. As espécies dominantes são o namorado (*Pseudopercis numida*) 28% e olho de cão (*Priacanthus arenatus*) com 27%. As espécies secundárias são o dourado (*Coryphaena hippurus*) 15%, pargo (*Pagrus pagrus*) 9%, batata (*Lopholatilus villarii*) 9%, congro-rosa (*Conger orbignyanus*) 7% e cherne (*Epinephelus niveatus*) 5% (Figura 5).

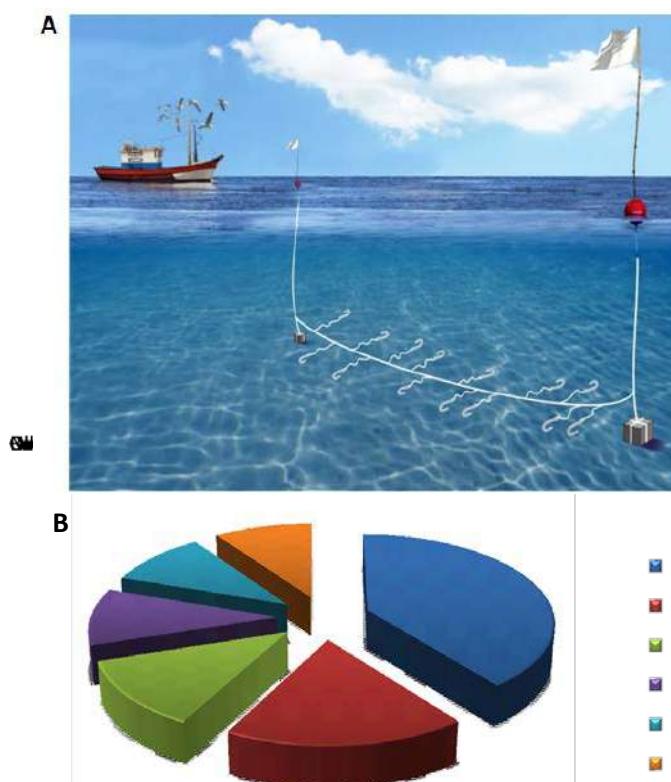


Figura 4. Representação esquemática do espinhal de fundo (A) e abundância relativa (%) das espécies capturadas (B).

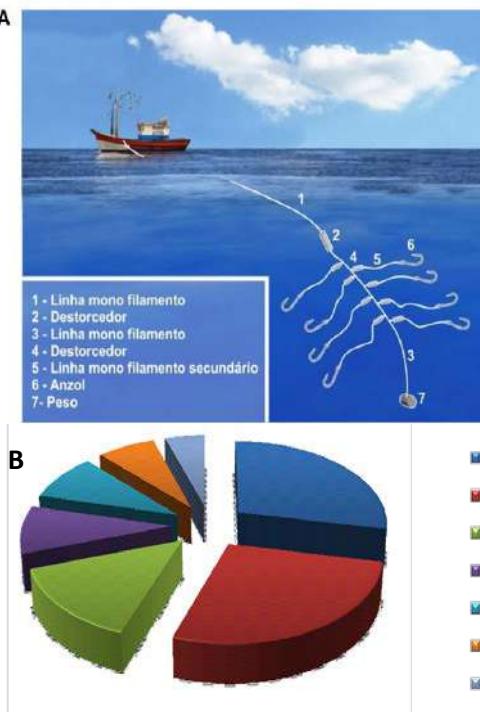


Figura 5. Representação esquemática da linha de fundo (A) e abundância relativa (%) das espécies capturadas (B).

Linha de mão

Para a linha de mão ou linha na caída, como é conhecida localmente, a frota é de 294 embarcações, foram contabilizando 2799 cruzeiros de pesca. A tripulação é composta de 6 pescadores, com capacidade de fazer 10 lances\hora\pescador. Esta arte apresenta 1 anzol\linha e opera no talude e pós talude da plataforma entre 20 e 50 metros de profundidade do amanhecer ao entardecer. As espécies dominantes são o atum de galha amarela (*Thunnus albacares*) com 58% e dourado (*Coryphaena hippurus*) com 31%. As espécies secundárias são o bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*) com 4%, vaquara (*Thunnus atlanticus*) com 4%, cavala wahoo (*Acanthocybium solandri*) com 2% e o atum de olho grande (*Thunnus obesus*) com 1% (Figura 6).

Armadilha de covo

Para a armadilha de covo, a frota é de 53 embarcações, foram contabilizados 849 cruzeiros de pesca. A tripulação é composta por 6 pescadores que operam 12 armadilhas de covo, lançados durante o dia individualmente afastados um do outro por aproximadamente 500 metros e ligados a superfície por cabo e bóia com bandeirola de sinalização, recolhidos e lançados de 4 em 4 horas durante o amanhecer ao entardecer sem emprego de automação. A espécie dominante é o pargo (*Pagrus pagrus*) com 79% das capturas. As espécies secundárias são o namorado (*Pseudopercis numida*) com 10%, cherne (*Epinephelus niveatus*) com 5%, batata pedra (*Caulolatilus chrysops*) com 2%, michole (*Diplectrum formosum*) com 2% e badejo (*Mycteroperca* sp) com 2% (Figura 7).

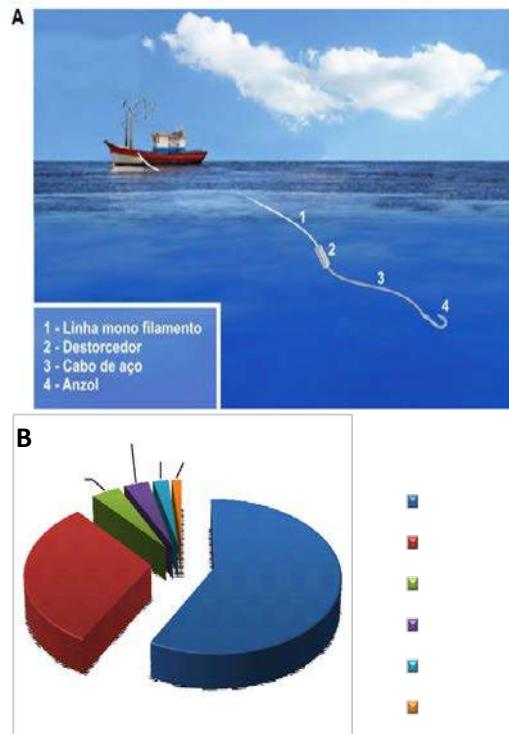


Figura 6. Representação esquemática da linha de mão (A) e abundância relativa (%) das espécies capturadas (B).

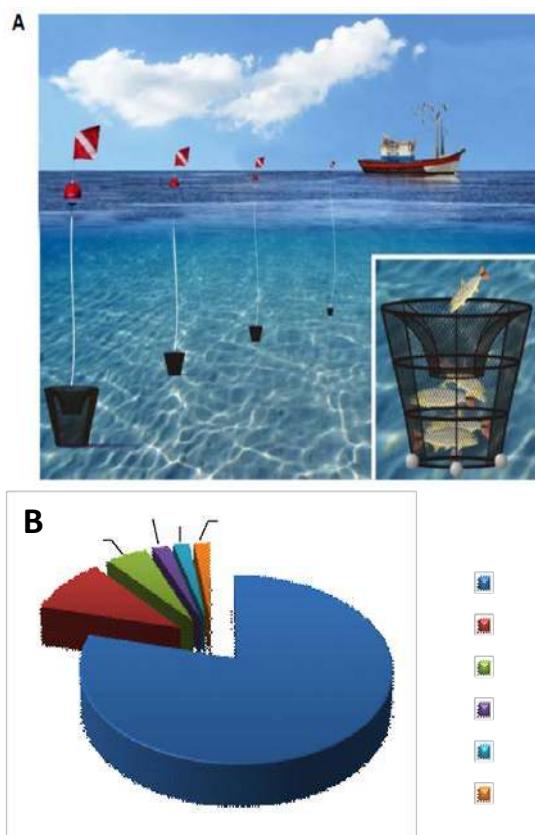


Figura 7. Representação esquemática da armadilha de covo (A) e abundância relativa (%) das espécies capturadas (B).

Rede de cerco

Para a rede de cerco a frota é representada por 55 embarcações, contabilizando 622 cruzeiros de pesca. A tribulação varia de 6 a 8 pescadores. É uma arte de pesca envolvente montada sobre cabos na sua parte superior com flutuadores e parte inferior com lastros. A rede é estivada no bordo inferior do convés, a aproximação do cardume é feita por bombordo, efetuando-se o cerco com o leme a bombordo após o lançamento do bote de auxílio, que no fechamento final do cerco, passa um cabo para bordo da embarcação, quando se inicia o recolhimento da rede manualmente. A pescaria acontece durante a noite sendo realizados de 1 a 4 lances por período de 12 horas. As espécies dominantes são a sardinha (*Sardinella brasiliensis*) 52% e cavalinha (*Scomber colias*) 33%. As espécies secundárias são o bonito pintado (*Katsuwonus pelamis*) com 7%, xerelete (*Caranx cryos*) 5% e gordinho (*Peprilus paru*) 3% (Figura 8).

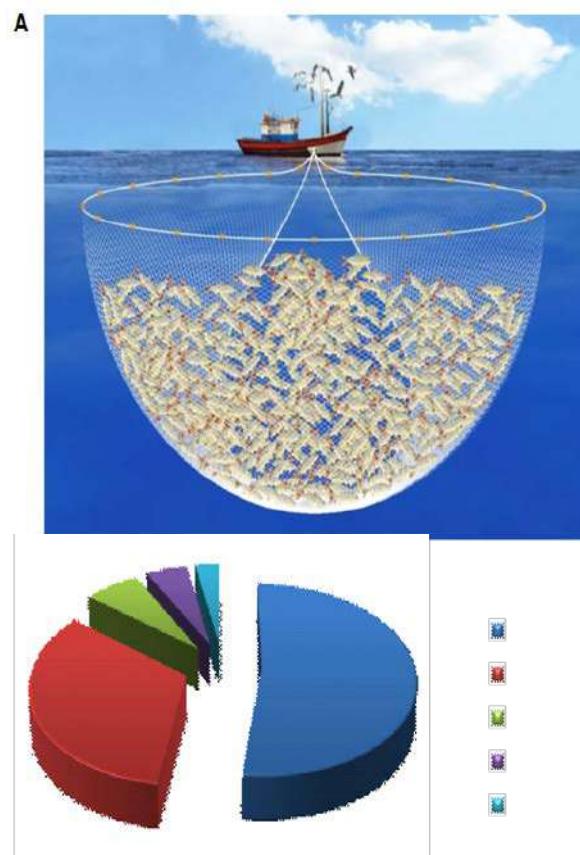


Figura 8. Representação esquemática da rede de cerco (A) e abundância relativa (%) das espécies capturadas (B).

Dados de Captura e Esforço

Esta análise foi feita com base nos dados estatísticos da pescaria, com as especificações da embarcação, do cruzeiro de pesca, do tipo de petrecho, da tripulação, da área de pesca, e do das capturas, como o inventário das espécies principais, secundárias e acompanhantes.

A produção total registrada para o período de 2003 a 2020 (Figura 9) apresenta valores mais elevados para os anos de 2005 a 2010. A variação da captura mensal para o período de janeiro a dezembro de 2019, obtida através das entrevistas realizadas, mostra que os valores mensais oscilam entre 20 t e 40 t, à exceção do mês de outubro, quando a produção foi de pouco mais de 70 t (Figura 10). A avaliação sobre uso dos diferentes métodos de captura mostra que o espinhel de fundo (26%), a linha de mão (23%), o espinhel de superfície (19%) e a linha de fundo (17%) são os mais empregados nas

pescarias (Figura 11). A partir da avaliação das capturas por espécie, observou-se que as duas principais espécies com valores bem acima das demais são, por ordem de importância, o dourado e albacora laje (Figura 12).

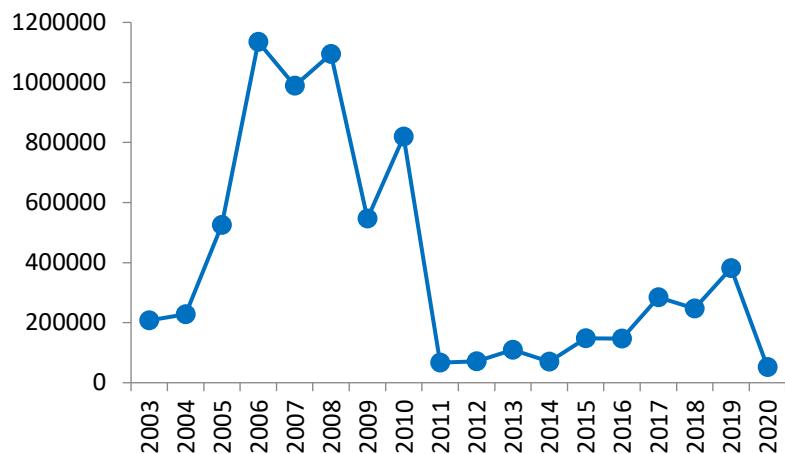


Figura 9. Produção (Kg) da Frota de Pequeno Porte, de Cabo Frio – RJ (2003-2020).

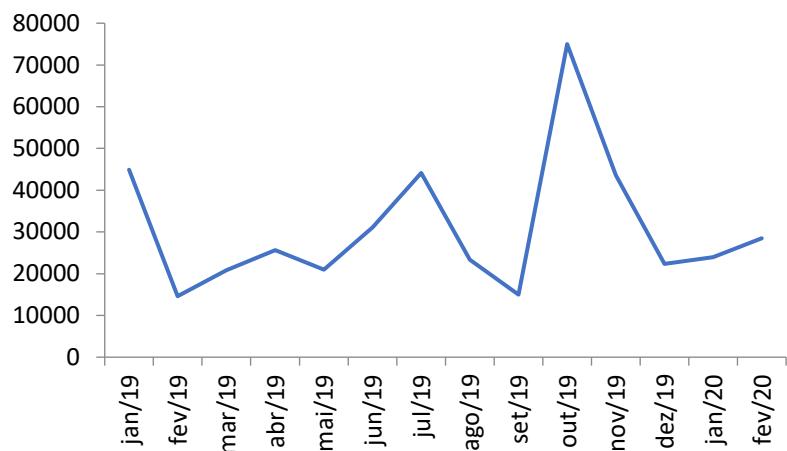


Figura 10. Produção (quilogramas) da Frota de Pequeno Porte, de Cabo Frio – RJ (janeiro/2019 a fevereiro/2020).

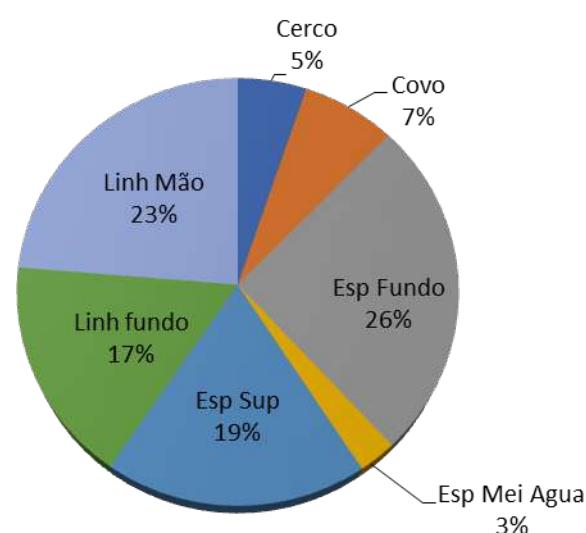


Figura 11. Porcentagem de participação dos petrechos de pesca, da Frota de Pequeno Porte, de Cabo Frio – RJ (2003-2020).

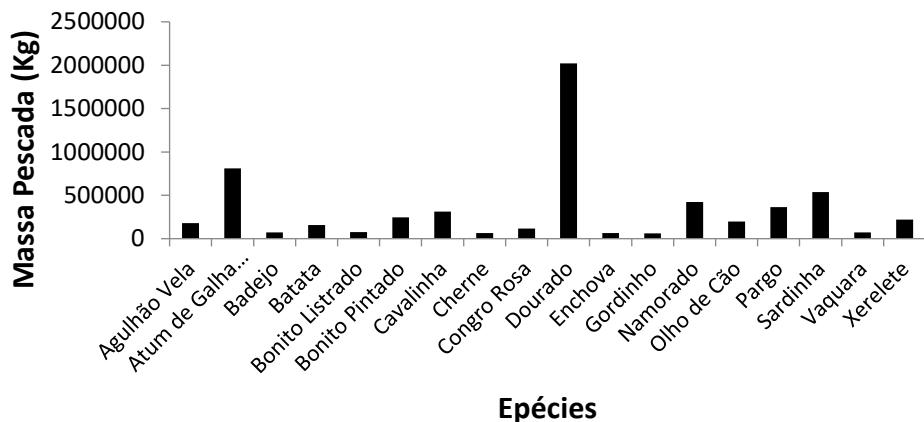


Figura 12. Distribuição das principais espécies capturadas (peso) pela Frota de Pequeno Porte, de Cabo Frio – RJ (2003-2020).

4. Conclusões

A pesca multiespecífica que opera aqui avaliada possui grande relevância para a produção pesqueira do estado e na geração de emprego e renda.

Foi possível evidenciar a expansão da frota e a busca constante do melhoramento dos processos de captura. Esta evolução tecnológica, caracterizada pela versatilidade do uso de petrechos, impulsionada pela necessidade de adaptação e criatividade de pescadores e armadores, contribuiu fortemente para a resiliência, o progresso e a elevada produtividade dessa frota. Sua característica principal de “pesca combinada” de petrechos pode ser definida como ímpar no cenário nacional e principal característica desta frota genuinamente brasileira. Isso permite que a frota explore uma diversificada gama de espécies em diversos ambientes, seja na superfície, meia água e fundo, quer sobre a plataforma continental, talude continental ou ainda em zonas francamente oceânicas. Por outro lado, essa versatilidade, combinada com o elevado esforço de pesca dessa frota, também resulta em complexos desafios de manejo e ordenamento (Bugoni et al. 2008; Marques et al. 2017).

Um dos maiores desafios de manejo para essa frota é a elevada captura incidental de aves em pescarias de espinhel de fundo, espinhel de meia água, espinhel de superfície para dourado e linha de mão (Bugoni et al. 2008; Marques et al. 2017; Gianuca et al. 2019; Silva-Costa et al. 2020), e de tartarugas peixes de bico em pescarias de espinhel de superfície para dourado e espinhel de meia água (Bugoni et al. 2008). Diversas medidas de mitigação da captura incidental de aves marinhas podem ser aplicadas, incluindo realizar a pesca durante noite, adicionar peso ao petrecho de pesca e utilizar a linha espanta pássaro (toriline), no caso dos espinheiros (ACAP, 2017, 2019). Da mesma forma, existem procedimentos para o manuseio de tartarugas, peixes-de-bico e aves capturadas vivas que aumentam tanto as chances de sobrevivência dos animais após a sutura quanto à segurança da tripulação durante o manuseio (ACAP, 2013; Zollett & Swimmer 2019). Portanto, extensas pesquisas precisam ser realizadas a bordo para, junto com o setor pesqueiro, avaliar a viabilidade prática das medidas de mitigação bem como seus efeitos na captura incidental de aves marinhas e na produção pesqueira.

Entretanto, devido ao tamanho reduzido das embarcações, a falta de espaço para observadores de bordo representa um fator limitante à realização de estudos embarcados na frota multiespecífica do sudeste do Brasil. Neste sentido, projetos abrangentes e duradouros de conscientização sobre os impactos das capturas incidentais voltados aos pescadores, incluindo treinamento e distribuição de manuais sobre a retirada de anzóis e manuseio de aves e tartarugas, representam alternativas que podem contribuir para a disseminação de práticas que reduzem o impacto das capturas incidentais sobre estas espécies.

Além disso, é importante ressaltar a necessidade de se ter maior dessa pescaria no que se refere às capturas de espécies de atuns e afins que possuem quotas estabelecidas pela ICCAT para o Brasil, a exemplo da albacora bandolim e do espadarte, cujos estoques estão em situação crítica de biomassa, como também é o caso dos agulhões branco e negro.

Por esta razão, é preciso que seja realizado o monitoramento constante dessa e de outras pescarias que capturam atuns e afins a nível nacional, permitindo assim a geração de informações capazes de subsidiar a gestão sustentável da pesca e conservação das espécies explotadas.

Eixo C - Avaliação de estoques

Linha de pesquisa: Compilação de informações para banco de dados

Atividade: Revisão e sistematização dos dados dos pequenos tunídeos no Brasil para fins de avaliação dos estoques

Pesquisadores envolvidos: Flavia Lucena-Frédou, Thierry Frédou, Andrey Soares, Catarina Cardoso, Vitória dos Santos, Matheus Lourenço

1. Introdução

Os dados disponíveis para se proceder a análise da evolução das pescarias e capturas de pequenos tunídeos são escassos no Brasil, dificultando a realização de avaliação dos estoques das diferentes espécies deste grupo. Desde 2008/2009, com a suspensão do Sistema de Geração de Dados Estatísticos da Pesca (ESTATPESCA), concebido e desenvolvido em 1990 pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), a falta de um programa de governo voltado para a coleta de dados da estatística pesqueira é um problema grave que persiste até os dias de hoje. As lacunas de informações de capturas só existem ao longo do litoral entre os estados de Santa Catarina e Rio de Janeiro, onde foi implementado (desde 2008), o projeto de monitoramento da atividade pesqueira (PMAP) como medida de controle voltada para a avaliação dos impactos sobre a pesca e localidades pesqueiras nas áreas de influência das atividades de exploração e produção da Petrobras na Bacia de Santos (<https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/programa-ambiental/projeto-de-monitoramento-da-atividade-pesqueira-pmap.html>). No restante do litoral brasileiro há uma enorme lacuna temporal de dados das pescarias, a qual é precariamente preenchida quando do desenvolvimento de pesquisas sobre recursos pesqueiros, que geram dados durante seus períodos de execução.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi de efetuar um amplo levantamento de dados das pescarias de diferentes espécies de pequenos tunídeos no Brasil, visando à formação e sistematização de uma base de dados capaz de subsidiar a avaliação dos estoques.

2. Metodologia

Os dados de captura foram obtidos para 5 espécies pertencentes ao grupo dos pequenos tunídeos, sendo elas: *Scomberomorus brasiliensis* (Serra - BRS), *Scomberomorus cavalla* (Cavala - KGM), *Acanthocybium solandri* (Wahoo - WAH), *Coryphaena hippurus* (Dourado - DOL) e *Sarda sarda* (Bonito - BON). Os dados foram provenientes das seguintes fontes (Tabela 1):

Boletins oficiais da pesca no Brasil, de 1962 a 1991 e de 1996 a 2011.

Especificamente para o WAH, as informações foram provenientes de dados da pescaria no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, de 1998 a 2018, e não representam a captura total para o período.

Dados de comprimento furcal (CF) foram obtidos para 8 espécies pertencentes ao grupo dos pequenos tunídeos, sendo elas: *Scomberomorus brasiliensis* (Serra), *Scomberomorus cavalla* (Cavala), *Acanthocybium solandri* (Cavala Wahoo), *Coryphaena hippurus* (Dourado), *Thunnus atlanticus* (Albacorinha - BLF), *Auxis thazard* (Bonito-cachorro - FRI), *Scomberomorus regalis* (Cavala branca - CER) e *Euthynnus alletteratus* (Bonito pintado - LTA) (Tabela 1). Informações sobre distribuição de frequência de comprimento, amplitude e média foram obtidos para cada espécie e as fontes dessas informações foram:

Bancos de dados dos Scores Norte e Nordeste do Programa REVIZEE (Avaliação do Potencial Sustentável da Zona Econômica Exclusiva do Brasil), de 1998 a 2000.

BNDA (Banco Nacional de Dados da Pesca de Atuns e afins no Brasil), de 2009 a 2012.

Programa de observador de bordo do PROTUNA, de 2018 a 2019.

Expedições de marcação de atuns no Arquipélago de Fernando de Noronha, no ano de 2019.

Tabela 1. Resumo dos dados obtidos para cada espécie.

Espécies	Dados de comprimento	Dados de captura
BLF	(1998-1999)	----
BON	----	(1962 a 2007 – Estatísticas oficiais, 2008 a 2011 - dados reconstruídos)
BRS	(1998-1999)	(1962 a 2007 – Estatísticas oficiais, 2008 a 2011 - dados reconstruídos)
CER	(1998-1999)	----
DOL	(1998-1999; 2009-2012; 2018 -2020)	(1962 a 2007 – Estatísticas oficiais, 2008 a 2011 - dados reconstruídos)
FRI	(1999)	----
KGM	(1998-1999, 2019)	(1962 a 2007 – Estatísticas oficiais, 2008 a 2011 - dados reconstruídos)
LTA	(1999)	----
WAH	(1998-1999; 2009-2012; 2018 -2020)	----

3. Resultados

Os dados de captura e de comprimento furcal (CF) obtidos para cada espécie são apresentados a seguir.

Dourado – Coryphaena hippurus

Para esta espécie, foi registrada a captura média anual e total para o período avaliado, com aproximadamente 4 mil t e 197 mil t respectivamente. O Dourado apresentou menor captura no ano de 1962 (868 t) e a maior no ano de 2007 (8.872,5 t) (Figura 1).

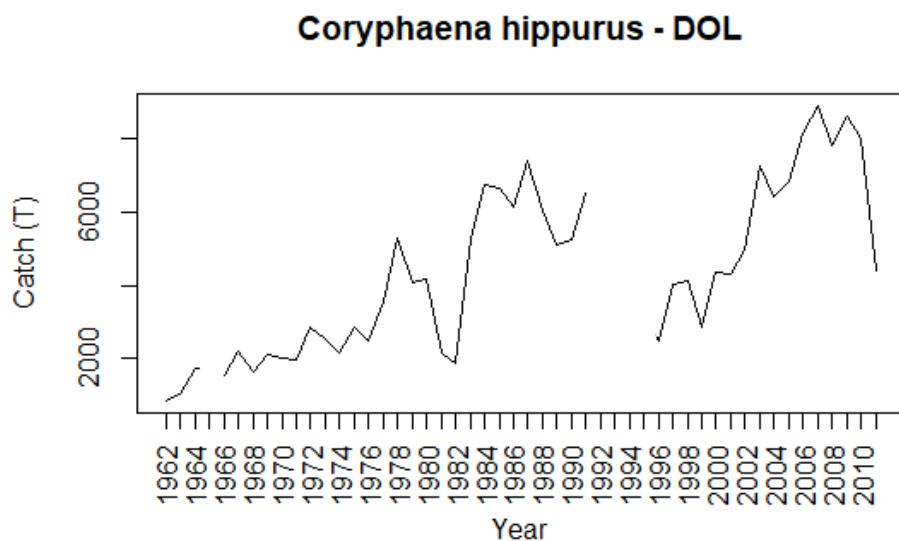


Figura 1. Dados de captura temporal do *Coryphaena hippurus*.

Um total de 2.568 indivíduos foram medidos, com comprimento furcal que variou de 9,3 a 190,0 cm, com média de 95,2 cm, sendo a classe de 85 a 90 cm, a mais representativa (Figura 2). Considerando por período, entre 1998-1999, 2009-2012 e 2018-2020, as classes mais representativas foram respectivamente; 85 a 90 cm (8,7%), 105 a 110 cm (12,2%) e 90 a 95 cm (31,6%) (Figura 3).

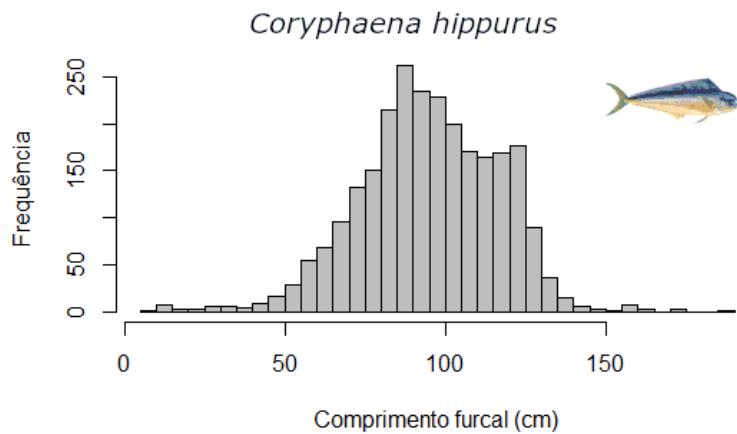


Figura 2. Histograma de classes de comprimento do *Coryphaena hippurus*.

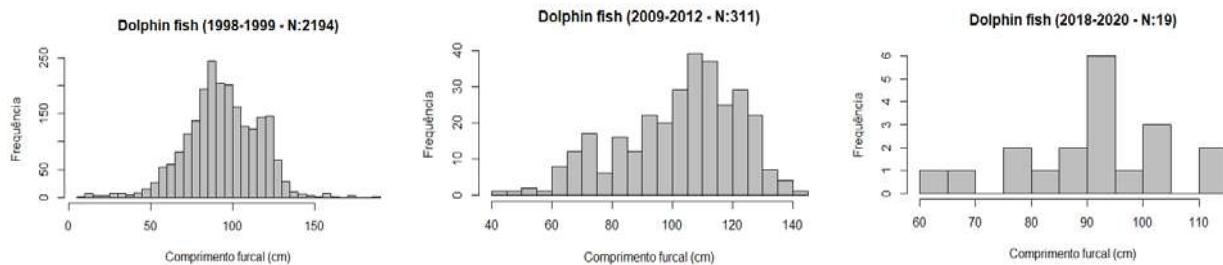


Figura 3. Histogramas de classes de comprimento do *Coryphaena hippurus* para diferentes períodos.

Wahoo – Acanthocybium solandri

O comprimento de 1119 indivíduos da cavala wahoo foram analisados. Os indivíduos apresentaram amplitude de 10,7 a 200,6 cm e média de 123,5 cm. A classe de comprimento com a maior representatividade foi a de 120 a 125 cm, com 11,2% (125) (Figura 4). Em relação aos períodos de 1998-1999, 2009-2012 e 2018-2020 as classes mais representativas foram respectivamente; 110 a 115 cm (9,8%), 120 a 125 cm (13,5%) e 115 a 120 cm (21,6%) (Figura 5).

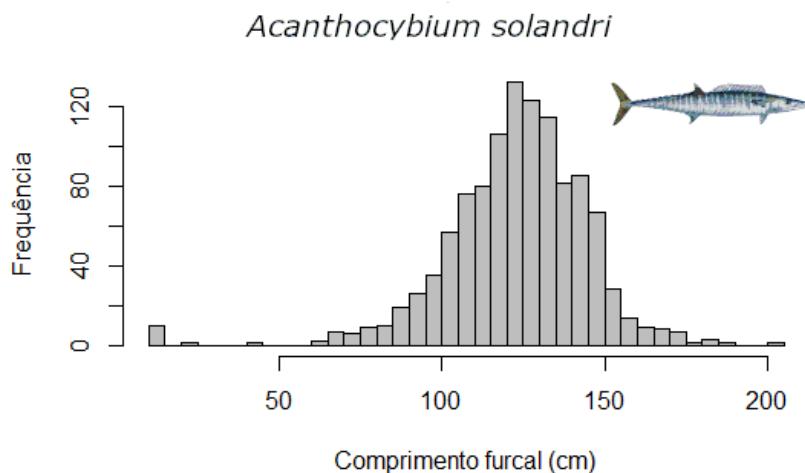


Figura 4. Histograma de classes de comprimento do *Acanthocybium solandri*

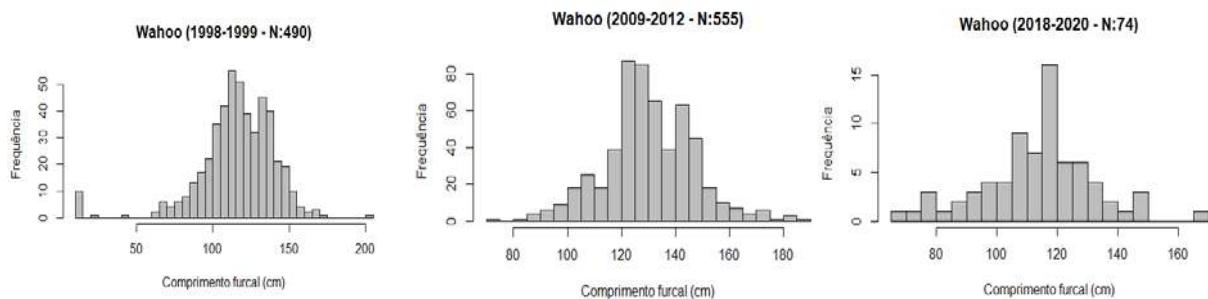


Figura 5. Histogramas de classes de comprimento do *Acanthocybium solandri* para diferentes períodos.

Cavala – Scomberomorus cavalla

A cavala (KGM) apresentou uma média de captura de cerca de 2,8 t e total de 127 mil t. Ao longo dos anos sua menor captura se deu em 1981 (753 t) e a maior em 2005 (5.073 t) (Figura 6).

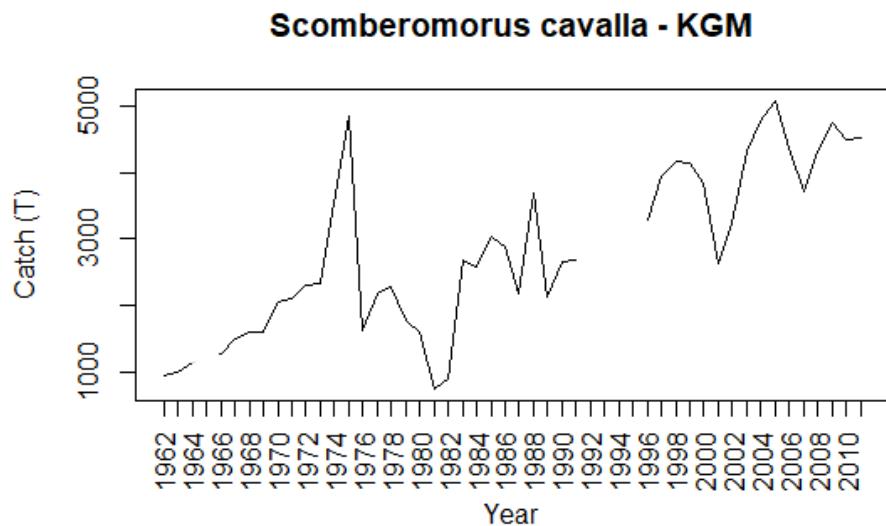


Figura 6. Captura temporal da *Scomberomorus cavalla*.

Foram analisados comprimentos de 2.453 indivíduos da cavala, que variaram de 8,5 a 175,0 cm, com média de 78,4 cm. A classe mais representativa da cavala foi de 70 a 75 cm com 14,5% dos indivíduos (Figura 7). Para o período de 1998-1999, e 2019 as classes mais representativas foram, respectivamente, 70 a 75 cm (14,7%) e 120 a 125 cm (25%) (Figura 8).

Scomberomorus cavalla

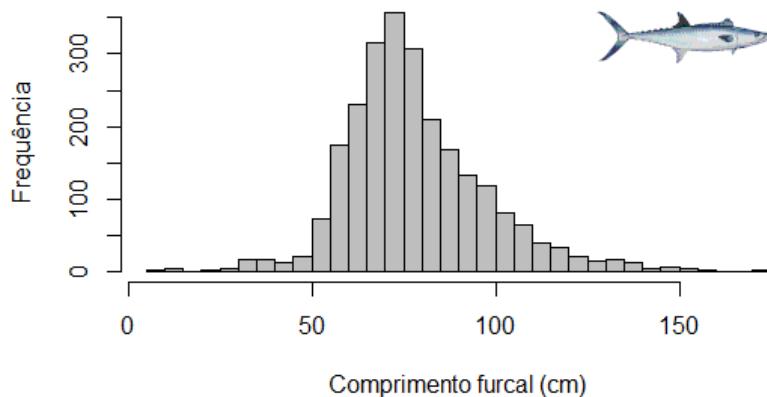


Figura 7. Histograma de classes de comprimento da *Scomberomorus cavalla*.

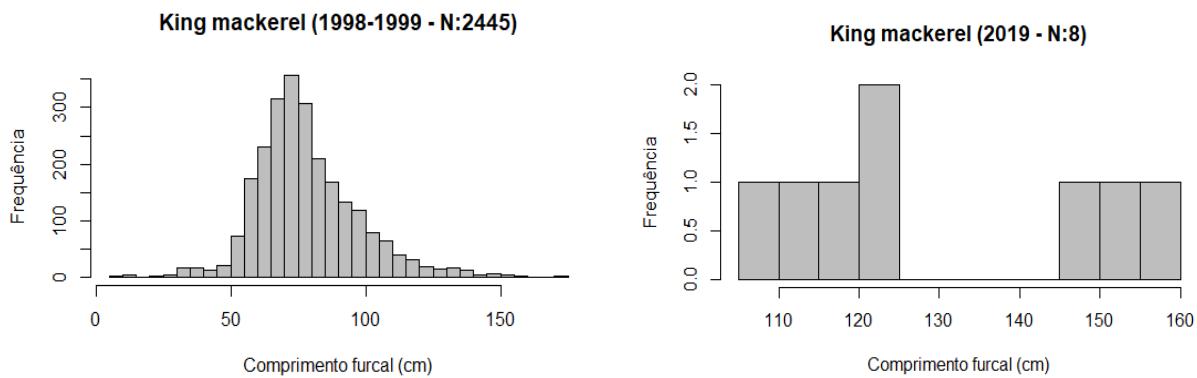


Figura 8. Histogramas de classes de comprimento da *Scomberomorus cavalla* para diferentes períodos.

Serra - Scomberomurus brasiliensis

Serra (BRS) obteve maior média de captura entre os pequenos tunídeos aqui analisados, acima de 6 mil toneladas, e maior captura no total, acima de 280 mil t ao longo de 44 anos de dados históricos em todo o Brasil. Considerando a série temporal de dados, a menor captura da serra foi obtida em 1981 (1.641 t) e a maior no ano de 2002 (16.722,5 t) (Figura 9).

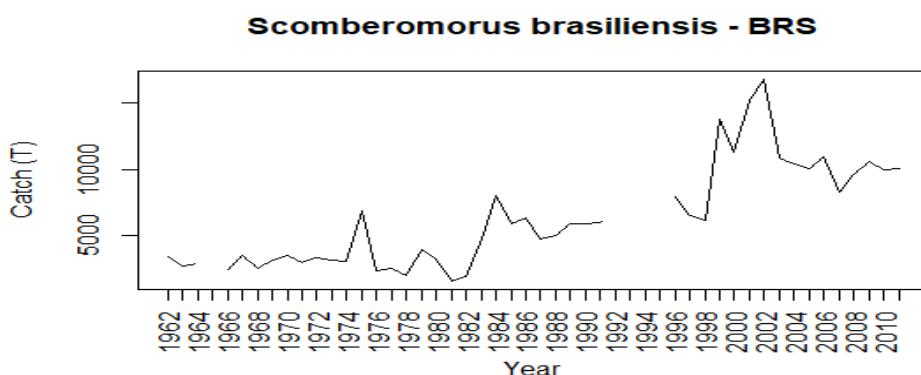


Figura 9. Captura temporal da serra, *Scomberomurus brasiliensis*.

Foram analisados comprimentos de 2.421 indivíduos, com amplitude variando de 9,1 a 120,0 cm e média de 42,1cm de comprimento furcal. A classe que conteve maior número de indivíduos foi a de 40 a 45 cm com 19,3% (568) (Figura 10).

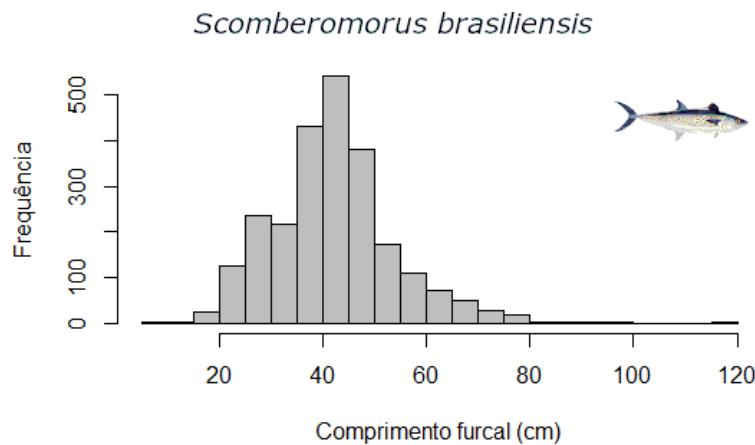


Figura 10. Histograma de classes de comprimento do *Scomberomorus brasiliensis*.

Bonito – Sarda sarda

O Bonito (BON) obteve uma média de captura de aproximadamente 3 mil t, e no total cerca de 136 mil t. Sua menor captura ao longo dos foi em 1963 (255 t) e a maior em 1989 (13.846 t) (Figura 11).

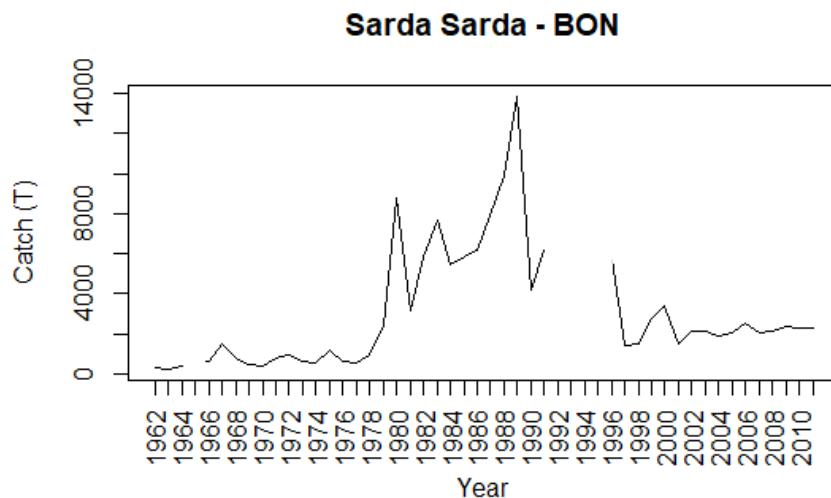


Figura 11. Captura temporal da *Sarda sarda*.

Albacorinha – Thunnus atlanticus

Foram analisados comprimentos furcais de 980 indivíduos, sendo o menor medindo 30,3 cm e o maior 187,0 cm, com média de 63,5 cm. A classe de comprimento mais representativa foi de 65 a 70 cm, com 24,5% (240) (Figura 12).

Thunnus atlanticus

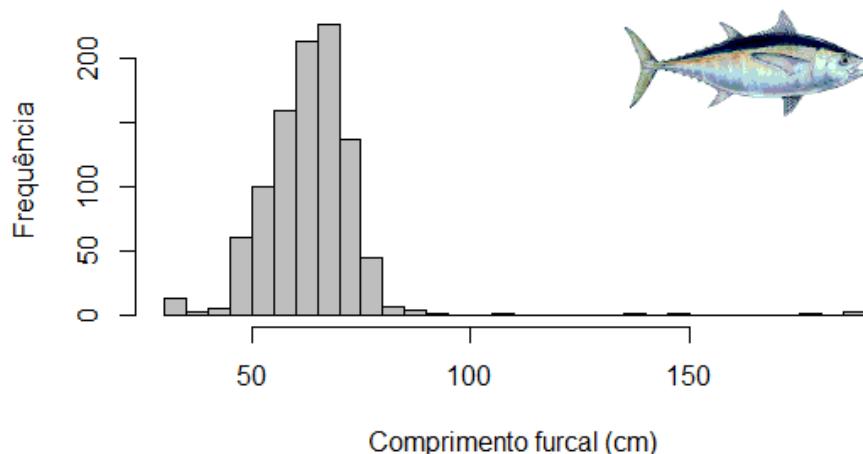


Figura 12. Histograma de classes de comprimento do *Thunnus atlanticus*.

Bonito-pintado – *Euthynnus alleteratus*

Foram obtidos os cumprimentos de 479 indivíduos que variaram de 19,2 a 90,5 cm com média de 44,3 cm; 30,9 % (148) do total de indivíduos estavam contidos na classe de comprimento de 35 a 40 cm, sendo a mais representativa para esta espécie (Figura 13).

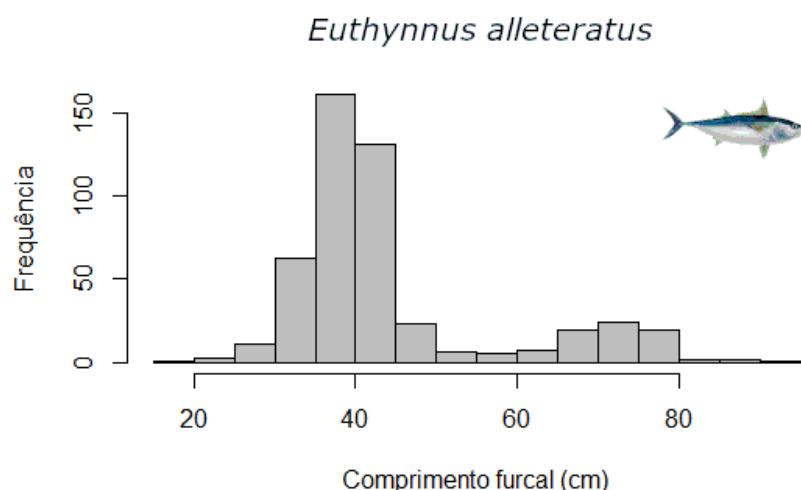


Figura 13. Histograma de classes de comprimento do *Euthynnus alleteratus*.

Cavala-branca – *Scomberomorus regalis*

Foram utilizados comprimento furcal de 153 espécimes de *Scomberomorus regalis*, com tamanho mínimo de 35,3 cm e máximo de 126,0 cm, com média de 62,2 cm. A classe de comprimento mais representativa foi a de 60 a 65 cm, contendo 21,6% (33) do total de indivíduos (Figura 14).

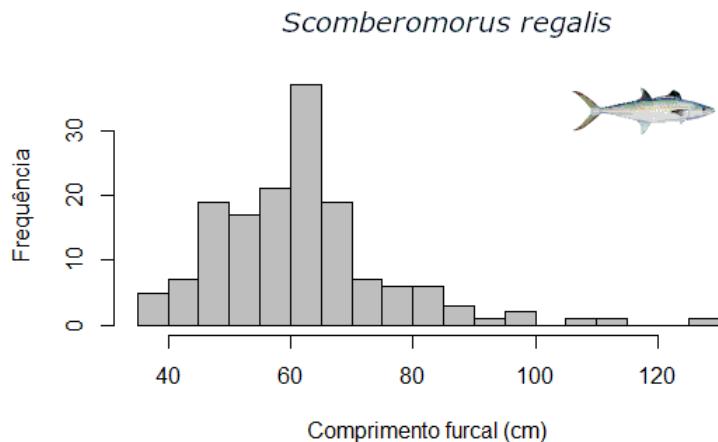


Figura 14. Histograma de classes de comprimento do *Scomberomorus regalis*.

Bonito-cachorro – *Auxis thazard*

Foram obtidos comprimentos de apenas 17 indivíduos de *Auxis thazard*, sendo o tamanho mínimo e máximo respectivamente de 25,5 e 82,0 cm, com uma média de 37,9 cm. Apesar do baixo número de indivíduos, foi possível perceber que a classe de 30 a 35 cm obteve maior número de indivíduos que as demais, 64,7% (11) (Figura 15).

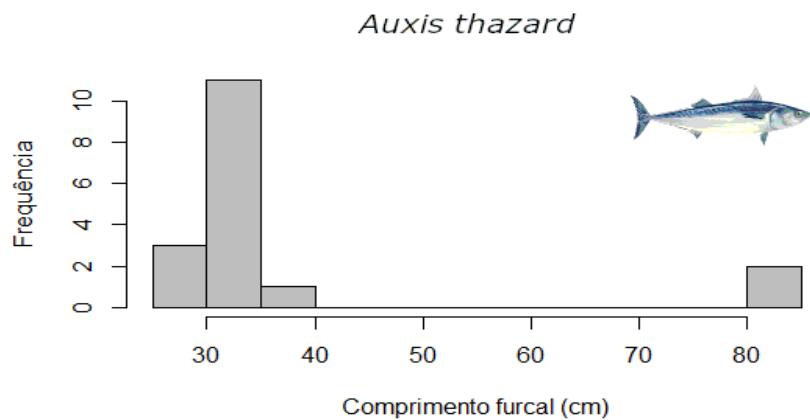


Figura 15. Histograma de classes de comprimento do Bonito-cachorro.

4. Conclusões

Ainda que tenha sido possível coletar e sistematizar em um a base de dados as informações relativas às séries temporais de capturas de tamanhos de algumas espécies de pequenos tunídeos, é imprescindível e urgente a retomada da coleta da estatística pesqueira no país, através da criação de um novo programa de governo com tenha este objetivo. Só assim será possível gerar as informações que são cruciais para que se possa proceder a avaliação dos estoques das diferentes espécies deste grupo e realizar a gestão das pescarias.

Apesar das dificuldades, foi possível compilar muitas informações das espécies de pequenos tunídeos oriundas de diferentes fontes e regiões, tendo esta tarefa aqui realizada alcançado seu objetivo de efetuar um amplo levantamento dessas informações, visando à sistematização de uma base de dados capaz de subsidiar as avaliações dos estoques das diferentes espécies.

Eixo C - Avaliação de estoques

Linha de pesquisa: Avaliação de estoques

Atividade: Avaliação dos estoques de pequenos atuns com métodos para casos pobres em dados

Pesquisadores envolvidos: Flavia Lucena-Frédu, Thierry Frédu, Andrey Soares, Catarina Cardoso, Vitória dos Santos, Matheus Lourenço

1. Introdução

Os dados disponíveis para se proceder a análise da evolução das pescarias e capturas de pequenos tunídeos são escassos, dificultando a realização de qualquer avaliação dos estoques das diferentes espécies. Mesmo com o enorme esforço dispendido para revisão e sistematização dos dados das diversas espécies que compõem este grupo, como relatado no tópico anterior, persistem ainda importantes lacunas espaço-temporais e deficiências quali-quantitativas nos dados disponíveis.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi de realizar a avaliação dos estoques de algumas espécies para as quais há informações suficientes que permitam a utilização de modelos de avaliação “pobre em dados”.

2. Metodologia

As espécies

As espécies consideradas foram as classificadas no grupo dos “pequenos atuns” pela ICCAT no Brasil. As espécies são representadas pela albacorinha (*Thunnus atlanticus*) código BLF- *Blackfin tuna*, atum-balha (*Auxis rochei*) código BLT- *Bullet tuna*, bonito cachorro (*A. thazard*) código FRI- *Frigate tuna*, bonito pintado (*Euthynnus alletteratus*) código LTA- *Little tunny*, sarda (*Sarda sarda*) código BON- *Atlantic bonito*, serras (*Scomberomorus brasiliensis*) código BRS- *Serra spanish mackerel* e (*S. regalis*) código CER- *Cero mackerel*. Cavala (*S. cavalla*), código KGM- *King mackerel* e cavala empinge (*Acanthocybium solandri*) código WAH- *Wahoo*. Além dessas o dourado (*Coryphaena hippurus*), código DOL- *Dolphin fish*, também foi avaliado.

Os dados

As informações de capturas foram obtidas das estatísticas pesqueiras divulgadas pela ICCAT (1950-2020), disponível em: <https://www.iccat.int/en/accesingdb.html>. Além disso, também foram utilizadas informações de capturas reconstruídas por outros autores (1950-2015) (Freire et al., 2021). As informações de comprimento advêm de uma compilação de dados disponibilizada pela ICCAT (1975-2020), disponível em: <https://www.iccat.int/en/accesingdb.html>. Foram utilizadas informações históricas do Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva - REVIZEE (1998-2000, Scores Norte e Nordeste), Banco Nacional de Dados da Pesca de Atuns e Afins – BNDA (2006-2012), derivadas do programa nacional de observadores (2005-2011), dados da frota pesqueira da Areia Branca (2011-2012 e 2019-2020) informações obtidas pelo “Programa de Monitoramento de Desembarque Pesqueiro (PMDP)” e por fim, foram extraídos comprimentos médios praticados nas pescarias advindos de literatura já publicada.

Variáveis ambientais

Para reconstrução das capturas e dos comprimentos foram necessárias diversas informações para incorporação nos modelos. Dentre elas estão as variáveis ambientais acerca da concentração de Clorofila-a na superfície oceânica (2002-2022), disponível em: <https://www.nvnl.noaa.gov/StoryMaps/DITC/ENSO/getdata.html>, Temperatura Superficial do Mar-TSM (1950-2022), disponível em: <https://psl.noaa.gov/data/gridded/data.noaa.oisst.v2.highres.html>, ambas disponibilizadas gratuitamente por instituição governamental (*National Oceanic and Atmospheric Administration- NOAA*). Também foram extraídas informações demográficas acerca do crescimento populacional do Brasil (1950-2022), quantidade de pescadores registrados ao longo do tempo (1950-2022), demanda e consumo de pescado (1960-2004) presentes em boletins estatísticos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- IBGE (disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo?id=720&view=detalhes>).

Informações da história de vida das espécies

Para auxiliar os modelos de avaliação de estoques, foram necessários alguns parâmetros de história de vida das espécies. Os parâmetros de crescimento foram a assíntota do modelo de crescimento de von Bertalanffy (L_∞), que é uma aproximação do comprimento médio dos indivíduos mais velhos, no qual os incrementos de tamanho passam a ser ínfimos e o coeficiente de crescimento (k), que mede a velocidade com que o indivíduo atinge o L_∞ . O parâmetro de seletividade será o comprimento de primeira captura (L_c), que corresponde ao tamanho para o qual há uma probabilidade de 0,5 de retenção no aparelho de pesca se houver contato com ele. O parâmetro de mortalidade será a mortalidade natural (M), que é um coeficiente que permite estimar a fração da abundância que é perdida por causas naturais (e.g. Predação, doenças). A maturidade será representada pelo comprimento de primeira maturação (L_{50}), que corresponde ao comprimento médio em que cerca de 50% dos exemplares estariam aptos a reproduzir. Todos esses foram extraídos de bases de dados compilados de pequenos atuns da região sudoeste do Atlântico do projeto PROTUNA (Frédou et al., 2021).

Reconstruções

O objetivo das reconstruções foi estimar composições de comprimento acerca das pescarias de pequenos atuns para os anos nos quais essas informações não estiveram disponíveis. Para realizar tal tarefa, as variáveis explicativas (ambientais, populacionais e pesqueiras) foram incorporadas em conjunto com as variáveis resposta (captura e comprimento) em modelos estatísticos para gerar previsões de capturas e comprimentos para as diversas espécies de pequenos tunídeos. Foi contabilizado o efeito do aumento da temperatura superficial nas espécies pelágicas de pequenos atuns, já que a temperatura pode como limitador térmico para ocorrência dessas espécies ao longo dos anos e também modificar a produtividade primária, além de causar alterações fisiológicas nos organismos. As variáveis populacionais (Consumo de pescado e número de pescadores) foram utilizadas como um indicativo de aumento ou diminuição da pressão pesqueira sobre esses recursos ao longo do tempo. Com isso, foi possível gerar previsões que retratem os efeitos da pressão causada pelo homem e das variações ambientais ao longo do tempo e que sejam mais confiáveis para a posterior avaliação do estado das pescarias.

As variáveis explicativas utilizadas apresentam intervalos temporais distintos e algumas lacunas de informações. Portanto, antes de serem incorporadas nos modelos elas foram corrigidas utilizando redes neurais artificiais através de funções de aproximação para cada variável em relação ao tempo. Isso foi feito com objetivo de preencher os dados para todo o intervalo temporal considerado (1950-2022), o qual representa o alcance temporal máximo das informações descritas na seção “Dados”.

O modelo preditivo utilizado para realizar as reconstruções foram as redes neurais artificiais (*Artificial Neural Networks- ANN*), que foram idealizadas a partir dos trabalhos de McCulloch e Pitts (1943) e podem ser descritas como $Y = f(\sum_{i=1}^n x_i w_i + b)$, na qual o “w” representa uma matriz de pesos, o “x” representa o vetor de ativações de entrada, o “b” um vetor de vieses dos neurônios e o “f” uma função de ativação aplicada a soma ponderada do vetor de entrada.

Seleção dos estoques

As espécies de pequenos tunídeos são essencialmente costeiras e não realizam grandes migrações, dessa forma, estudos que consideraram marcadores genéticos indicaram que as populações do Brasil se diferenciam de outras no atlântico (Saxton, 2009, Viñas et al. 2010), o que pode indicar certo grau de isolamento dessas populações ao longo da costa e semelhanças genéticas entre os indivíduos. Portanto, foi considerado um estoque unitário de cada espécie de pequeno atum para todo o Brasil.

Avaliação dos estoques

As informações reconstruídas foram utilizadas para avaliar o estado em que se encontram as pescarias de pequenos tunídeos no Brasil. Isso foi feito a partir de dois modelos. O primeiro foi o modelo CMSY (Froese et al., 2017), o qual se utiliza de uma série de capturas, distribuições prévias acerca

da taxa intrínseca de crescimento populacional “r” e capacidade de suporte “K” para propiciar o cálculo de trajetórias de biomassa utilizando o modelo de excedente de produção de Schaefer (1954). Também são assumidos inicialmente distribuições para a depleção da biomassa para o início e o fim da série, como sendo uma fração da capacidade de suporte (B/k). Os pares de “r” e “K” que geraram trajetórias de biomassa que maximizaram as densidades de probabilidades com as distribuições à priori para r, K e os níveis de depleção, foram utilizados para calcular a biomassa do estoque e os demais pontos de referência.

Também foi utilizado o estimador Bayesiano de biomassa baseado em comprimento (*length-based Bayesian biomass estimator- LBB*) (Froese et al., 2018), o qual se utiliza do número de sobreviventes por comprimento descrita por Quinn e Deriso (1999) para estimar mortalidades relativas (M/k , F/k e F/M) as quais são utilizadas para o cálculo do Rendimento por Recruta (*Yield per Recruit- Y/R*) (Beverton e Holt, 1966) dividido pela taxa F/M como uma aproximação da biomassa do estoque.

Os modelos descritos anteriormente foram utilizados para estimar o estado em que se encontram as pescarias dos pequenos tunídeos no intuito de auxiliar as políticas de gestão acerca desses recursos. O RMS pode ser utilizado como um limite de rendimento das pescarias a ser respeitado, de forma que ultrapassagens dessa quantidade indicariam sujeições dos estoques à sobrepesca. O $F=M$ pode ser uma aproximação para composições de comprimento que gerariam um esforço pesqueiro que tende a ser sustentável para os estoques. Dessa forma, limites alvos podem ser provados para recuperar estoques que estejam sobre-explorados.

3. Resultados

Reconstruções

A partir dos comprimentos médios observados ao longo do tempo para as pescarias (representados em vermelho na Figura 1) foi possível incorporar essas informações nos modelos e em conjunto com as outras variáveis explicativas para realizar as reconstruções. Destacam-se o *Wahoo* (WAH) e o *Dolphin fish* (DOL), os quais apresentaram 19 e 20 informações de comprimento observado respectivamente para incorporação nos modelos. Em algumas das pescarias o declínio no comprimento médio ao longo do tempo é nítido, como nos casos do *Dolphin fish* (DOL) e *King Mackerel* (KGM) os quais tiveram seus comprimentos médios de capturas reduzidos em cerca de 30% de 1950 até 2021. É válido ressaltar que para o CER- *Cero mackerel A*, FRI- *Frigate tuna* e LTA- *Little tunny* foi encontrada uma menor quantidade de informações, refletindo em menores variações ao longo do tempo foram no comprimento médio dessas pescarias e consequentemente menor confiabilidade das previsões geradas.

A partir dos comprimentos médios foram simuladas distribuições truncadas de frequências de comprimento (Figura 2), nas quais o ponto médio representa a esperança do comprimento médio predito para o ano, o limite inferior como 5% do L_∞ correspondente para a espécie e limite superior de 110% do L_∞ . Na maior parte dos casos no início da série os comprimentos reconstruídos demonstraram estar próximos ao comprimento assintótico das espécies. A partir da década de 1970 as reduções nas medianas dos comprimentos foram se tornando mais intensas, trazendo as frequências para menores tamanhos.

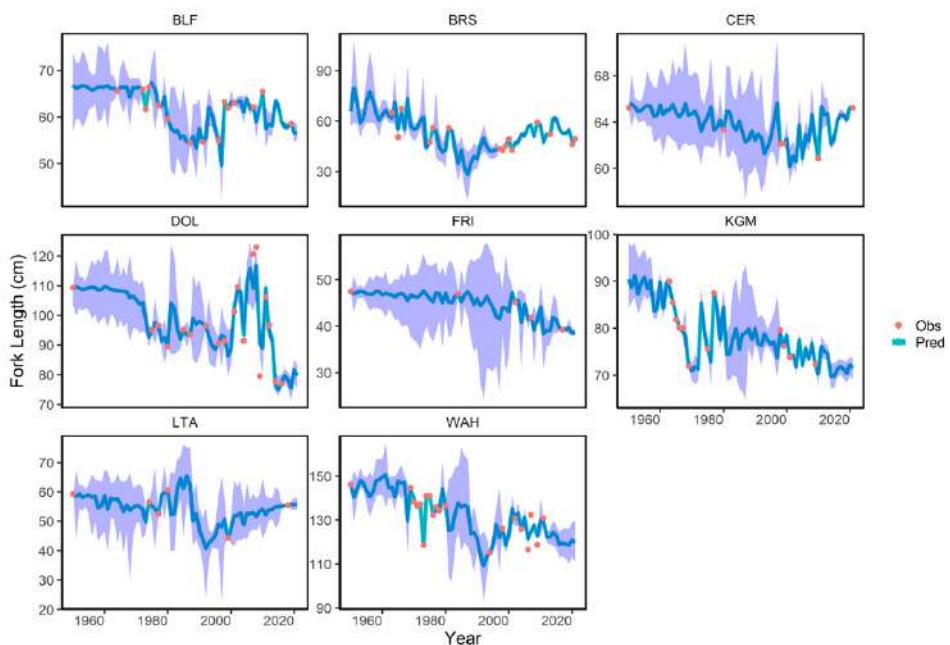


Figura 1. Comprimento médio das capturas reconstruídos ao longo do tempo. Comprimentos médios observados extraídos da ICCAT, BNDA, PROTUNA e publicação de outros autores estão representados em vermelho e os comprimentos reconstruídos pelo modelo com os intervalos que contém 95% das estimativas em azul.

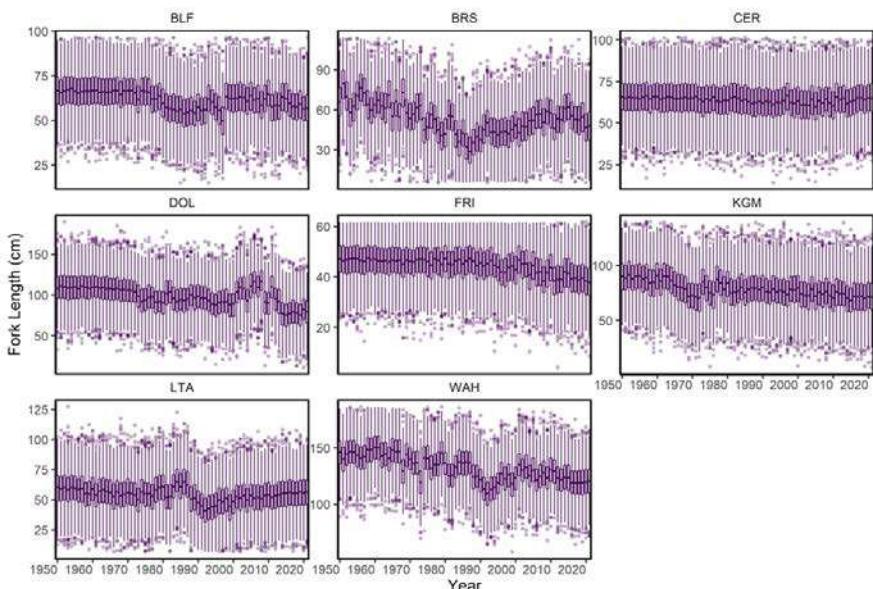


Figura 2. Boxplots representando as frequências de comprimento simuladas para as espécies de pequenos atuns de 1950-2021.

As informações disponíveis acerca das capturas dos pequenos atuns são representadas pelas séries da ICCAT e as advindas das reconstruções de Freire et al. (2021). Nas séries reportadas pela ICCAT apenas as capturas do *Blackfin tuna* (BLF) demonstrou tendência de crescimento ao longo do tempo, as demais demonstraram decrescimento, principalmente após a década de 1980. As exceções ocorreram para o *Bullet tuna* (BLT) e *Cero mackerel* (CER), os quais demonstraram poucas informações ou nenhuma. As reconstruídas, para a maior parte das espécies, demonstraram tendências de crescimento ao longo do tempo, sem demonstrar quedas acentuadas. A exceção ficou por conta do *Frigate tuna* (FRI) e *Little tunny* (LTA) os quais demonstraram decaimentos após a década de 1990. As informações da ICCAT demonstraram ser sub-reportadas e com severas lacunas de informações ao longo do tempo principalmente para o *Bullet tuna* (BLT) e *Cero mackerel* (CER), enquanto que as reconstruídas demonstraram serem as melhores informações disponíveis até o momento (Figura 3).

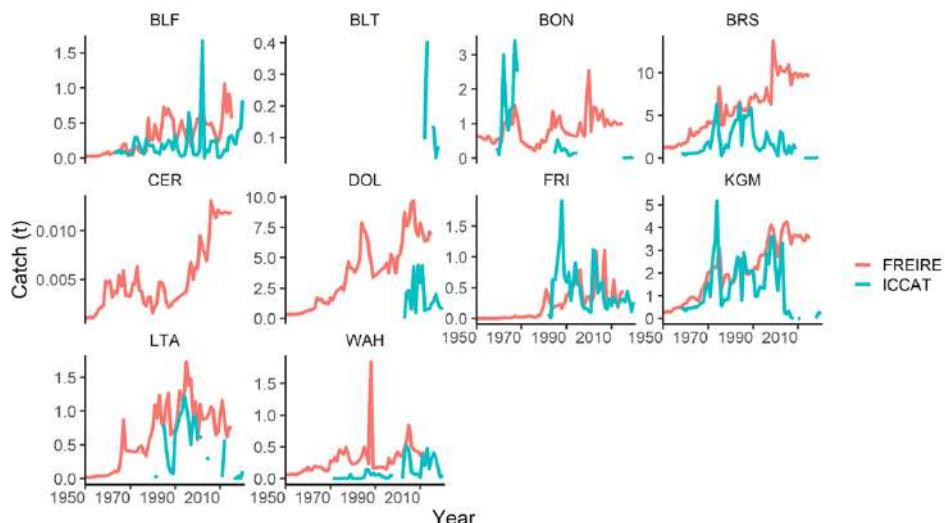


Figura 3. Séries de capturas para os pequenos atuns. As reconstruções advindas de outros autores (Freire et al., 2021) estão representadas em vermelho, informações da base de dados da ICCAT estão representadas em azul.

Avaliação dos estoques (Comprimento)

Com os comprimentos reconstruídos, foi possível notar um aumento expressivo na mortalidade por pesca nas décadas de 1980 e 1990, com destaque para a *Serra Spanish mackerel* (BRS), *Dolphin fish* (DOL) e o *Little tunny* (LTA). Porém, no fim da série, apenas o *Dolphin fish* (DOL) apresenta esta tendência (Figura 4). Considerando a série de biomassa calculada em relação a aproximação da biomassa no rendimento máximo sustentável (Bmsy), a situação ao longo do tempo seria parecida para as espécies citadas anteriormente e, no fim da série, apenas o *Dolphin fish* (DOL) estaria em uma situação mais grave de sobrepesca.

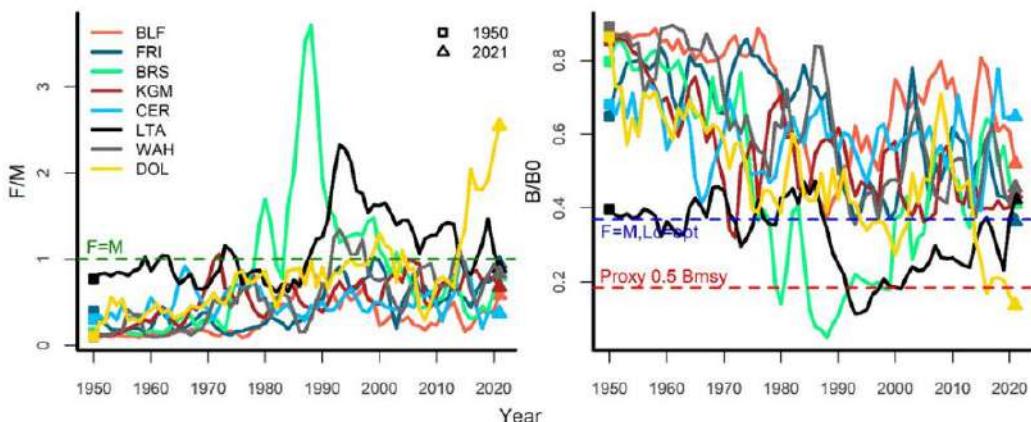


Figura 4. Trajetórias de exploração relativa (F/M) e biomassa relativa (B/B_0) dos estoques de pequenos atuns resultantes da aplicação das informações preditas de comprimentos no modelo LBB.

Para as informações de capturas reconstruídas por Freire et al. (2021), o modelo baseado em biomassa não demonstrou mortalidades por pesca tão elevadas para as espécies avaliadas, com exceção para o *Wahoo* (WAH) e o *Little tunny* (LTA) nas décadas de 1980 e 1990 e para o *Dolphin fish* (DOL) e *King Mackerel* (KGM) na década de 2000 e 2010, os quais nesses períodos estariam sujeitos à sobrepesca (Figura 5). No final da série apenas a *Serra Spanish mackerel* (BRS) e o *King Mackerel* (KGM) estariam sujeitos à sobrepesca. As séries de biomassa não demonstraram situações de sobrepesca, com exceção apenas para o *Dolphin fish* (DOL), o qual esteve sobre pescado na década de 2010.

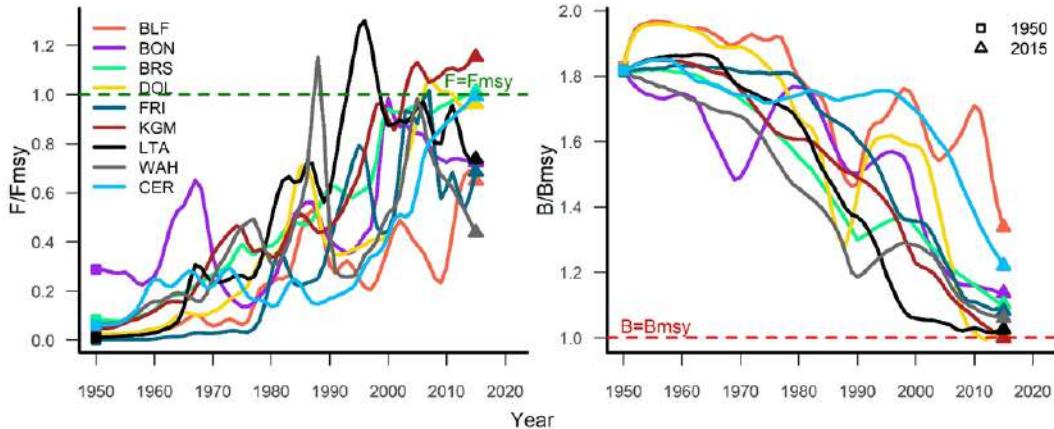


Figura 5. Trajetórias de mortalidade relativa à mortalidade no rendimento máximo sustentável (F/F_{msy}) e Biomassa relativa à biomassa no rendimento máximo sustentável (B/B_{msy}) resultantes da aplicação do modelo CMSY às capturas de Freire et al. (2021).

Avaliação de estoque usando Simple Stock Synthesis - SSS (Comprimento e CMSY) Estudo de caso especial 1: Cavala (King Mackerel - KGM)

Dados

Para avaliar o estado da pescaria da Cavala no país foram utilizados os dados descritos anteriormente, que são: A série de capturas reconstruídas Freire et al. (2021), consideradas como a melhor aproximação das quantidades capturadas para a espécie. Comprimentos observados, os quais são advindos dos projetos Protuna e REVIZEE (NE) e os comprimentos simulados através das redes neurais para a espécie em questão (Figura 6). A partir dessas informações de base, três principais cenários foram criados:

1. Capturas reconstruídas (Freire) + Comprimentos observados (Protuna, REVIZEE);
2. Capturas reconstruídas (Freire) + Comprimentos observados (Protuna, REVIZEE) e reconstruídos (apenas nos anos para os quais se tinham médias observadas em literatura); e
3. Capturas reconstruídas (Freire) + Comprimentos reconstruídos para todos os anos.

Com base nos três principais cenários descritos acima, foram desmembrados outros cenários que incorporaram pequenas mudanças em cada parâmetro de história de vida para a espécie.

Simple Stock Synthesis (SSS)

As combinações de capturas e comprimentos foram utilizadas em conjunto com os parâmetros de história de vida para a espécie (base de dados PROTUNA- Frédu et al., 2021) para serem aplicadas na ferramenta Simple Stock Synthesis (SSS), a qual é um método de avaliação para estoques limitados em dados que estima pontos de referência através de uma versão estruturada por idade de outros métodos baseados em captura como o DBSRA e CMSY (Dick e MacCall, 2011; Method e Wetzel, 2013; Froese et al., 2017).

O SSS foi utilizado para gerar diversos cenários de incerteza, os quais derivam dos três cenários base descritos na seção anterior. Todos esses cenários foram combinados através de distribuições de probabilidade normal para cada média e desvio estimado de cada cenário. Além disso, para compor o modelo final, pesos foram atribuídos para cada cenário. Os cenários que possuíam mais informações de comprimento observadas (1º e 2º), foram considerados os de maior confiabilidade e, portanto, receberam mais peso para compor o modelo final.

Os pontos de referência do potencial de desova no rendimento máximo sustentável (*Spawning Potential Ratio- SPRmsy*) e a biomassa desovante no rendimento máximo sustentável (*Spawning biomass- SBmsy*) foram calculados para a espécie. Eles foram utilizados para gerar um índice de aproximação para o grau de exploração do estoque como sendo: 1- SPR/SPRmsy e o outro de aproximação para a biomassa: SB/SBmsy e ambos foram utilizados para compor uma versão de kobe plot. A distribuição final com os pontos de referência para o último ano da série de todos os cenários

testados foi amostrada através da técnica de Bootstrap e as porcentagens de ocorrência dos pontos em cada quadrante foram calculadas.

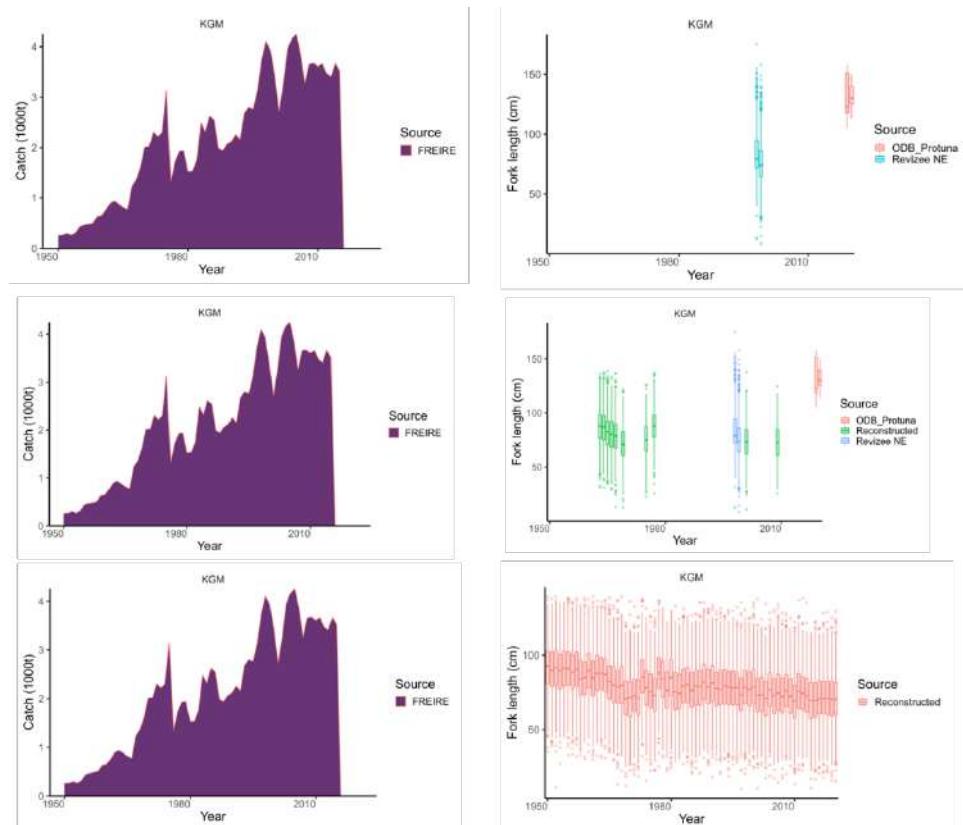


Figura 6. Combinações entre as informações de capturas reconstruídas (Freire et al., 2021) e as informações de comprimento observadas (Protuna e REVIZEE), observadas+ reconstruídas para os anos nos quais se tinham médias observadas em literatura e totalmente reconstruídas através das redes neurais.

A trajetória da biomassa desovante relativa (SB/SB0) demonstrou decaimento ao longo do tempo para todos os cenários testados, tanto com comprimentos observados quanto reconstruídos. Considerando o modelo com as trajetórias combinadas, observa-se que a biomassa desovante para a cavala esteve próxima ao limiar de 20% no ano de 2015, demonstrando indícios de que o estoque estaria próximo de uma situação de sobrepesca para aquele ano (Figura 7).

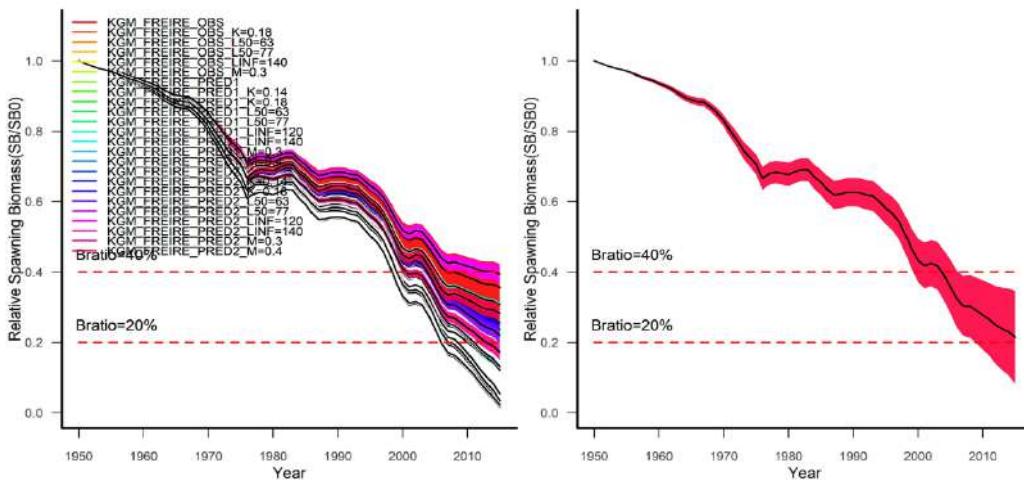


Figura 7. Trajetórias da biomassa desovante relativa para a cavala (KGM) com todos os cenários testados (Painel 1). Trajetória de biomassa desovante relativa do modelo final com todas as trajetórias combinadas (Painel 2). Também são representados os limiares de biomassa de 40% e 20%.

De acordo com os pontos de referência calculados, alguns cenários demonstrariam que o estoque esteve sujeito à sobrepesca e sobrepescado no fim da série, enquanto outros não demonstrariam tais situações. O modelo final com as trajetórias combinadas demonstrou que 63% das trajetórias indicaram que o estoque estava sujeito à sobrepesca e sobrepescado no ano de 2015, enquanto apenas 28% indicaram que o estoque não estaria nessas situações (Figura 8).

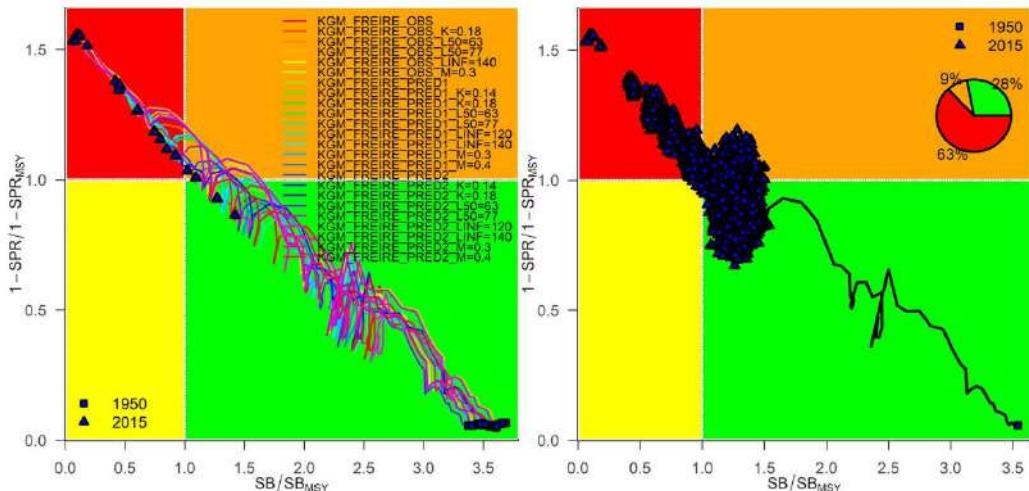


Figura 8. Kobe plot com as trajetórias do potencial de desova relativo ($1-\text{SPR}/1-\text{SPR}_{\text{MSY}}$) e biomassa desovante relativa ($\text{SB}/\text{SB}_{\text{MSY}}$). São representados os anos iniciais da série através do símbolo quadrado e o final pelo triângulo. As porcentagens ocorrência dos pontos de referência no último ano da série em cada quadrante estão representadas no gráfico de pizza.

Avaliação de estoque usando CMSY ++ Estudo de caso 2: Dourado (Dolphinfish - DOL)

Dados

Para a avaliação do estoque do dourado, os dados de captura (Figura 9) utilizados foram obtidos de publicações específicas de reconstrução de pesca comercial feitas por Freire et al. (2021), de 1950 a 2015, para frotas artesanais e industriais, separadas por estado. Além disso, foram estimados dados para os anos de 2016 a 2018 com o pacote “imputeTS” (Moritz e Bartz-Beielstein, 2017).

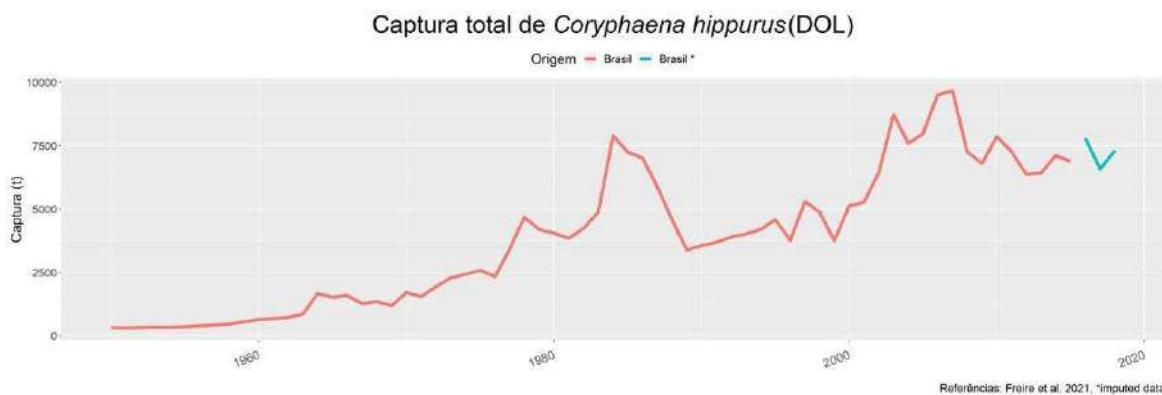


Figura 9. Dados de captura para *Coryphaena hippurus* da reconstrução de pesca comercial feitas por Freire et al. (2021) de 1950 a 2015, e dados estimados de 2016 a 2018.

Os pontos de referência usados como input do modelo foram resiliência alta (0.6-1.5) e biomassa relativa inicial de 0.8-1.0.

CMSY++

O modelo CMSY++ é um método Bayesiano de espaço de estado avançado que usa uma abordagem Bayesiana completa com modelagem Monte Carlo de cadeia de Markov para avaliação de estoque (Froese et al. 2017). Este modelo é baseado na lógica do modelo de produção excedente de Schaefer (1954, 1957), e permite estimar os pontos de referência da pesca (MSY, Fmsy, Bmsy), bem como o status ou tamanho relativo do estoque (B/B_{MSY}) e exploração no estoque (F/F_{MSY}). Foram levados em consideração três cenários da depleção final para esse estoque sugeridos por Froese et al. (2020):

1. Depleção baixa ($B/k = 0.4\text{--}0.8$): captura muito boa; boa captura por esforço; altos lucros; muitos peixes grandes; estrutura de tamanho/idade saudável; alta abundância em toda a área; recrutamento regular; pesca saudável;
2. Depleção média ($B/k = 0.2\text{--}0.6$): totalmente explorado; pescado de forma sustentável; alta captura; alto esforço de pesca; alto custo de pesca, mas ainda lucros razoáveis; primeiros sinais de declínio no tamanho médio e redução da abundância em algumas áreas; baixo recrutamento ocasional; e
3. Depleção forte ($B/k = 0.01\text{--}0.4$): sobrepeca; em esgotamento; fora dos limites biológicos seguros; recrutamento reduzido; captura reduzida; aumento do custo da pesca; aumento do esforço; lucros reduzidos; redução do tamanho médio nas capturas e nas pesquisas.
- 4.

As trajetórias de biomassa do estoque são apresentadas abaixo (Figura 10), mostrando diferentes incertezas em torno da avaliação do triângulo do último ano. De acordo com os kobeplots, a probabilidade de o estoque de dourado estar seriamente sobrepeçado e sofrendo sobrepeca, com níveis de biomassa muito baixos para produzir rendimentos máximos sustentáveis, foram de 82,4% para o nível de depleção forte, apenas. No entanto, de acordo com Kell et al (2022), o cenário mais realístico para o dourado é a depleção média (Figura 10.B.), onde há uma probabilidade de 41% do estoque estar saudável, pois a área verde que é a área alvo para o manejo, indica que há uma pressão de pesca sustentável e um tamanho de estoque saudável capaz de produzir altos rendimentos próximos ao MSY.

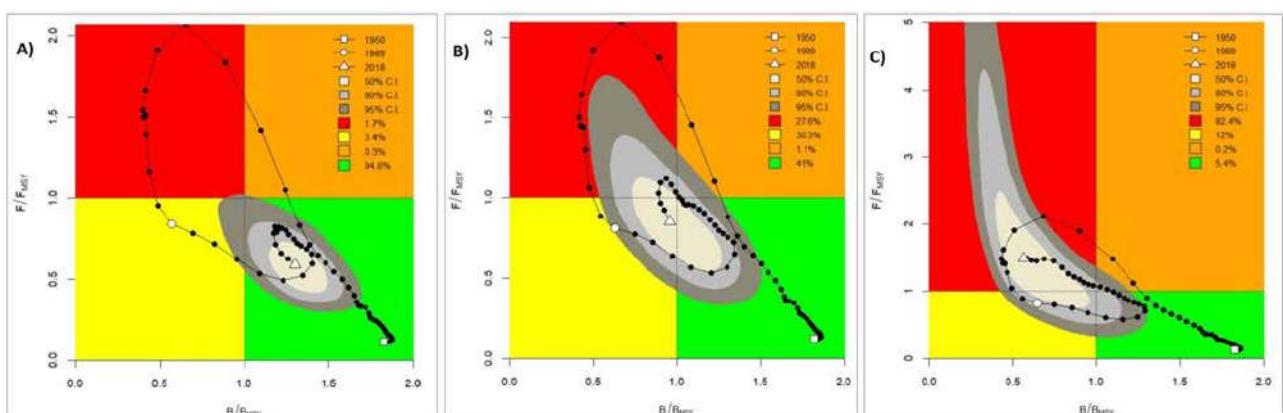


Figura 10. Kobeplots mostrando a trajetória de biomassa do estoque do dourado dividido em quatro seguimentos definido para a biomassa do estoque e mortalidade por pesca em relação ao B_{MSY} e F_{MSY} , respectivamente.

4. Conclusões

De modo geral, os diversos modelos aplicados indicaram as mesmas tendências no final da série temporal de cada espécie avaliada. Os modelos aplicados mostraram que a serra (BRS) mostrou sinais de sobrepeca nas últimas décadas, com uma recuperação recente, enquanto o dourado (DOL) mostrou sinais de sobrepeca. No caso do dourado, todos os modelos aplicados (CMSY e CMSY++) indicaram o mesmo status. Por sua vez, o estoque de cavala (KGM) está provavelmente abaixo do nível sustentável de exploração. Esses diferentes métodos de avaliação se mostraram bastante informativos, considerando os diversos empecilhos encontrados (deficiência quali-quantitativa dos dados) e por isso deveriam ser estendidos a outros estoques de pequenos atuns do Atlântico Sudoeste.

Eixo A - Dinâmica populacional

Linha de pesquisa: Avaliação de estoques

Atividade: Análise de produtividade e susceptibilidade (PSA) das principais espécies de teleósteos e elasmobrânquios capturados pela frota atuneira no Brasil

Pesquisadores envolvidos: Flavia Lucena-Frédu, Thierry Frédu, Andrey Soares, Catarina Cardoso, Vitória dos Santos, Matheus Lourenço

1. Introdução

Como já mencionado nos trabalhos anteriores, um dos maiores problemas para se proceder a uma avaliação de estoques é a disponibilidade de dados e informações sobre as pescarias e espécies capturadas. Os modelos tradicionalmente usados, requerem elevada qualidade e quantidade de dados e, por esta razão, não podem ser utilizados para pescarias e espécies cujos dados são limitados ou insuficientes. Ultimamente, alguns métodos vêm sendo utilizados em situações de deficiência de informações, gerando subsídios que podem auxiliar os gestores no manejo das pescarias.

Com o intuito de avaliar os impactos da pesca de atuns e afins praticada pela frota brasileira que opera com espinhel pelágico, foi utilizado no presente trabalho o método da Análise de Produtividade-Susceptibilidade (PSA). Sendo o espinhel um método de pesca que se caracteriza por possuir uma seletividade muito baixa, o objetivo principal desta avaliação foi de estimar a vulnerabilidade das diversas espécies de atuns e afins capturadas no Atlântico Sudoeste através da Análise de produtividade e susceptibilidade (PSA).

2. Metodologia

O PSA utilizado neste estudo é o de nível 2, de natureza semiquantitativa, incorporando as espécies alvo e acessórias (elasmobrânquios e teleósteos) capturadas pela frota de espinhel atuante no Atlântico Sudoeste. Para isso foram determinados os atributos de suscetibilidade (s) e produtividade (p) para cada espécie a ser estudada, a ser definido a seguir. Na vigência anterior deste relatório, os atributos de produtividade e seus limites foram escolhidos de forma definitiva (ver Tabela 2). Foram definidos 9 atributos de produtividade (Tabela 1) referentes à história de vida dos estoques. Estes atributos foram obtidos através de levantamento bibliográfico e, em alguns casos (M e r), através de equações empíricas ou modelos de cálculo. Os limites para esses atributos foram definidos através do método dos quantís.

Em relação aos 10 atributos de suscetibilidade, assim como para a produtividade, dados de literatura foram utilizados para alguns atributos. Dados de comprimento de algumas espécies disponíveis a partir do banco de dados da ICCAT, e dados de observadores de bordo do PROTUNA e do Programa de Observador de Bordo, foram utilizados para o cálculo de outros parâmetros de suscetibilidade. Todos os atributos de suscetibilidade estão descritos na Tabela 2. Os limites para esses atributos foram definidos através do método dos percentís ou através de referências bibliográficas.

O peso “baseline” de cada atributo de produtividade variou entre 1 e 3, sendo 2 o valor padrão. A definição dos pesos dos atributos seguiu a metodologia de Lucena-Frédu et al (2016), que considera os parâmetros L_{MAX} , K e r os mais relevantes na explicação das diferenças entre as espécies. A esses atributos foi dado peso 3, enquanto o resto dos atributos de produtividade ficaram com peso 2. Já os atributos de susceptibilidade foram todos classificados como peso 2, já que não havia evidência de maior ou menor influência que os demais sobre as espécies.

A vulnerabilidade pode ser entendida como uma medida sobre o peso do impacto de uma atividade de pesca sobre um estoque e como esta afeta a sua capacidade de renovação (Stobutzki et al, 2002). Ela considera os valores de produtividade e susceptibilidade para produzir um índice de risco único. Os valores de p e s foram determinados baseados nos escores e variam de 1 a 3. No geral, os valores de p e s foram definidos como uma média dos valores dos escores de cada atributo. Intuitivamente, espécies altamente produtivas tendem a ser menos vulneráveis a atividade pesqueira, e vice-versa.

Numa análise semiquantitativa, o PSA é representado por um gráfico de dispersão bidimensional e a distância euclidiana é usada para calcular a distância entre os pontos e a origem do gráfico. Então, a vulnerabilidade segue a equação seguinte:

$$v = \sqrt{(p - x_0)^2 + (s - y_0)^2}$$

onde x_0 e y_0 são o par (x,y) dos valores de origem do gráfico, p é produtividade, s é susceptibilidade e v é vulnerabilidade. Os escores para cada categoria de vulnerabilidade (baixa, moderada, alta) foram definidos de acordo com o método dos quantís.

Para maior robustez nos resultados, intervalos de confiança foram gerados para cada atributo através de simulações de combinações variadas entre os pesos dos atributos. Essas simulações foram feitas através de amostragem simples randomizada dos valores de peso dos atributos, que varia entre 1 e 3. Para atingir isso foram rodadas 1000 simulações para cada atributo de produtividade e susceptibilidade. Também foi estimada a probabilidade empírica de cada espécie de se enquadrar em alguma das 3 categorias de vulnerabilidade (baixa, moderada, alta) considerando as simulações já descritas acima. Através desse método de simulação, a vulnerabilidade foi calculada para cada cenário e uma amplitude de valores de vulnerabilidade foi gerado para cada espécie.

Tabela 1. Tabela de atributos de produtividade e rankings usados para determinação da vulnerabilidade dos estoques de teleósteos e elasmobrânquios capturados pela frota nacional de atum.

<i>Atributos de produtividade</i>	<i>Definição</i>	<i>Alto (3)</i>	<i>Moderado (2)</i>	<i>Baixo (1)</i>
Idade máxima (A_{MAX})	É inversamente proporcional à mortalidade natural, onde quanto mais longevo, menor a mortalidade natural. Idade em anos.	≤ 10	10 – 19	≥ 19
Tamanho máximo (L_{MAX})	É inversamente proporcional à produtividade, onde indivíduos maiores tendem a ter produtividade baixa. Tamanho em centímetros.	≤ 125	125 – 277	≥ 277
Tamanho médio de primeira maturação (L_{50})	Indica, em centímetros, o tamanho médio que 50% da população entra na maturidade gonadal; indivíduos de vida longa e produtividade baixa tendem a ter um L_{50} mais elevado	≤ 63	63 – 167	≥ 167
Coeficiente de crescimento de Von Bertalanffy (k)	Indica o quanto rápido o peixe atinge o tamanho máximo, onde indivíduos de vida longa e produtividade baixa tendo k baixo.	$\geq 0,22$	0,13 – 0,22	$\leq 0,13$
Fecundidade	Número de ovócitos por indivíduo (em milhões), refletindo a estratégia reprodutiva da espécie.	$\geq 1,68$	0,76 – 1,68	$\leq 0,76$
Taxa de crescimento intrínseca (r)	Taxa de crescimento populacional que ocorreria num cenário onde não existe pesca	$\leq 0,23$	0,23 – 0,36	$\geq 0,36$
Mortalidade natural estimada (M)	Diretamente proporcional a produtividade de uma espécie, onde espécies com altos níveis de M requerendo níveis elevados de produtividade para compensar a alta mortalidade	$\geq 0,51$	0,29 – 0,51	$\leq 0,29$
Estratégia reprodutiva	Fornece um indicador do nível de mortalidade esperada para a prole nos primeiros estágios de vida	≤ 1	1 – 4	≥ 4
Proporção L_{50}/L_{MAX}	Proporção do L_{50} em relação ao L_{MAX} , como um proxy da vulnerabilidade da espécie à sobrepesca, onde quanto mais elevado o valor, menos vulnerável ela é.	$\leq 0,49$	0,49 – 0,60	$\geq 0,60$

Tabela 2. Tabela de atributos de susceptibilidade e rankings usados para determinação da vulnerabilidade dos estoques de teleósteos e elasmobrânquios capturados pela frota nacional de atum.

<i>Atributo de susceptibilidade</i>	<i>Definição</i>	<i>Ranking</i>	<i>Alto (3)</i>	<i>Moderado (2)</i>	<i>Baixo (1)</i>
Disponibilidade/sobreposição de área	A extensão relativa da sobreposição geográfica entre a distribuição da frota pesqueira e da distribuição espacial conhecida da espécie alvo.	Espécie ocorre em ≥50% da área de pesca	Espécie ocorre entre 25% e 50% da área de pesca	Espécie ocorre em ≤25% da área de pesca	
capturabilidade/sobreposição vertical	A sobreposição relativa entre a posição da espécie alvo e a posição do artefato de pesca na coluna d'água.	Espécie ocorre em ≥50% da profundidade alvo da pesca	Espécie ocorre entre 25% e 50% da profundidade alvo da pesca	Espécie ocorre em ≤25% da profundidade alvo da pesca	
Porcentagem de adultos (% > L ₅₀)	Porcentagem de indivíduos adultos capturados, baseados nos dados de distribuição de frequência de comprimentos obtidos para cada espécie e no L ₅₀ .	≤ 43	43 – 80	≥ 80	
Estratégia de manejo	Medidas de manejo existentes para a espécie, baseados em dados da literatura (ICCAT e bancos nacionais), onde quanto mais medidas de manejo a espécie tem, menos vulnerável a sobrepesca ela se torna.	Nenhuma medida de manejo	Afetadas indiretamente ou regulamentações regionais	Afetadas diretamente por medidas de manejo	
F/M	Por via de regra, é recomendado que M seja o limite de F, de forma que o estoque mantenha seu potencial reprodutivo.	≥ 1,0	0,5 - 1,0	≤ 0,5	
Indicativo de biomassa	Esse atributo combina as proporções of B/B _{msy} e F/F _{msy} como indicadores do bem-estar do estoque pesqueiro. Quando não há dados de biomassa ou de esforço pesqueiro disponíveis, o SPR foi utilizado como opção secundária para estimativa de biomassa.	B/B _{msy} ≤ 1 e F/F _{msy} > 1 ou SPR ≤ 0,2	B/B _{msy} ≤ 1 e F/F _{msy} ≤ 1 ou B/B _{msy} > 1 and F/F _{msy} > 1 ou SPR > 0,2 e ≤ 0,39	B/B _{msy} > 1 and F/F _{msy} ≤ 1 ou SPR > 0,39	

3. Resultados

Das 49 espécies analisadas, 18 se enquadram como de alta, 15 moderada e 16 baixa vulnerabilidade (Tabela 3). Em geral, os elasmobrânquios e os peixes de bico foram os mais vulneráveis (Figura 1). O top 10 foi composto por: *Tetrapurus georgii*, *Isurus paucus*, *Isurus oxyrinchus*, *Galeocerdo cuvier*, *Pteroplatytrigon violacea*, *Lamna nasus*, *Carcharhinus falciformis*, *Ranzania laevis*, *Makaira nigricans* e *Mola mola*. Já os pequenos tunídeos se mostraram os menos vulneráveis. A análise de sensibilidade, que responde a probabilidade de cada espécie de se enquadrar nas diferentes categorias de risco, mostrou que 6 dos 10 mais vulneráveis permanecem, em 100% das simulações, na categoria de alta vulnerabilidade. As outras 4 espécies têm probabilidade de mais de 80% de estar na categoria de risco elevado, além de mais 8 espécies que aparecem com mais de 50% de chance de apresentar risco elevado. Por outro lado, apenas 3 espécies consideradas de baixa vulnerabilidade se enquadram nessa categoria em 100% das simulações (Figura 2).

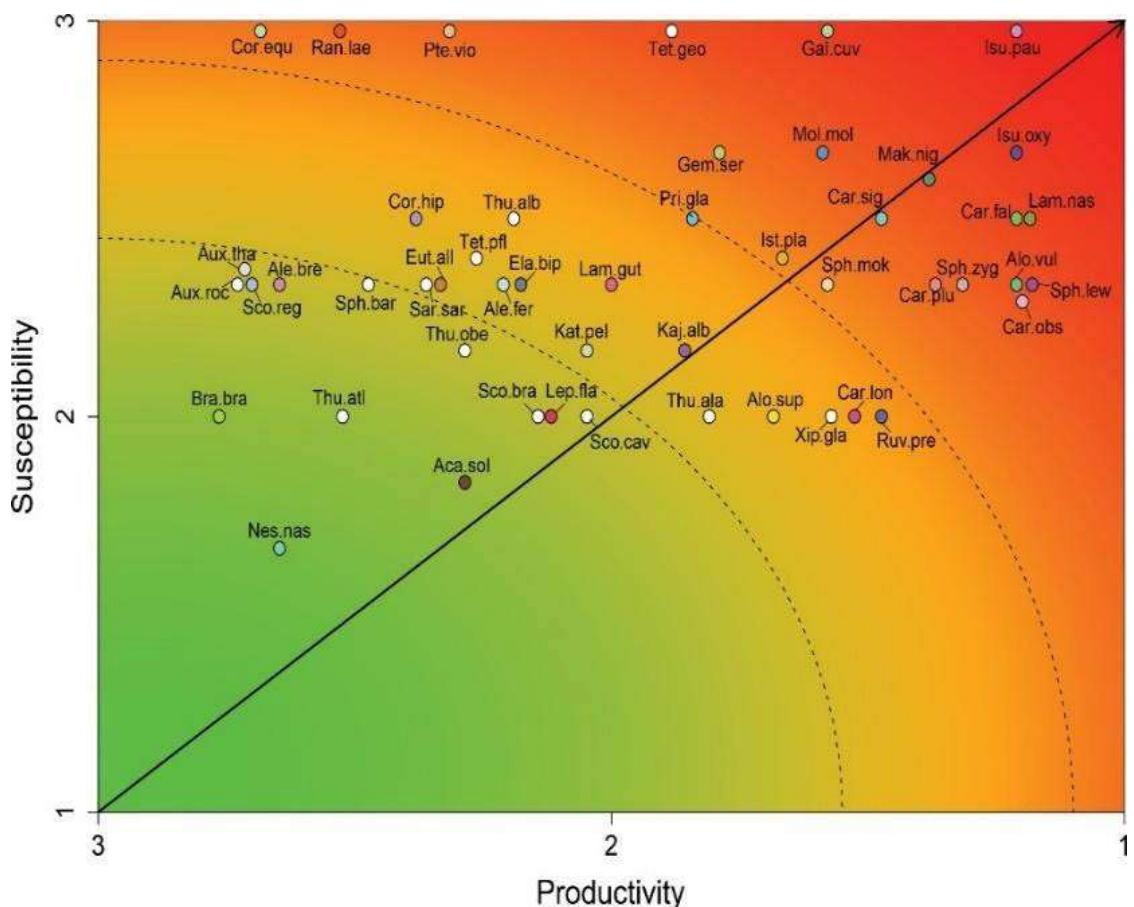


Figura 1. Diagrama de dispersão da análise de produtividade e susceptibilidade (PSA) das espécies capturadas pela frota de espinhel pelágico do Brasil. Linhas tracejadas representam os limites inferior e superior da vulnerabilidade definidos de acordo com o método de quantis e as cores representam o nível de vulnerabilidade ao qual as espécies se encontram. Assim, vulnerabilidade baixa (abaixo da primeira linha tracejada – cor verde), moderada (entre as linhas tracejadas – cor amarela) e alta (acima da segunda linha tracejada – cor vermelha).

Considerando as classes, os condrichtes apresentaram uma produtividade significativamente mais baixa do que os osteíctes, o que já é uma característica conhecida da classe. A susceptibilidade dos grupos não apresentou diferenças significativas. Dessa forma, no geral por conta da diferença entre

as produtividades das classes, os condrichtes apresentaram uma maior vulnerabilidade à pesca de espinhel do que os osteíctes (Figura 3).

Destrinchando mais um pouco esses grupos, os osteíctes foram segregados em grupos menores: peixes de bico, grandes tunídeos, pequenos tunídeos e teleósteos em geral. Entre esses grupos, os peixes de bico e os grandes atuns apresentaram valores de produtividade estatisticamente similares aos valores apresentados pelos elasmobrânquios, ou seja, o que diferencia a produtividade entre as classes são os pequenos tunídeos e os teleósteos em geral, que possuem uma produtividade mais elevada do que os outros grupos. Como evidenciado na análise entre classes, a susceptibilidade não apresentou diferenças significativas entre os grupos, sendo a produtividade o que determina a diferença entre as vulnerabilidades dos grupos. A vulnerabilidade, que segue um padrão similar ao da produtividade, aparece apenas com os elasmobrânquios e peixes de bico não apresentando diferenças significativas. Os grupos de osteíctes não apresentam diferenças significativas entre si na vulnerabilidade. A exceção são os pequenos tunídeos e os peixes de bico, onde o primeiro grupo apresentou valores estatisticamente mais baixos de vulnerabilidade do que o último grupo (Figura 4).

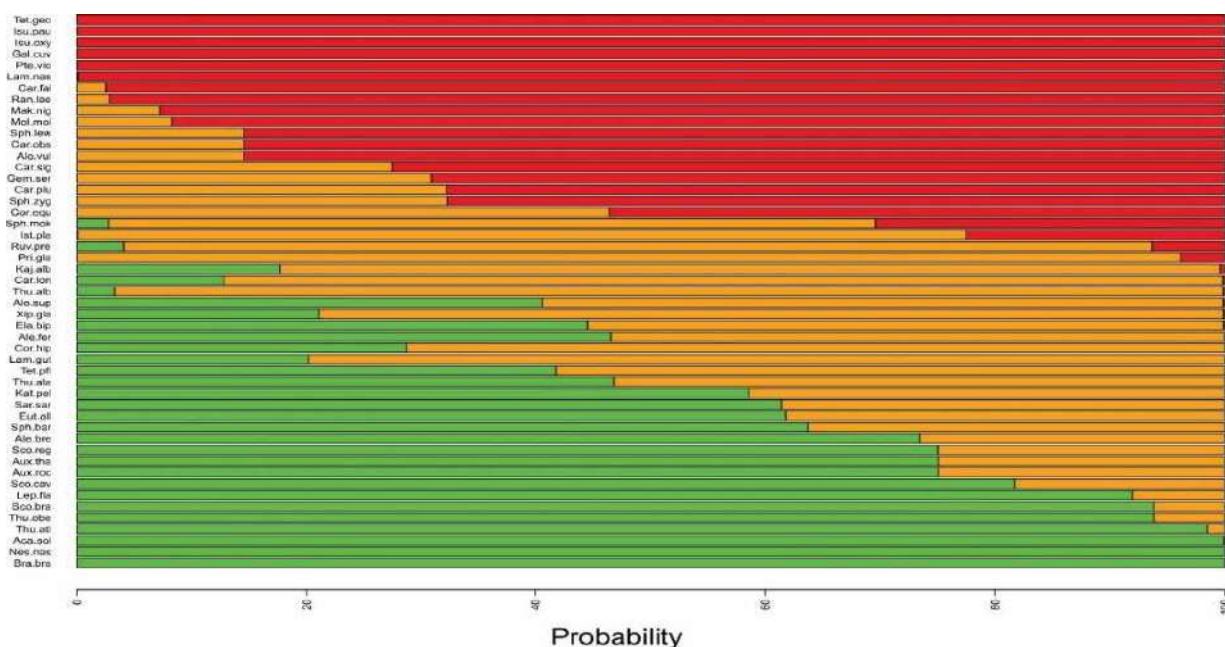


Figura 3. Gráfico de barras com as probabilidades de cada espécie cair em cada categoria de risco: verde (baixa vulnerabilidade), amarelo (moderada) e vermelho (alta) de acordo com a análise de sensibilidade.

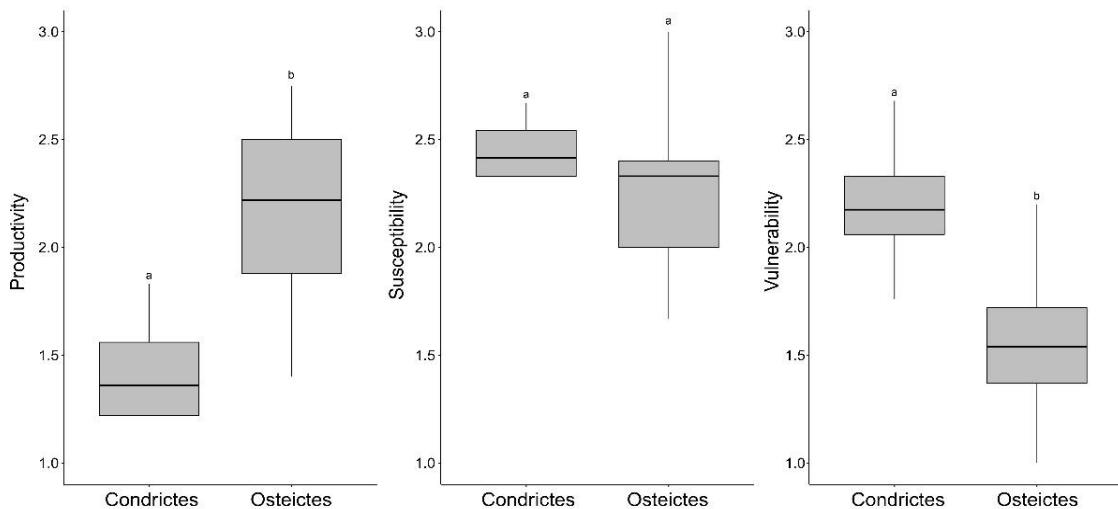


Figura 4. Gráfico de caixa dos valores de produtividade, susceptibilidade e vulnerabilidade entre as classes de peixes Chondrichthyes e Osteichthyes. As linhas pretas horizontais representam os valores das médias e da faixa interquartil, enquanto as linhas verticais representam os limites superiores e inferiores. Outliers não foram incluídos no gráfico. Letras indicam diferenças significativas.

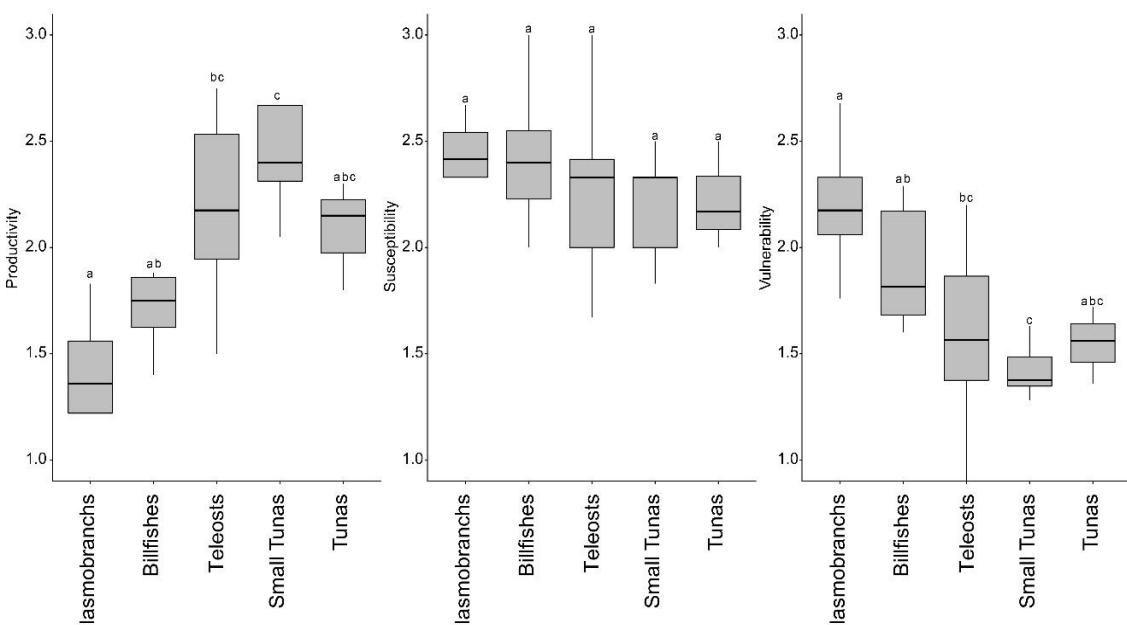


Figura 5. Gráfico de caixa dos valores de produtividade, susceptibilidade e vulnerabilidade entre os grupos menores de peixes Chondrichthyes e Osteichthyes (peixes de bico, grandes tunídeos, pequenos tunídeos e teleósteos em geral). As linhas pretas horizontais representam os valores das médias e da faixa interquartil, enquanto as linhas verticais representam os limites superiores e inferiores. Outliers não foram incluídos no gráfico. Letras indicam diferenças significativas.

4. Conclusões

A Análise semiquantitativa de Produtividade e Susceptibilidade (PSA nível 2) das principais espécies de teleósteos e elasmobrânquios capturadas, categorizou 18 espécies como em alto risco, sendo todas elas do grupo de fauna acompanhante da pesca de espinhel, composto por elasmobrânquios, peixes de bico e entre outros.

Tabela 3. Tabela com as espécies avaliadas, classificadas por classes, grandes grupos e seus valores de produtividade, susceptibilidade e vulnerabilidade estimados pela análise de produtividade e susceptibilidade (PSA).

Espécies	Classes	Grandes grupos	Pro	Sus	Vul
<i>Isurus paucus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.22	3	2.68
<i>Galeocerdo cuvier</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.56	3	2.47
<i>Isurus oxyrinchus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.22	2.67	2.44
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.22	2.5	2.33
<i>Lamna nasus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.22	2.5	2.33
<i>Tetrapurus georgii</i>	Osteíctes	Billfishes	1.88	3	2.29
<i>Makaira nigricans</i>	Osteíctes	Billfishes	1.4	2.6	2.26
<i>Alopis vulpinus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.22	2.33	2.22
<i>Carcharhinus obscurus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.22	2.33	2.22
<i>Sphyraena lewini</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.22	2.33	2.22
<i>Mola mola</i>	Osteíctes	Teleosts	1.56	2.67	2.2
<i>Sphyraena zygaena</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.33	2.33	2.13
<i>Carcharhinus signatus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.5	2.5	2.12
<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	2.33	3	2.11
<i>Carcharhinus plumbeus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.39	2.33	2.09
<i>Gempylus serpens</i>	Osteíctes	Teleosts	1.78	2.67	2.07
<i>Ranzania laevis</i>	Osteíctes	Teleosts	2.5	3	2.06
<i>Coryphaena equiselis</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.67	3	2.03
<i>Sphyraena mokarran</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.56	2.33	1.97
<i>Istiophorus platypterus</i>	Osteíctes	Billfishes	1.7	2.4	1.91
<i>Prionace glauca</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.83	2.5	1.9
<i>Ruvetus pretiosus</i>	Osteíctes	Teleosts	1.5	2	1.8
<i>Carcharhinus longimanus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.56	2	1.76
<i>Thunnus albacares</i>	Osteíctes	Tunas	2.15	2.5	1.72
<i>Xiphias gladius</i>	Osteíctes	Billfishes	1.6	2	1.72
<i>Kajikia albida</i>	Osteíctes	Billfishes	1.8	2.17	1.67
<i>Lampris guttatus</i>	Osteíctes	Teleosts	2	2.33	1.67
<i>Coryphaena hippurus</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.35	2.5	1.63
<i>Alopis superciliosus</i>	Condrichtes	Elasmobranchs	1.72	2	1.62
<i>Tetrapurus pfleuegeri</i>	Osteíctes	Billfishes	2.22	2.4	1.6
<i>Alepisaurus ferox</i>	Osteíctes	Teleosts	2.13	2.33	1.59
<i>Thunnus alalunga</i>	Osteíctes	Tunas	1.8	2	1.56
<i>Elagatis bipinnulata</i>	Osteíctes	Teleosts	2.22	2.33	1.54
<i>Katsuwonus pelamis</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.05	2.17	1.5
<i>Euthynnus alleteratus</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.35	2.33	1.48
<i>Sarda sarda</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.35	2.33	1.48
<i>Sphyraena barracuda</i>	Osteíctes	Teleosts	2.44	2.33	1.44
<i>Alepisaurus brevirostris</i>	Osteíctes	Teleosts	2.63	2.33	1.39
<i>Scomberomorus cavalla</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.05	2	1.38
<i>Auxis rochei</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.67	2.33	1.37

<i>Auxis thazard</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.67	2.33	1.37
<i>Scomberomorus regalis</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.67	2.33	1.37
<i>Thunnus obesus</i>	Osteíctes	Tunas	2.3	2.17	1.36
<i>Lepidocybium flavobrunneum</i>	Osteíctes	Teleosts	2.13	2	1.33
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.2	2	1.28
<i>Thunnus atlanticus</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.5	2	1.12
<i>Brama brama</i>	Osteíctes	Teleosts	2.75	2	1.03
<i>Acanthocybium solandri</i>	Osteíctes	Small Tunas	2.45	1.83	1
<i>Nesiarchus nasutus</i>	Osteíctes	Teleosts	2.63	1.67	0.76

Eixo C – Avaliação de Estoques

Linha de pesquisa: Modelagem de Avaliação de Estoque

Atividade: Análise de desempenho dos modelos de estimativas de índices relativos de abundância para espécie alvo e não alvo (julho/2020 a julho/2021)

Pesquisadores envolvidos: Vívian Graziela Oliveira Carneiro, Humber Agrelli de Andrade

1. Introdução

A Captura Por Unidade de Esforço (CPUE) obtida diretamente da atividade de pesca comercial muitas vezes representa a única fonte de informação disponível para estimar índices relativos de abundância, pois dados independentes da pesca são onerosos e de difícil obtenção (MAUNDER e PUNT, 2004). A principal restrição quanto ao uso de dados provenientes da pesca comercial é que eles podem resultar em estimativas de índices de abundância viesadas (THORSON et al., 2017), devido a vários fatores que mudam ao longo dos anos e afetam a CPUE, como mudanças na estratégia de pesca (WILBERG et al., 2009). Tais estratégias muitas vezes estão associadas a diferentes espécies-alvo, que podem ser definidas como espécies de grande interesse financeiro para os pescadores dependendo das condições do mercado.

Em vários casos o mercado flutua, fazendo com que determinada espécie seja alvo das frotas comerciais em alguns períodos, enquanto em outros, essa mesma espécie seja considerada como de importância secundária ou mesmo como fauna acompanhante (ELSLER et al., 2019). Os efeitos destes fenômenos muitas vezes não são eliminados na análise da estimativa de índices relativos de abundância, o que pode levar estimativas viesadas (GLAZER e BUTTERWORTH, 2002; WINKER et al., 2013; OKAMURA et al., 2018). Há ainda espécies que são consideradas durante todo o histórico da pescaria como alvo de pesca. Nestes casos há também possibilidade de viés, uma vez que as frotas operam sempre em locais particulares de agregação elevada, gerando superestimativas das densidades devido a viscosidade no comportamento da população, mesmo quando a abundância do estoque como um todo é reduzida (MACCALL, 1990).

O efeito dessa viscosidade pode ser tal que um esgotamento local de biomassa pela remoção local de peixes realizada por anos, pode ser perceptível a nível oceânico somente muito depois (MAURY e GASCUEL, 2001). Por outro lado, quando a espécie é considerada como fauna acompanhante de pouca importância comercial ao longo de toda a série temporal, os dados gerados pela frota comercial, podem refletir meramente ocorrências casuísticas de alta ou baixa densidade da espécie acompanhante quando em coocorrência com a espécie alvo (FONTENAU e RICHARD, 2003).

O procedimento para se obter estimativas de índices relativos de abundância do estoque a partir de dados comerciais é muitas vezes denominado de "padronização" da CPUE (HINTON e MAUNDER, 2003), um pré-requisito para muitos métodos de avaliação de estoque. Para padronizar dados de CPUE é necessário o uso de modelos estatísticos, e os mais frequentemente usados são os lineares generalizados (GLM; McCULLAGH e NELDER, 1989). É importante avaliar o desempenho dos modelos de estimativas de índices de abundância em uma variedade de cenários e simulações computacionais podem ser utilizadas para este fim (e.g., THORSON et al., 2012; WINKER et al., 2014; FORRESTAL et al., 2019, GRÜSS et al., 2019; ZHOU et al., 2019). Um dos pontos positivos da abordagem computacional é que as tendências temporais de abundância populacional simuladas são conhecidas, de modo que a exatidão e a precisão dos modelos estudados podem ser estimadas. CARRUTHERS et al. (2011) empregou modelos de produção com estrutura espacial para simular pescarias comerciais e, em seguida, comparou o desempenho de variantes do GLM aplicado aos dados de CPUE para estimar índices relativos de abundância. Forrestal et al. (2019) testou a robustez da

padronização da CPUE e a inclusão de variáveis ambientais a partir de dados simulados. Enquanto Johnson et al. (2019) usou um experimento de simulação para avaliar o viés e a precisão dos resultados dos modelos de padronização com a inclusão da profundidade.

O desempenho das estimativas de índices relativos de abundância em cenários com mudanças de direcionamento da frota quanto às espécies alvo precisa ainda ser estudada. É importante avaliar as características de séries de CPUE quando há mudanças de alvos, e a utilidade das mesmas para a estimativa de índices relativos de abundância para as espécies alvo e não alvo. Neste trabalho foram investigados três casos: 1) a espécie para a qual se quer estimar um índice de abundância foi alvo da frota ao longo de toda a série temporal (“Always Target” - AT); 2) a espécie de interesse não foi alvo da frota (fauna acompanhante) ao longo da série temporal (“Never Target” – NT); e 3) a espécie de interesse foi alvo da frota somente em alguns períodos da série temporal (“Sometimes Target” – ST). O histórico de operação da frota brasileira de espinhel pelágico inclui exemplos dos três casos mencionados acima. Ao longo dos anos a frota passou por diversas mudanças quanto às espécies alvo, variando entre atuns (espécies do gênero *Thunnus*) e espadarte (*Xiphias gladius*) (RODRIGUES et al., 2020). Há ainda registros de possíveis direcionamentos para o tubarão azul em algumas viagens de pesca (CARVALHO et al., 2010). No decorrer dos anos a tecnologia de captura foi mudando em decorrência de melhoramentos, e de modificações para maximizar as capturas das espécies de interesse nos diferentes períodos.

As embarcações brasileiras de espinhel pelágico atuam especialmente nas regiões equatorial do Atlântico e subtropical Oeste do Atlântico Sul (RODRIGUES et al., 2020). Destaca-se a captura de espadarte, com média de aproximadamente 2.700 toneladas nos últimos cinco anos, constituindo a segunda maior captura da espécie no Atlântico Sul (ANON., 2021). O espadarte é de fato um dos principais recursos capturados na pesca de atuns e afins com espinhel pelágico no mundo, e há uma preocupação crescente quanto à situação dos estoques, incluindo o do Atlântico Sul, que na última avaliação foi classificado como sobrepescado (ANON., 2017). Neste trabalho, os três cenários (AT, NT e ST) foram avaliados com foco no espadarte. Primeiramente foi utilizado um simulador que fornece conjuntos de dados realistas de CPUE para pescarias com espinhel (GOODYEAR et al., 2017). Os modelos operacionais foram baseados nas informações disponíveis sobre as características do aparelho de captura, técnicas e locais de pesca da frota de espinhel pelágico brasileira. A distribuição horizontal e vertical do espadarte considerada pelo simulador vem de um modelo de distribuição de espécies (GOODYEAR, 2016) ajustado a dados oceanográficos mensais de 1978 a 2019.

2. Metodologia

Modelo de simulação

Os dados de CPUE de espinhel foram simulados nos três diferentes cenários (AT, NT e ST) para o espadarte com o recurso computacional desenvolvido por Goodyear et al. (2017) chamado LLSIM. A estrutura espacial da versão atual do simulador é para o Oceano Atlântico, de 35°S a 55°N de latitude e 95°W a 20°E de longitude, excluindo grandes massas de terra. Esta área é dividida em 7.067 células, cada célula tem 1 grau de latitude por 1 grau de longitude. Assim, todas as distribuições espaciais das variáveis de entrada e saída fazem referência a uma matriz de identidades de células. Além disso, cada célula de longitude-latitude também é dividida em 46 estratos de profundidade irregulares, correspondendo aos dados de profundidade reais do ambiente. Detalhes podem ser encontrados no artigo mencionado, mas segue um resumo geral do funcionamento do modelo operacional. O elemento fundamental da simulação é centrado em um único anzol de um espinhel, calcula-se a probabilidade de captura a partir da proximidade deste anzol com um indivíduo de uma

espécie vulnerável. Tanto a profundidade do anzol quanto a posição do peixe são fenômenos probabilísticos e a interação é tratada como um evento probabilístico. Assim, as probabilidades de profundidade do anzol são inseridas em um algoritmo de Monte-Carlo para cálculo do resultado da operação de pesca para cada anzol, com base em sobreposições da densidade relativa da espécie, considerando a posição geográfica do espinhel (latitude e longitude) por estrato de profundidade, ano, mês e hora do dia (separados entre a luz do dia e a escuridão).

Distribuição da espécie

O LLSIM requer informações sobre a distribuição das espécies no tempo e no espaço tridimensional. Esta informação foi obtida através do Modelo de Distribuição de Espécies (SDM) para o espadarte do Atlântico Sul conforme discutido em Goodyear (2016). No SDM se usa uma abordagem baseada no índice de adequação de habitat à presença do peixe, baseado em combinações de características do ambiente no tempo e no espaço. A aplicação da abordagem SDM requer dados quantitativos sobre as variáveis ambientais físicas que são determinantes do habitat de uma espécie. A temperatura é talvez a principal característica do oceano pelágico e a variável ambiental mais frequentemente empregada na padronização de habitats, assim como o oxigênio dissolvido pois, em níveis baixos, ele se torna um fator crítico que limita a adequação do habitat (CHANG et al., 2013).

Para o espadarte, usou-se informações publicadas sobre a tolerância ao oxigênio (BRILL, 1994), juntamente com a utilização da temperatura e padrões verticais diurnos e noturnos da espécie (DEWAR et al., 2011; ABECASSIS et al., 2012) para prever a sua distribuição. Os dados ambientais foram obtidos por meio do *Community Earth System Model* (CESM), que é um modelo global oceano-mar-gelo acoplado a um modelo biogeoquímico conhecido como BEC (*Biogeochemical Elemental Cycle*) (DANABASOGLU et al., 2012). O modelo cobre o oceano global com uma resolução latitudinal e longitudinal de 1° e 60 camadas verticais com o nível do fundo a 5.500 m. Os arquivos produzidos pelo programa SDM saem no formato necessário para a entrada de distribuição da espécie do programa LLSIM.

Três tendências populacionais foram utilizadas neste estudo, uma população estável de 500.000 indivíduos (E), uma população crescente (C) e uma população decrescente com uma redução de 75% (D) ao longo de 42 anos (Figura 1). O padrão de declínio é aproximadamente equivalente aos valores estimados na avaliação mais recente do espadarte do Atlântico Sul (Anon., 2017).

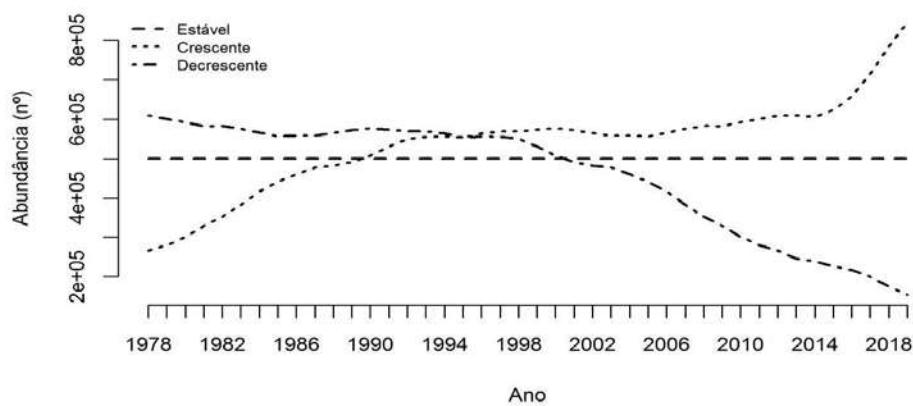


Figura 1. Tendências usadas na simulação dos dados de captura (1978-2019).

Cenários

Embora a pesca de espinhel comercial brasileira esteja operando desde 1950, os dados de mapas de bordo estão disponíveis apenas a partir de 1978 (RODRIGUES et al., 2020). Para todos os cenários,

foi gerada uma única tendência no esforço de pesca (Figura 2). A tendência do esforço usada no LLSIM foi baseada nos mapas de bordo de pesca pelágica com espinhel do Brasil (RODRIGUES et al., 2020), crescente durante os primeiros 24 anos seguida de um forte declínio até 2007, quando passou a oscilar em torno do mesmo nível até o fim da série temporal. A diferença é que a série temporal utilizada nas simulações apresenta crescimentos e declínios mais suaves quando comparada com série de dados da pesca comercial, porque uma elevada variabilidade interanual do esforço de pesca pode gerar séries de CPUE com tendências difíceis de visualizar.

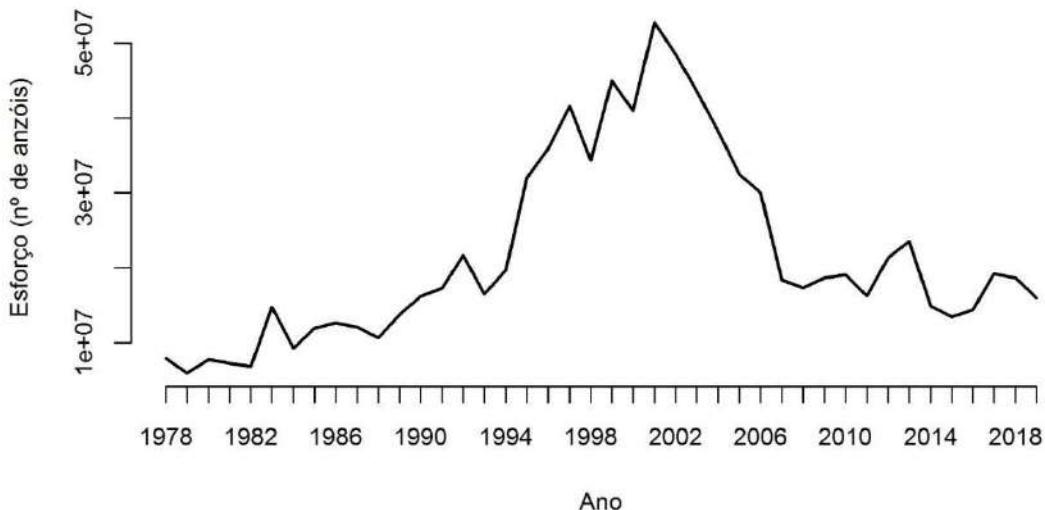


Figura 2. Dados de esforço (número de anzóis) usados no LLSIM para simular as capturas de espadarte.

Durante o processo de simulação o coeficiente de capturabilidade (q) da frota é definido para cada tipo de espinhel e por espécie. Os valores de capturabilidade são necessários para ajustar o modelo às escalas reais da população e para obter taxas de captura razoáveis que exibam conjuntos de dados de CPUE e frequências de capturas nulas aproximadamente equivalentes aos dados observacionais. A partir deste recurso foi possível incorporar diferentes efeitos para diferentes tipos de espinhel. Um valor de q é especificado para cada aparelho de pesca na simulação, os efeitos das diferentes configurações e técnicas são incorporados a essa variável. As simulações foram desenvolvidas para três diferentes cenários de exploração de acordo com o direcionamento da frota ao longo dos anos, como detalhado abaixo.

Cenário AT - A espécie é alvo da frota (“Always Target”)

A frota de espinhel pelágico visa o espadarte ao longo de toda a série temporal (1978-2019). O programa LLSIM foi utilizado considerando características do aparelho de pesca e técnicas de pesca que normalmente as frotas que têm o espadarte como espécie-alvo adotam. A fim de maximizar a captura da espécie, as principais configurações no aparelho de pesca são: baixa profundidade em que os anzóis são alocados na coluna de água (BIGELOW et al., 2006), utilização de atratores luminosos, da lula como isca e lançamentos realizados no período noturno (AMORIM et al., 2015; HAZIN et al., 2005). Para contabilizar o direcionamento, as configurações do “espinhel direcionado” foram definidas considerando o uso da lula como isca, atratores luminosos, espinhel de monofilamento e o lançamento do espinhel realizado durante a noite (Tabela 1). Um típico espinhel é constituído por séries consecutivas de segmentos, “samburás”, suspensos entre flutuadores. Os anzóis são dispostos na parte inferior das linhas secundárias em intervalos ao longo da linha principal dentro de cada samburá. Idealmente, o efeito da profundidade do espinhel pode ser obtido a partir do número de anzóis por samburá (hpb – hooks per basket), quanto maior esse número maior tende a ser a

profundidade do espinhel. Segundo Ward & Hindmarsh (2007), espinheis profundos contém mais de 10 anzóis por samburá, com uma faixa de profundidade de 25-300m ou mais profunda, por isso 10 hpb foi considerado o limite superior para o espinhel raso neste trabalho.

Tabela 1. Características do espinhel direcionado.

Técnica/tecnologia de pesca	Atributo
Tipo de isca	Lula
Bastão luminoso	Presente
Horário de lançamento	Noturno
Hpb (número de anzóis por samburá)	03-10
Tipo de espinhel	Monofilamento

Cenário NT - A espécie não é o alvo principal da frota (“Never Target”)

Durante toda a série temporal (1978-2019) a frota de espinhel pelágico não teve o espadarte como espécie-alvo, sendo considerada como captura acessória. Desta forma, as características do “espinhel não direcionado” foram baseadas em configurações para captura de outras espécies (BROADHURST & HAZIN, 2001; HAZIN et al., 2002), como o uso da cavala como isca, espinhel de multifilamento e profundo, ausência de atratores luminosos e lançamentos diurnos (**Tabela 2**).

Tabela 2. Características do espinhel não direcionado.

Técnica/ Tecnologia de pesca	Atributo
Tipo de isca	Cavala
Bastão luminoso	Ausente
Horário de lançamento	Diurno
Hpb (número de anzóis por samburá)	21-30
Tipo de espinhel	Multifilamento

Cenário ST: O direcionamento da frota varia durante os anos (“Sometimes Target”)

Segundo Arfelli (1996), em 1994 iniciou-se o desenvolvimento da pesca direcionada ao *X. gladius* por parte da frota de espinhel pelágico brasileira. Desta forma, para este cenário considerou-se que a frota estudada não tinha o espadarte como espécie-alvo até 1993, quando mudou o direcionamento até o fim da série temporal. As características do espinhel utilizado no cenário NT (espinhel não direcionado) foram adotadas na primeira fase (1978-1993) e do espinhel utilizado no cenário AT (espinhel direcionado) na segunda fase (1994-2019). Considerou-se que a frota passou por uma transição gradativa na mudança da técnica de pesca e na configuração do aparelho entre 1994 e 2000.

Valores simulados

Na simulação foi gerado um arquivo com seguintes variáveis: número de espadartes capturados, número total de anzóis, mês, ano, latitude, longitude, espinhel (que agrupa as informações fixas referentes ao aparelho de pesca utilizado) e número de anzóis por samburá. A alocação espacial de esforço foi feita emulando o que se observa quanto aos locais da pesca utilizados pela frota brasileira comercial, entre as latitudes de 5°N e 35°S, e longitudes de 0°E e 50°W (RODRIGUES et al., 2020). Nove conjuntos de valores de captura foram simulados, correspondendo aos cruzamentos das três diferentes tendências populacionais (ver Figura 1), e dos três cenários quanto ao direcionamento da frota.

Cada conjunto de dados contém 389.658 registros de lances de pesca simulados para o período de 1978 a 2019. Em geral, quando agregados os valores simulados para todos os anos e partes do Atlântico Sul, as distribuições de frequência das capturas para o espadarte foram semelhantes em todos os cenários. As proporções de capturas nulas foram de 11,5%, 12,3 %, e 12,7% para o cenário AT nas populações com as três tendências temporais E, C e D respectivamente (Figuras 3 A, B e C). No cenário NT as proporções de nulos para as tendências E, C e D foram respectivamente 52,0%, 49,0% e 55,0% (Figura 3 D, E e F). Finalmente, as proporções de nulos no cenário ST para as tendências E, C e D foram de 28,6%, 28,9% e 30,0% respectivamente (Figuras 3 G, H e I).

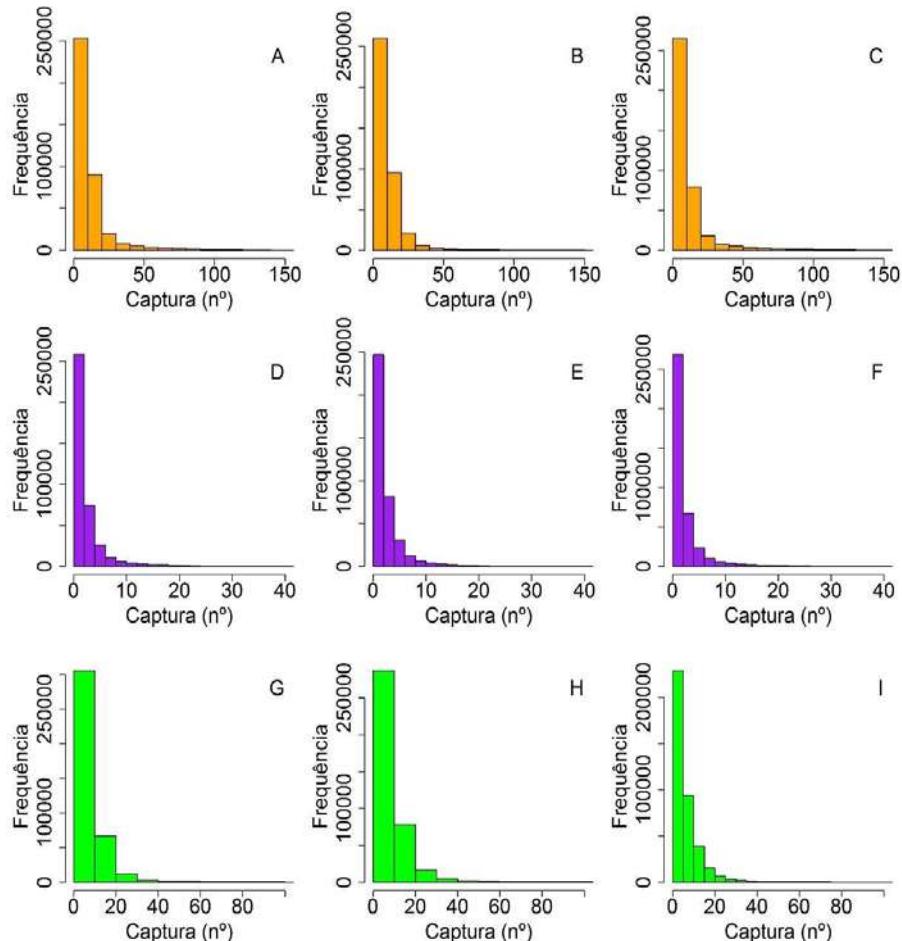


Figura 3. Distribuição de frequência dos valores simulados de captura para o espadarte. Cenário AT: Tendência populacional E (A), C (B) e D (C). Cenário NT: Tendência populacional E (D), C (E) e D (F). Cenário ST: Tendência populacional E (G), C (H) e D (I).

Padronização da Captura Por Unidade de Esforço

Para a padronização da CPUE foram utilizados modelos lineares generalizados (MLG), que podem ser escritos em notação matricial como $g[E(Y)] = X\beta$, em que Y é um vetor com as realizações da variável de resposta, $E(.)$ é a esperança, $g[.]$ é a função de ligação, X é a matriz com as realizações das variáveis explicativas, e β é o vetor de parâmetros. Detalhes sobre a construção de MLG e a estimativa de parâmetros podem ser encontrados em McCullagh e Nelder (1989). Foram utilizadas duas abordagens, referente a inclusão ou não das capturas nulas. Na primeira, a captura em número de peixes (incluindo as nulas) foi a variável resposta e o esforço medido em número de anzóis foi incluído com *offset*, nesta abordagem a variável resposta foi modelada com as distribuições de Poisson (P) e Binomial Negativa (BN), apropriadas para contagens. Na segunda abordagem as

capturas iguais a zero não foram consideradas, e o MLG foi usado para modelar apenas dados positivos. Assumiu-se então que a CPUE poderia ser modelada usando distribuição de densidade Gama (G) e o logaritmo da CPUE usando distribuição lognormal (LN).

Na Tabela 3 constam as variáveis explicativas utilizadas para a padronização dos valores de captura simulados e das capturas comerciais. Para os modelos com valores simulados, as variações nas configurações do espinhel associadas às diferentes quantidades de anzóis por samburá foram representadas pela variável categórica “espinhel”. Os seus níveis variam de acordo com o cenário em estudo, e serão referidos daqui pra frente como: espinhel direcionado e 3 hpb (“espinhel 3”); espinhel direcionado e 5 hpb (“espinhel 5”); espinhel direcionado e 7 hpb (“espinhel 7”); espinhel direcionado e 10 hpb (“espinhel 10”); espinhel não-direcionado e 21 hpb (“espinhel 21”); espinhel não-direcionado e 24 hpb (“espinhel 24”); espinhel não-direcionado e 27 hpb (“espinhel 27”) e espinhel não-direcionado e 30 hpb (“espinhel 30”).

Tabela 3. Variáveis disponíveis para análise dos valores de captura simulados.

Variável	Modelo	Amplitude
Valores simulados		
Ano	Categórico	1978-2019
Trimestre	Categórico	1-4
Latitude	Contínuo	5°N -35°S
Longitude	Contínuo	0°E - 50°W
Espinhel	Categórico	Cenário AT: (4 níveis): 3,5,7 e 10. Cenário NT: (4 níveis): 21,24,27 e 30. Cenário ST: (8 níveis): 3,5,7,10,21,24,27 e 30.

A seleção das variáveis explicativas e a ordem em que foram incluídas como efeito principal no modelo foi feita com base no Critério de Informação de Akaike (*Akaike Information Criterion - AIC*) (AKAIKE, 1974), o qual contempla um balanço entre viés e variância na busca por um modelo parcimonioso (BURNHAM & ANDERSON, 2002). Interações de primeira ordem foram incluídas nos modelos desde que promovessem redução do AIC. O efeito principal de uma variável (por exemplo, trimestre) só foi descartado se todas as interações que incluem esse fator já tivessem sido descartadas. As interações com o ano são mais difíceis de explicar e representam uma confusão potencial do sinal da abundância com outro fator do modelo (CAMPBELL, 2015), por isso não foram consideradas nas análises.

Finalmente, a seleção de um modelo entre aqueles ajustados à mesma variável resposta foi baseado no AIC e no critério Bayesiano (BIC) (SCHWARZ, 1978), enquanto a comparação entre modelos ajustados a diferentes variáveis resposta (captura, CPUE ou log(CPUE)) foi realizada com base no pseudo-R². Gráficos de diagnóstico padrão foram usados para avaliar os ajustes dos modelos e selecionar os modelos finais.

Análise de desempenho

As tendências temporais padronizadas e as tendências temporais simuladas foram normalizadas ($x/\text{mean}(x)$) para comparação. Todos os modelos foram analisados, até mesmo os que não foram selecionados pelos critérios descritos anteriormente. O desempenho foi avaliado em cada caso com base na estimativa da raiz do erro quadrático médio (*REQM*) normalizado. Na *REQM* se usa os

resíduos entre a tendência simulada (S) e a CPUE padronizada (I) para quantificar a acurácia de cada padronização. A raiz do erro quadrático médio é definida como:

$$REQM = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^T (Y_t^S - Y_t^I)^2}{T}}.$$

em que: Y_t^S é o valor simulado (previsto); Y_t^I é o valor da CPUE padronizada (observado); e T é a quantidade de anos. O resultado é sempre positivo e a $REQM = 0$ indica desempenho perfeito, assim o melhor modelo será aquele com valores mais baixos da $REQM$, em relação aos modelos de comparação. As médias da $REQM$ para todos os casos foram comparadas com o Teste de Wilcoxon\Man-Whitney. Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R 4.0.4 (R CORE TEAM, 2021).

3. Resultados

Seleção dos modelos

A seleção das variáveis explicativas a partir da redução do AIC foi semelhante para a maioria dos casos estudados (Tabela 4). As interações com o ano, como dito anteriormente, não foram incluídas nas análises. Por outro lado, todas as outras interações de primeira ordem foram mantidas, exceto no modelo Poisson, cenário ST e tendência populacional estável (P3E) e no modelo gama, cenário ST e tendência populacional decrescente (G3D), em que a interação entre a latitude e a longitude não promoveram redução no AIC. Para simplificar, as abreviações listadas na Tabela 10 serão utilizadas para se referir às combinações de cenários, tendências populacionais e modelos que estão sendo estudados daqui para frente.

O número de parâmetros, os valores de AIC, BIC e o Pseudo- R^2 para os 40 modelos ajustados são mostrados na Tabela 5. Primeiramente, os modelos Poisson e binomial negativo, ajustados à mesma variável resposta, foram comparados a partir do AIC e BIC. Os modelos ajustados com a distribuição binomial negativa foram os que apresentaram os menores valores para todos os cenários e tendências populacionais. Em seguida, o Pseudo- R^2 foi utilizado para comparar os modelos binomiais negativos (BN) e os lognormais (LN) e gama (G) que têm variáveis respostas diferentes. Para o cenário AT e os conjuntos de dados que representam uma tendência populacional estável, crescente e decrescente, os modelos que apresentaram os maiores Pseudo- R^2 foram os ajustados com distribuição binomial negativa: BN1E (0,76), BN1C (0,63) e BN1D (0,79). Para o cenário NT, os conjuntos de dados que representam um tamanho populacional estável, crescente e decrescente foram melhor ajustados com a distribuição gama: G2E (0,69), G2C (0,62) e G2D (0,73) e para o cenário ST, os modelos selecionados considerando as tendências populacionais estável e crescente foram os ajustados com a distribuição gama, enquanto para a tendência populacional decrescente aquele que apresentou maior Pseudo- R^2 foi ajustado com distribuição binomial negativa: G3E (0,58), G3C (0,59) e BN3D (0,51). Para simplificação, nas figuras 4, 5 e 6 constam somente os resultados dos modelos previamente selecionados para o Cenário AT, NT e ST, respectivamente. O diagnóstico de resíduos calculados para os modelos ajustados para o cenário AT, NT e ST foram no geral semelhantes. Os ajustes parecem ser tendenciosos, devido a distribuição irregular dos resíduos como pode ser observado nos painéis à esquerda (Figura 4A, D e G; Figura 5A, D e G; Figura 6A, D e G).

Tabela 4. As estruturas do modelo final para todos os cenários e abordagens estão listadas. Todas as variáveis explicativas foram ajustadas como efeitos fixos nos modelos analisados. (AT- “Always Target”; NT – “Never Target”; ST – “Sometimes Target”; E- estável; C- crescente; D- decrescente; A- ano; ES- espinhel; T- trimestre; Lat- latitude; Lon- longitude).

Cenários	Tendência populacional	Distribuição	Variável Resposta	Estrutura	Abreviação
AT	E	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	P1E
AT	E	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN1E
AT	E	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN1E
AT	E	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	G1E
AT	C	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	P1C
AT	C	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN1C
AT	C	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN1C
AT	C	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	G1C
AT	D	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	P1D
AT	D	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN1D
AT	D	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN1D
AT	D	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	G1D
NT	E	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	P2E
NT	E	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN2E
NT	E	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN2E
NT	E	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	G2E
NT	C	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	P2C
NT	C	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN2C
NT	C	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN2C
NT	C	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	G2C
NT	D	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	P2D
NT	D	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN2D
NT	D	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN2D
NT	D	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	G2D
ST	E	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$ Lat*Lon	P3E
ST	E	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN3E
ST	E	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN3E
ST	E	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	G3E
ST	C	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	P3C
ST	C	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN3C
ST	C	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN3C
ST	C	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	G3C
ST	D	Poisson	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	P3D
ST	D	Binomial Negativa	Captura	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	BN3D
ST	D	Normal	Log(CPUE)	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$	LN3D
ST	D	Gama	CPUE	$A+(ES+T+Lat+Lon)^2$ Lat*Lon	G3D

Tabela 5. Resumo dos modelos ajustados aos valores simulados. Número de parâmetros (k), Critério de Informação de Akaike (AIC), Critério Bayesiano de Schwarz (BIC) e Pseudo-R². Os modelos selecionados estão com asterisco (*).

Modelos	k	AIC	BIC	Pseudo-R ²
Poisson				
P1E	72	2386047	2386656	0,67
P1C	72	2388181	2388725	0,54
P1D	72	2312080	2312635	0,69
P2E	72	1411786	1413134	0,47
P2C	72	1478551	1479073	0,39
P2D	72	1506292	1506825	0,44
P3E	95	2176529	2178499	0,52
P3C	96	15118090	15119798	0,62
P3D	96	2102500	2103044	0,45
Binomial negativa				
BN1E*	72	2177599	2178153	0,76
BN1C*	72	2169148	2169702	0,63
BN1D*	72	2026452	2027267	0,79
BN2E	72	1382977	1384336	0,45
BN2C	72	1437152	1437685	0,36
BN2D	72	1375365	1376093	0,44
BN3E	96	1935339	1936699	0,52
BN3C	96	1896182	1897499	0,58
BN3D*	96	1846774	1847775	0,51
Lognormal				
LN1E	72	562725,4	563300,8	0,57
LN1C	72	620720,8	621274,1	0,39
LN1D	72	633197,8	633750,9	0,56
LN2E	72	492202,6	492744,5	0,48
LN2C	72	518552,8	519096,1	0,41
LN2D	72	539594,2	540123,1	0,42
LN3E	96	487198,6	488256	0,54
LN3C	96	465919,8	466976,9	0,56
LN3D	96	577332,7	578066,2	0,47
Gama				
G1E	72	-3706096	-3705543	0,59
G1C	72	-3751267	-3750714	0,47
G1D	72	-3723038	-3722485	0,52
G2E*	72	-3651615	-3651073	0,69
G2C*	72	-3722625	-3722103	0,62
G2D*	72	-3414764	-3414235	0,73
G3E*	96	-3860899	-3859852	0,58
G3C*	95	-3820327	-3819065	0,59
G3D	96	-3784185	-3783635	0,45

Os gráficos no segundo painel indicam que a distribuição residual está próxima da distribuição Normal, mas as caudas da aderência da distribuição à distribuição Normal teórica não parecem satisfatórias (Figura 4B, E e H; Figura 5B, E e H; Figura 6B, E e H). As capturas e a CPUE são variáveis estritamente positivas e distribuições assimétricas são comuns. A distribuição Normal não

foi assumida, em vez disso, foram utilizadas as distribuições de probabilidade binomial negativa e gama que podem ser adequadas para modelar tais tipos de variáveis respostas assimétricas. Portanto, os dados não normais não são motivo de preocupação. No entanto, é importante lembrar que a maioria das inferências nas estruturas GLM é baseada na suposição assintótica de que os dados são aproximadamente normais em condições moderadas com grande tamanho de amostra. Consequentemente, os resultados da inferência podem não ser tão poderosos quanto na condição ideal de normalidade.

Como regra geral, as distâncias de Cook inferiores a 0,5 não são motivo de grande preocupação (DOBSON, 2002). A alavancagem não foi alta nos modelos selecionados (Figura 4C, F e I; Figura 5C, F e I; Figura 6C, F e I), indicando que não tiveram registros altamente influentes. Assumiu-se que os ajustes gerais dos modelos selecionados foram aceitáveis, apesar de não serem os ideais.

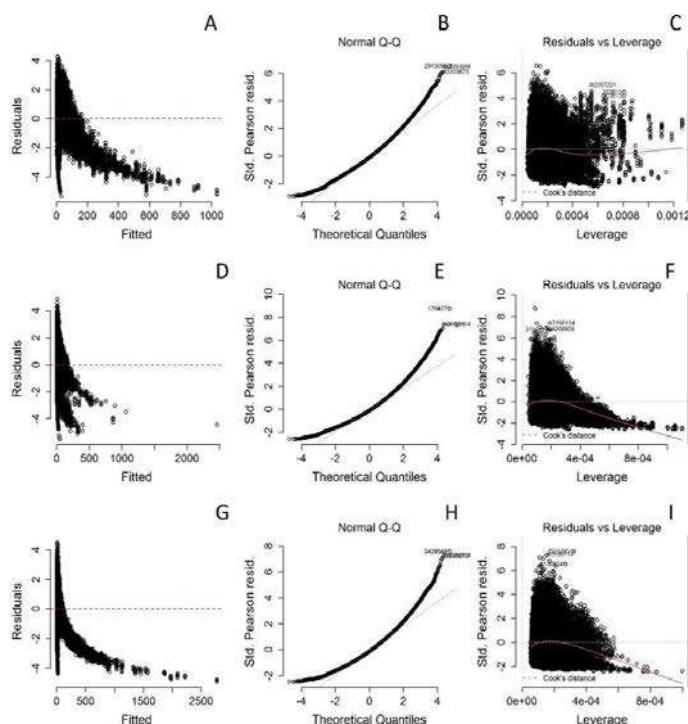


Figura 4. Gráficos de diagnósticos de resíduos para os modelos selecionados para o cenário AT e com distribuição Binomial Negativa: BN1E (A, B, C); BN1C (D, E, F) e BN1D (G, H, I).

Para avaliar o desempenho das variáveis explicativas em explicar as variações na variável resposta, foi analisada a proporção da redução total da deviance devido à inclusão da variável explicativa para os modelos selecionados (Tabela 6). A maior parte da redução proporcional ocorreu após a inclusão do fator “Ano” em oito dos nove modelos com valores simulados. A variável “Espinhel” foi a segunda mais importante para reduzir a deviance total para todos os cenários AT e NT, exceto no modelo BN1C em que foi a mais importante (41,21%), enquanto no cenário ST a inclusão da variável “Longitude” foi a segunda a proporcionar as maiores reduções na deviance.

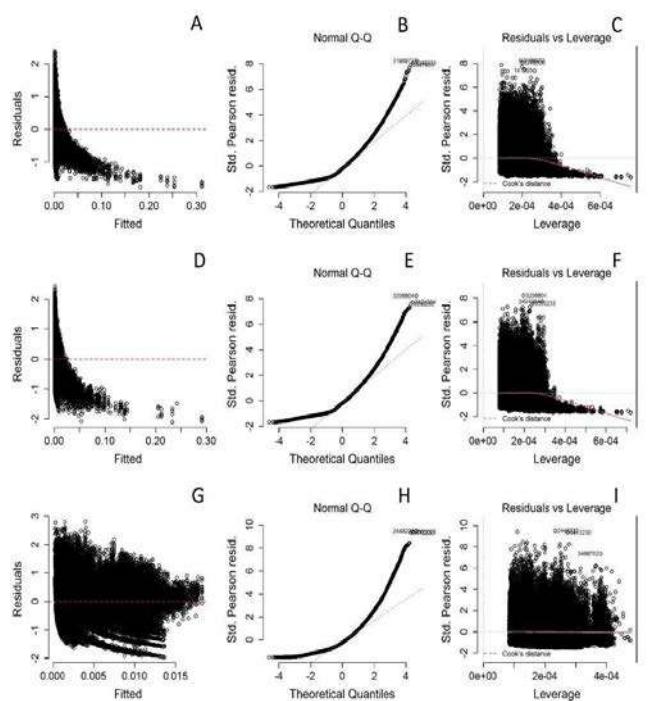


Figura 5. Gráficos de diagnósticos de resíduos para os modelos selecionados para o cenário NT e com distribuição gama: G2E (A, B, C); G2C (D, E, F) e G2D (G, H, I).

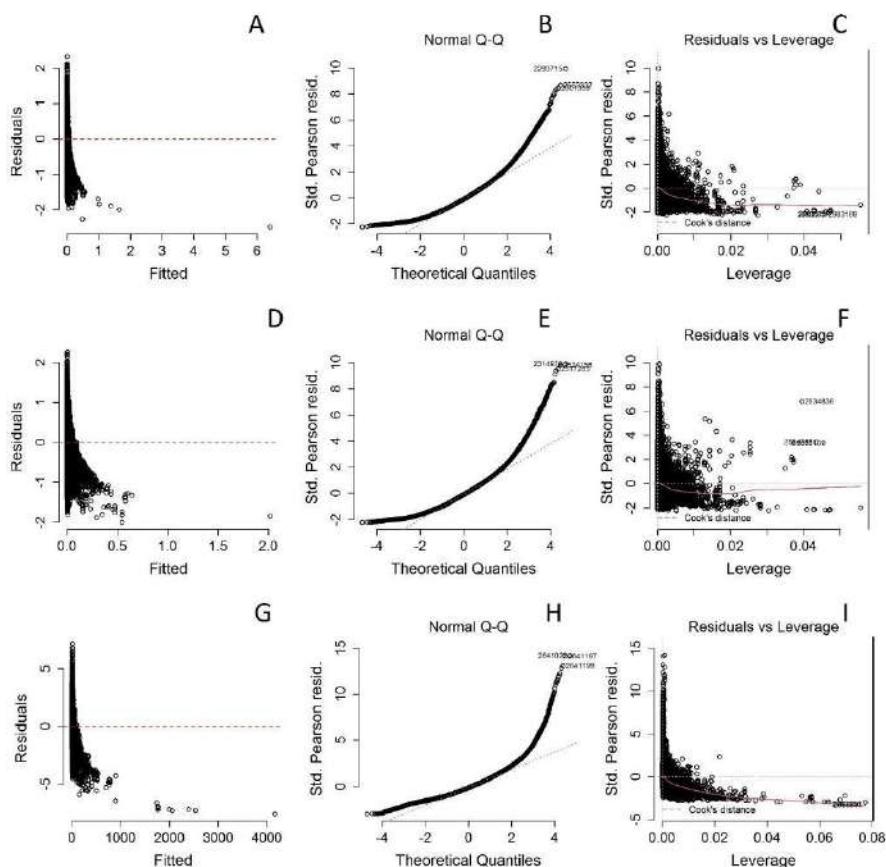


Figura 6. Gráficos de diagnósticos de resíduos para os modelos selecionados para o cenário ST e com distribuição gama: G3E (A, B, C); G3C (D, E, F) e binomial negativa: BN3D (G, H, I).

Tabela 6. Proporção da redução total da deviance (Prop. Dev.) devido à inclusão da variável. A- ano; ES- espinhel; T-trimestre; Lat- latitude; Lon- longitude.

	A	ES	T	Lat	Lon	ES*T	ES*Lat	ES*Lon	T*Lat	T*Lon	Lat*Lon
BN1E											
Prop.	61,13	19,63	2,04	1,93	11,45	0,32	1,59	0,19	0,95	0,35	0,44
Dev.											
BN1C											
Prop.	24,12	41,21	3,45	2,96	22,12	0,49	2,66	0,32	1,76	0,62	0,28
Dev.											
BN1D											
Prop.	71,02	13,72	1,67	1,58	8,91	0,25	1,24	0,18	0,76	0,27	0,40
Dev.											
G2E											
Prop.	64,44	20,53	1,40	0,68	9,54	0,33	1,46	0,26	0,59	0,26	0,52
Dev.											
G2C											
Prop.	50,43	29,91	1,96	0,72	13,31	0,34	1,55	0,26	0,78	0,32	0,42
Dev.											
G2D											
Prop.	73,35	13,88	1,22	0,66	7,80	0,28	1,31	0,21	0,55	0,20	0,54
Dev.											
G3E											
Prop.	47,00	1,63	3,53	1,91	27,66	3,00	8,55	5,82	0,43	0,48	0,00
Dev.											
G3C											
Prop.	52,04	1,29	3,28	1,57	25,88	2,70	6,84	5,61	0,38	0,41	0,01
Dev.											
BN3D											
Prop.	48,01	2,45	3,35	2,67	23,84	3,58	9,36	5,64	0,54	0,56	0,00
Dev.											

Desempenho dos modelos

O conjunto de dados referentes a tendência populacional E no cenário AT teve REQM médio mais baixo das três tendências e dos três cenários examinados para todos os modelos (Tabela 7), com destaque para o modelo lognormal (0,0774) (Figura 9). Além disso, não houve diferença significativa entre o cenário NT e ST ($W=10$, $p\text{-value}=0,68$). Os modelos que resultaram nos menores desvios da tendência verdadeira foram o gama (0,3142) e lognormal (0,1893), cenário NT e ST, respectivamente (Figura 9 e 10). A média da REQM para a tendência populacional C foi menor no cenário NT, especialmente para o modelo gama (0,2523). Para o cenário AT e ST, os modelos Poisson e gama foram os que apresentaram os menores desvios (Figura 7 e 10). Para a tendência D no cenário ST, o erro foi relativamente baixo (média=0,18), embora as tendências padronizadas para esse cenário não tenham flutuado em torno da tendência real, de maneira geral.

A distribuição que apresentou os menores valores de REQM foi a gama (média=0,28) (Figura 10), enquanto a distribuição Binomial Negativa proporcionou os maiores erros (média REQM=0,38) (Figura 8), no entanto, não houve diferença significativa entre os dois modelos ($W=26$, $p\text{-value}=0,22$; Tabela 7). De maneira geral, o GLM apresentou melhor desempenho em estimar índices relativos de abundância para o cenário em que as frotas sempre tiveram o espadarte como alvo e em que a população se manteve estável ao longo do tempo. No entanto, houve divergência entre alguns modelos selecionados para obter os índices relativos de abundância e aqueles que apresentaram maior acurácia, porém essas diferenças não foram significativas.

Tabela 7. Raiz do erro quadrático médio (REQM) normalizada dos modelos ajustados às verdadeiras tendências temporais: estável (E), crescente (C) e decrescente (D), para todos os cenários (AT, NT e ST). Com asterisco (*) os modelos que apresentaram os menores valores de REQM, para cada tendência temporal e cenário.

Tendência-Cenário	Poisson	Binomial Negativa	Lognormal	Gama
E--AT	0,0830	0,0852	0,0774*	0,1104
C-AT	0,3279*	0,3373	0,3528	0,3331
D-AT	0,4461	0,4197	0,4035	0,3962*
E-NT	0,3719	0,3517	0,3145	0,3142*
C-NT	0,2656	0,2687	0,2955	0,2523*
D-NT	0,5842	0,5659	0,4622*	0,4876
E-ST	0,3393	0,4653	0,1893*	0,1910
C-ST	0,4267	0,5878	0,4289	0,4015*
D-ST	0,1750	0,3313	0,1019	0,0950*

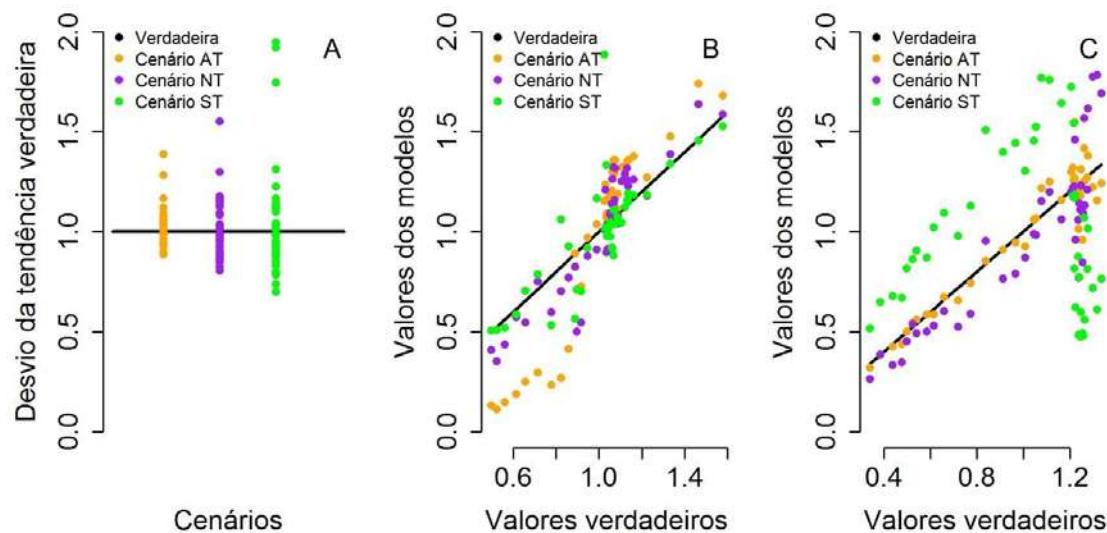


Figura 7. Desvios da tendência temporal verdadeira E (A); Regressão linear comparando a tendência real da população e os valores populacionais modelados para a tendência temporal C (B); e tendência temporal D (C) com o modelo Poisson para os três cenários (“Always Target” - AT; “Never Target” - NT; “Sometimes Target” - ST).

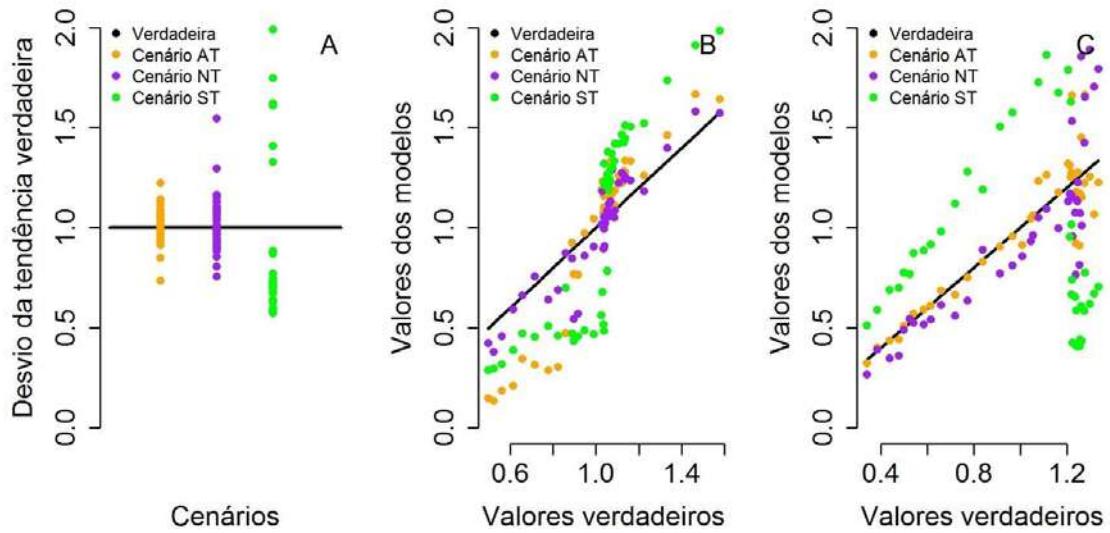


Figura 8. Desvios da tendência temporal verdadeira E (A); Regressão linear comparando a tendência real da população e os valores populacionais modelados para a tendência temporal C (B); e tendência temporal D (C) com o modelo Binomial Negativo para os três cenários (“Always Target” - AT; “Never Target” - NT; “Sometimes Target” - ST).

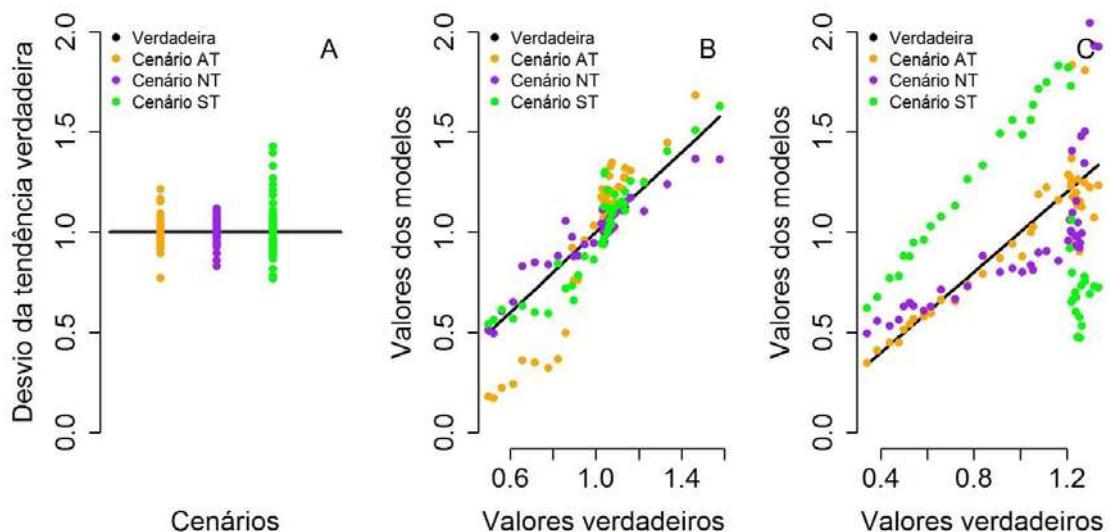


Figura 9. Desvios da tendência temporal verdadeira E (A); Regressão linear comparando a tendência real da população e os valores populacionais modelados para a tendência temporal C (B); e tendência temporal D (C) com o modelo lognormal para os três cenários (“Always Target” - AT; “Never Target” - NT; “Sometimes Target” - ST).

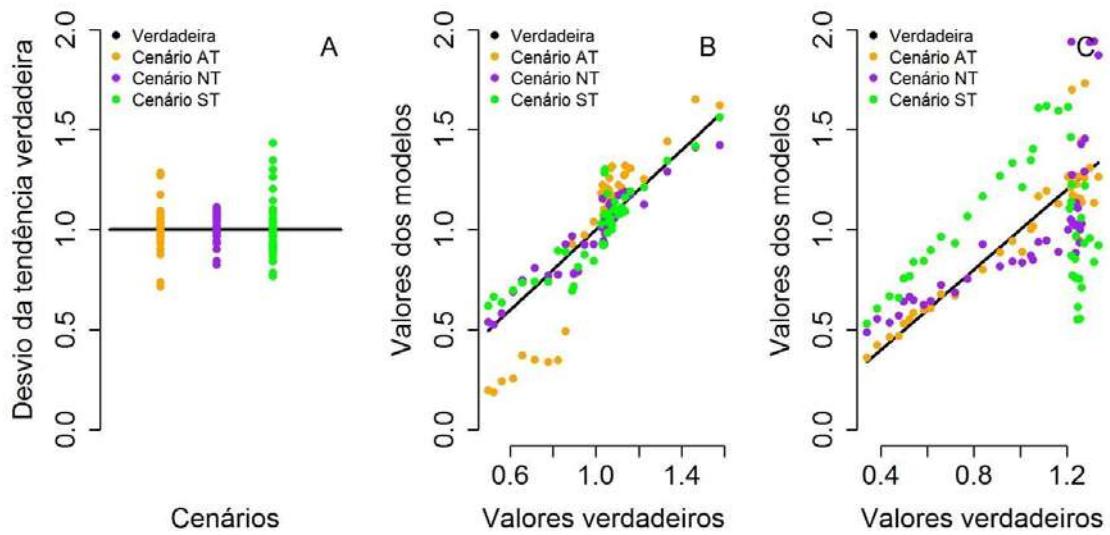


Figura 10. Desvios da tendência temporal verdadeira E (A); Regressão linear comparando a tendência real da população e os valores populacionais modelados para a tendência temporal C (B); e tendência temporal D (C) com o modelo gama para os três cenários (“Always Target” - AT; “Never Target” - NT; “Sometimes Target” - ST).

4. Considerações Finais

Embora com abordagens e estruturas de modelagem diferentes, a maioria dos modelos conseguiu captar bem as tendências populacionais subjacentes aos cenários em que a espécie sempre foi alvo da frota (AT) e nunca foi alvo da frota (NT) durante toda a série temporal. Os resultados obtidos enfatizam a importância de incluir as informações referentes às configurações dos aparelhos de pesca e às táticas de pesca no processo de padronização da CPUE de espécies que sempre foram alvo ou não alvo da frota ao estimar a abundância relativa. No entanto, o cenário em que a espécie foi alvo em apenas uma fase da série temporal (ST) é especialmente problemático, principalmente quando a biomassa da população é decrescente. No cenário ST, a mudança no direcionamento da frota é acompanhada por um aumento na capturabilidade da espécie da primeira fase (espadarte não alvo) para a segunda fase (espadarte alvo), devido às alterações nas táticas de pesca efetuadas pela frota a fim de maximizar as capturas da espécie. No entanto, apesar da inclusão de uma variável que carrega o efeito dessas alterações, os valores dos índices relativos de abundância na primeira fase se mantiveram abaixo do nível das estimativas para a segunda fase. Assim, as tendências das séries de CPUE padronizadas parecem na verdade refletir a trajetória da capturabilidade e não da biomassa, como era o esperado para um índice de abundância.

As pescarias simuladas neste estudo incorporaram mudanças na tática de pesca para refletir a mudança na espécie-alvo. Embora esta importante característica tenha sido incorporada, a simulação não considerou outras dinâmicas potencialmente importantes como aquelas relacionadas ao tamanho, idade ou sexo na população, bem como a dinâmica complexa de evolução das frotas. Portanto, devemos admitir que as presentes conclusões são esclarecedoras quanto às questões importantes sobre uma problemática que está presente na maioria das pescarias multi específicas, porém ainda há outros pontos importantes a serem explorados e que ainda precisam ser estudados.

Eixo C – Avaliação de Estoques

Linha de pesquisa: Modelagem de avaliação de estoques

Atividade: Análise preliminar do desempenho dos métodos CMSY e BSM na avaliação de estoques de espécies alvo e não-alvo usando dados simulados

Pesquisadores envolvidos: Vívian Graziela Oliveira Carneiro, Humber Agrelli de Andrade

1. Introdução

Foram aplicados e comparados os resultados dos métodos CMSY (*Catch-Maximum Sustainable Yield*) e BSM (*Bayesian Schaefer Model*) usando dados simulados para seis cenários, considerando o direcionamento da frota (espécie alvo ou não-alvo) e diferentes tendências populacionais. O método CMSY usa apenas uma série temporal de capturas e informações qualitativas auxiliares para quantificar a biomassa, taxa de exploração, Rendimento Máximo Sustentável (MSY) e pontos de referência. Enquanto o BSM utiliza dados de captura e biomassa ou captura por unidade de esforço (CPUE). O objetivo é avaliar o uso de índices relativos de abundância na avaliação de estoques, nos casos em que a espécie é alvo ou não da frota.

2. Metodologia

Valores simulados e CPUE padronizada

Foram utilizados os conjuntos de dados simulados para os cenários AT (*Always Target*) e NT (*Never Target*). Foram selecionados para esta análise seis conjuntos, correspondendo aos cruzamentos das três diferentes tendências populacionais (Estável, Crescente e Decrescente), e dois cenários quanto ao direcionamento da frota (Alvo e Não-alvo). Cada conjunto de dados contém 194.800 registros de lances de pesca simulados para o período de 1991 a 2019. Para o método BSM, que requer um série temporal de índice relativo de abundância, foram também utilizadas as séries de CPUE padronizadas ajustadas com a distribuição gama obtidas na seção anterior, para mais detalhes ver seção 7. Para este estudo, assumiu-se que os valores simulados são amostras que representam o estoque como um todo.

Descrição geral dos métodos CMSY e BSM

O método CMSY (FROESE et al., 2017) pode ser visto como um exercício de contabilidade onde, a partir de uma biomassa assumida, as capturas anuais são subtraídas da biomassa do estoque e sua produção biológica anual é adicionada a ela. Isso resulta em uma trajetória de biomassa cuja forma é determinada pelas capturas e pela taxa de crescimento do estoque, conforme determinado por um valor assumido da taxa de crescimento populacional intrínseca (r ; “resiliência”) e por quão perto a biomassa está da capacidade de suporte (k). O componente Monte-Carlo dos métodos é então utilizado para gerar milhares de trajetórias, cada uma com diferentes valores assumidos de r e k , e identifica as trajetórias que fornecem soluções viáveis, ou seja, trajetórias que não “quebram” o estoque e que atendem aos critérios informados (“priors”).

Além do método CMSY, uma implementação de *state-space* Bayesiano do modelo de produção excedente de Schaefer (BSM) foi aplicada (FROESE et al., 2017). Os métodos CMSY e BSM assumem que o crescimento populacional segue uma curva logística, conforme assumido no modelo excedente de produção de Schaefer (SCHAEFER, 1954, 1957). Portanto, no ano subsequente ($t + 1$), a biomassa (B_{t+1}) segue a equação:

$$B_{t+1} = B_t + r(1 - B_t/k)B_t - C_t \quad (1)$$

onde B_t é a biomassa no ano t , r é a taxa intrínseca de aumento da população, k é a capacidade de suporte (assumida equivalente ao tamanho da população inexplorada) e C_t é a captura no ano t . Quando o tamanho do estoque está severamente esgotado (a biomassa cai abaixo de $0,25k$) (FROESE et al., 2017), a Equação (1) é ligeiramente modificada para levar em conta a “depensation”, ou seja, recrutamento reduzido em baixos níveis de biomassa (MYERS et al., 1995), conforme mostrado na Equação (2):

$$B_t + 1 = B_t + (4rBt/k)(1 - Bt/k)Bt - Ct|Bt/k < 0,25 \quad (2)$$

o termo $4rBt/k$ pressupõe um declínio linear do recrutamento abaixo da metade da biomassa capaz de produzir o MSY.

Dada uma série temporal de capturas e informações qualitativas sobre o status do estoque, o método CMSY, usando uma abordagem de Monte-Carlo, identifica trajetórias viáveis de biomassa populacional (a) compatível com a série temporal de captura, (b) compatível com as premissas assumidas sobre reduções de biomassa, e (c) ocorrem dentro de intervalos prévios de r e k , correspondendo a pares $r-k$ viáveis. Um par de parâmetros é considerado “viável” se suas trajetórias de biomassa correspondentes forem compatíveis com a série de capturas, ou seja, não colapsar nem exceder o máximo da porcentagem de capacidade de suporte que se supõe que tenha permanecido no final da série temporal considerada.

Determinando os limites do espaço r-k e intervalo da biomassa

Para atribuir valores padrão aos intervalos r para os seis cenários em questão, as estimativas de resiliência fornecidas no *FishBase* (www.fishbase.org) para o espadarte (*Xiphias gladius*) foi traduzida para os intervalos r . Para a espécie, estima-se que a resiliência seja média, que para padrões CMSY corresponde a valores de r no intervalo 0,2–0,8 (ver FROESE et al., 2017).

Os métodos CMSY e BSM também exigem *priors* para biomassa em relação à capacidade de suporte. Isso inclui uma faixa de biomassa em relação à biomassa inexplorada (B/k) no início e no final da série temporal. Sendo assim, no que diz respeito à faixa de taxas de esgotamento (B/K), para fins de investigação, considerou-se que no início da série temporal o estoque estava sendo levemente explorado. Uma taxa de depleção inicial (B/K) de 0,6-0,9 foi usada. A fim de não restringir demais a trajetória de estoque estimada, utilizou-se um intervalo mais amplo, entre 0,2 e 0,7, para a taxa de exaustão do último ano. Todas as análises foram realizadas com o programa R versão 4.2.1 (R CORE TEAM, 2022), com auxílio do pacote *datalimited2* (FREE, 2018).

3. Resultados

Nesta contribuição, aplicamos os métodos CMSY e BSM aos dados referentes a seis cenários estudados. Um resumo das estimativas de parâmetros são mostrados na Tabela 1. As estimativas obtidas para avaliações CMSY foram r (0,45–0,57 ano⁻¹), k (408,16 – 2731,12 toneladas), MSY (46,43–386,13 toneladas·ano⁻¹), $BMSY$ (204,08–1365,56 toneladas), $FMSY$ (0,23–0,28) e $B/BMSY$ (0,28–1,45). Enquanto que para as avaliações BSM foram r (0,34–0,41 ano⁻¹), k (433,36–3510,68 toneladas), MSY (43,99–300,20 toneladas·ano⁻¹), $BMSY$ (216,68–1755,34 toneladas), $FMSY$ (0,17–0,20) e $B/BMSY$ (0,23–1,30).

Com base no $B/BMSY$ no último ano de uma série temporal, o status do estoque para as populações estudadas pode ser definido. Tanto para o método CMSY e BSM, as populações em dois cenários em que a tendência biomassa verdadeira é decrescente (D-AT e D-NT) estão severamente sobrepescadas, enquanto que para as outras populações, em que a tendência é estável ou crescente, estão saudáveis

(Tabela 14). Não houve diferença no status do estoque no último ano entre os estoques que eram alvo da frota e aqueles que não eram alvo.

Tabela 1. Estimativas de r, k, MSY, FMSY biomassa relativa e status conforme obtido pelos método CMSY e BSM. (AT- “Always Target”; NT – “Never Target”; E- estável; C- crescente; D- decrescente).

Método	Tendência-Cenário	Parâmetros					Stock Status*	
		r	k	MSY	FMSY	BMSY		
CMSY	E-AT	0,57	2162,81	305,78	0,28	1081,41	1,45	Saudável
	C-AT	0,57	2731,12	386,13	0,28	1365,56	1,44	Saudável
	D-AT	0,46	1849,65	214,10	0,23	924,83	0,33	Severamente sobrepescado
	E-NT	0,57	465,45	65,81	0,28	232,72	1,45	Saudável
	C-NT	0,57	586,86	82,97	0,28	293,43	1,43	Saudável
	D-NT	0,45	408,16	46,43	0,23	204,08	0,28	Severamente sobrepescado
BSM	E-AT	0,34	2823,50	238,74	0,17	1411,75	1,00	Saudável
	C-AT	0,34	3510,68	300,20	0,17	1755,34	1,26	Saudável
	D-AT	0,39	2087,37	205,56	0,20	1043,69	0,24	Severamente sobrepescado
	E-NT	0,37	571,29	53,00	0,19	285,64	1,07	Saudável
	C-NT	0,36	738,23	66,00	0,18	369,11	1,30	Saudável
	D-NT	0,41	433,36	43,99	0,20	216,68	0,23	Severamente sobrepescado

*segundo Palomares et al. (2018)

A Figura 1, que compara os pares de estimativas de $B_{end}/BMSY$ com e sem dados de CPUE mostra que análises com os dados adicionados de CPUE não alteram os valores de $B_{end}/BMSY$ consideravelmente. Estimativas mais semelhantes foram observadas nos casos em que a tendência verdadeira era decrescente e quando o estoque era alvo ou não alvo. De maneira geral, os dois métodos apresentaram resultados semelhantes, independentemente do estoque ser alvo ou não, com maior similaridade quando a tendência real da biomassa é decrescente e mais afastados quando a tendência real é estável.

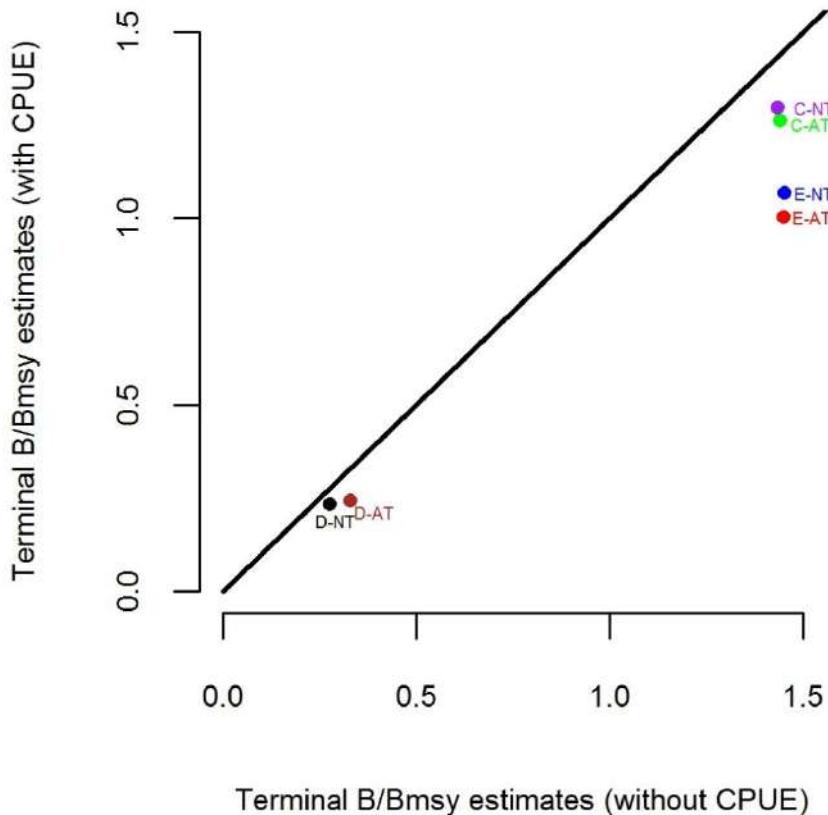


Figura 1. Estimativas de B_{end}/B_{MSY} sem (CMSY) e com (BSM) dados de CPUE adicionados à análise.

Os níveis de biomassa estimados a partir dos métodos CMSY e BSM foram e comparados com os “valores verdadeiros” de biomassa adotados para a simulação (Figura 2), o que implicou uma incerteza relativamente maior dos métodos ao estimar a biomassa quando o estoque é alvo da frota e quando as tendências reais são crescentes ou estáveis. De maneira geral, o melhor desempenho foi obtido quando a espécie não é alvo da frota. Foram observadas superestimativas da biomassa quando a espécie é considerada durante todo o histórico da pescaria como alvo de pesca. Nestes casos possivelmente ocorre viés, uma vez que as frotas operam sempre em locais particulares de agregação elevada, gerando superestimativas das densidades devido a viscosidade no comportamento da população, mesmo quando a abundância do estoque como um todo é reduzida (MACCALL, 1990). Quando a espécie não é alvo, a frota comercial funciona como um amostrador aleatório, gerando estimativas mais precisas. Além disso, os métodos estudados são mais eficazes quando a biomassa populacional está em declínio.

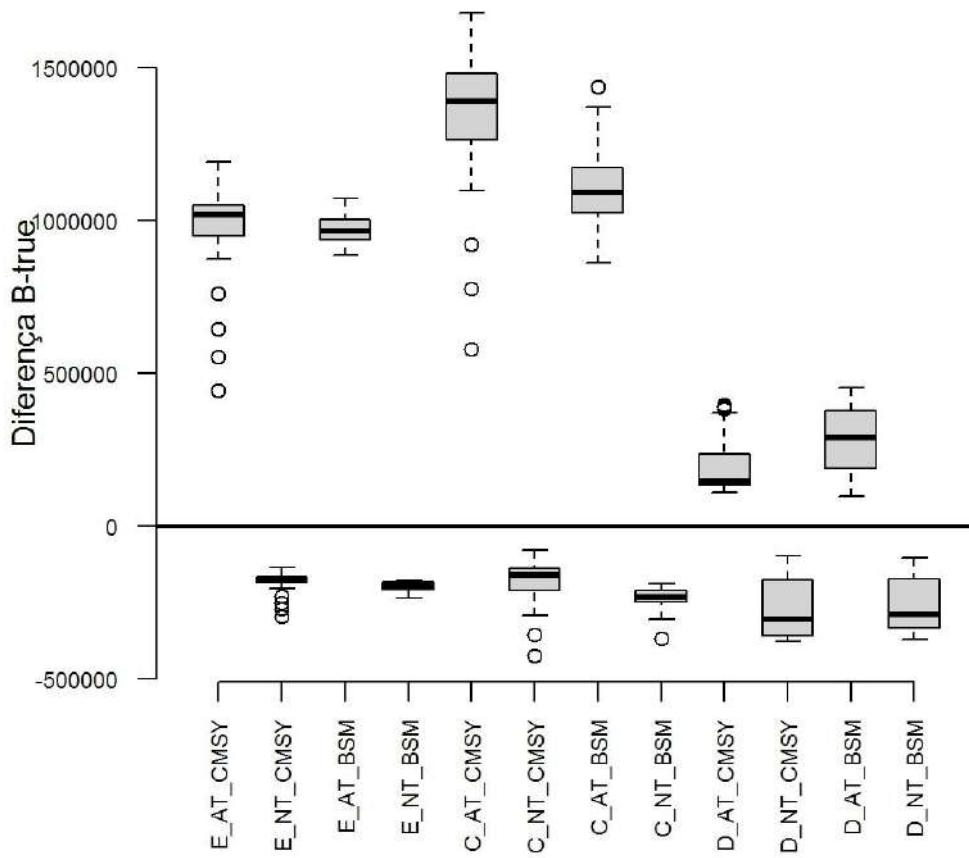
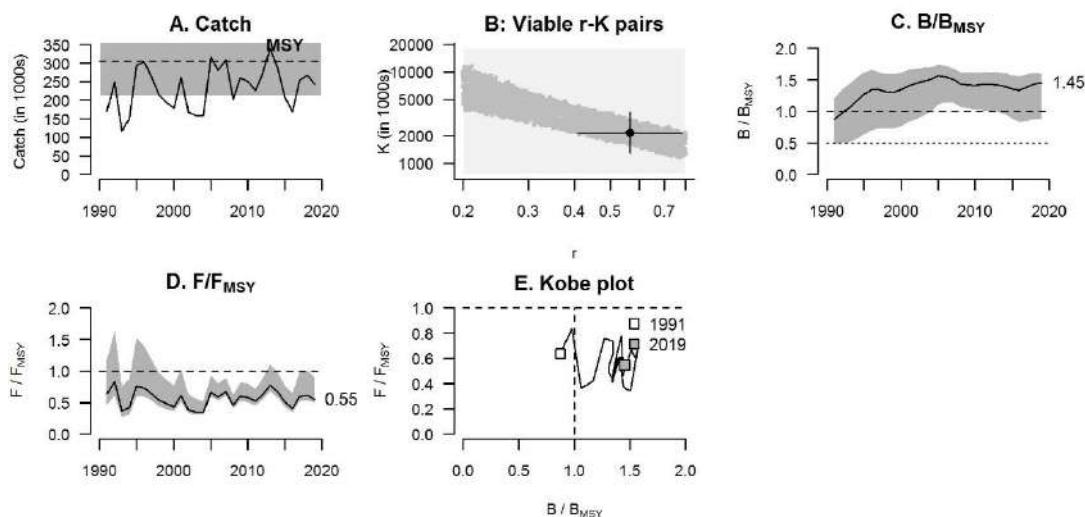


Figura 2. Diferença entre a biomassa estimada a partir dos métodos CMSY e BSM f e os “valores verdadeiros” de biomassa adotados para a simulação.

Os resultados das análises CMSY e BSM, com informações relevantes para a gestão de um estoque pesqueiro, são apresentados na Figura 3 (para o cenário E-AT), Figura 4 (para o cenário C-AT), Figura 5 (para o cenário D-AT), Figura 6 (para o cenário E-NT), Figura 7 (para o cenário C-NT) e Figura 8 (para o cenário D-NT). Vale ressaltar que a adição dos dados de CPUE (Método BSM) reduziu os intervalos de confiança e modificaram a forma das trajetórias de biomassa.

CMSY



BSM

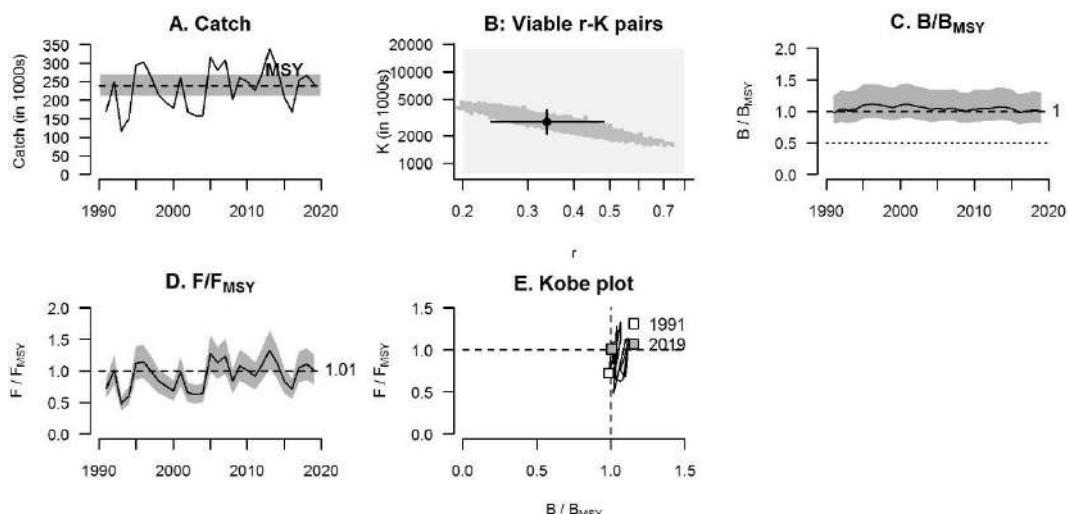
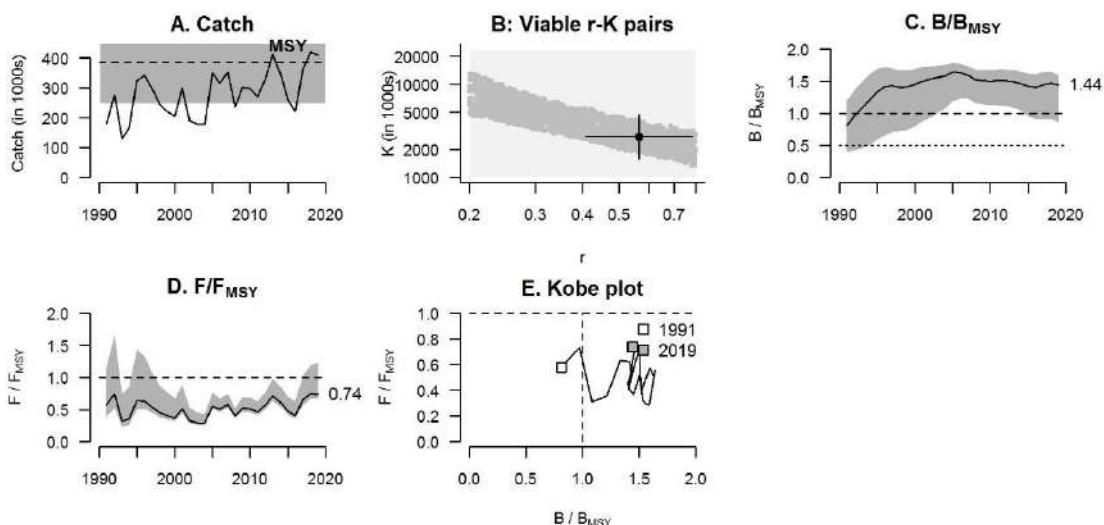


Figura 3. Resultados das análises CMSY e BSM para o CENÁRIO AT (Always Target) e tendência da biomassa Estável. A linha tracejada horizontal (A) indica MSY e a linha pontilhada indica o limite inferior de confiança de MSY. No painel (B) temos os pares viáveis de r-K. A curva em negrito em (C) é a biomassa prevista pelo método, com intervalos de confiança (em cinza). A linha tracejada horizontal indica BMSY e a linha pontilhada horizontal indica metade do BMSY. O painel (D) mostra a mortalidade por pesca pela mortalidade por pesca no rendimento máximo sustentável (F/FMSY). O painel (E) mostra o desenvolvimento de biomassa e exploração em relação a BMSY (linha tracejada horizontal) e FMSY (linha tracejada vertical), respectivamente. A linha pontilhada horizontal indica a biomassa abaixo da qual o recrutamento pode ser prejudicado, e quadrado cinza indica o ano final da série temporal.

CMSY



BSM

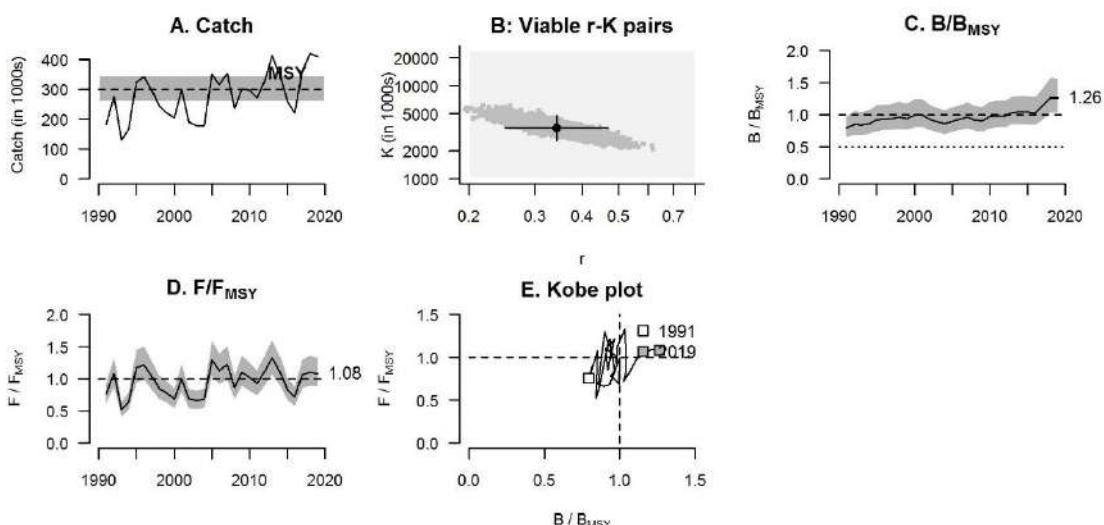
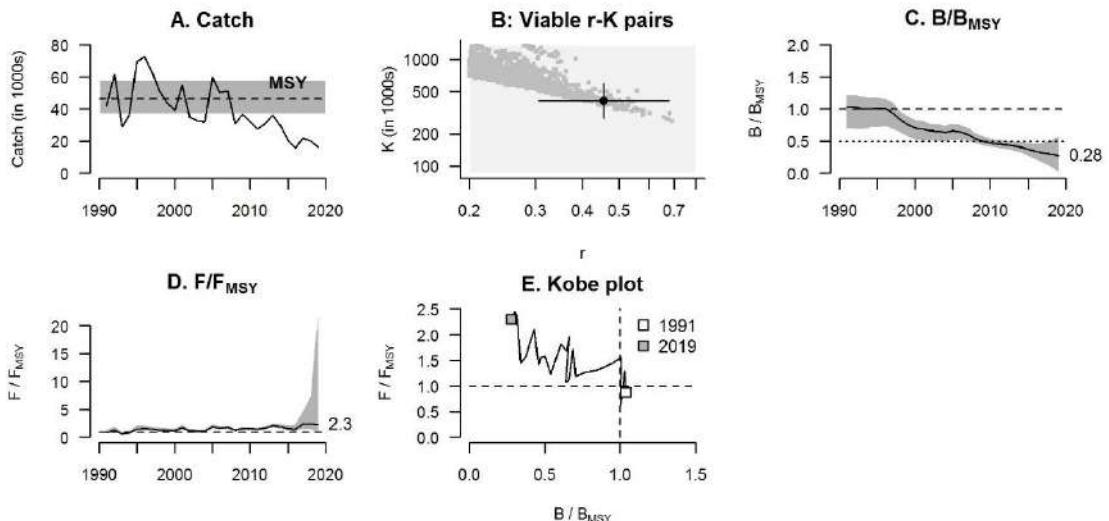


Figura 4. Resultados das análises CMSY e BSM para o CENÁRIO AT (Always Target) e tendência da biomassa Crescente. A linha tracejada horizontal (A) indica MSY e a linha pontilhada indica o limite inferior de confiança de MSY. No painel (B) temos os pares viáveis de r-K. A curva em negrito em (C) é a biomassa prevista pelo método, com intervalos de confiança (em cinza). A linha tracejada horizontal indica BMSY e a linha pontilhada indica metade do BMSY. O painel (D) mostra a mortalidade por pesca pela mortalidade por pesca no rendimento máximo sustentável (F/FMSY). O painel (E) mostra o desenvolvimento de biomassa e exploração em relação a BMSY (linha tracejada horizontal) e FMSY (linha tracejada vertical), respectivamente. A linha pontilhada horizontal indica a biomassa abaixo da qual o recrutamento pode ser prejudicado, e o quadrado cinza indica o ano final da série temporal.

CMSY



BSM

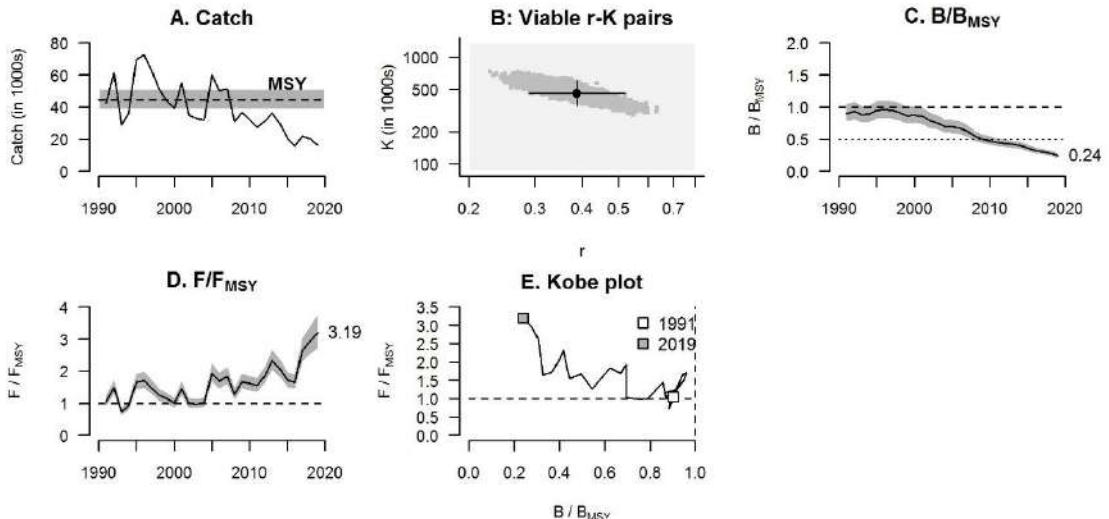
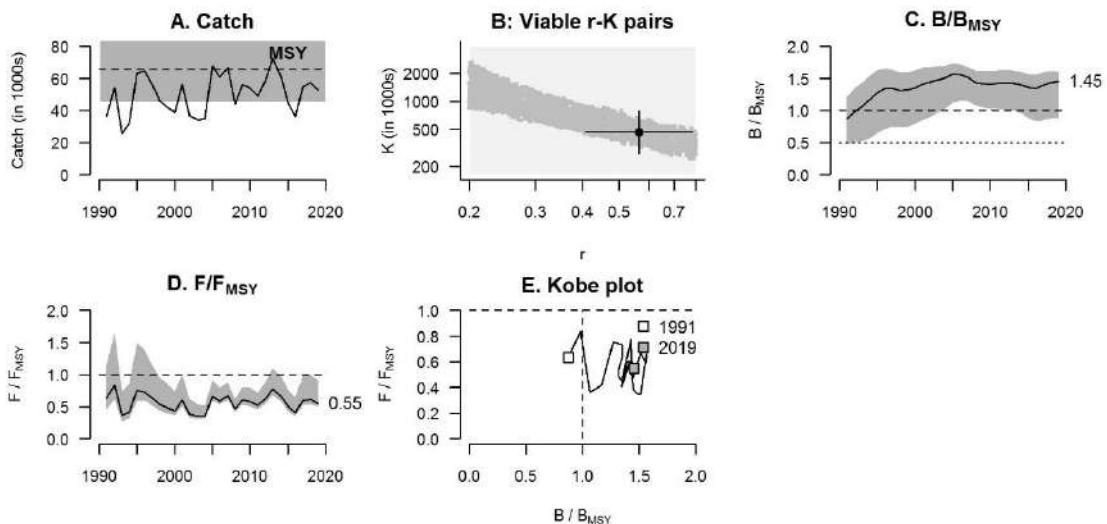


Figura 5. A linha tracejada horizontal (A) indica MSY e a linha pontilhada indica o limite inferior de confiança de MSY. No painel (B) temos os pares viáveis de r-K. A curva em negrito em (C) é a biomassa prevista pelo método, com intervalos de confiança (em cinza). A linha tracejada horizontal indica BMSY e a linha pontilhada indica metade do BMSY. O painel (D) mostra a mortalidade por pesca pela mortalidade por pesca no rendimento máximo sustentável (F/F_{MSY}). O painel (E) mostra o desenvolvimento de biomassa e exploração em relação a BMSY (linha tracejada horizontal) e FMSY (linha tracejada vertical), respectivamente. A linha pontilhada horizontal indica a biomassa abaixo da qual o recrutamento pode ser prejudicado, e o quadrado cinza indica o ano final da série temporal.

CMSY



BSM

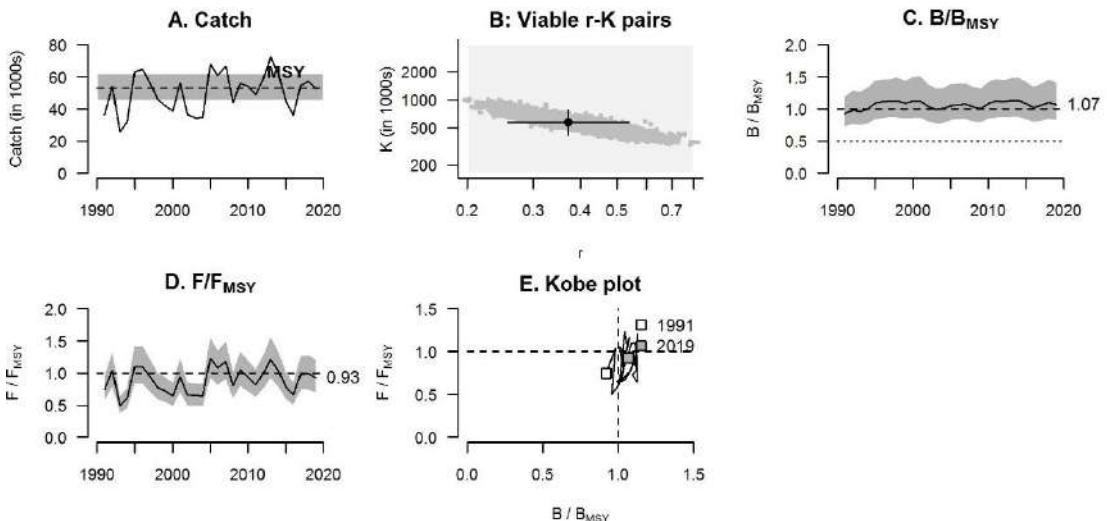
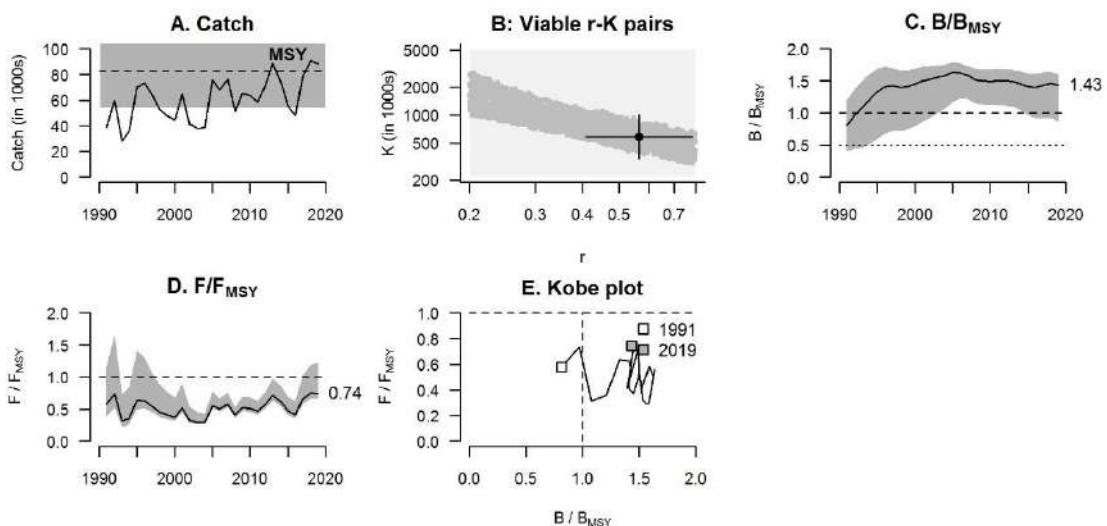


Figura 6. Resultados das análises CMSY e BSM para o CENÁRIO NT (Never Target) e tendência da biomassa Estável A linha tracejada horizontal (A) indica MSY e a linha pontilhada indica o limite inferior de confiança de MSY. No painel (B) temos os pares viáveis de r-K. A curva em negrito em (C) é a biomassa prevista pelo método, com intervalos de confiança (em cinza). A linha tracejada horizontal indica BMSY e a linha pontilhada indica metade do BMSY. O painel (D) mostra a mortalidade por pesca pela mortalidade por pesca no rendimento máximo sustentável (F/FMSY). O painel (E) mostra o desenvolvimento de biomassa e exploração em relação a BMSY (linha tracejada horizontal) e FMSY (linha tracejada vertical), respectivamente. A linha pontilhada horizontal indica a biomassa abaixo da qual o recrutamento pode ser prejudicado, e o quadrado cinza indica o ano final da série temporal.

CMSY



BSM

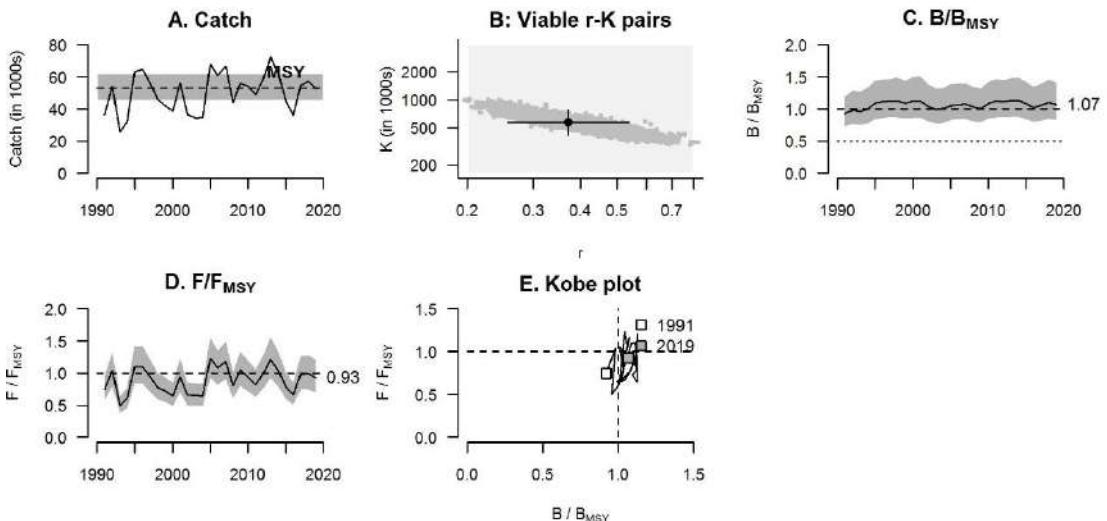


Figura 7. Resultados das análises CMSY e BSM para o CENÁRIO NT (Never Target) e tendência da biomassa Crescente. A linha tracejada horizontal (A) indica MSY e a linha pontilhada indica o limite inferior de confiança de MSY. No painel (B) temos os pares viáveis de r-K. A curva em negrito em (C) é a biomassa prevista pelo método, com intervalos de confiança (em cinza). A linha tracejada horizontal indica BMSY e a linha pontilhada indica metade do BMSY. O painel (D) mostra a mortalidade por pesca pela mortalidade por pesca no rendimento máximo sustentável (F/F_{MSY}). O painel (E) mostra o desenvolvimento de biomassa e exploração em relação a BMSY (linha tracejada horizontal) e FMSY (linha tracejada vertical), respectivamente. A linha pontilhada horizontal indica a biomassa abaixo da qual o recrutamento pode ser prejudicado, e o quadrado cinza indica o ano final da série temporal.

CMSY

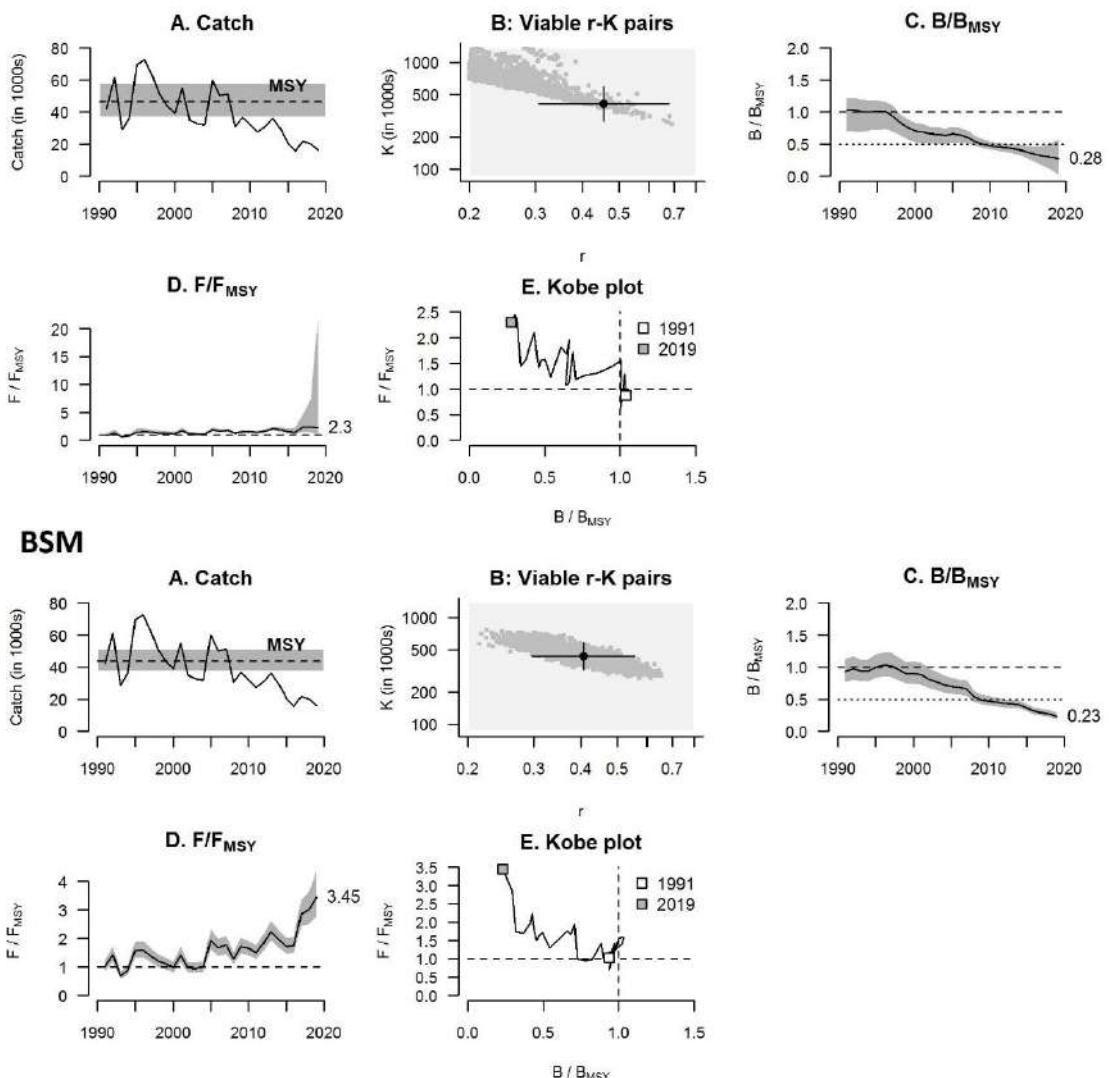


Figura 8. Resultados das análises CMSY e BSM para o CENÁRIO NT (Never Target) e tendência da biomassa decrescente. A linha tracejada horizontal (A) indica MSY e a linha pontilhada indica o limite inferior de confiança de MSY. No painel (B) temos os pares viáveis de r-K. A curva em negrito em (C) é a biomassa prevista pelo método, com intervalos de confiança (em cinza). A linha tracejada horizontal indica BMSY e a linha pontilhada indica metade do BMSY. O painel (D) mostra a mortalidade por pesca pela mortalidade por pesca no rendimento máximo sustentável (F/F_{MSY}). O painel (E) mostra o desenvolvimento de biomassa e exploração em relação a BMSY (linha tracejada horizontal) e FMSY (linha tracejada vertical), respectivamente. A linha pontilhada horizontal indica a biomassa abaixo da qual o recrutamento pode ser prejudicado, e o quadrado cinza indica o ano final da série temporal.

4. Considerações Finais

Nesta contribuição, comparamos os resultados dos métodos CMSY e BSM usando dados simulados para seis cenários, considerando o direcionamento da frota (espécie ou não-alvo) e diferentes tendências populacionais (estável, crescente e decrescente). Não houve diferença no status do estoque no último ano entre os estoques que eram alvo da frota e aqueles que não eram alvo. De maneira geral, os dois métodos apresentaram resultados semelhantes, independentemente do estoque ser alvo ou não, com maior similaridade quando a tendência real da biomassa é decrescente.

Foram observadas superestimativas da biomassa quando a espécie é considerada durante todo o histórico da pescaria como alvo de pesca. Nestes casos possivelmente ocorre viés, uma vez que as

frotas operam sempre em locais particulares de agregação elevada, gerando superestimativas das densidades devido a viscosidade no comportamento da população, mesmo quando a abundância do estoque como um todo é reduzida. Quando a espécie não é alvo, a frota comercial funciona como um amostrador aleatório, gerando estimativas mais precisas. Além disso, os métodos estudados são mais eficazes quando a biomassa populacional está em declínio.

Eixo C – Avaliação de Estoques

Linha de pesquisa: Modelagem de Avaliação de Estoque

Atividade: Desenvolvimento de um método de estimativa alternativo para a determinação da abundância relativa para o espadarte capturados no Sudoeste do Atlântico (julho/2021 a outubro/2022)

Pesquisadores envolvidos: Silvaneide Luzinete Rodrigues, Humber Agrelli de Andrade

1. Introdução

Na grande maioria das avaliações de estoques convencionais são utilizados modelos baseados em dados de captura e esforço da pesca comercial (HILBORN; WALTERS, 1992; CAMPBELL, 2016; XU et al., 2018). Para execução desses modelos, é necessário o uso de um índice de abundância relativa como, Captura por Unidade de Esforço (CPUE), que são gerados por meio de ferramentas estatísticas como os Modelos Lineares Generalizados (MLG) e as suas variantes (modelos de efeitos mistos lineares generalizados, árvore de regressão e modelos aditivos generalizados) (MCCULLAGH e NELDER, 1989; MAUNDER e PUNT, 2004; THORSON et al., 2016; PUNT et al., 2019).

Avaliações de estoque são usados em uma ampla gama de unidades de gestão de pesca (CADRIN, 2020), geralmente com a suposição de que os organismos estão distribuídos no espaço de forma homogênea e sem conectividade com outras populações ou estoques, o que não é verdade para grande maioria dos animais aquáticos (THORSON et al., 2016; COMPBELL, 2016; BERGER et al., 2017; CADRIN et al., 2020; CADRIN, 2020). Além disso, a concentração de embarcações pesqueiras nas mesmas áreas de pesca ocasionam autocorrelação nos dados disponíveis para a estimativa dos índices de abundância relativa, comprometendo, desta forma, boa parte dos modelos avaliações de estoques (MAUNDER e PUNT, 2004; WANG et al., 2015; CAMPBELL, 2016; XU et al., 2018).

Diante do exposto, o presente trabalho visa melhorar a análise estatística dos dados disponíveis, e gerar índices relativos de abundância mais confiáveis para o Atlântico Sul, para isso foram elaboradas e analisadas séries cronológicas de CPUE padronizadas para o espadarte (*Xiphias gladius*) capturados pela frota brasileira de espinhel pelágico no sudoeste do Atlântico Sul entre 2005 e 2017, com o intuito de desenvolver um método para estimativas de índices relativos de abundância que incorporam a questão da autocorrelação, como uma alternativa à padronização convencional da CPUE.

2. Metodologia

Banco de dados

Para este estudo foram analisadas as informações da frota comercial brasileira contidas no Banco Nacional de Dados da Pesca de Atuns e Afins (BNDA), mantido pela Secretaria Especial da Aquicultura e da Pesca (SEAP), a qual encontra-se integrada ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Trata-se de um banco de dados composto por informações sobre as pescarias de espinhel pelágico, oriundas de mapas de bordos preenchidos pelos mestres de pesca de embarcações comerciais. O programa de mapas de bordo teve início junto com o desenvolvimento da pescaria e continua ativo até o momento. O programa tem coberto uma parcela, mas não todas as viagens comerciais realizadas. Portanto, os dados contidos no BNDA correspondem a uma amostra das operações de pesca de espinhel na Zona Econômica Exclusiva (ZEE) brasileira e águas internacionais adjacentes.

No total dispõe-se para este trabalho de 106.647 registros de lances de pesca realizados entre 1978 e 2020 por embarcações nacionais e arrendadas de 19 bandeiras estrangeiras. As variáveis disponíveis no banco de dados são nome e bandeira dos barcos, localização geográfica (longitude e latitude) e

data de lançamento e recolhimento do espinhel, número de anzóis, e captura por espécie (ou grupo de espécie) em número ou peso. Para alguns lances se dispõe também de medidas da Temperatura Superficial do Mar (TSM) e do tipo de isca utilizado.

Filtragem do banco de dados

O primeiro passo foi a eliminação de registros com resolução espacial grosseira e dados agregados em quadrantes de latitude e longitude de resolução 1° por 1°, ou 5° por 5°. Foram mantidos somente os registros de lances com coordenadas indicadas com resolução fina (para efeito estudo foram considerados coordenadas finas lances registrados em sua forma bruta levando em consideração o grau e no mínimo duas casas decimais para minuto sem nenhum tipo de arredondamento). Em adição, foram eliminados dados claramente equivocados ou de validade duvidosa, como registros de lances localizados em área emersa ou com número de anzóis inferior a 800 (COLUCHI et al., 2005).

Além do filtro para erros de coleta e digitação de dados, também foram implementadas as recomendações da última padronização da taxa de captura do espadarte fornecido pelo governo brasileiro ao órgão responsável pelo manejo e ordenamento pesqueiro do estoque no Atlântico Sul (CARNEIRO et al., 2017; ICCAT, 2017). O documento apontou uma mudança na qualidade dos dados registrado no BNDA no final de 2004, recomendado a divisão da padronização da captura considerando dois períodos de tempos distintos, entre 1978-2004 e 2005 a 2012. Em adição, também foram mantidos os critérios de seleção das bandeiras, as quais apenas as bandeiras com grande número de conjuntos de pesca (> 2% do total de dados) foram retidas para análise.

Com relação à área de estudo está foi definida de acordo com os limites impostos pela última avaliação da frota nacional (CARNEIRO et al., 2017; ICCAT, 2017) e da Espanha, bandeira responsável pela maior parte das capturas de espadarte do Atlântico Sul (RAMOS-CARTELLE et al., 2021). Áreas com quantidades de dados menores que 300 lances foram desconsiderados por apresentarem quantitativos de dados insuficientes para uma análise temporal longa (Figura 1), a nomenclatura das áreas seguiu o padrão da frota espanhola (RAMOS-CARTELLE et al., 2021).

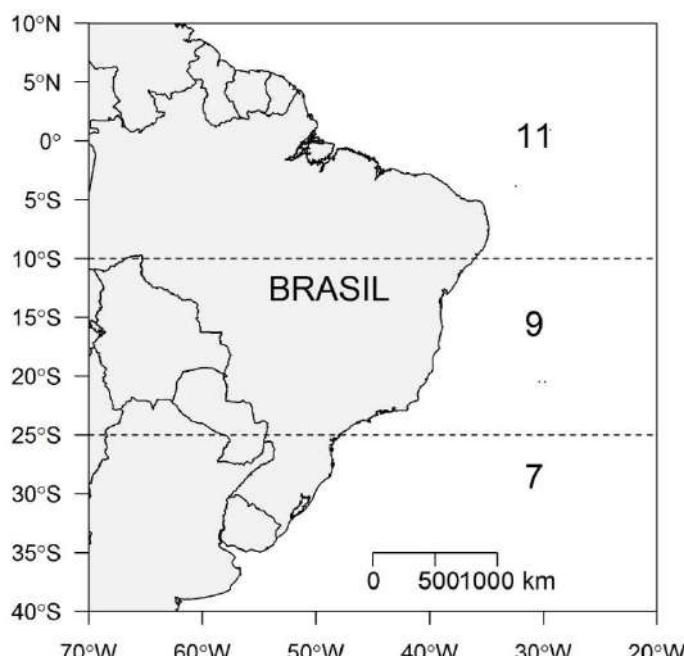


Figura 1. Localização da área de estudo com especificação da divisão das regiões de pesca (7, 9 e 11), estipuladas conforme dados oficiais da última avaliação da frota nacional e espanhola.

No fim de todo o procedimento de filtragem foram selecionadas para análise lances de barcos nacionais (BRA-BRA) e barcos arrendados da Espanha (BRA-ESP), Honduras (BRA-HND), Marrocos (BRA-MAR) e Panamá (BRA-PAN) totalizando 29.277 lances de pesca (Tabela 1), distribuídos entre as latitudes de 10°N e 40°S e longitude de 20°e 55°W (Figura 64), no período de 2005 a 2020. Até 2002 os lances de pesca registrados no BNDA eram reportados de forma agregada, por essa razão não foram inclusos nas análises o período referente a 1978-2004.

Tabela 1. Número de registros de lances de pesca e número de diferentes barcos atuantes por ano e bandeira e no decorrer de todo o período. Embarcações: Nacionais (BRA) e arrendadas da Espanha (BRA-ESP) e Honduras (BRA-HND).

ANO	BRA-BRA	BRA-ESP	BRA-HND	BRA-MAR	BRA-PAN	TOTAL
2005	2191	858	306	91	332	3778
2006	1484	534	315	301	238	2872
2007	2042	583	146	271	182	3224
2008	869	159	133	98	-	1259
2009	877	342	132	44	-	1395
2010	620	459	-	27	-	1106
2011	647	371	-	-	-	1018
2012	1848	156	-	-	-	2004
2013	756	-	-	-	-	756
2014	723	-	-	-	-	723
2015	1209	-	-	-	-	1209
2016	2289	-	-	-	-	2289
2017	1277	-	-	-	-	1277
2018	3142	-	-	-	-	3142
2019	1740	-	-	-	-	1740
2020	1485	-	-	-	-	1485
TOTAL	23199	3462	1032	832	752	29277

Padronização da captura por unidade de esforço

Os dados de captura do espadarte presente no BNDA, passou inicialmente por um processo de padronização com o uso dos Modelos Lineares Generalizado (MLG) (Tabela 2), o qual pode ser escrito em notação matricial como: $g[E(y)] = x_i \beta$, em que y é um vetor da variável de resposta, $E(.)$ é a esperança, $g(.)$ é a função de ligação, x_i é o vetor de tamanho m que especifica as variáveis explicativas para o i -ésimo valor da variável resposta e β é o vetor (de tamanho m) de parâmetros.

Tabela 2. Descrição dos modelos lineares generalizados (MLGs) e das suas respectivas funções de ligação.

MLG	SIGLA	FUNÇÃO DE LIGAÇÃO
Poisson	P	Log
Binomial Negativo	NB	Logit
Zero-Inflado	ZIN	Logit
Zero-Inflado Poisson	ZINP	Logit
Zero-Inflado Binomial	ZINB	Logit
Negativo		
Hurdle Negative Binomial	HND	Logit

A variável resposta (Y) empregada foram as capturas reportadas em número de exemplares (SWO.n). A opção de análise da captura em número de exemplares deve-se ao fato desta ser mais frequente que o registro em peso, e o esforço de pesca (em números de anzóis) foi utilizado como offset. A seleção das variáveis explicativas (Tabela 3) foi baseada no Critério de Informação de Akaike (Akaike Information Criterion - AIC) (AKAIKE, 1973). Os resíduos foram testados para padrões incluindo autocorrelação espacial/temporal.

Tabela 3. Variáveis disponíveis para o cálculo da CPUE e o desenvolvimento dos modelos de padronização.

Variável	Classificação	Alcance	Descrição
Ano	Categórico	2005–2017	Ano do lance de pesca
Mês	Categórico	1–12	Meses do ano
Latitude	Numérico	10°N–35°S	Coordenadas geográficas
Longitude	Numérico	15°W–55°W	Coordenadas geográficas
Bandeiras	Categórico	1–5	Origem das embarcações
NAS	Numérico	1–26	Número de anzóis por samburá
Área	Categórico	1–3	Especificação na Figura 1
Trimestre	Categórico	1–4	1: janeiro-março; 2: abril-junho; 3: julho setembro; 4: outubro-dezembro

Abordagem 1: Foram elaborados modelos de acordo com a última padronização oficial do espadarte com o intuito de comparação com os próximos índices de abundância desenvolvido para a espécie. Os dados foram analisados até 2017, uma vez que a cobertura de NAS após esse período foram drasticamente reduzidas, não chegando a 50% do total de lances de pesca registrados (Tabela 4). O NAS foi utilizado como uma variável indicadora de direcionamento da frota. Além do NAS também foram incluindo as variáveis explicativas ano, área e trimestre com níveis conforme mostrado na Tabela 3.

Tabela 4. Registro e cobertura dos lances de pesca registrados com a especificação do número de anzóis por samburá (NAS) nos dados de captura do espadarte registrado no Banco Nacional de dados de Atuns e Afins (BNDA).

Ano	Lances com registro de NAS	Cobertura total de NAS (%)
2005	3778	100
2006	2872	100
2007	3224	100
2008	1259	100
2009	1395	100
2010	1106	100
2011	1018	100
2012	2004	100
2013	756	100
2014	723	100
2015	1209	100
2016	2289	100
2017	1277	100
2018	3142	40,00637
2019	1740	0
2020	1485	8,148148

Abordagem 2: O segundo método utilizou dois procedimentos distintos para a geração de um índice de abundância relativo para o espadarte. O primeiro procedimento constituiu na eliminação de fatores não ligados a abundância propriamente dita, por meio do uso do MLG. Os MLGs foram desenvolvidos usando o mesmo procedimento da abordagem anterior, porém com variáveis explicativas desagregadas. Assim, a variável denominada área foi substituída pelas coordenadas geográficas (latitude e longitude), o trimestre pelos meses do ano. Em adição, o fator ano não entrou nas modelagens dos MLGs, pois o objetivo dessa etapa era obter dados sem ruídos que interferissem na análise das densidades do espadarte ao longo do tempo. Em seguida, foi selecionado o modelo que melhor se ajusta aos dados, utilizando critério de AIC. Os resíduos foram testados para padrões incluindo a autocorrelação espacial/temporal. No final das análises, os dados preditos, foram submetidos a modelagem com incorporação da estrutura espaço-temporal da espécie, utilizando a técnica desenvolvida por Woillez et al., 2009.

Estrutura espacial e adensamentos populacionais

A estrutura da distribuição espacial da espécie foi investigada a partir da análise da autocorrelação espacial nos resíduos da CPUE padronizada do espadarte. Dados residuais são em sua maioria livres dos fatores que mascaram as alterações no adensamento populacional dos organismos, permitindo identificar a irregularidade local (positiva ou negativa) na densidade dos peixes (VIGNAUX, 1996; KLEISNER et al., 2010). A análise foi conduzida na dimensão espacial (latitude e longitude) com cálculos das distâncias entre embarcações que executam lances no mesmo momento. A avaliação das relações de dependência entre resíduos e distâncias das embarcações, foi realizada a partir do cálculo de variogramas, seguindo em geral o procedimento adotado por Kleisner et al. (2010) e Saul et al. (2013). A função do semivariograma é expressa matematicamente com:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [z(xi) - z(xi + h)]^2$$

em que $\gamma(h)$ é o valor da semivariância estimada entre pares de pontos afastado por uma distância h , $N(h)$ é o número de pares de valores medidos, $z(xi)ez(xi + h)$ são valores da variável de interesse em dois pontos distintos separados por uma distância h . Após o cálculo, o variograma empírico de cada espécie foi modelado usando curvas com propriedades conhecidas (e.g. exponencial, esférica, gaussiana), a curva que melhor minimizou a raiz quadrada do erro foi escolhida para ajuste aos dados (CHANG et al., 2017). Os parâmetros envolvidos nos modelos ajustados são: Alcance ou range (a), distância a partir da qual os dados amostrados são correlacionados; nugget (C0), valor da semivariância na distância 0; patamar (C+C0), assíntota que marca uma estabilização da função no campo aleatório; e sill (C), distância entre o nugget e o patamar, correspondendo ao valor máximo de variabilidade encontrado no conjunto de dados analisados (KLEISNER et al., 2010). A distância h entre lances consecutivos no espaço foi medida em quilômetros.

A distância máxima de h para fins de cálculo foi ajustada para cada caso até que se alcançasse estabilização de $\gamma(h)$. A partir do resultado encontrado com a função do semivariograma é possível detectar as agregações ou adensamentos espaciais nas populações de peixes investigadas. Por exemplo, se o valor de dependência espacial obtido no semivariograma persistir por uma distância máxima de até 10 km, essa medida seria uma estimativa do diâmetro do adensamento dos peixes.

O grau de dependência espacial (*GDE*) foi determinado e classificado segundo Zimback (2001), utilizando a razão entre o sill e o patamar $GDE = \frac{c}{c_0+c}$ e assumindo intervalos de classe classificado

em: dependência espacial baixa para $GDE < 25\%$, moderada para $25\% < GDE < 75\%$ e forte para $GDE > 75\%$.

A quantificação dos adensamentos espaciais foi executada por meio do algoritmo recursivo desenvolvido por Woillez et al. (2009). O algoritmo começa a partir do valor da maior captura (z_i), o z_i máximo é a marca de início da primeira estrutura de agregação. Em seguida, os lances mais próximos são atribuídos a essa mancha, se a distância entre elas e o centro de gravidade (CG) não ultrapasse a distância limite de adensamento. Caso contrário, o valor atual da amostra define uma nova mancha. Portanto, a distância limite representa o valor de dependência espacial da amostra para o ano corrente que é determinado pelo range obtido nas análises de autocorrelação dos resíduos da GLM.

Índices de abundância relativa a partir das estimativas de adensamentos

Um índice relativo de abundância (em número de indivíduos) foi estimado por meio do somatório discreto relacionado aos locais das amostras x_i ($i = 1, \dots, n$), ponderado pelas áreas de influência em torno das amostras (determinadas no espaço projetado), $S_i = \sum_{i=1}^n w_i z_i$, onde w_i refere-se à área de influência e z_i o valor de captura do espadarte no ponto x_i (latitude e longitude), conforme proposto por (WOILLEZ et al., 2007, 2009). A área de influência utilizada neste estudo foi definida de acordo com o valor do range obtido nos variogramas calculados na etapa anterior.

Distribuição de densidade populacional

O mapeamento da distribuição de abudânciia relativa do espadarte foi elaborado pelo método de krigagem ordinária (KO). Este método foi escolhido por ser um dos melhores para a predição linear de variáveis regionalizadas, sendo altamente recomendado para avaliação de dados espacialmente autocorrelacionados (CHEN et al., 2016; CHANG et al., 2017), e por ter sido considerado adequado para se estimar índices de densidade para populações de peixes (YU et al., 2013). A fórmula geral para a previsão no KO é: $z(h_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(h_i)$ Onde h_0 é o local de previsão, $z(h_0)$ é o valor predito, $z(h_i)$ é o valor medido na i -ésima localização, λ_i é um peso desconhecido para o valor medido na i -ésima localização e n é a quatidade total de valores medidos. O peso λ_i é determinado em função do semivariograma. Os dados de entrada para o processo KO foram os resíduos do MLG da abodagem2. Em seguida foram construídos mapas anuais de densidade de animais por observações de krigagem nas áreas de abrangência do estudo. Todas as análises nesta e nas demais etapas mencionadas mais acima foram realizadas com o programa R versão 4.2.0 (R CORE TEAM, 2022), utilizando os pacotes Mass (VENABLES e RIPLEY, 2002), pscl (ZEILEIS et al., 2008), DHARMA (HARTIG, 2022), Gstat (GRÄLER et al., 2016) e RGeostats (ARMINES, 2022). Os dados espaciais são fornecidos no sistema de coordenadas *World Geodetic System* estabelecido em 1984 (WGS84).

3. Resultados

Um número total de 22.910 observações de viagem estava disponível para o período 2005-2017. As capturas e o esforço de pesca foram claramente afetados pela sazonalidade das bandeiras analisadas no decorrer da série temporal (Figura 2), as quais concentraram suas operações durante o período de 2005 a 2007, contribuindo para incremento tanto do esforço de pesca, quanto da captura do espadarte. De maneira geral, foram verificados três momentos distintos no desenvolvimento dessa atividade. O primeiro (2005-2007), caracterizado pela presença de grande número de embarcações arrendadas e também das nacionais, com os maiores valores de captura (>30 mil exemplares) e esforço registrados (média de 3,9 milhões de anzóis). A segunda fase teve vigência entre 2008 e 2012, marcada pela

diminuição tanto da captura (<25 mil exemplares) como dos barcos arrendados e consequentemente no esforço de pesca empregado (média de 1,5 milhões de anzóis). E por fim, o último período (2013-2017) marcado pela hegemonia das embarcações nacionais e capturas inferiores a 20 mil exemplares.

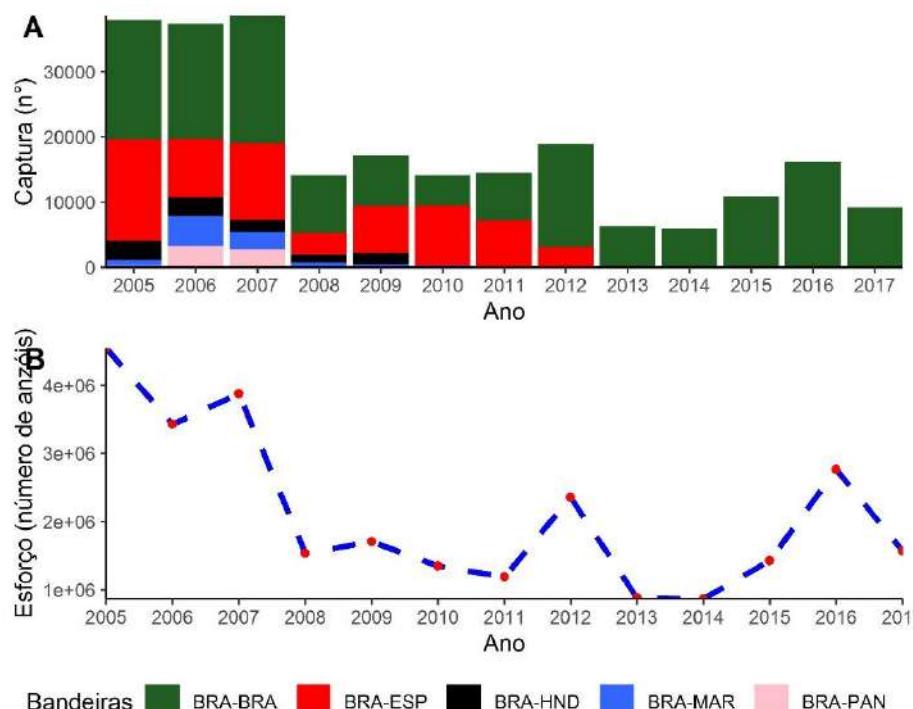


Figura 2. Número de exemplares de espadarte capturados (A) e Esforço de pesca em número de anzóis (B) das embarcações nacionais (BRA-BRA) e arrendadas da Espanha (BRA-ESP), Honduras (BRA-HND), Marrocos (BRA-MAR) e Panamá (PAN), registrado no Banco Nacional de Dados de Atuns e Afins-BNDA.

A redução e ausência das embarcações arrendadas afetaram também a área de distribuição do esforço de pesca (Figura 3). No presente estudo verificou-se que até 2007 a área analisada compreendia praticamente toda a região tropical-oceânica, porém a partir de 2008 houver gradativa redução na cobertura espacial, principalmente nas proximidades das latitudes de 5° a 10° S.

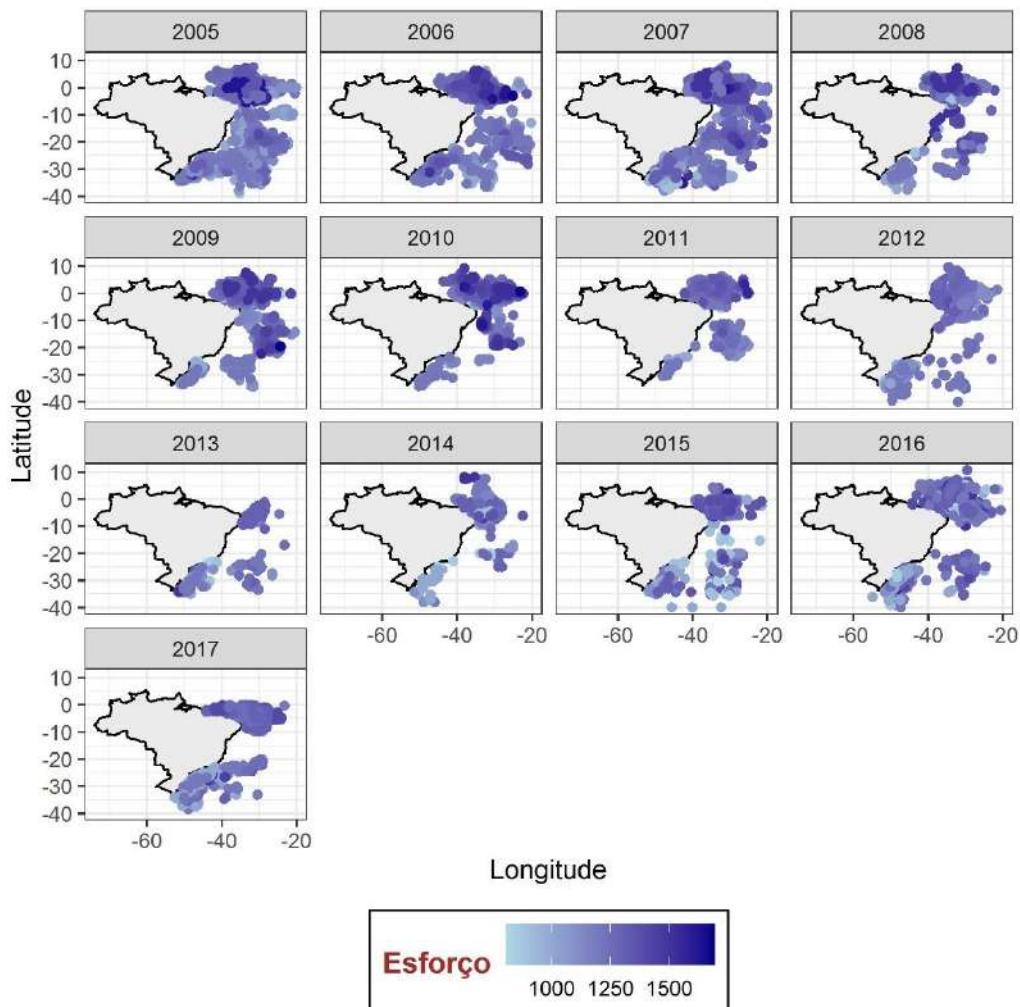


Figura 3. Distribuição anual do Esforço de pesca em número de anzóis da frota brasileira de espinhel pelágico, registrado no Banco Nacional de Dados de Atuns e Afins-BNDA.

Modelos Lineares Generalizados

Na análise da deviance para os modelos ajustados, todas as variáveis e termos de interação incluídos inicialmente nos modelos (efeito fixo) promoveram reduções significativas da deviance ($p\text{-value} < 0,001$). Os efeitos aleatórios bandeira-ano, bandeira-área, ano-trimestre e bandeira-NAS, não foram convergentes para nenhum tipo de modelagem usada na abordagem 1, assim como, interações entre bandeira-NAS para dados modelados na abordagem 2 (Tabela 5). Todos os efeitos fixos e aleatórios foram estatisticamente significativos com 99% de confiança. A variável que mais contribuiu para a diminuição da deviance para ambas as abordagens foi a bandeira de origem das embarcações, seguido por área na abordagem 1 e mês na abordagem 2.

Tabela 5. Resumo dos Modelos Lineares Generalizados (MLG): Poisson (P), Binomial Negativa (NB), Poisson Inflado Zero (ZIP), Binomial Negativo Inflado Zero (ZINB) e Hurdle com Binomial Negativo (HND) aplicados nas modelagem de captura do espadarte (SWO) entre 2005 e 2017. Onde K corresponde ao número de parâmetros previsto, logLik ao log de verossimilhança, AIC Critério de Informação de Akaike. B as variáveis explicativas presentes no modelos foram bandeiras(B), área(A), ano(Y), mês(M), trimestre(T), latitude(LAT), longitude(LON) e Número de anzóis por samburá (NAS)

	MLG	Fórmula	K	AIC	logLik
Abordagem 1	P	SWO ~ (B + A + Y + T + NAS)^2-B:Y-B:A-Y:T- B:NAS	82	269516439.2	-
	NB	SWO ~ (B + A + Y + T + NAS)^2-B:Y-B:A-Y:T- B:NAS	83	179394449.8	-89697141.88
	ZIP	SWO ~ (B + A + Y + T + NAS)^2-2-B:Y-B:A-Y:T- B:NAS 1	84	201184.7	-100509.33
	ZINB	SWO ~ (B + A + Y + T + NAS)^2-2-B:Y-B:A-Y:T- B:NAS 1	84	149193.4	-74512.70
	HND	SWO ~ (B + A + Y + T + NAS)^2-2-B:Y-B:A-Y:T- B:NAS 1	84	149431.6	-74631.79
Abordagem 2	P	SWO ~ (B + M + NAS + LAT + LON)^2-B:NAS	87	273998542.5	-
	NB	SWO ~ (B + M + NAS + LAT + LON)^2-B:NAS	-87	179821342.5	-
	ZIP	SWO ~ (B + M + NAS + LAT + LON)^2-B:NAS- 1	79	205714.7	-102778.34
	ZINB	SWO ~ (B + M + NAS + LAT + LON)^2-B:NAS 1	79	149910.7	-74875.36
	HND	SWO ~ (B + M + NAS + LAT + LON)^2-B:NAS 1	79	150210.1	-75025.07

Na análise dos resíduos dos modelos ajustados, identificou que as distribuições P e NB de ambas as abordagens (1 e 2) apresentaram uma grande sobredispersão (>1000) nos dados ao redor da reta do modelo (Figura 4 e 5, painel direito) mesmo com a utilização de todas as variáveis e interações significativas disponíveis no BNDA para análise. Em adição, nos gráficos de quantis, há indicações de que as distribuições dos resíduos apresentam ligeiro desvio da normalidade (Figura 4 e 5, painel central). No entanto, as distribuições são homocedásticas (Figura 4 e 5, painel esquerdo).

Os modelos levando em consideração o excesso de zero apresentaram, de maneira geral, um melhor ajuste, principalmente os ZINB e HND (com valores de AIC entre 149193 e 150210). Todos os modelos foram homocedásticos e com resíduos tendendo para a normalidade, exceto os modelos ZIP, que apresentaram acentuada violação na extremidade da calda. Diante do exposto, o modelo ZINB, com dados desagregados (abordagem 2, Figura 5) foi o selecionado para o desenvolvimento das análises referente as estrutura espaço-temporal da espécie, por apresentar um valor de AIC menor (149910) e resíduos homocedástico e normais.

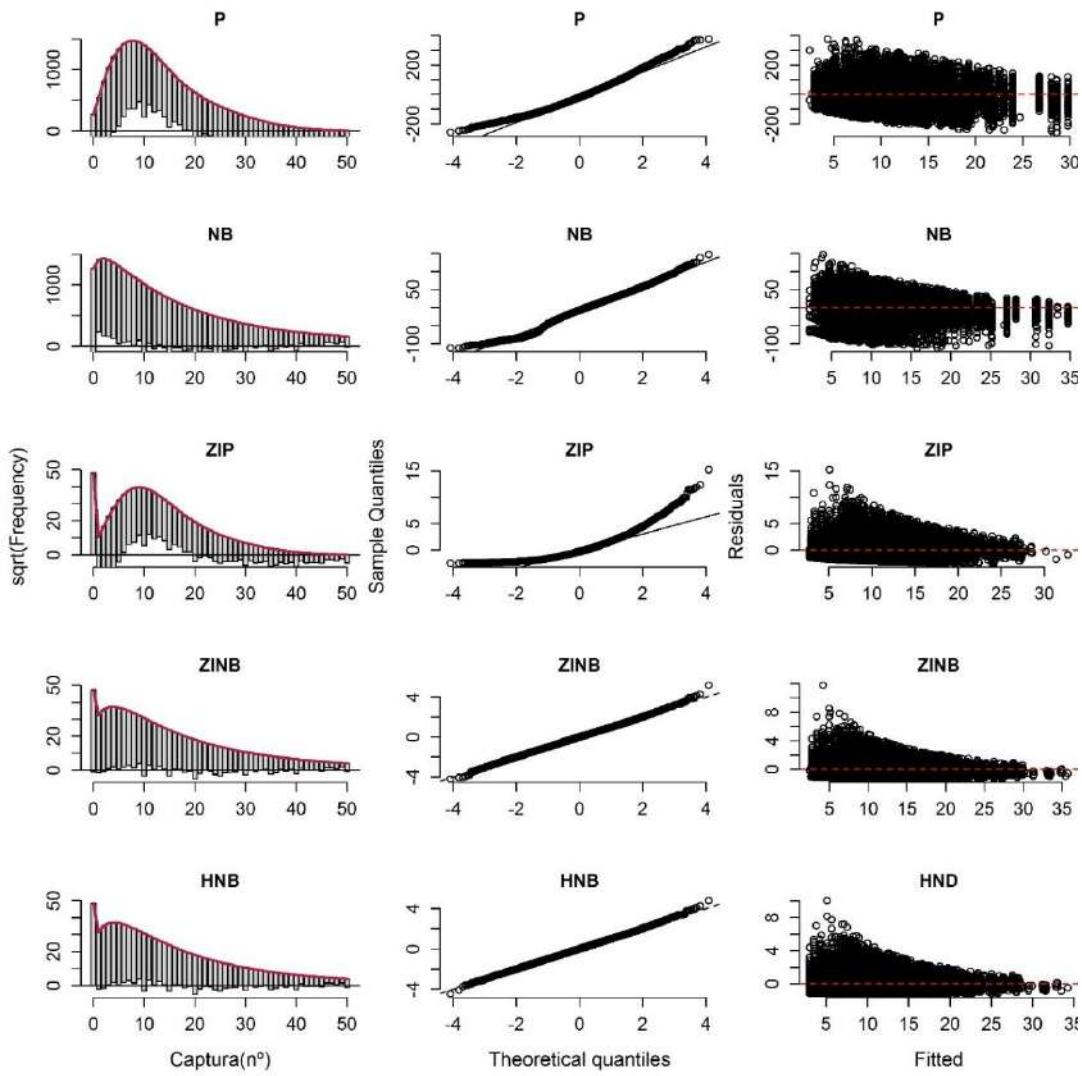


Figura 4. Diagnóstico residual dos modelos montados seguindo as abordagens 1: Poisson (P), Binomial Negativa (NB), Poisson Inflado Zero (ZIP), Binomial Negativo Inflado Zero (ZINB) e Hurdle com Binomial Negativo (HNB), testando os resíduos para homogeneidade (painele direito), normalidade (painele central) e dispersão (painele esquerdo).

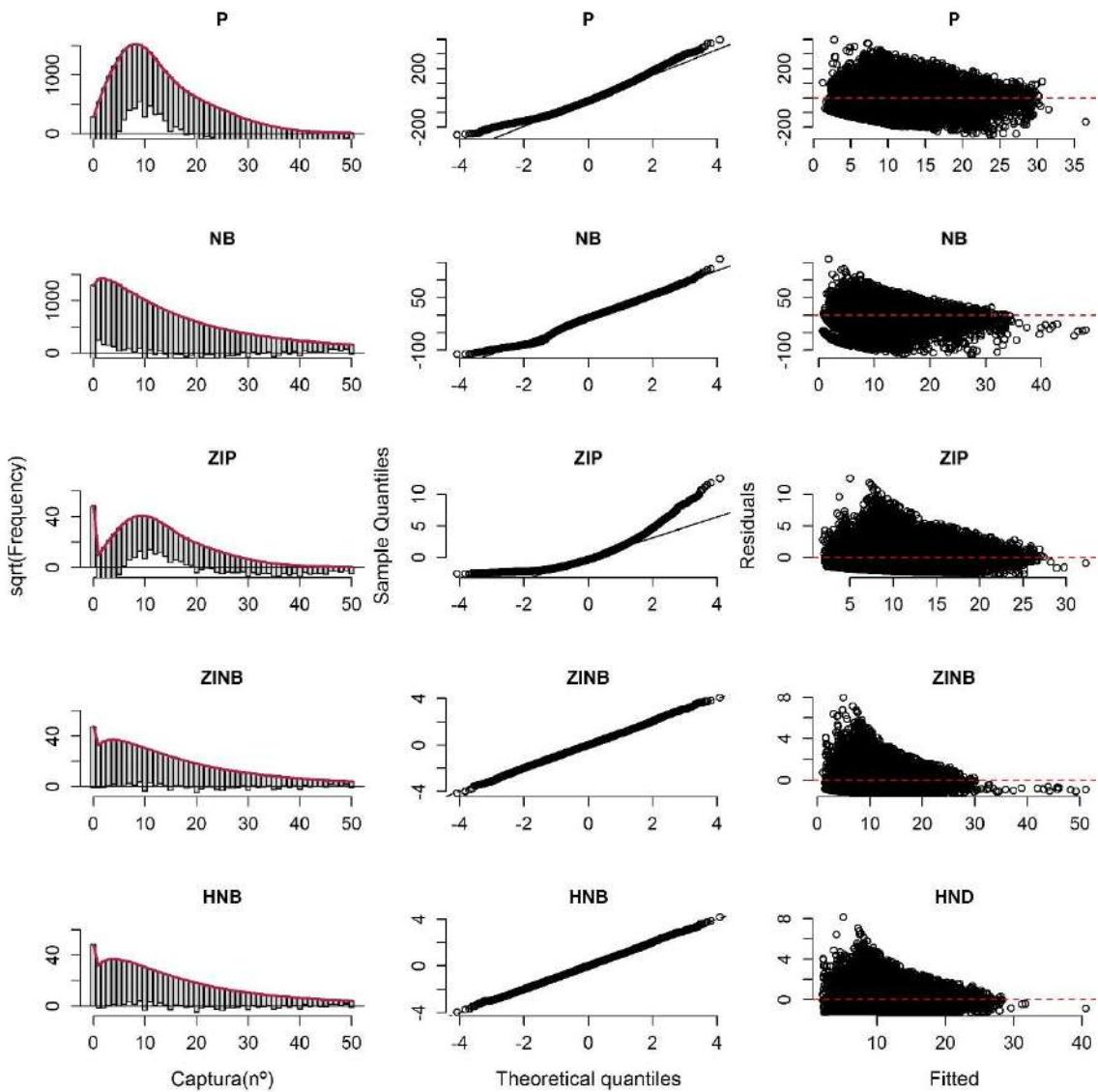


Figura 5. Diagnóstico residual dos modelos montados seguindo as abordagens 2: Poisson (P), Binomial Negativa (NB), Poisson Inflado Zero (ZIP), Binomial Negativo Inflado Zero (ZINB) e Hurdle com Binomial Negativo (HNB), testando os resíduos para homogeneidade (direita), normalidade (no meio) e dispersão (direita).

Estrutura espacial e adensamentos populacionais

Para quase todos os anos, os variogramas podem ser modelados por uma função esférica que se estabilizou em torno de um patamar a partir de determinada distância específica para cada caso (Figura 6). As estruturas dos variogramas indicaram distribuição espacial não aleatória, e que dois pontos próximos tiveram maior probabilidade em ter valores semelhantes quando comparados aos pontos distantes, com exceção de 2017 que mostrou tendência estacionária para todas as direções analisadas (Figura 6 C). No geral, o espadarte apresentou os maiores valores de dependência espacial em termos de distância em 2005, 2008, 2012 e 2014 (456 km, 111 km, 80 km e 443 km respectivamente) e os menores em 2011 e 2013 (média de 15,45 km). O valor máximo de variabilidade (sill) encontrado no conjunto de dados analisados foi em torno de 1,60 em 2004, nos demais anos os valores foram em torno 0,6 a 1,25. O valor do nugget ou popularmente conhecido como efeito pepita indica que há grandes variações ao acaso nos dados analisados, não relacionadas a distribuição espacial, principalmente nos anos iniciais até 2007 e no final da série temporal de 2012 a 2017 (com valores superiores a 0,6).

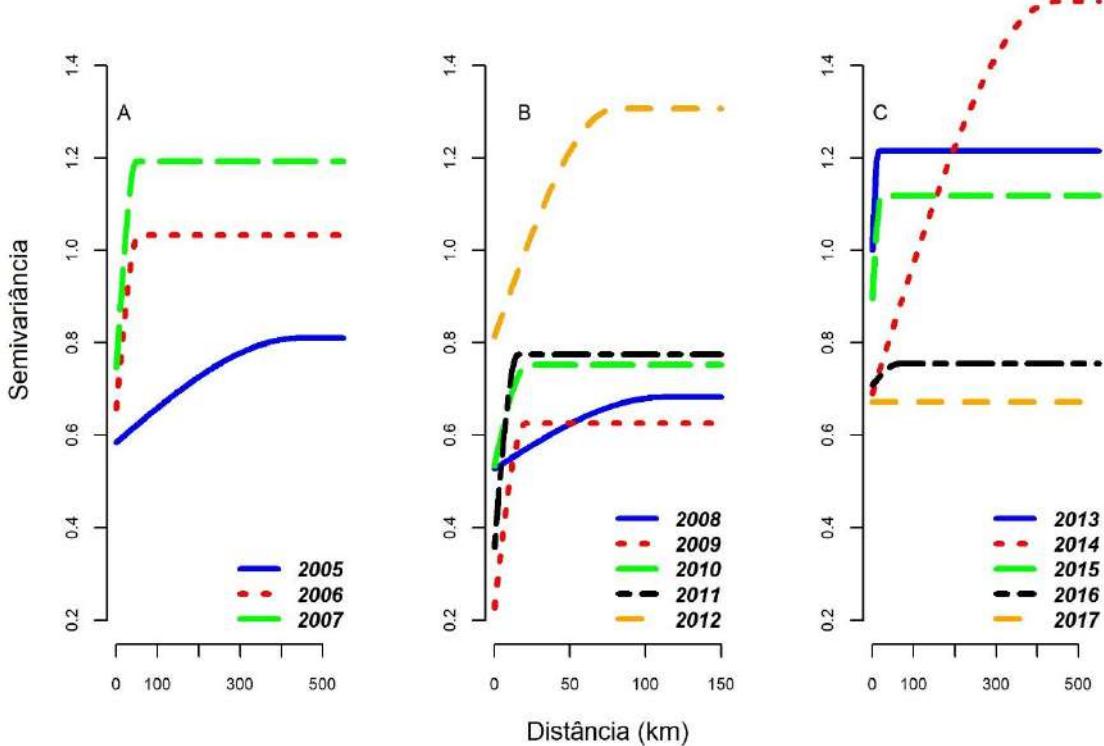


Figura 6. Variogramas anuais dos resíduos da GLM do espadarte capturados pela frota brasileira de espinhel pelágico. Onde o período de tempo de 2005 a 2007 está representado em (A), 2008 a 2012 (B) e 2013 a 2017 (C).

O número de adensamentos presentes por ano variou entre 16 e 546 (Tabela 6). De modo geral, o número de manchas foi superior a 200, com exceção dos anos de 2005, 2008, 2014 com adensamentos inferiores a 100 e 2014 com 174. O grau de dependência espacial classificado de acordo com Zimback (2001) indicou que a autocorrelação nos dados de pesca do espadarte foi moderada, com exceção de 2005, 2016 e 2017 em que as auto correlações foram fracas.

Tabela 6. Número de adensamentos e classificação do grau de dependência espacial (*GDE*) do espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico entre 2005 e 2017.

ANO	ADENSAMENTOS (n°)	<i>GDE</i> (%)	CLASSIFICAÇÃO
			(<i>GDE</i>)
2005	26	28,18	Moderado
2006	353	36,27	Moderado
2007	475	37,48	Moderado
2008	98	23,22	Fraco
2009	546	63,47	Moderado
2010	422	30,54	Moderado
2011	499	58,19	Moderado
2012	170	37,88	Moderado
2013	274	16,36	Fraco
2014	16	54,67	Moderado
2015	356	19,50	Fraco
2016	247	39,71	Moderado
2017	204	0,02	Fraco

Distribuição interanual nas densidades de peixes com imputação da autocorrelação

A variação espaço-temporal interanual na densidade de peixes foi prevista de 2005 a 2017, indicando que o padrão espacial da densidade do espadarte variou muito de ano para ano (Figura 7). O uso da modelagem em duas etapas (MLG com ponderação da área de influência, obtidas por meio da imputação da autocorrelação) para analisar a dinâmica espaço-temporal específica das capturas de espadarte no sudoeste do Oceano Atlântico convergiu com sucesso ao se ajustar aos dados de captura com mais de 20.000 observações. Apesar dos dados limitados em alguns anos (por exemplo, 2010, 2014 e 2017) e baixa cobertura geográfica, especialmente na parte central, este método previu a densidade de peixes usando a suposição de que a densidade de peixes em locais vizinhos está correlacionada.

Entre 2005 e 2007, as quantidades de manchas, com densidades superiores a 20 exemplares, foram relativamente pequenas distribuídas em regiões oceânicas próximas às longitudes de 20°W a 30°W. Os maiores adensamentos, no entanto, foram registrados nos anos de 2008, 2009 e 2012 todos localizados na região central da área de estudo (entre latitudes de 5°S e 35°S e longitudes em torno dos 30°W). Em adição, nos anos de 2010 e 2011, apesar da diminuição da área de pesca analisada, os resultados apontam um aumento na densidade de exemplares (>20 peixes) em locais com densidade baixas nos anos anteriores, exceto em regiões oceânicas próximo ao Sul do Brasil (latitudes inferiores a 30°S).

A Partir do ano de 2013, a densidade de peixe analisado diminuiu (inferiores a 15 exemplares) apresentando, de maneira geral, uma distribuição homogênea por toda área de pesca, com exceção dos anos de 2014 e 2017 que tiveram uma acentuada redução da área de pesca prevista, principalmente em regiões consideradas propícias a elevado grau de adensamento de espadarte.

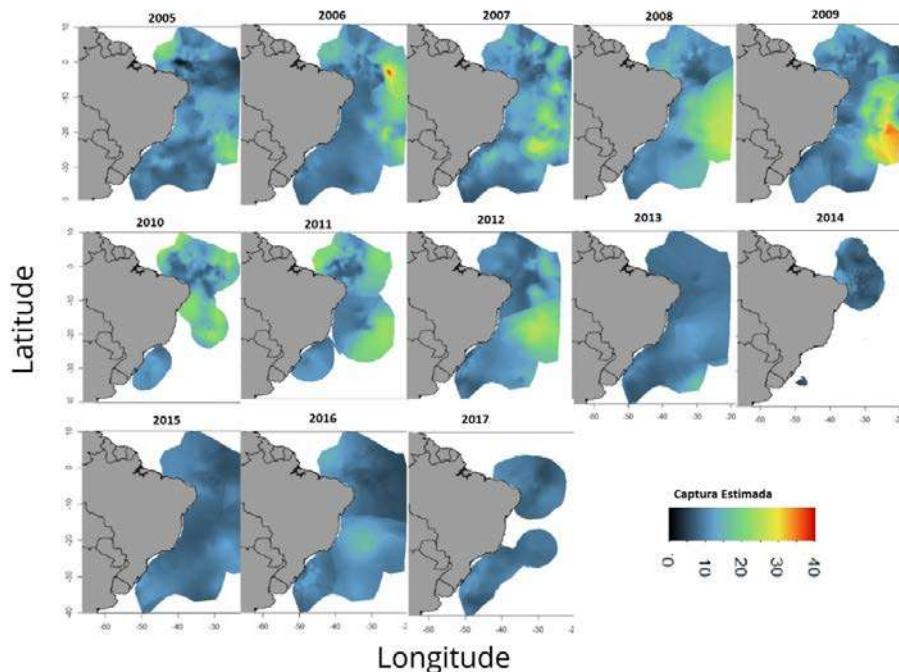


Figura 7. Distribuição espaço-temporal de exemplares de espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico, entre 2005 a 2017.

Comparação dos Índice de abundância relativa

As tendências das séries de CPUE das abordagens 1 e 2 para o espadarte do Atlântico Sul são mostradas na Figura 8. A primeira abordagem, mostrou tendência estável da CPUE padronizada durante praticamente toda série temporal (Figura 8A), com média de capturas iniciais semelhante ao

ano final (entorno de 8 peixes/mil anzóis). Já a série ponderada pela área de influência (Figura 8B), denota quedas acentuadas no número de indivíduos durante o período de 2009 a 2013, com posterior estabilização do número de exemplares até o final da série temporal (próximo a 54 milhões de peixes), divergindo, portanto, dos resultados encontrados na abordagem 1.

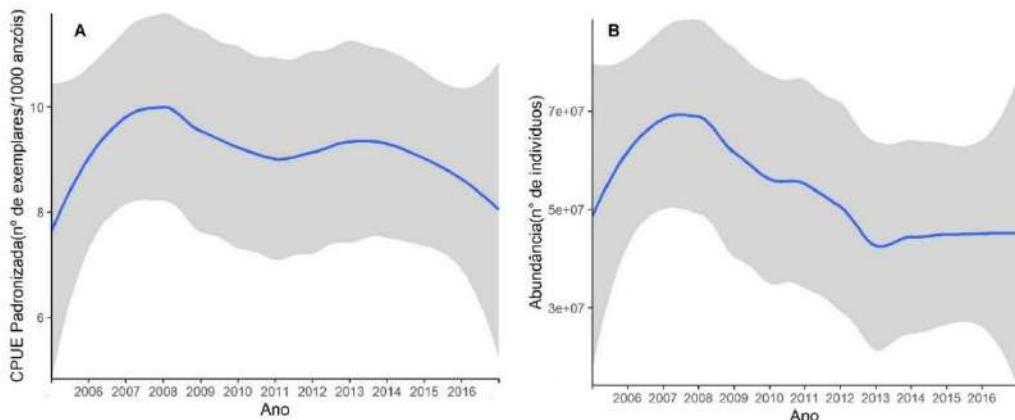


Figura 8. CPUE padronizada com modelo zero inflado (A) e abundância em número de indivíduos calculados por meio da ponderação da área de influência (B) e seus respectivos intervalos de confiança (IC 95%) do espadarte capturado pela frota brasileira de espinhel pelágico, entre 2005 a 2017.

4. Considerações Finais

Os MLGs do relatório parcial anterior foram revisados com intuito de melhorar as estimativas de abundância relativas para o espadarte. Conforme os resultados apresentados, os MLG binomial negativo usado nas análises anteriores apresentavam sobredispersão e resíduos que divergiam da normalidade, com alguns pontos de alavancagem relativamente altos, comprometendo o uso do índice relativo em estudo de avaliação do estoque para a espécie. A sobredispersão pode ser causado por vários fatores, entre eles a má especificação do modelo, agregação de observações, presença de excesso de zeros e uso de dados de pesca autocorrelacionados. Diante do exposto, foram avaliadas a inclusão de covariáveis ou interações no modelo e testados outras famílias de distribuição (Poisson, Poisson Inflado Zero, Binomial Negativo Inflado Zero e Hurdle). Em adição, foram testados a autocorrelação dos resíduos.

Os resultados apontaram que os dados de captura de espinhel pelágico utilizado apresentavam excesso de zero, sendo melhor modelado pelos MLGs com distribuição ZINB e HND. As análises dos resíduos indicaram que as capturas não são independentes, havendo variações nos padrões de distribuições espaciais dos adensamentos ao longo dos anos. A modificação na distribuição e no número dos adensamentos são claros, e lançam dúvidas sobre a confiabilidade das análises estatísticas utilizadas na padronização da CPUE até então. Desta forma, a observação da estrutura espacial do espadarte em escala fina auxiliou na descrição e explicou a heterogeneidade local anteriormente desconsiderada na aplicação de métodos de modelagem e padronização da CPUE.

Eixo C – Avaliação de Estoques

Linha de pesquisa: Revisão e Sistematização de Dados

Atividade: Análise e revisão das capturas da pesca de atuns e afins do Brasil contidas no BNDA

Pesquisadores envolvidos: Silvaneide Luzinete Rodrigues, Vívian Graziela Oliveira Carneiro, Ana Julia Freitas, Humber Agrelli de Andrade

1. Introdução

Todas as informações contidas no BNDA provêm de mapas de bordo preenchidos pelos mestres de pesca. A revisão foi realizada inicialmente com os dados da pesca de atuns e afins de 1978 a 2016, e posteriormente com os dados de 2017, bem como os mapas de bordo da pesca de espinhel de 2018. As operações de espinhel no oeste do Atlântico são majoritariamente realizadas pela frota brasileira, que inclui embarcações nacionais e arrendadas. Há informações da frota nacional no decorrer de todo esse período, enquanto que as embarcações arrendadas de diferentes bandeiras estiveram atuando por alguns anos, dependendo da política nacional de arrendamento. As informações das bandeiras com menor tamanho amostral e menos frequentes não foram utilizadas nesta análise. Além disso, os mapas de bordo referentes à pesca de espinhel realizada em 2019 foram revisados e incorporados na base de dados completa.

2. Metodologia

Foi analisado o Banco Nacional de Dados de Atuns e Afins (BNDA), que é a informação mais detalhada sobre a pesca de atuns e afins realizada pela frota brasileira com espinhel pelágico de superfície. Todas as informações contidas no BNDA provêm de mapas de bordo preenchidos pelos mestres de pesca. Essas informações referem-se às datas do início e fim do lançamento e do recolhimento do espinhel, latitudes e longitudes em que foram realizadas as operações de pesca, o número de anzóis por samburá (seção entre duas bóias consecutivas), totais de anzóis usados no lançamento, tipo de isca utilizada, ano de construção da embarcação, material do casco, comprimento e arqueação bruta da embarcação, temperatura da superfície do mar e captura de 26 espécies ou grupos de espécies. Para cada lance há o registro do peso total de cada espécie e/ou do número de exemplares por espécie. A organização do BNDA ocorreu a partir de uma checagem coluna a coluna, em que foram padronizadas as nomenclaturas das variáveis, como os nomes e as bandeiras das embarcações, portos de chegada e saída, tipo de isca e espécie-alvo. Além disso, foram corrigidos problemas como misturas de caracteres, fatores e números em uma mesma coluna, como nas datas de início e fim do lançamento e do recolhimento, horários das operações e temperatura da superfície do mar. Foram recuperadas algumas informações a partir de outras presentes no banco de dados, como no caso das embarcações que em algum período não registraram a bandeira, e o número de anzóis por samburá a partir do total de anzóis e o número de samburás registrado.

Verificou-se duplicidades de registros, os cruzamentos foram feitos a partir do nome da embarcação e data de lançamento e recolhimento do espinhel coincidente. Quando apareceram dois ou mais registros, o primeiro permaneceu e os demais foram eliminados. Além disso, foram eliminadas informações improváveis, como aquelas registradas em terra e as que o número de indivíduos capturados era superior ao número de anzóis utilizados na operação. Ao fim, as três tabelas revisadas foram organizadas em uma única tabela. Após a organização e unificação das tabelas, restaram 97.679 registros de operações de pesca realizadas por embarcações de espinhel de superfície nacionais e arrendadas de 20 diferentes países entre 1978 e 2018.

Foram selecionadas as bandeiras com mais de 2% do total de registros, sendo eliminadas 12. Ao final, restaram para análise 90.005 registros referentes a embarcações nacionais (BRA) e arrendadas da Espanha (BRA-ESP), do Japão (BRA-JPN), de São Vicente e Granadinas (BRA-VCT), do Panamá (BRA-PAN), da China Taipei (BRA-TAI), e de Honduras (BRA-HND) (**Tabela 1**).

Tabela 1 – Número e porcentagem de registros e número de embarcações contidas no banco de dados.

Bandeira das embarcações	Código da bandeira	Nº de registros	(%)
Nacional	BRA-BRA	43.441	48,26
Espanha	BRA-ESP	15.550	17,28
Japão	BRA-JPN	8.522	09,47
São Vicente	BRA-VCT	7.924	08,80
China Taipei	BRA-TAI	6.009	06,68
Panamá	BRA-PAN	4.494	04,99
Honduras	BRA-HND	4.065	04,52
Total	---	90.005	100

Escolha das espécies para a análise detalhada

Das 26 espécies (ou grupos de espécies) registradas no banco de dados, foram selecionadas para análise em detalhe as albacoras laje (*Thunnus albacares*), branca (*Thunnus alalunga*), bandolim (*Thunnus obesus*), o espadarte (*Xiphias gladius*) e o tubarão azul (*Prionace glauca*). Estas espécies são em geral tidas como alvo da frota nacional brasileira ou arrendada, e em consequência são as mais registradas no banco de dados. As capturas das cinco espécies em número correspondem a mais de 90% do total registrado no banco de dados de 1978 a 2018.

Análise de captura, do esforço e da captura por unidade de esforço

O número de anzóis por lance de pesca é a medida do esforço de pesca utilizado. O registro do número de exemplares foi bem mais frequente que o registro do peso. Portanto, se optou pela análise da captura em número. Assim, a Captura Por Unidade de Esforço (CPUE) para cada lance foi:

$$CPUE = \frac{C}{f} \times 1000$$

em que f é o esforço em número de anzóis, e C é o número de exemplares capturados.

Confecção de gráficos

Para análise da composição da captura ao longo do tempo foram confeccionados gráficos de barra que também serviu como critério para classificar períodos sobre a atuação das bandeiras de acordo com a quantidade capturada.

Confecção de mapas

Para os períodos selecionados foram confeccionados mapas da distribuição espacial e das composições específicas das capturas. A resolução espacial dos mapas é de 1°x1° ou 5°x5° (latitude x longitude) para a maioria dos registros.

Indicadores de espécie-alvo

Para estimar um indicador de direcionamento para a espécie-alvo foi inicialmente calculada a razão $I_{j,k} = \frac{c_j^k}{\sum_{i=1}^n c_i^l}$, em que, I_j é a razão de proporcionalidade para o j -ésimo lance entre a captura (C) da k -ésima espécie e a soma das capturas de n espécies, incluindo a k . Em seguida foi calculado o terceiro quartil (Q3) da distribuição de valores de I para cada ano (a) e bandeira (b). A escolha do Q3 minimiza as influências da abundância das espécies que foram incluídas na construção do indicador de direcionamento pesqueiro, o que poderia causar viés nos resultados apresentados (Chang et al., 2011; Hiraoka et al., 2016).

Foi calculado, então, o valor médio para cada bandeira com os dados de todos os anos agrupados $IG_b' = \frac{\sum_{a=1}^A IG_{a,b}}{A}$, em que A é o número total de anos em que se registrou pescarias para a bandeira b . Foi também calculado o valor médio para cada ano com os dados de todas as bandeiras agrupadas: $IG_a' = \frac{\sum_{b=1}^B IG_{a,b}}{B}$, em que B é o número total de bandeiras para as quais há dados em cada ano.

Os valores médios gerais dos anos independente das bandeiras e das bandeiras independentes dos anos são comparados com os índices acima para avaliar o direcionamento da pesca. Há portanto, dois valores de referência para avaliação de direcionamento. Se a diferença entre o valor $I_{j,k}$ de determinado espécies no lance de pesca de um barco de bandeira b realizado no ano a , for maior ou igual o IG_b' ou IG_a' (levando em referência o maior valor) assumimos que o lance foi direcionado a espécies e vice-versa.

A identificação de padrões de direcionamento (fases) das espécies ao longo do tempo para cada bandeira foi determinado pelo mesmo princípio citado anteriormente, ou seja, se o índices ($IG_{a,b}$) de determinada espécies for igual ou superior o IG_b' ou IG_a' assumimos que para aquele determinado ano ou período de tempo a bandeira teve a espécie como alvo de pesca e vice-versa.

Por fim, o direcionamento geral da frota (com todas as bandeiras agregadas) por ano, foi determinado levando em consideração o IG_a' , se para um determinado ano ou todos os anos o IG_a' da espécie for superior às demais espécies analisadas então a probabilidade de direcionamento para a espécie seria alta.

As informações provenientes dos mapas de bordo coletados em 2019 foram revisadas antes de serem incorporadas no BNDA. A revisão ocorreu a partir de uma checagem coluna a coluna, em que foram padronizadas as nomenclaturas das variáveis, como os nomes e as bandeiras das embarcações, portos de chegada e saída, tipo de isca e espécie-alvo. Além disso, foram corrigidos problemas como misturas de caracteres, fatores e números em uma mesma coluna, como nas datas de início e fim do lançamento e do recolhimento, horários das operações e temperatura da superfície do mar. Foram recuperadas algumas informações a partir de outras presentes no banco de dados, como no caso das embarcações que em algum período não registraram a bandeira, e o número de anzóis por samburá a partir do total de anzóis e o número de samburás registrado.

3. Resultados

Esforço de pesca, captura e Captura por Unidade de esforço (CPUE) para as principais espécies

O somatório do esforço de pesca, representado em número de anzóis, de todos os lances de pesca pode ser observado na Figura 1A. Entre 1978 e 1989 o esforço empregado foi em torno de 1 milhão de anzóis ao ano. A década de 1990 foi marcada por oscilações, e entre 1998 e 2002 houve um grande incremento do esforço de pesca registrado. O pico do esforço ocorreu nos anos 2000 e 2001, alcançando mais de 14 milhões anzóis, seguido de uma queda abrupta para cerca de 4 milhões de

anzóis no ano de 2003. De maneira geral, após 2003 houve um acréscimo até 2005 registrando cerca de 8 milhões de anzóis. Entre 2006 e 2010 foi observado tendência decrescente, por outro lado, de 2011 e 2012 apresentou tendência crescente. O número de registros voltou a cair em 2013 onde até o fim da série temporal em 2018 apresentou oscilações.

O período em que foi registrada a maior quantidade de esforço, entre 1998 e 2002, coincidiu com o período de maiores capturas (Figura 1B). Nestes anos os níveis de captura aumentaram em geral para todas as espécies, mas destaca-se acentuadamente a captura da albacora branca, que alcançou pico de 150 mil indivíduos no ano 2001. Posteriormente há uma queda grande nas capturas dessa espécie, que permanecem baixas até o final da série temporal. Entre 2003 e 2010 a captura de espadarte foi a maior, e após 2010, os registros indicaram maiores capturas de tubarão azul até 2018.

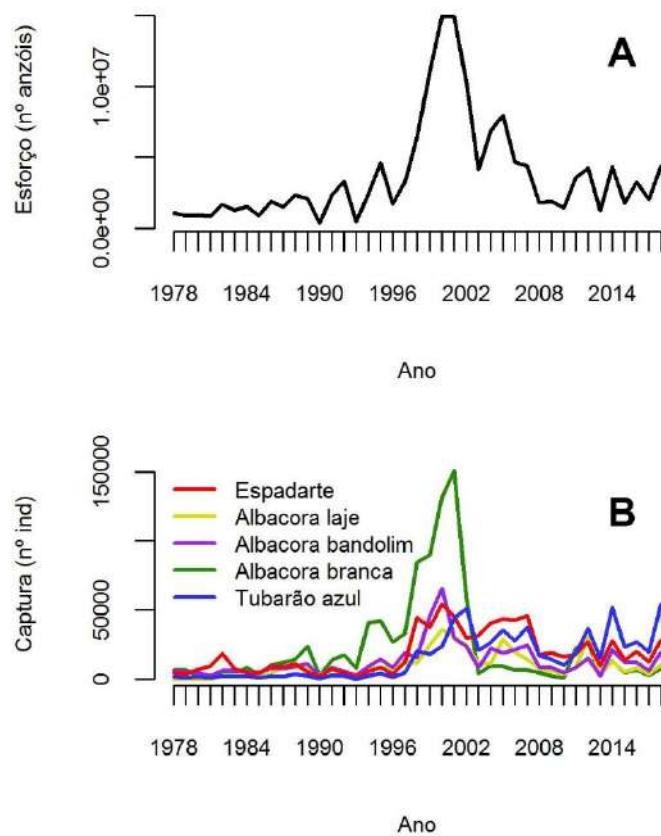


Figura 1. Somatório do esforço total registrado em número de anzóis (A), e da captura em número de indivíduos (B), de 1978 e 2018.

Os elevados valores de esforço estão relacionados com o aumento do número de embarcações estrangeiras arrendadas entre 1998 e 2002. Esse aumento ocorreu associado à criação do Departamento de Pesca e Aquicultura do Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento DPA/MAPA em 1998, que fomentou a ampliação e flexibilização da política de arrendamento de navios estrangeiros no Brasil, com o objetivo produtivista de aumento das capturas de espécies oceânicas, e com o intuito transferir tecnologia entre os atuneiros brasileiros e estrangeiros (HAZIN & TRAVASSOS, 2007; DIAS-NETO, 2010; FONTES, 2013). Já as mudanças na composição das capturas ao longo da série temporal parecem estar relacionadas com mudanças nas espécies-alvo ao longo do tempo, tanto para as embarcações nacionais quanto para as arrendadas.

A variação dos valores de CPUE por espécie ao longo dos anos é apresentada na Figura 2. Para o espadarte (Figura 2A) foram observados três períodos de CPUE elevadas, o primeiro em 1982, o

segundo em 1998 e o terceiro em 2010. As maiores medianas são vistas nos anos de 2007 e 2010. A albacora branca (Figura 2B) apresentou maiores medianas em 1993, 1994 e 1996 que coincidem com o período que obteve maiores valores de CPUE. Após 2001, observa-se uma queda onde os valores de CPUE permaneceram próximos de 10 até 2018.

A distribuição dos valores de CPUE da albacora bandolim (Figura 2C), não apresentou muitas variações comparada às outras espécies. Nos anos de 1993 e 1997 são observados os maiores valores de CPUE e sua maior mediana é vista em 2015. Para a albacora laje (Figura 2D), de maneira geral, a distribuição se manteve aproximadamente em torno do mesmo nível durante todo período de estudo, com exceção de alguns anos particulares na década de 1990, em que apresentou valores mais elevados. Os valores de CPUE do tubarão azul (Figura 2E) se manteve em níveis baixos até o início dos anos 2000, quando passou a apresentar uma tendência crescente até o fim da série temporal, passando até das taxas de capturas do espadarte a partir de 2014.

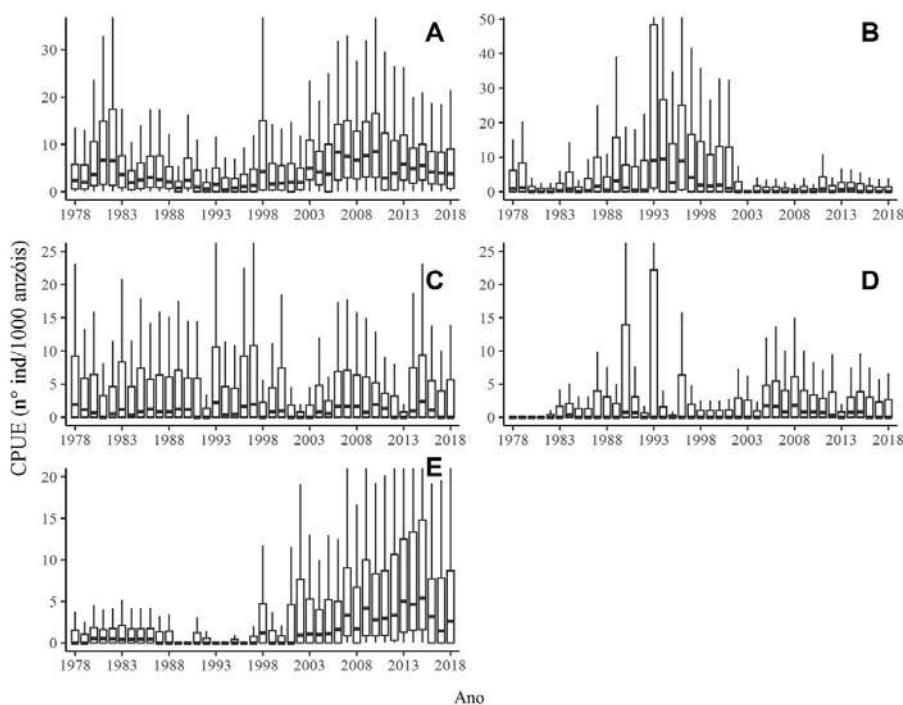


Figura 2. Distribuição dos valores de Captura por Unidade de Esforço (CPUE) (ind/1000 anzóis) registrados para (A) Espadarte (B) Albacora branca (C) Albacora bandolim (D) Albacora laje e (E) Tubarão azul entre 1978 e 2018.

Análise das capturas anuais e distribuição espaço-temporal por bandeira

Embarcações nacionais

Para as embarcações nacionais há registros das operações de pesca desde 1979 até 2018 (Figura 3A). Do início da série temporal até 1985 os desembarques eram compostos por espadarte, albacoras bandolim e branca, assim como reduzidas capturas de tubarão azul. Somente a partir de 1986 as capturas de albacora laje passaram a ser reportadas. Anteriormente à década de 2000, a captura total anual era inferior a 50.000 indivíduos, enquanto que a partir do ano 2000 observou-se um aumento no volume de captura como um todo, especialmente na captura de espadarte e tubarão azul. Em 2007 as capturas foram superiores a 100.000 indivíduos, no ano seguinte houve uma queda para aproximadamente 50.000, permanecendo em torno deste valor até 2011. Mais de 150.000 exemplares

foram capturados em 2014, pico de produção da série temporal, seguido de queda nos anos posteriores.

Considerando a participação de cada espécie nos volumes de capturas anuais ao longo da série temporal, foi possível separá-la em dois períodos distintos, o primeiro corresponde ao período de 1979 a 2000, com predominância das albacoras branca e bandolim no volume de capturas. Enquanto que no segundo período, de 2001 a 2018, se destacaram as capturas de espadarte e tubarão azul. A distribuição espacial das capturas para o primeiro e segundo período pode ser observada nas Figuras 3B e 3C, respectivamente.

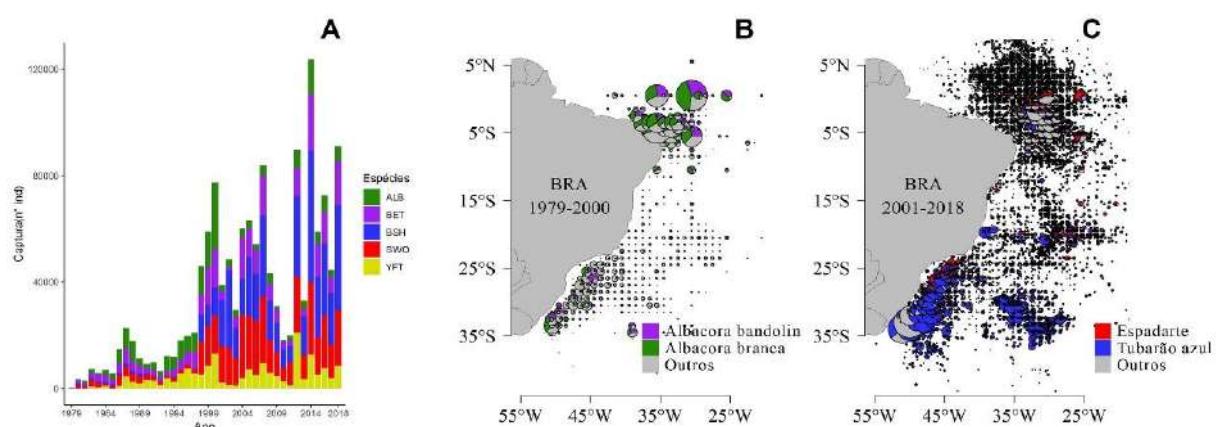


Figura 3. Composição das capturas das principais espécies de atuns e afins para as embarcações nacionais (BRA) de 1979 a 2018 (A); Distribuição espacial da proporção capturada de cinco espécies de 1979 a 2000 (B) e de 2001 a 2018 (C). O tamanho da pizza é proporcional à captura realizada no local.

Ao considerarmos a participação das espécies no volume das capturas anuais como indicador de direcionamento de captura, verificou-se que de 1979 a 2000 as embarcações nacionais variaram o alvo principal entre albacora branca e albacora bandolim, sendo a primeira alvo das embarcações que atuavam ao norte e a segunda daquelas que operam ao sul. Nesta época, a pesca era realizada principalmente a partir dos portos de Rio Grande-RS, Itajaí-SC, Santos-SP, Recife-PE e Natal-RN (HAZIN, 2010). Assim, as áreas de pesca parecem estar mais relacionadas com a localização dos portos de chegada e saída do que com a distribuição espacial da população, já que tanto a albacora branca quanto a bandolim tem ampla distribuição no oceano Atlântico Sul (NIKOLIC et al., 2017). Enquanto que no segundo período o foco das embarcações variou entre o espadarte e o tubarão azul. O espadarte foi capturado principalmente na região equatorial provavelmente por ser uma área em que a temperatura do mar é mais elevada, uma vez que os 'hotspots' (o habitat ótimo) de abundância de espadarte no Atlântico Sul são concentrados em águas tropicais quentes (27° - 28° C) próximo ao equador (CHANG et al., 2012).

O tubarão azul teve as maiores capturas ao sul, provavelmente devido à preferência da espécie por águas frias (MONTEALEGRE-QUIJANO & VOOREN, 2010). Carvalho et al. 2011 identificaram duas áreas em que a abundância relativa do tubarão era alta, a primeira próxima à costa sul do Brasil e do Uruguai, e a outra maior localizada mais oceânica próximo a elevação de Rio Grande, coincidindo com as áreas de maior captura da espécie observadas aqui. O incremento no volume e na proporção de captura do tubarão azul traz evidências de que a partir da década de 2000 a espécie passou a ser considerada como alvo principal das embarcações nacionais.

Há relatos de que o direcionamento das embarcações nacionais variou entre espadarte, albacora laje, bandolim, branca ou até mesmo o tubarão azul no decorrer do histórico de desenvolvimento da pescaria (MENESES DE LIMA et al., 2000; QUAGGIO et al., 2008). Segundo Azevedo (2003) e Mourato et al. (2008), desde de 2000 as embarcações espinheiras das frotas de Santos e Itajaí que declaradamente visavam o espadarte começaram a concentrar seus esforços em áreas onde a abundância de tubarão azul é alta, próximo a elevação de Rio Grande.

Embarcações de bandeira espanhola

Os primeiros registros das embarcações arrendadas da Espanha ocorreram em 1991, no entanto passaram a ter registros sem interrupções a partir de 1997, com valor próximo a 21.000 exemplares (Figura 4A). Em 1998, entre as cinco espécies estudadas, o espadarte teve o maior número de exemplares capturados, no ano seguinte foi a albacora branca. Em 2000 o número de exemplares atingiu cerca de 95.000, com o maior número de desembarques da albacora branca, seguida da albacora bandolim. Em 2001 é possível observar um acréscimo no número de exemplares capturados do tubarão azul, superando a captura das outras espécies, exceto do espadarte. A partir de 2003 o espadarte foi a espécie mais capturada e permaneceu assim até 2012.

Para melhor visualização da distribuição espacial das operações de pesca das embarcações espanholas, assim como as nacionais, o período de 1991 a 2012 foi dividido em dois e foram destacadas as espécies mais capturadas nesses períodos. O primeiro período foi de 1991 a 2001 (Figura 4B), em que a maioria das operações se concentrou na região equatorial e central do Atlântico Sul, entre as latitudes 5°N e 25°S e longitude 12,5°W e 35° W. Nesse período a proporção de espadarte se destacou em grande parte das localizações junto com a albacora branca. No segundo período de 2002 a 2012 (Figura 4C) as operações de pesca foram realizadas em regiões mais afastadas do continente sul americano. Com destaque para as maiores capturas e predominância do tubarão azul e espadarte.

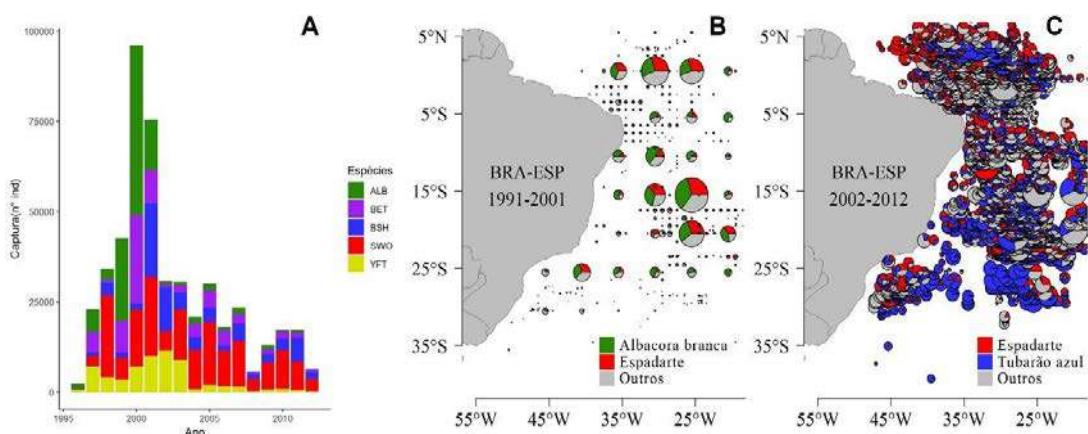


Figura 4. Composição das capturas das principais espécies de atuns e afins para as embarcações nacionais (BRA-ESP) de 1991 a 2012 (A); Distribuição espacial da proporção capturada das cinco espécies de 1991 a 2001 (B) e de 2002 a 2012 (C). O tamanho da pizza é proporcional à captura realizada no local.

As embarcações arrendadas da Espanha sempre tiveram o espadarte como alvo segundo Hazin (2006). Há também relatos de que o tubarão azul costumava ser capturado como fauna acompanhante importante na pesca de espadarte (MARÍN et al., 1998). Ao comparar a composição das capturas das embarcações da frota brasileira arrendadas da Espanha com as da frota espanhola, que também atua no sudoeste do atlântico, foram encontradas semelhanças. As espécies-alvo da frota espanhola eram

tradicionalmente espadarte, mas esta estratégia passou para uma combinação de espadarte e tubarão-azul como a espécie mais valiosa durante os períodos mais recentes (RAMOS-CARTELLE et al., 2017).

Embarcações de bandeira japonesa

As operações das embarcações arrendadas do Japão foram registradas de 1978 a 2012 (Figura 5A). De 1978 até 1989 as capturas apresentaram uma tendência crescente, alcançando em 1989 a captura de aproximadamente 40.000 exemplares. Enquanto que em 1989 houve uma queda abrupta para 1.400. Em 1995 interrompeu as operações de pesca. As embarcações voltaram a atuar em alguns anos (1998, 2000 e 2001), porém com baixas taxas de capturas e interromperam novamente, retornando em 2011 quando obteve capturas superiores a 40.000, porém apenas registraram até o ano seguinte. A atuação das embarcações do Japão foi dividida em dois períodos, sendo o primeiro período de 1978 a 1988, com predominância nas capturas de albacora branca e espadarte (Figura 5B), enquanto que no segundo período de 1989 a 2012 a principal espécie capturada foi albacora branca (Figura 5C). Para os dois períodos foram observadas duas áreas de concentração das operações de pesca, uma próxima à costa e ao Sul entre as latitudes 25°S e 35°S, com capturas mais intensas e a segunda próxima a região equatorial entre as latitudes 5°N e 10°S e as longitudes 15°W e 35°W, região em que as capturas foram mais reduzidas.

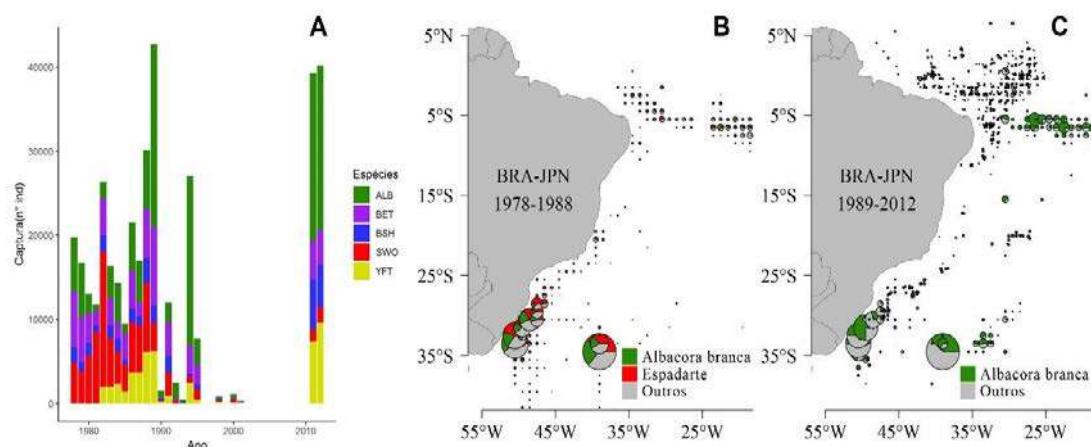


Figura 5. Composição das capturas das principais espécies de atuns e afins para as embarcações arrendadas do Japão (BRA-JPN) de 1978 a 2012 (A); Distribuição espacial da proporção capturada das cinco espécies de 1978 a 1988 (B) e de 1989 a 2012 (C). O tamanho da pizza é proporcional à captura realizada no local.

Algumas embarcações japonesas tiveram predominantemente a presença do espadarte nos desembarques. Hazin et al. (2007), em seu estudo com análise de cluster, encontrou que as embarcações arrendadas do Japão tiveram o espadarte como alvo em 33% das suas operações de pesca, e albacora laje ou branca no restante. Meneses de Lima et al. (2000) cita inclusive que os alvos das embarcações asiáticas arrendadas eram geralmente a albacora bandolim e a albacora branca. Segundo Araújo et al. (2013) essas embarcações se dedicam à pesca de atum, espadarte e peixes da fauna acompanhante como cação, dourado e outras espécies pelágicas eventuais. Há relatos de que embarcações originárias do Japão, não arrendadas pela frota brasileira, tem albacora branca como alvo próximo à costa brasileira como alvo no Atlântico na década de 1991 a 2014 (MATSUMOTO & SATOH, 2015) e têm o espadarte como captura acessória da pesca direcionada aos atuns (IJIMA & YOKAWA, 2017).

Embarcações de bandeira panamenha

As embarcações panamenhas tiveram sua atuação entre 1998 e 2007 (Figura 6A), o maior registro de capturas foi no ano de 2005 quando se obteve mais 20.000 exemplares. De acordo com o volume de capturas observado, o alvo das embarcações de bandeira panamenha possivelmente foi a albacora laje. No período entre 1998 e 2003 (Figura 6B), as operações de pesca das embarcações ocorreram ao longo de toda a margem oeste do Atlântico Sul, com exceção da região mais ao sul, com a captura de espadarte em maior participação nos desembarques. Enquanto que de 2004 a 2007 (Figura 6C), as operações de pesca nesse período foram sempre nas proximidades da região equatorial a oeste do Atlântico Sul. Os lances se concentraram entre as latitudes 5°N e 5°S, com capturas predominantes de albacora laje. Os resultados aqui encontrados no segundo período são semelhantes aos encontrados por Hazin et al. (2007), em que a frota panamenha direciona as capturas principalmente para a albacora laje (42,1%).

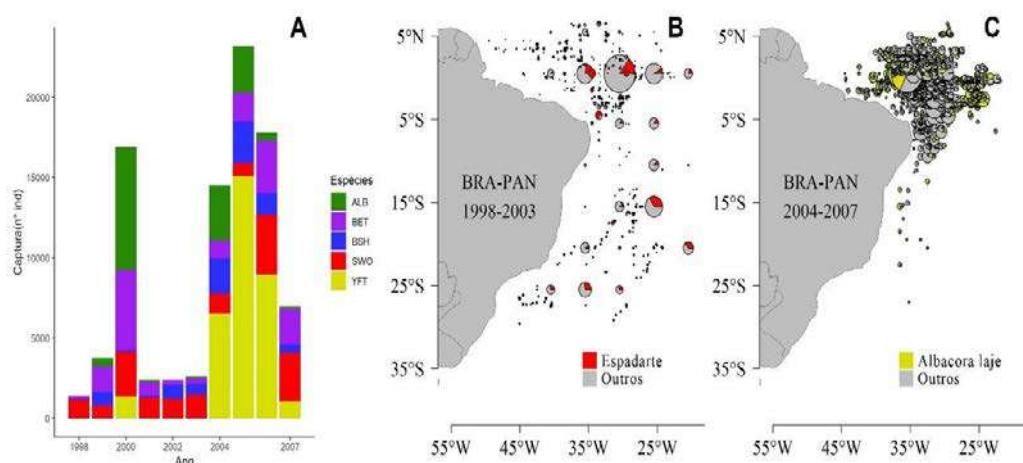


Figura 6. Composição das capturas das principais espécies de atuns e afins para as embarcações arrendadas do Panamá (BRA-PAN) de 1998 a 2007 (A); Distribuição espacial da proporção capturada das cinco espécies de 2000 a 2003 (B) e de 2004 a 2007 (C). O tamanho da pizza é proporcional à captura realizada no local.

Embarcações de bandeira São Vicente

As embarcações arrendadas de São Vicente registraram suas operações de 1994 a 2002 (Figura 7A). Em 1994 registrou capturas baixas, após 1995 houve uma pausa e voltaram a registrar no ano seguinte. A partir de 1998 obteve capturas acima de 50.000 exemplares, apresentando proporções elevadas de albacora branca durante toda a série temporal. As operações ocorreram ao longo de toda a margem oeste do Atlântico Sul (Figura 7B). As maiores capturas ocorreram principalmente entre as latitudes 5°N e 20°S e longitude 30°W. Houve maior participação da albacora branca nas localizações de todas as operações registradas. Ao julgar os resultados observados, com a atuação das embarcações concentradas entre 5°N e 35°S, o alvo das embarcações arrendadas de São Vicente teve como alvo a albacora branca.

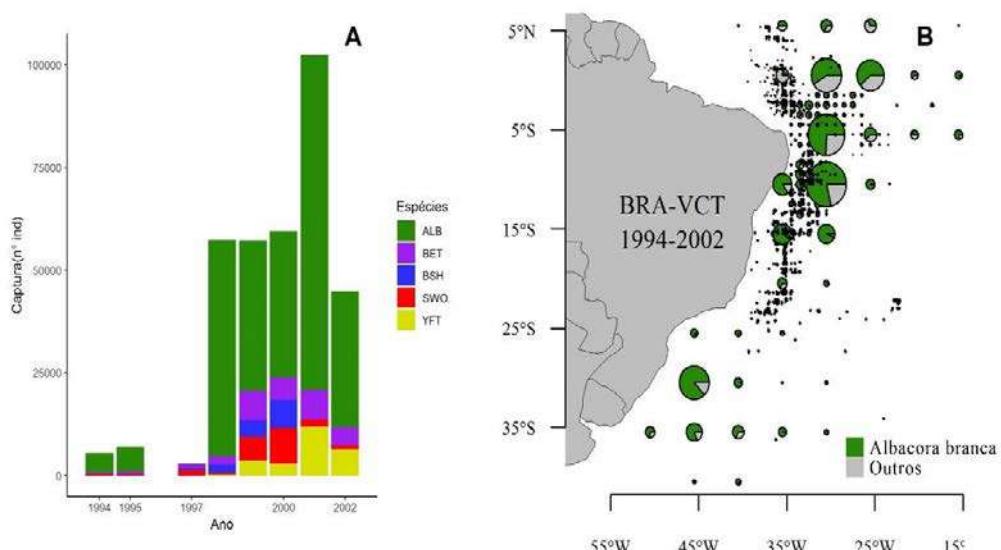


Figura 7. Composição das capturas das principais espécies de atuns e afins para as embarcações arrendadas de São Vicente (BRA-VCT) de 1994 a 2002 (A); Distribuição espacial da proporção capturada das cinco espécies de 1994 a 2002 (B). O tamanho da pizza é proporcional à captura realizada no local.

Embarcações de bandeira China Taipei

As embarcações arrendadas de China Taipei registraram as operações de 1984 a 2003 (Figura 8A). Em 1984 capturou em torno de 4.000 peixes, desses 57% era albacora branca. Fizeram uma pausa e voltaram em 1991 quando obtiveram aproximadamente 25.000 peixes capturados e com maiores capturas de albacora branca. Atuou até 1995 e fizeram uma pausa novamente, onde retornaram em 1998 e seguirá até 2003, finalizando sua atuação. Em 2001 obteve o maior número de exemplares capturados, com alvo principal a albacora branca, seguidas pelas albacoras laje e bandolim. Os barcos arrendados operaram ao longo de toda a margem oeste do Atlântico, com maiores capturas para albacora branca (Figura 8B).

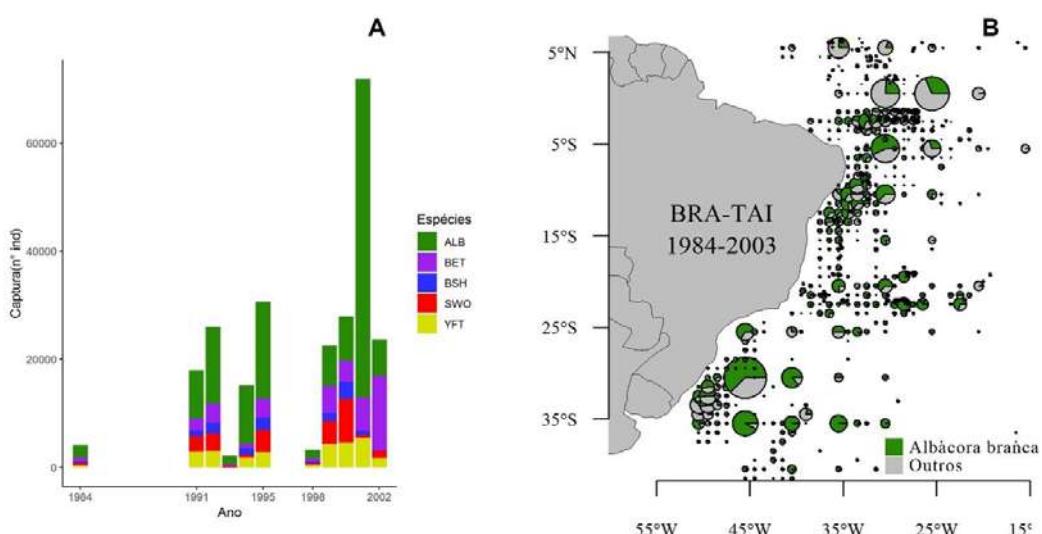


Figura 8. Composição das capturas das principais espécies de atuns e afins para as embarcações arrendadas de China Taipei (BRA-TAI) de 1984 a 2003 (A); Distribuição espacial da proporção capturada das cinco espécies de 1984 a 2003 (B). O tamanho da pizza é proporcional à captura realizada no local.

Segundo HUANG (2017) as embarcações da frota nacional original de China Taipei que operam no sudoeste do Atlântico têm como alvo a albacora branca, seguido da albacora bandolim. Os resultados obtidos aqui indicam que as embarcações arrendadas para o Brasil apresentaram padrão similar às das embarcações da frota de China Taipei.

Embarcações arrendadas de Honduras

As embarcações arrendadas de Honduras vêm registrando suas operações desde de 1997 até 2016 (Figura 9A), nos primeiros anos as espécies que mais se destacaram na composição das capturas foram a albacora bandolim, seguida da albacora branca. Entre 2001 e 2007, se destacou a captura de tubarão azul, seguida da captura de espadarte. No entanto, em 2016 não se registrou a captura de tubarão azul. O primeiro período foi de 1997 a 2009 (Figura 9B), não foi observado padrão na composição das capturas nesse período. As operações de pesca ficaram concentradas próximas ao continente e à linha do Equador e em uma região mais ao sul, com capturas bastante multiespecíficas, mas com algum destaque para tubarão azul, albacoras bandolim e branca. O segundo período corresponde aos anos de 2012 a 2016 (Figura 9C), com predominância de espadarte e tubarão azul na composição das capturas. As operações ficaram concentradas exclusivamente em uma região ao sul entre as latitudes 25°S e 37°S.

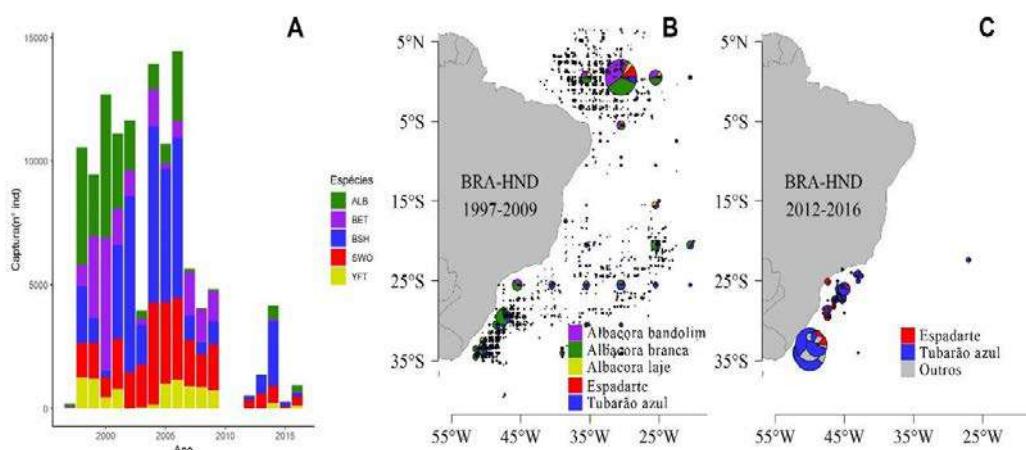


Figura 9. Composição das capturas das principais espécies de atuns e afins para as embarcações arrendadas de Honduras (BRA-HND) de 1997 a 2016 (A); Distribuição espacial da proporção capturada das cinco espécies de 1997 a 2009 (B) e de 2012 a 2016 (C). O tamanho da pizza é proporcional à captura realizada no local.

Os padrões de composição das capturas variaram entre as bandeiras das embarcações. As embarcações nacionais capturaram mais atuns (gênero *Thunnus*) até meados da década de 1990, quando uma pescaria efetiva e bem estabelecida direcionada ao espadarte iniciou-se a partir de meados da década de 1990, ocorrendo algumas mudanças no aparelho e na estratégia de pesca, devido as melhores condições no mercado internacional de espadarte que encorajaram os armadores brasileiros a adotar tais mudanças (FIEDLER et al., 2016), resultando em um incremento a partir da década de 2000 na captura de espadarte e de tubarão azul como captura acessória, embora tenham relatos de que para algumas embarcações nacionais o tubarão azul também é considerado o alvo principal (GUIMARÃES-SILVA & ANDRADE, 2014).

As embarcações arrendadas tiveram os atuns com maiores participações no desembarque, exceto os barcos arrendados da Espanha e Honduras, que se destacaram também o espadarte e o tubarão azul, principalmente a partir da década 2000. Os barcos arrendados de Belize, São Vicente e China Taipei foram menos multiespecíficos com forte direcionamento para a albacora branca. Para algumas bandeiras, como Espanha, Japão e China Taipei, as composições das capturas são semelhantes

àquelas reportadas pelas frotas originais destes países que também atuam no Atlântico Sul. Assim, provavelmente o direcionamento das embarcações arrendadas pelas empresas brasileiras seguem os padrões de direcionamento da frota dos países arrendantes.

De maneira geral, a maioria das operações de pesca ocorreu em toda região oeste do Atlântico Sul, eventualmente operando ao leste. Se destacando duas grandes áreas, o Atlântico sudoeste equatorial, com elevadas capturas de espadarte, albacora branca e a albacora laje, e ao sul próximo à costa das regiões sul e sudeste do Brasil, com destaque para capturas de tubarão azul, espadarte e albacora branca, dependendo da bandeira da embarcação. A produtividade observada no Atlântico sudoeste equatorial pode ser explicado por ser uma área de convergências e divergências de correntes oceanográficas, além da presença de bancos e ilhas oceânicas, que promovem o enriquecimento dessas águas (KINKEL et al., 2000).

Na costa sul do Brasil, a água mais fria é geralmente associada à zona de Convergência Subtropical do Atlântico Sul, causada pela mistura da água quente tropical da Corrente do Brasil com água fria trazida pela Corrente das Malvinas (DAHLET et al., 2019), resultando em massas de água ricas em nutrientes que melhoraram o desenvolvimento do fitoplâncton, o que consequentemente, promove um aumento da produção primária e secundária. Este fenômeno poderia aumentar a quantidade de presas potenciais das espécies de atuns e afins, como no caso das lulas para o tubarão azul (CARVALHO et al., 2011).

Indicadores de espécie alvo

A variação anual do indicador de direcionamento das principais espécies de atuns e afins capturados pelas embarcações de bandeiras nacionais e arrendadas está representada na **Figura 10**. As embarcações de bandeira nacional de modo geral apresentaram três momentos distintos, o primeiro de 1979 a 1986, no qual a principal espécie capturada foi o espadarte com indicador de direcionamento médio de $IG_{a,b} \approx 0,73$. A partir 1987 a 2000 ocorreu uma possível mudança da espécie alvo, nesse período as albacoras laje, branca e bandolim passaram a ser as principais espécies capturadas pelas embarcações nacionais com indicador de direcionamento em torno de $IG_{a,b} \approx 0,64$, $IG_{a,b} \approx 0,47$ e $IG_{a,b} \approx 0,42$ respectivamente. Após 2000 até o fim da série temporal o espadarte e tubarão azul foram as principais espécies capturadas, com indicador próximo de $IG_{a,b} \approx 0,52$ e $IG_{a,b} \approx 0,46$ respectivamente.

Com relação às embarcações de bandeiras arrendadas da Espanha, estas apresentaram duas fases: Inicialmente entre 1996 a 2000, os indicadores de direcionamento foram voltados para a captura das espécies de albacoras, exceto em 1998 no qual se destacou o espadarte ($IG_{a,b} \approx 0,86$). Entre 2001 e 2012 houve uma mudança nos valores de direcionamento passando o espadarte ser a espécie de maior valor ($IG_{a,b} \approx 0,67$), seguido do tubarão azul ($IG_{a,b} \approx 0,26$). Nas embarcações de bandeiras hondurenha também se verificou dois períodos distintos de atuação inicialmente direcionadas às albacoras e a segunda fase compreendida de 2002 a 2014 onde as principais espécies capturadas são o espadarte ($IG_{a,b} \approx 0,59$) e o tubarão azul ($IG_{a,b} \approx 0,56$).

Com relação a bandeira japonesa foi detectado duas fases distintas de atuação, a primeira de 1978 a 1988 apresentou indicador de direcionamento elevado para o espadarte ($IG_{a,b} \approx 0,64$) e a segunda de 1987 até 2011 em relação as outras espécies analisadas, após esse período houve uma mudança de direcionamento para as albacoras principalmente a albacora branca ($IG_{a,b} \approx 0,63$).

As embarcações arrendadas do Panamá apresentaram três fases distintas: a primeira de 1991 a 2000 no qual o tubarão azul é a única espécie registrada até 1994, o que pode ser um indicativo de erro amostral. A segunda fase inicia a partir de 2000 e se estende até 2003 tendo o espadarte os maiores

valores de direcionamento ($IG_{a,b} \cong 0,70$). Após 2003, o espadarte deixa de ser a principal espécie registrada, sendo substituída pela albacora bandolim ($IG_{a,b} \cong 0,64$). Por fim as embarcações arrendadas de China Taipei, a qual apresentou uma única fase, teve como principal alvo de pesca as albacoras brancas ($IG_b \cong 0,67$).

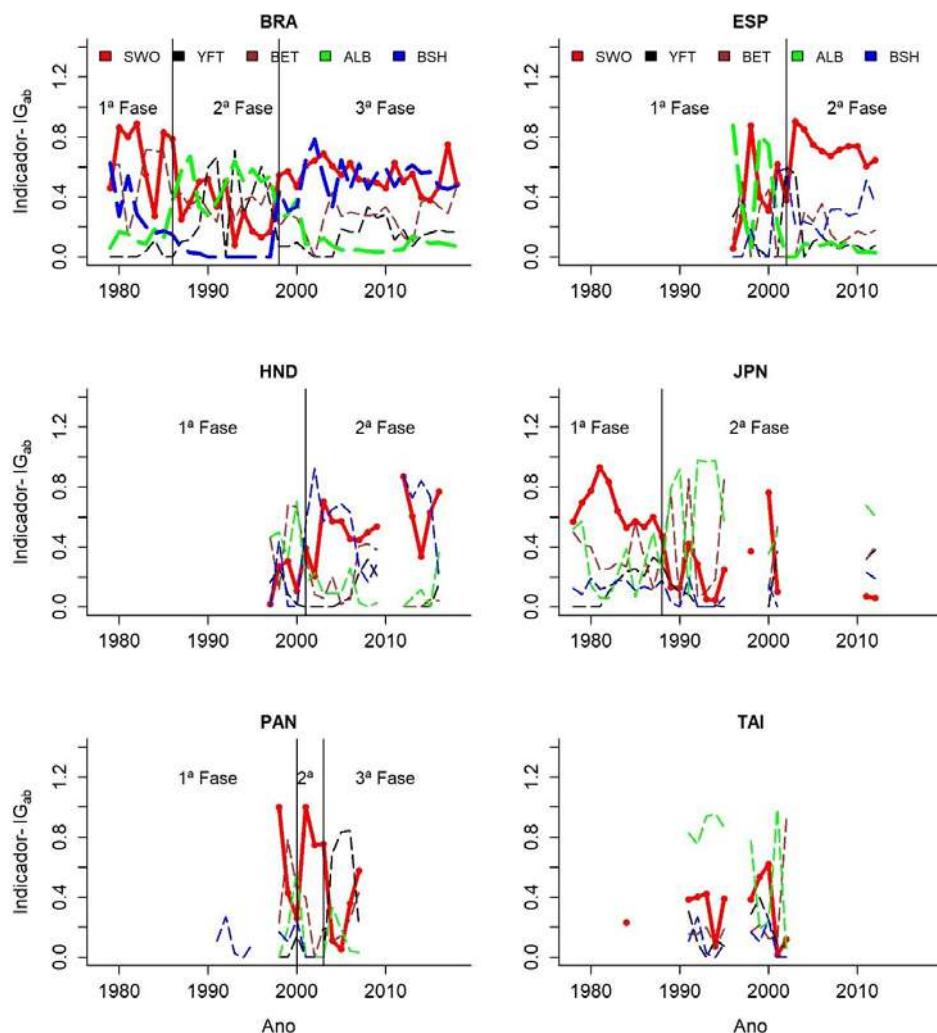


Figura 10. Distribuição dos indicadores de direcionamento anual por bandeira para as principais espécies de atuns e afins capturada no atlântico sudoeste, entre 1978 a 2016. Onde as embarcações de bandeira nacional estão representadas por (BRA) e as arrendadas da Espanha (ESP), Honduras (HND), Japão (JPN), Panamá (PAN), China Taipei (TAI) e São Vicente (VCT). As espécies analisadas são espadarte (SWO), laje (YFT), bandolim (BET), branca (ALB) e tubarão azul (BSH).

De acordo com os dados de $IG_{a,b}$ representado na figura anterior e os dados de IG_a' (Figura 11), a frota brasileira de espinhel pelágico pode ser classificada, maneira geral, em três fases distintas de atuação. A primeira entre 1978 a 1986 tendo o espadarte os maiores indicadores de direcionamento, a segunda de 1987 a 2001, com alteração do alvo de pesca anterior para albacora branca e a última fase de 2002 até o fim da série temporal, em 2018, tendo como alvo principal o espadarte e tubarão azul.

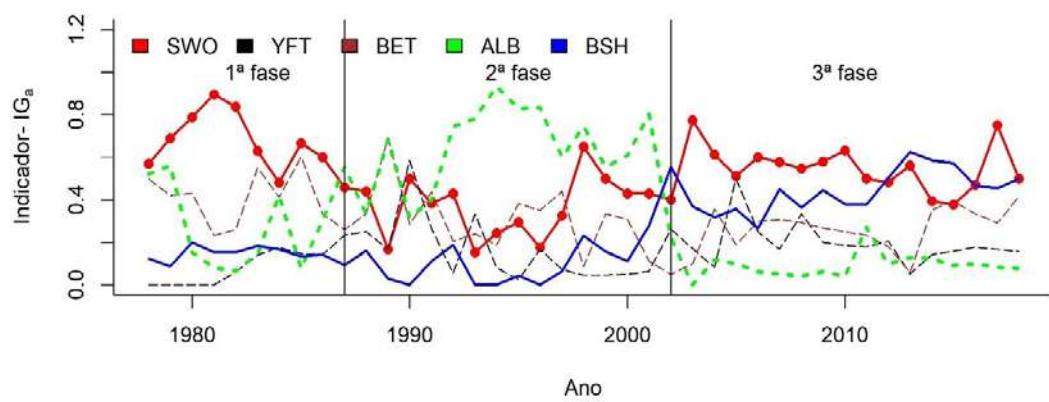


Figura 11. Distribuição dos indicadores de direcionamento anual para as principais espécies de atuns e afins capturada no Atlântico Sudoeste, entre 1978 a 2018. Sigla: espadarte (SWO), laje (YFT), bandolim (BET), albacora branca (ALB) e tubarão azul (BSH).

A partir dos dados contidos no BNDA atualizados, verificou-se a distribuição dos valores de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE) por ano (de 1978 a 2019) para as principais espécies capturadas pela frota de espinhel brasileira (Figura 1). Em 2019 a mediana da CPUE para o espadarte foi menor, quando comparada com os anos quatro anos anteriores, as da albacora branca e do tubarão azul se mantiveram no mesmo nível dos anos anteriores, enquanto que houve um aumento da mediana da CPUE para as albacoras bandolim e laje em 2019.

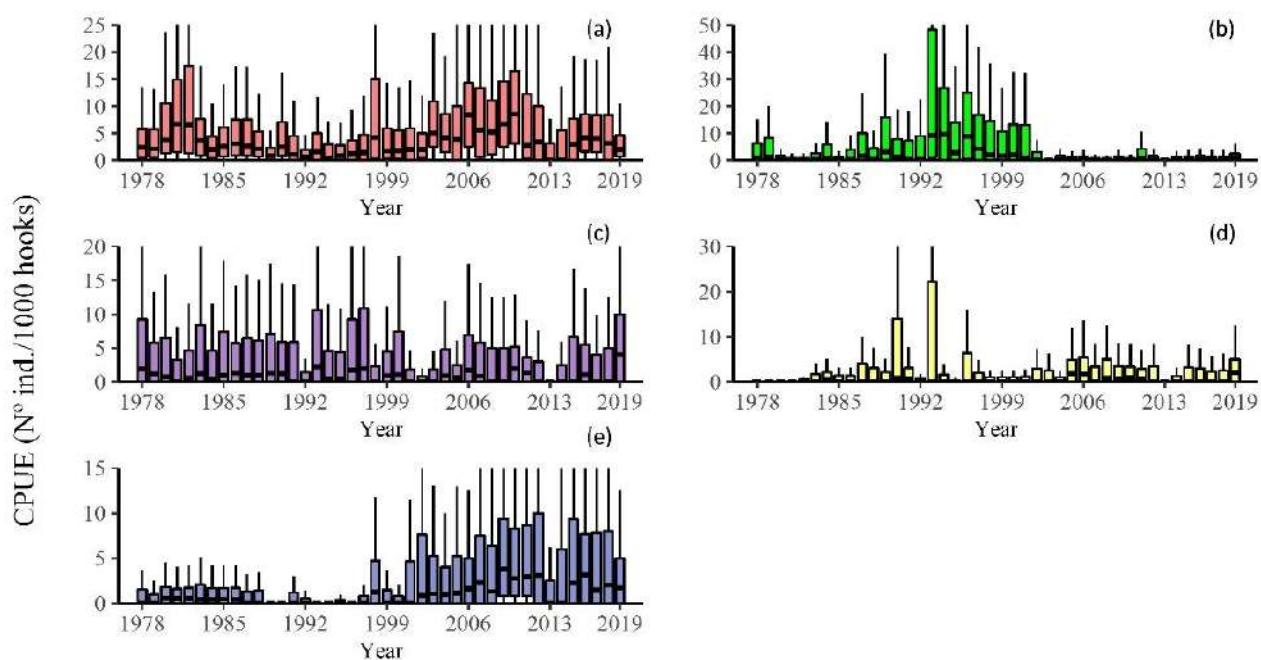


Figura 12. Distribuição dos valores de CPUE (Nº de indivíduos /100 anzóis) para o espadarte (a), albacora branca (b), albacora bandolim (c), albacora laje (d) e tubarão azul (e) de 1978 a 2019.

4. Considerações Finais

As informações obtidas a partir da análise da composição das capturas e da dinâmica espacial das embarcações auxiliaram a identificar alterações ao longo dos anos quanto ao direcionamento das capturas da frota brasileira de espinhel pelágico, e às principais áreas de pesca utilizadas, para ambas, embarcações nacionais e arrendadas. As capturas das embarcações arrendadas de China Taipei e São Vicente incluem uma grande proporção de albacora branca. Para as embarcações nacionais e arrendadas da Espanha e Honduras, o foco foi espadarte e tubarão azul a partir da década de 2000. As embarcações do Panamá variaram entre o espadarte nos primeiros anos e a albacora laje nos últimos. O espadarte e a albacora branca foram as espécies que se destacaram na composição das capturas realizadas pelas embarcações arrendadas do Japão.

Quanto à distribuição espacial das operações de pesca, para maioria das bandeiras se destacaram duas grandes áreas. A primeira foi o Atlântico sudoeste equatorial, com elevadas capturas de espadarte, albacora branca e a albacora laje, e a segunda foi em uma região ao sul próximo à costa do sul e sudeste do Brasil, com destaque para capturas de tubarão azul, espadarte e albacora branca. Apesar da base de dados analisada não compor um censo, mas sim uma amostra das operações de espinhel nas águas sob jurisdição brasileira, os indicadores de direcionamento revelaram informações úteis, e serão testadas na construção dos modelos de padronização da CPUE para as principais espécies pesqueira da frota brasileira de espinhel pelágico. Além disso, é recomendado a inclusão de novos fatores, para uma análise mais precisa, como por exemplo: hora do lançamento e recolhimento do espinhel, presença ou ausência de tratores luminosos, etc.

Eixo C – Avaliação de estoques

Linha de pesquisa: padronização de CPUs

Atividade: Elaboração de séries padronizadas dos índices de abundância de espécies capturadas pelo Brasil, a fim de contribuir no processo de estimativa das condições dos seus estoques pelo Comitê Permanente de Pesquisa e Estatística (SCRS - Standing Committee on Research and Statistics) da ICCAT.

Pesquisadores envolvidos: Bruno Mourato e Rodrigo Sant'Ana

1. Introdução

Seguindo o cronograma das reuniões da ICCAT durante o período entre 2018 e 2022, os integrantes do PROTUNA participaram ativamente das reuniões do Comitê Permanente de Pesquisa e Estatística (SCRS - *Standing Committee on Research and Statistics*). O SCRS, por sua vez, se divide em vários “Grupos de Espécies”, como atuns tropicais, atum azul, albacora branca, espadarte, agulhões, tubarões, entre outros, além de um Subcomitê de Estatísticas e um Subcomitê de Ecossistemas. Nesse sentido, as agendas anuais do SCRS são pautadas de acordo com as avaliações dos estoques e tarefas específicas de cada grupo de espécie, estabelecidas ano a ano.

Nesta parte do projeto, serão descritas as atividades desenvolvidas no âmbito do projeto com vistas a contribuir no processo de avaliação dos diferentes estoques de espécies capturadas pelo Brasil, sejam alvos ou fauna acompanhante das pescarias.

O objetivo geral desta linha de pesquisa foi o de subsidiar a participação da delegação científica do Brasil nas avaliações de estoques realizadas pelo SCRS, através do aporte de séries padronizadas dos índices de abundância de espécies capturadas pelo Brasil.

2. Metodologia

Os trabalhos do SCRS para as avaliações dos estoques sob responsabilidade da ICCAT se dividem em duas etapas. A primeira está relacionada com as reuniões preparatórias de dados, que abrangem a sistematização, análise e revisão de diferentes tipos de informações das pescarias (esforço de pesca, capturas, séries de captura por unidade de esforço – CPUE, composição das capturas, distribuição espacial e temporal das capturas e da pesca, séries de distribuição de comprimentos, etc.), da história de vida das espécies (taxas de crescimento, mortalidade natural, relação entre peso e tamanho, tamanho e idade de primeira maturação, taxas de reprodução, fecundidade, migração, etc.), da estrutura dos estoques, da estruturação das frotas para os modelos integrados, entre outros. Quando disponíveis, informações ambientais e econômicas são também usadas, a depender do modelo de avaliação empregado.

Um dos principais pontos discutidos durante as reuniões preparatórias de dados consiste na revisão das séries padronizadas de CPUE apresentadas por diferentes países. O SCRS adotou um protocolo de revisão dessas séries que abrange desde questões metodológicas, como a apresentação dos diagnósticos dos modelos (e.g. análise de resíduos), até questões relativas e específicas de cada frota, tais como distribuição espacial das operações de pesca e suas principais espécies alvo. Dada a complexidade do tema e as especificidades individuais de cada frota, os cientistas presentes na reunião tomam decisões importantes que vão estruturar e definir os trabalhos da segunda etapa do processo, que é a avaliação de estoques propriamente dita. Entre essas decisões, certamente se destaca a seleção das séries de CPUE a serem consideradas, mas também a estruturação dessas séries dentro dos modelos de avaliação de estoques, tais como os chamados *time-blocks* (segmentação das séries em diferentes períodos), que normalmente são baseados no histórico das espécies-alvo ao longo da série temporal. Estas séries de CPUE apresentadas foram padronizadas utilizando diferentes métodos

estatísticos ao longo do tempo e estoque avaliado. Os métodos utilizados variaram entre aplicação de modelos lineares generalizados (GLM) à suas extensões mistas (GLMM) ou, ainda, pela estruturação de modelos hierárquicos bayesianos que buscaram implementar uma componente de correlação espacial para os resíduos. Maiores detalhes sobre a metodologia adotada para cada padronização de CPUE podem ser consultados nos diferentes artigos científicos publicados no sítio eletrônico da ICCAT (ver links de acesso disponíveis na Tabela 3 do presente documento).

Já a segunda etapa, consiste na reunião de avaliação de estoque, que acontece de dois a três meses após a primeira etapa. Nesta, um grupo de cientistas de diferentes países se responsabiliza pela construção dos modelos de avaliação que serão rodados para estimar a situação dos estoques. Os resultados são apresentados e discutidos em seguida. A rotina dessas reuniões inclui a apresentação de modelos adicionais após as revisões e sugestões feitas pelo grupo a partir da apresentação dos modelos iniciais. Os resultados conclusivos gerados servirão para subsidiar, com bases científicas, as medidas de gestão que serão adotadas pela Comissão, em sua reunião anual no mês de novembro.

Os modelos de avaliação de estoques são variados e perfazem uma gama variada de abordagens, e de acordo com a sua complexidade requer mais ou menos dados de entrada para o seu ajuste. De uma maneira geral, o SCRS vem adotando dois tipos de modelos para subsidiar às tomadas de decisão na Comissão, sendo o primeiro conhecido como modelos dinâmicos de biomassa (também conhecidos como modelos de produção excedente), que necessitam apenas de dados de captura e séries de CPUEs padronizadas. Enquanto o segundo tipo, conhecidos como modelos estruturados por idade, que além de serem mais completos e complexos do ponto de vista da dinâmica de populações de estoques pesqueiros, requerem mais dados, como por exemplo, composições de comprimentos e/ou idades, capturas, séries de CPUEs padronizadas, informações de história de vida e seletividade das frotas pesqueiras. O SCRS mantém um catálogo dos modelos utilizados que pode ser consultado no sítio eletrônico <https://github.com/ICCAT/software>.

Nos últimos anos, o SCRS tem utilizado o modelo Bayesiano de produção de excedente com estrutura de estado-espacço JABBA, atualmente disponível como um pacote no programa de estatística R (github.com/jabbamodel/JABBA). O modelo JABBA aborda uma gama variada de diagnósticos e a estimação de pontos de referência na forma de distribuições posteriores, incluindo : (1) ajuste de múltiplas séries de CPUE com os erros padrão associados; (2) incorporação da variabilidade estocástica no processo dinâmico de produção de biomassa (*process error*), (3) introdução do erro atrelado ao processo observacional (*observation error*), que descreve como os dados de CPUE se relacionam com a biomassa e outras variações não contabilizadas no coeficiente de capturabilidade, e (4) especificação da função de produção excedente (Fox, Schaefer ou Pella-Tomlinson) através da definição do ponto de inflexão B_{MSY}/K e conversão desta relação no parâmetro de forma m , (5) testes diagnósticos completos (teste de aleatoriedade dos resíduos) e (6) rotina completa para conduzir análise retrospectiva e de habilidade preditiva (i.e. *Hindcasting analysis*).

Além do modelo JABBA, o SCRS também tem utilizado o modelo estruturado por idade integrado (Stock Synthesis - SS). A parametrização do modelo SS inclui os dados de captura, tamanho e/ou idade e séries de CPUE, além de uma série parâmetros de vida, tais como a mortalidade natural (M), os parâmetros de crescimento de von Bertalanffy (L^∞ , K e t_0), o tamanho a 50% e 95% de maturidade (L_{50} e L_{95}), os coeficientes e expoentes da peso-comprimento e as relações peso-fecundidade, e os parâmetros estoque-recrutamento (inclinação e recrutamento virginal $InR0$). Nesse sentido, o SS incorpora vários aspectos da dinâmica populacional do estoque para estimar as trajetórias de biomassa e mortalidade por pesca e a condição atua do estoque. Da mesma maneira que o JABBA, o SS também produz uma gama variada de diagnósticos, cuja sua avaliação é fundamental para se avaliar adequabilidade do ajuste e a seleção do modelo final. Maiores detalhamentos sobre a metodologia

adotada para cada avaliação de estoque podem ser consultados nos diferentes artigos científicos publicados no sítio eletrônico da ICCAT (ver links de acesso disponíveis na Tabela 3 do presente documento).

Após os ajustes e seleção dos modelos, destacam-se duas tarefas inerentes a esses subsídios científicos, que são a geração do gráfico de KOBE, que indica de forma clara e direta a condição dos estoques avaliados, e a geração das matrizes de KOBE, com as projeções futuras das probabilidades dos estoques estarem no quadrante verde do gráfico de KOBE ($B_{atual} > B_{MSY}$ e $F_{atual} < F_{MSY}$), frente a diferentes valores de captura máxima permitida. O gráfico de KOBE é intuitivo e dividido em quatro quadrantes de cores verde, amarelo, laranja e vermelho (Figura 1). Sua interpretação é baseada na biomassa (eixo x) e na taxa de mortalidade por pesca (eixo y) relativas ao nível atrelado ao rendimento máximo sustentável (B_{atual}/B_{MSY} e F_{atual}/F_{MSY}). Por exemplo, sob condições ótimas, o estoque deveria se situar no quadrante verde, com a biomassa acima de 1 ($B_{atual}/B_{MSY} > 1$) e com a taxa de mortalidade por pesca abaixo de 1 ($F_{atual}/F_{MSY} < 1$). A região mais crítica, do quadrante vermelho, indica que o estoque está sobre pescado ($B_{atual}/B_{MSY} < 1$), com sua biomassa abaixo do nível sustentável e há um esforço de pesca maior do que o necessário para manter a biomassa do estoque em níveis sustentáveis ($F_{atual}/F_{MSY} > 1$). O quadrante laranja, por sua vez, indica que a biomassa está dentro do limiar sustentável, porém o esforço de pesca se encontra acima do desejável para manter esse limiar de biomassa, enquanto o quadrante amarelo indica exatamente o oposto do quadrante laranja, ou seja, o estoque está sobre pescado, mas sem sofrer sobre pesca ($B_{atual}/B_{MSY} < 1$ e $F_{atual}/F_{MSY} < 1$).

As matrizes de KOBE são geradas a partir do exercício de projeção futuras realizadas a partir dos modelos de avaliação de estoques selecionados (e.g. JABBA e SS). Trata-se de um procedimento estocástico que produz uma tabela com os níveis de probabilidade do estoque se encontrar no quadrante verde do gráfico de KOBE no futuro, sob um nível específico de captura máxima permitível (*total allowable catch - TAC*) (Tabela 1). Essas matrizes de Kobe se constituem no principal elemento de subsídio no processo de tomada decisão para definição das TACs. A ICCAT adotou um protocolo para a construção dessas matrizes, que inclui o mínimo de 10 (dez) anos de projeção, mas podendo se alongar, com níveis específicos de TAC, baseados no histórico de captura do estoque e na estimativa de MSY.

Por fim, é importante notar que ambas as etapas do processo de avaliação de estoques do SCRS abrangem um esforço de análise acentuado, sobretudo aos cientistas responsáveis pela construção dos modelos, uma vez que o grupo presente na reunião, composto por cientistas de diversos países, solicita diferentes variações dos modelos apresentados e esse processo requer a construção de modelos em intervalos curtos de tempo, as vezes de um dia para o outro.

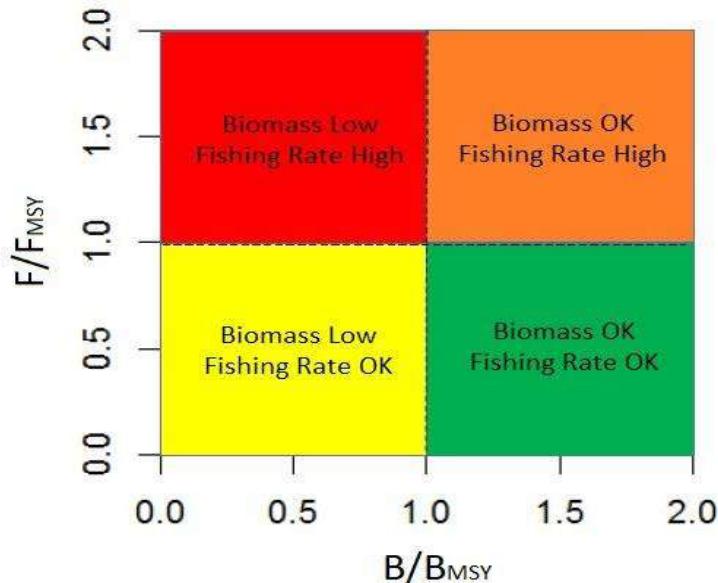


Figura 1. Esquema representativo do gráfico de Kobe (adaptado de Restrepo, V. 2016. In: https://gima.nsyst.edu.tw/var/file/265/1265/img/703/Dr.Restrepo_1.pdf).

Tabela 1. Matriz de KOBE com as estimativas das probabilidades do estoque do bonito listrado do Atlântico Oeste estar acima de B_{MSY} e abaixo de F_{MSY} (zona verde) em determinado ano para diferentes níveis de capturas (mil t) (Fonte: 2022 SCRS Report, ICCAT).

Probability $F \leq F_{MSY}$ and $SSB \geq SSB_{MSY}$						
TAC (1000s mt)	2023	2024	2025	2026	2027	2028
16	99%	100%	100%	100%	100%	100%
18	99%	100%	100%	100%	100%	100%
20	99%	100%	100%	100%	100%	100%
22	99%	99%	100%	100%	100%	100%
24	99%	99%	99%	99%	100%	100%
26	98%	98%	98%	99%	99%	99%
28	97%	97%	97%	97%	97%	97%
30	96%	95%	94%	93%	93%	92%
32	94%	92%	91%	89%	87%	85%
33	93%	91%	88%	86%	83%	80%
34	92%	89%	86%	82%	79%	75%
35	91%	87%	83%	78%	74%	70%
36	90%	85%	80%	75%	70%	65%
38	88%	81%	74%	67%	61%	56%
40	85%	76%	67%	59%	53%	48%

3. Resultados obtidos

Entre 2018 e 2022, os cientistas do PROTUNA participaram de cerca de 40 reuniões do SCRS (Tabela 2) e apresentaram 42 artigos científicos (Tabela 3). Os trabalhos envolveram uma gama variada de temas, como idade e crescimento, reprodução, hábito alimentar, distribuição e abundância, migração, padronização de séries de CPUE e avaliação de estoques. Os trabalhos podem ser consultados na íntegra através dos *links* listados na primeira coluna da Tabela 3, incluindo os detalhes das metodologias usadas em cada um deles. No escopo da presente linha de pesquisa, essas contribuições abrangeram a apresentação de doze (12) séries de CPUE para diferentes modalidades de pesca do Brasil (Figura 2; Tabela 3) e contribuíram para a avaliação de cerca de oito (8) estoques de espécies de atuns e afins no Oceano Atlântico, com capturadas realizadas pela frota brasileira. Os resumos dessas contribuições estão disponíveis mais à frente (abaixo da Figura 2).

Cabe destacar que os integrantes do PROTUNA, em conjunto com cientistas de outros países, trabalharam de maneira efetiva nas avaliações de estoque, tendo inclusive liderado os grupos responsáveis pela construção de modelos, com a apresentação de 18 artigos científicos (Tabela 3). Esta participação de pesquisadores nacionais nesse tipo de atividade é um grande avanço na contribuição do Brasil no âmbito das reuniões do SCRS, demonstrando a importante evolução da nossa capacidade científica e participação ativa nos procedimentos de avaliação de estoques feitos pela ICCAT.

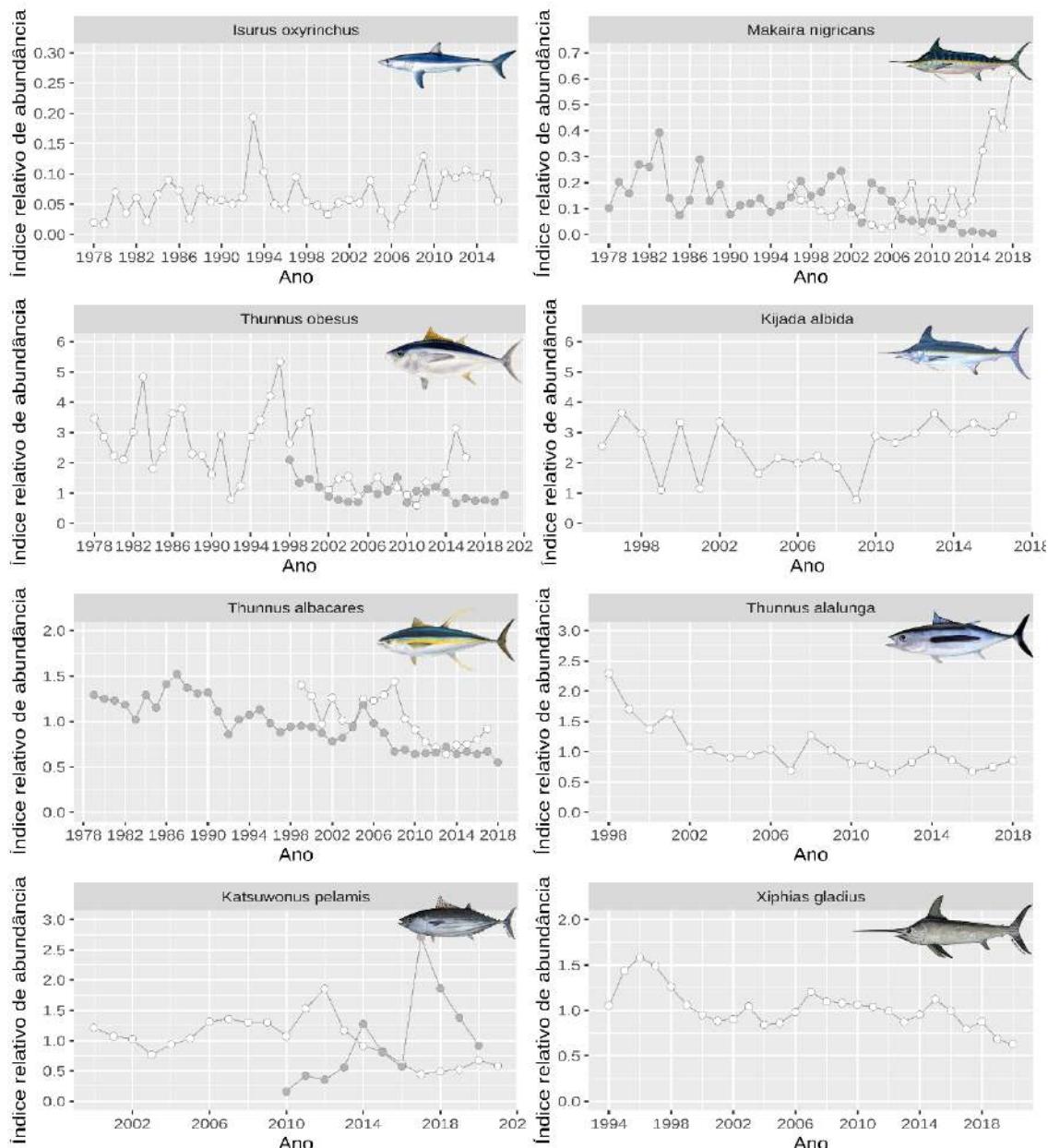


Figura 2. Séries de CPUE padronizadas de diferentes espécies-estoques por modalidades de pesca apresentadas no SCRS durante o período entre 2018 e 2022.

**STANDARDIZED CATCH RATES OF SHORTFIN MAKOS SHARKS
CAUGHT BY THE BRAZILIAN TUNA LONGLINE FLEET (1978-2016)
USING GENERALIZED LINEAR MIXED MODELS (GLMM)¹**

F.H.V.Hazin²; H.G. Hazin³; R. Sant'Ana⁴; B. Mourato⁵

SUMMARY

Catch and effort data from the Brazilian tuna longline fleet (national and chartered) in the equatorial and southwestern Atlantic Ocean from 1978 to 2016, including more than 90,000 sets, were analyzed. The CPUE of Shortfin Mako was standardized by a Generalized Linear Mixed Models (GLMM) using a Delta Lognormal approach. The factors initially considered in the models were: quarter, year, area, length of boats, hook per basket, sea surface temperature, bathymetry and fishing strategy. The final model, however, included only quarter, year, area, and fishing strategy. The standardized CPUE series shows an oscillation over time, but with a relative stability, with a few peaks (1993, 2009) and drops (2006). Except for these extreme values, however, the scaled index has fluctuated from 0.5 to 1.5 throughout almost the entire period. In the most recent years, the standardized CPUE has been unusually stable, around 1.5 (1.4 to 1.6), with a drop, however, in 2016, back to a value a bit lower than 1 (0.85).

**ASSESSING BLUE MARLIN CATCH RATES BASED ON BRAZILIAN SPORT
FISHING TOURNAMENTS (1996-2018), USING A GENERALIZED LINEAR
MODEL WITH TWEEDIE DISTRIBUTION**

B.L. Mourato¹, H. Hazin², P. Travassos³, F. Hazin³, A.F. Amorim⁴

SUMMARY

In the present work, daily radio logbook records from recreational tournaments of Yacht Clubs from São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo and Bahia, including 289 tournament days, from 1996 to 2018, were used to generate a standardized CPUE series, by a GLM, using the tweedie distribution. The factors included were: "year" (1996 to 2018), "local" (off São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo and Bahia), and "target". The target species was estimated by a cluster analysis, based on the proportion of each species or group of species in relation to the total catch, using the "K Means" method. The standardized CPUE series showed a gradual decreasing trend until 2005, followed by an increasing trend between 2006 to 2018, particularly after 2011. However, this apparent rise in catch rates in recent years, i.e. after 2014, must be interpreted with great caution since the number of monitored tournament days was quite low (only 2 every year), and the variance was very large in recent years.

CATCH RATE STANDARDIZATION FOR BLUE MARLIN CAUGHT BY THE BRAZILIAN PELAGIC LONGLINE FLEET (1978-2016)

B.L. Mourato¹, H. Hazin²,
A.F. Amorim³, P. Travassos⁴, F. Hazin⁴

SUMMARY

In the present paper, catch and effort data from 99,376 sets done by the Brazilian tuna longline fleet, including both national and chartered vessels, in the equatorial and southwestern Atlantic Ocean, from 1978 to 2016, were analyzed. The CPUE of the blue marlin was standardized by a Generalized Linear Mixed Model (GLMM) using a Delta Lognormal approach. The factors used in the model were: year, quarter and area. The standardized CPUE series shows a gradual decreasing trend, particularly after the year 2004, reaching a low level from 2007-2010, and decreasing to an even lower level from 2011 to 2016. These drops in CPUE, however, were much more a consequence of a new regulation, in 2005, prohibiting the taking of marlins if they were alive by the time of gear retrieval, as well as their commercialization, if they were dead, than to an actual change in abundance. This means the signal of blue marlin abundance from this fishery is lost and the CPUE series after 2005 is not suitable for stock assessment purposes.

CATCH RATE STANDARDIZATION FOR BIGEYE TUNA CAUGHT BY THE BRAZILIAN PELAGIC LONGLINE FLEET (1978-2016)

H. Hazin¹; R. Sant'Ana²; B. L. Mourato³; P. Travassos⁴; G. Silva¹; F. Hazin³

SUMMARY

In the present paper, catch and effort data from 99,36 sets done by the Brazilian tuna longline fleet, including both national and chartered vessels, in the equatorial and southwestern Atlantic Ocean, from 1978 to 2016, were analyzed. The fished area was distributed along a wide area of the equatorial and South Atlantic Ocean, ranging from 3°W to 52°W of longitude, and from 011°N to 50°S of latitude. The CPUE of the bigeye tuna was standardized by a Generalized Linear Mixed Model (GLMM) using a Delta Lognormal approach. The factors used in the model were: year, quarter, strategy, hp_b, lo_a, hil and area ($A1 > 10^{\circ}$ S; $A2 \leq 10^{\circ}$ S & $\geq 25^{\circ}$ S; and $A3 \leq 25^{\circ}$ S). The standardized CPUE series shows a rather stable trend until 1991, decreasing in 1992 and then increasing continuously until 1997, when it reached its highest value. After that year, the CPUE again started a decreasing trend until 2001, remaining rather low for 10 years, when it started to increase again until 2015, decreasing a little in 2016.

**CATCH-PER-UNIT-EFFORT STANDARDIZATION FOR BIGEYE
(*THUNNUS OBESUS*)
BASED ON BRAZILIAN LONGLINE FISHERY DATA (1998-2020)**

R. Sant'Ana¹; B. Mourato²; F. Hazin³; P. Travassos³

SUMMARY

Catch and effort data from Brazilian tuna longline fishery, in the north and south Atlantic Ocean, from 1998 to 2020, were analyzed. The effort was distributed in a wide area of the western Atlantic Ocean. The CPUE of the bigeye tuna was standardized by a GLM, using a Delta Lognormal approach. The factors used in the models were: year, quarter, vessels, clusters, hooks per floats, hooks, and the lat-long reference for each 5 by 5 degrees squares. The estimated delta-lognormal index showed three distinct periods. The first one, between 1998 and 2005, was marked by a steep one-way downward trend. The second one, from 2006 to 2013, showed a more unstable pattern in relative abundance, but, in general, with a small increase in the index during this period. The third period, from 2014 to 2020, shows a small decrease again in the beginning of the period, with a slight upward trend in late years.

**BAYESIAN GENERALIZED LINEAR MODELS FOR STANDARDIZATION OF
WHITE MARLIN (*KAJIKIA ALBIDA*) CATCH RATES BASED ON BRAZILIAN
SPORT FISHING TOURNAMENTS (1996-2017)
IN THE SOUTHWESTERN ATLANTIC**

B.L. Mourato¹, E. Malavasi-Bruno², M. Dantas-Alberto³,
F. Hazin⁴, E.G. Pimenta³, A.F. Amorim⁵

SUMMARY

In the present work, daily radio logbook records from recreational tournaments of Yacht Clubs from São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo and Bahia, including 386 tournament days, from 1996 to 2017, were used to generate a standardized CPUE series, by a Bayesian generalized linear model, using Integrated Nested Laplace Approximation (INLA) approach with different probability distribution. The factors included were: "year" (1996 to 2017), "local" (off São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo and Bahia), quarter (1st and 4th quarters) and "target". The target species was estimated by a cluster analysis, based on the proportion of each species or group of species in relation to the total catch, using the "K Means" method. The standardized catch rate series shows a gradual decreasing trend until 2009 followed by an increasing trend between 2010 to 2017, particularly after the year 2012. The apparent rise in catch rates in recent years might be an indication of the recovery of the stock of white marlin, at least considering the local relative abundance estimated for this species.

CATCH RATE STANDARDIZATION FOR YELLOWFIN TUNA CAUGHT BY THE BRAZILIAN PELAGIC LONGLINE FLEET (1978-2017)

Rodrigo Sant'Ana¹; Paulo Travassos²; Fábio Hazin²

SUMMARY

Catch and effort data from 99,376 sets done by the Brazilian tuna longline fleet, including both national and chartered vessels, in the equatorial and southwestern Atlantic Ocean, from 1978 to 2017, were analyzed. The effort was distributed in a wide area of the South Atlantic Ocean. The CPUE of the yellowfin tuna was standardized by a GLM using a Delta Lognormal approach. The standardization was implemented in a stratified way considering ICCAT yellowfin tuna regions as a proxy. A comparison using both regions integrated was also implemented. The factors used in the models were: year, quarter, vessels, clusters, hooks per floats, hooks and the lat-long reference for each 5 by 5 spatial squares. Due to some assumptions of the model, principally the structure of the covariates and the presence of vessels that never caught a yellowfin tuna, the final index was estimated only for the period between 1999 and 2017. The behaviour of the three indices estimated here show a quite similar pattern.

ALBACORE (*THUNNUS ALALUNGA*) CATCH-PER-UNIT-EFFORT STANDARDIZATION: AN UPDATE BASED ON BRAZILIAN LONGLINE FISHERY FLEET DATA (1998-2018)

R. Sant'Ana¹; B. Mourato²; F. Hazin³; P. Travassos³

SUMMARY

Catch and effort data performed by the Brazilian tuna longline fleet in the equatorial and southwestern Atlantic Ocean from 1998 to 2017 were analyzed. The effort was distributed in a wide area of the western Atlantic Ocean. The CPUE of the albacore tuna was standardized by a GLM using a Delta Lognormal approach. The standardization was implemented in a stratified way considering ICCAT albacore tuna regions as a proxy. A comparison using both regions integrated was also implemented. The factors used in the models were: year, quarter, vessels, clusters, hooks per floats, hooks and the lat-long reference for each 5 by 5 spatial squares. The estimated delta-lognormal indices showed, in general, a very similar trend between the fitted models with two periods, the first one between 1998 and 2010 was marked by a one-way downwards trend, while the second one, from 2011 to 2018, showed a more stable pattern.

**CPUE STANDARDIZATION OF SKIPJACK TUNA (*KATSUWONUS PELAMIS*)
CAUGHT BY BRAZILIAN BAITBOAT FLEET
IN SOUTHWESTERN ATLANTIC OCEAN**

R. Sant'Ana¹; B. Leite Mourato²; L. Gustavo Cardoso³; P. Travassos⁴

SUMMARY

Catch and effort data from the Brazilian baitboat fishery in the southwestern Atlantic Ocean, from 2000 to 2021, were analyzed in this working paper. The effort was distributed between 19° S and 35° S. Bayesian Spatial-Temporal Hierarchical models using Integrated Nested Laplace Approximations with a Lognormal distribution were used to standardize CPUE series for the stock assessment of the West Skipjack Stock. The covariates used in the models were: year, quarter, vessels and lat-long squares of 0.5° x 0.5°. The estimated Bayesian Spatial-Temporal lognormal model showed interesting movements of the abundance of the stock. The lognormal index showed two distinct periods. The first one between 2000 and 2012, in general, marked by a stable trend over the years, with a peak in the last year of this period. And the second period, between 2012 and 2021, was marked by a steep one-way downward trend with a small stabilization trend in the last four years of the period.

**BAYESIAN GENERALIZED LINEAR MODELS FOR STANDARDIZATION OF
SKIPJACK CATCH RATES BASED ON BRAZILIAN HANDLINE ASSOCIATED
SCHOOL FISHING (2010-2020) IN THE WESTERN EQUATORIAL ATLANTIC**

B. Mourato¹, R. Sant'Ana², G. Silva³, L. Gustavo Cardoso⁴, P. Travassos⁵

SUMMARY

In the present analysis, port sampling and logbook records from the Brazilian handline tuna fishery in associated schools in the western tropical Atlantic, from 2010 to 2020, were used to generate a standardized CPUE series by a Bayesian generalized linear model using Integrated Nested Laplace Approximation (INLA) approach. The standardized catch rate series shows a stable trend until 2016, followed by a sharp increase in 2017 and a decline up to 2020. The apparent rise in catch rates in 2017 might be related to unaccounted factors that could potentially increase the catchability, such as the increase of landings due to the demand for this species in the Brazilian canning company. Also, it was observed the entrance of larger fishing boats with more fishing capacity in this fleet in 2017. These changes directly might influence catchability and, consequently, the estimation of the relative abundance of skipjack tuna caught by this fleet. Although the results might be speculative because the data seems to be not the ideal, they might be considered when discussing the assessment of the western Atlantic skipjack tuna.

CATCH RATES OF SWORDFISH FROM BRAZILIAN LONGLINE FISHERIES IN THE SOUTH ATLANTIC (1994-2020)

B. Mourato¹, R. Sant'Ana², L. Gustavo Cardoso³, P. Travassos⁴

SUMMARY

Catch and effort data performed by the Brazilian tuna longline fleet in a wide area of the South Atlantic Ocean from 1994 to 2020 were analyzed. The fishing effort was distributed in a wide area of the Atlantic Ocean. The CPUE of the swordfish was standardized by a GLM using a Delta Lognormal approach. The factors used in the models were: year, quarter, vessels, clusters, hooks per floats, hooks, and the lat-long reference for each 5 by 5 spatial squares. The standardized CPUE series presented a decreasing trend between 1996 and 2001, remained relatively stable up to 2015, and steadily decreased from 2016 to 2020.

A Figura 3 apresenta o gráfico do tipo KOBE com a condição de cada estoques de interesse direto pelo Brasil (Tabela 4). Os estoques dos peixes de bico (agulhões e espadarte) mostram situações distintas. Os estoques de agulhões branco e vela se encontram sobre-explotados, mas não estão sofrendo sobrepesca (quadrante amarelo), enquanto o agulhão negro e o espadarte do Atlântico Sul se encontram sobre-pescados e sofrendo sobrepesca (quadrante vermelho) (Tabela 4). Quanto aos estoques das espécies de atuns, observa-se que a albacora bandolim encontra-se no quadrante amarelo, enquanto a albacora branca do Atlântico Sul, o bonito-listrado do Atlântico Oeste e albacoralaže, se situam no quadrante verde, embora para esta última espécie tenham sido observadas elevadas taxas de mortalidade por pesca nos últimos anos (Tabela 4), corroborando com a sua posição no gráfico do tipo KOBE, que demonstra sua posição muito próxima entre os quadrantes verde e laranja (Figura 3). Para as espécies de tubarão, importante notar que o SCRS enfatiza que há uma elevada incerteza nas avaliações de estoques dessas espécies por inúmeras razões, mas principalmente devido à limitação dos dados disponíveis. Sendo assim, o SCRS adotou uma amplitude de valores possíveis para a biomassa e taxa de mortalidade por pesca (Tabela 4). Aqui apresentamos o ponto médio dessas amplitudes e demonstra que o tubarão-azul do Atlântico Sul se encontra no quadrante verde, enquanto o tubarão mako se situa no quadrante vermelho e com elevada taxa de mortalidade por pesca (Figura 3). Cabe destacar que a condição dos estoques apresentada na Figura 3 apresentam diferentes anos terminais (e.g. 2018, 2020) e seguem uma ordem cronológica de acordo com o calendário de reuniões (Tabela 2).

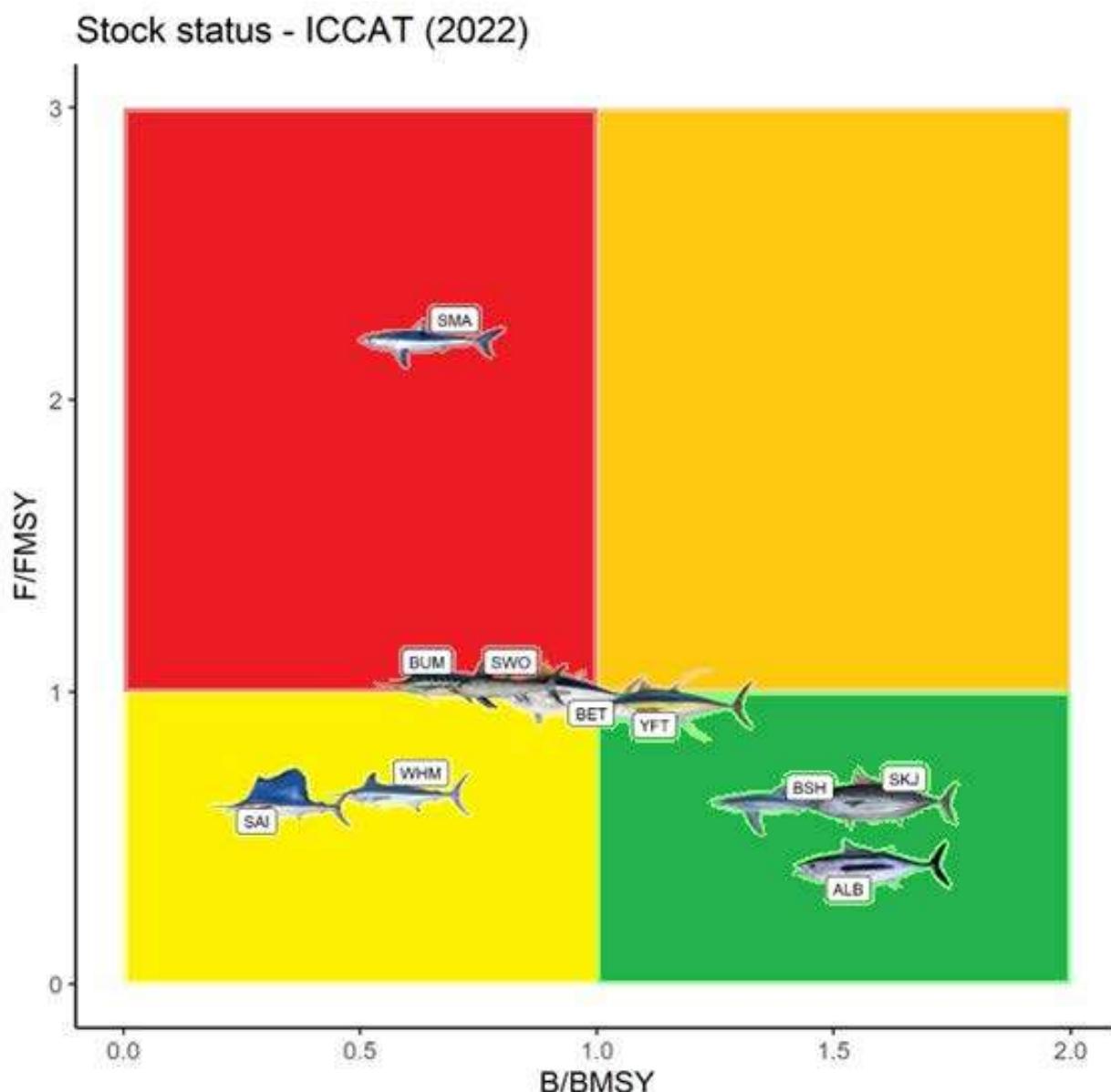


Figura 3. Gráfico do tipo KOBE que traz a condição dos estoques pesqueiros de interesse direto pelo Brasil. Para o tubarão mako (SMA) foi considerado o valor mínimo da amplitude (0.65 - 1.75) para a biomassa e o ponto médio da amplitude (0.86-3.67) para a mortalidade por pesca. Para o tubarão azul (BSH) foi considerado os pontos médios das amplitudes de biomassa (0.78 -2.03) e mortalidade por pesca (0.01-1.19).

Importante notar que essas 40 reuniões listadas na Tabela 2 não se referem apenas às avaliações de estoques, pois além da reunião do Grupo de Espécies, que precede a reunião plenária do SCRS, ocorreram outras reuniões com objetivos específicos, tais como as reuniões relativas ao desenvolvimento da avaliação de estratégia de gestão (*mangement strategy evaluation* - MSE) e do grupo de métodos em avaliações de estoque. Por fim, cabe destacar que os cientistas brasileiros, além de terem participado ativamente das avaliações de estoque de interesse direto pelo Brasil, também auxiliaram nas avaliações de estoques de espécies que o Brasil não possui capturas, como por exemplo, o estoque do Atlântico leste de bonito listrado e o espadarte do Mar Mediterrâneo. Outro ponto que merece destaque é o trabalho que vem sendo desenvolvido no que tange ao MSE do bonito listrado do Atlântico Oeste (Tabela 3), o qual está sendo capitaneado e liderado por cientistas

brasileiros. Esse trabalho possui fundamental importância para o setor pesqueiro nacional, uma vez que, em média, 90 % da produção desse estoque é capturada pela frota nacional.

Tabela 2. Lista de reuniões do SCRS com a participação dos cientistas do PROTUNA durante o período compreendido entre 2018 e 2022.

Ano	Reunião
2018	Sharks Species Group intersessional meeting
2018	Bigeye tuna data preparatory meeting
2018	Small tunas species group intersessional meeting
2018	Blue marlin data preparatory meeting
2018	Blue marlin stock assessment session
2018	SCRS Species Group Meeting
2018	Meeting of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS)
2019	Yellowfin Data Preparatory Meeting
2019	Yellowfin Stock Assessment Meeting
2019	Intersessional Meeting of the Small Tunas Species Group
2019	White Marlin Stock Assessment Meeting
2019	White Marlin Data Preparatory Meeting
2019	Meeting of the Working Group on Stock Assessment Methods
2019	SCRS Species Group Meeting
2019	Meeting of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS)
2020	Atlantic Albacore Data Preparatory meeting
2020	Atlantic Albacore Stock Assessment meeting
2020	Swordfish MSE technical meeting
2020	Intersessional meeting of the Working Group on Stock Assessment Methods
2020	Intersessional meeting of the Swordfish tuna Species Group
2020	SCRS Species Group Meeting
2020	Meeting of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS)
2021	Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting
2021	Bigeye Tuna Stock Assessment Meeting
2021	Intersessional Meeting of the Albacore Species Group (including MED assessment)
2021	Intersessional Meeting of the Swordfish Species Group (including MSE)
2021	Intersessional Meeting of the Small Tunas Species Group
2021	Meeting of the Working Group on Stock Assessment Methods
2021	Intersessional Meeting of Tropical Tunas MSE Technical Group
2021	Intersessional Meeting of the Billfish Species Group
2021	SCRS Species Group Meeting
2021	Meeting of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS)
2022	Skipjack Data Preparatory Meeting
2022	Atlantic Swordfish Data Preparatory Meeting
2022	Intersessional Meetinf the Sharks Pecies Group
2022	Tropical Tunas MSE Technical Sub-Group meeting
2022	Skipjack Stock Assessment Meeting
2022	Atlantic Swordfish Stock Assessment Meeting
2022	SCRS Species Group Meetings
2022	Meeting of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS)

Tabela 3. Lista de artigos científicos apresentados pelos cientistas do PROTUNA durante o período compreendido entre 2018 e 2022 (Total = 42). Os trabalhos podem ser consultados na íntegra através dos *links* listados na primeira coluna.

Número do documento SCRS	Título	Autores
SCRS/2018/094	Habitat use and migrations of shortfin mako in the Atlantic using satellite telemetry	Santos C.C., Domingo A., Carlson J., Natanson L.J., Cortes E., Miller P., Hazin P., Travassos P., Mas F., and Coelho R.
SCRS/2018/096	An updated revision of shortfin mako size distributions in the Atlantic	Coelho R., Domingo A., Courtney D., Cortés E., Arocha F., Liu K-M., Yokawa K., Yasuko S., Hazin F., Bowlby H., Abid N., Rosa D., and Lino P.G.
SCRS/2018/101	Standardized catch rates of shortfin mako sharks caught by the Brazilian tuna longline fleet (1978-2016) using generalized linear mixed models (GLMM)	Hazin F.H.V., Hazin H.G., Sant'Ana R., and Mourato B.
SCRS/2018/014	Assessing blue marlin catch rates based on Brazilian sport fishing tournaments (1996-2018), using a generalized linear model with tweedie distribution	Mourato B.L., Hazin H., Hazin F., Travassos P., and Amorim A.F.
SCRS/2018/015	Catch rate standardization for blue marlin caught by the Brazilian pelagic longline fleet (1978-2016)	Mourato B.L., Hazin H., Amorim A.F., Travassos P., and Hazin F.
SCRS/2018/091	Stock assessment of Atlantic blue marlin (<i>Makaira nigricans</i>) using a Bayesian state-space surplus production model JABBA	Mourato B.L., Winker H., Carvalho F., and Ortiz M.
SCRS/2018/048	The tuna fisheries on ‘associated school’ in Brazil: description and trends	Silva G.B., Hazin H.G., Hazin F.H.V., and Travassos P
SCRS/2018/052	Catch rate standardization for bigeye tuna caught by the Brazilian pelagic longline fleet (1978-2016)	Hazin H., Sant' Ana R., Mourato B.L., Travassos P., Silva G., and Hazin F.
SCRS/2018/053	Brazilian tuna fisheries: a review (2010-2016)	Hazin H., Hazin F., and Travassos P.
SCRS/2019/034	Bayesian generalized linear models for standardization of white marlin (<i>Kajikia albida</i>) catch rates based on Brazilian sport fishing tournaments (1996-2017) in the southwestern Atlantic	Mourato B.L., Malavasi-Bruno E.; Dantas-Alberto M., Hazin F., Pimenta E.G., and Amorim A.F.

SCRS/2019/103	Unifying parameterizations between age-structured and surplus production models: An application to Atlantic white marlin (<i>Kajika albida</i>) with simulation testing	Winker H., Mourato B., and Chang Y.
SCRS/2019/104	Developing of Bayesian state-space surplus production model JABBA for assessing Atlantic white marlin (<i>Kajikia albida</i>) stock	Mourato B., Winker H., Carvalho F., Kimoto A. and Ortiz M.
SCRS/2019/041	Application of the DLM tool kit for small tunas: a case study	Mourato B., Pons M., Lucena-Frédu F., and Frédu T.
SCRS/2019/079	Catch rate standardization for yellowfin tuna caught by the Brazilian pelagic longline fleet (1978-2017)	Sant'Ana R., Travassos P., and Hazin F.
SCRS/2019/081	Collaborative study of yellowfin tuna CPUE from multiple Atlantic Ocean longline fleets in 2019	Hoyle S.D., Lauretta M., Lee M.K., Matsumoto T., Sant'Ana R., Yokoi H., Su N-J
SCRS/2019/125	Atlantic yellowfin tuna stock assessment: An implementation of Bayesian state-space surplus production model using JABBA	Sant'Ana R., Mourato B., Kimoto A., Walter J., and Winker H.
SCRS/2019/063	Exploration of length-based and catch-based data limited assessments for small tunas	Pons M., Lucena-Frédu F., Frédu T., and Mourato B.
SCRS/2019/090	Updates on the habitat use and migrations patterns for shortfin mako in the Atlantic using satellite telemetry	Santos C.C., Domingo A., Carlson J., Natanson L., Travassos P., Macías D., Cortés E., Miller P., Hazin F., Mas F., Ortiz
SCRS/2019/096	Updates on post-release mortality of shortfin mako in the Atlantic using satellite telemetry	Miller P., Santos C.C., Carlson J., Natanson L., Cortes E., Mas F., Hazin F., Travassos P., Macias D., Ortiz de Urbina J., Coelho R., and Domingo A.
SCRS/2020/024	Progress of the age and growth component of the swordfish biology project	Rosa D., Gillespie K., Garibaldi F., Cardoso L.G., Schirripa M., Bezerra N.A., Campello T., Travassos P., Hazin F., Hanke A., and Coelho R.
SCRS/2020/082	Development of Bayesian state-space surplus production model JABBA for assessing the Mediterranean swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) stock	Winker H., Kimoto A., Mourato B.L., Tserpses G., and Ortiz M.
SCRS/2020/083	Albacore (<i>Thunnus alalunga</i>) Catch-per-unit-effort standardization: An update based on Brazilian longline fishery fleet data (1998-2018)	Sant'Ana R., Mourato B., Hazin F., and Travassos P.

SCRS/2020/104	Preliminary stock assessment of South Atlantic albacore tuna (<i>Thunnus alalunga</i>) using the Bayesian state-space surplus production model JABBA	Winker H., Mourato B., Parker D., Sant'Ana R., Kimoto A., and Ortiz M
SCRS/2020/140	A demonstration of a MSE framework for western skipjack tuna, including operating model conditioning	Huynh QC., Carruthers T., Mourato B., Sant'Ana R., Cardoso LG., Travassos P. and Hazin F.
SCRS/2021/062	Catch-per-unit-effort standardization for bigeye (<i>Thunnus obesus</i>) based on Brazilian longline fishery data (1998–2020)	Sant'Ana R., B. Mourato, F. Hazin, and P. Travassos
SCRS/2021/132	Just another Atlantic Bigeye Tuna Stock Assessment: Preliminary Results Using a Bayesian State-Space Surplus Production Model (JABBA)	Sant'Ana, R., Mourato, B., Kimoto, A., Ortiz, M. and Winker, H.
SCRS/2021/118	Final report of the short-term contract for ICCAT SMTYP for the biological samples collection for growth, maturity and genetics studies – Year #3	Frédou F.L., Hazin F., Viñas J., Ollé J., Hajjej G., Macias D., Saber S., Pascual-Alayón P.J., Lino P.G., Muñoz-Lechuga R., Ahmed Baibbat S., Ngom Sow F., Constance Diaha N'G., Angueko D., Silva G., Massa-Gallucci A
SCRS/2022/029	CPUE standardization of skipjack tuna (<i>Katsuwonus pelamis</i>) caught by Brazilian baiboot fleet in the southwestern Atlantic Ocean	Sant'Ana R., Leite Mourato B., Gustavo Cardoso L., and Travassos P.
SCRS/2022/030	What can the size data tell us about the western Atlantic skipjack tuna stock?	Cardoso L.G., Mourato B., Sant'Ana R., Silva G., Castello J.P., Monteiro-Neto C., Rodrigues da Costa M., and Tubino R.
SCRS/2022/036	Bayesian generalized linear models for standardization of skipjack catch rates based on Brazilian handline associated school fishing (2010–2020) in the western equatorial Atlantic	Mourato B., Sant'Ana R., Silva G., Gustavo Cardoso L., Travassos P.
SCRS/2022/057	Catch rates of swordfish from Brazilian longline fisheries in the South Atlantic (1994–2020)	Mourato B., Sant'Ana R., Gustavo Cardoso L., and Travassos P.
SCRS/2022/138	Intersessional work on the eastern Atlantic skipjack stock: Bayesian Surplus Production Model - JABBA	Sant'Ana R., Kikuchi E., Mourato B.L., Kimoto A., Ortiz M., and Cardoso L.G.
SCRS/2022/098	Preliminary western Atlantic skipjack tuna stock assessment 1952–2020 using Stock Synthesis	Cardoso L.G., Kikuchi E., Sant'Ana R., Lauretta M., Kimoto A., and Mourato B.L.

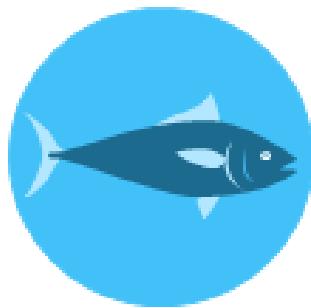
<u>SCRS/2022/099</u>	Bayesian Surplus Production Models (JABBA) applied to the Western Atlantic Skipjack tuna stock assessment	Sant'Ana R., Kikuchi E., Mourato B.L., Kimoto A., Ortiz M., and Cardoso L.G.
<u>SCRS/2022/100</u>	Bayesian Surplus Production Models (JABBA) applied to the Eastern Atlantic Skipjack tuna stock assessment	Sant'Ana R., Kikuchi E., Mourato B.L., Kimoto A., Ortiz M., and Cardoso L.G.
<u>SCRS/2022/130</u>	Western skipjack stock status and projections with the stock synthesis assessment model	Kimoto A., Cardoso L.G., Kikuchi E., Lauretta M., Sant'Ana R., Mourato B. L., and Ortiz M.
<u>SCRS/2022/153</u>	Eastern skipjack stock status and projections with the stock synthesis and JABBA assessment models	Kimoto A., Lauretta M., Urtizberea A., Ortiz M., and Sant'Ana R.
<u>SCRS/2022/097</u>	Western Atlantic Skipjack Tuna MSE: Updates to the Operating Models and Initial Evaluation of The Relative Performance of Preliminary Management Procedures	Mourato B., Cardoso L.G., Arocha,F. Narvaez, M. and Sant'Ana
<u>SCRS/2022/180</u>	Management strategy evaluation for the western Atlantic skipjack tuna with operating model conditioning based on the stock synthesis model	Mourato B., Cardoso L.G., and Sant'Ana R.
<u>SCRS/2022/116</u>	Preliminary Stock Assessment of South Atlantic Swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) Using Stock Synthesis Model	Mourato B., Kikuchi E., Gustavo Cardoso L., Sant'Ana R., and Parker D.
<u>SCRS/2022/117</u>	Assessment of the South Atlantic Swordfish (<i>Xiphias Gladius</i>) Stock Using Jabba	Parker D, Kikuchi E., and Mourato B.
<u>SCRS/2022/121</u>	Preliminary closed-loop simulation of management procedure performance for southern swordfish	Taylor,N.; Mourato, B.,Parker,D.

Tabela 4. Condição dos estoques pesqueiros das espécies capturadas pelo Brasil

Espécie	Estoque	Biomassa relativa (B/B _{MSY})	Mortalidade por pesca relativa (F/F _{MSY})	Ano da avaliação	Estado do estoque
Bonito-listrado (SKJ)	Oeste	1.6	0.63	2020	Não está sobre pescado Não está sofrendo sobre pesca
Espadarte (SWO)	Sul	0.77	1.03	2020	Está sobre pescado Está sofrendo sobre pesca
Albacora-bandolim (BET)	Atlântico	0.94	1	2019	Está sobre pescado Não está sofrendo sobre pesca
Albacora-laje (YFT)	Atlântico	1.17	0.96	2018	Não está sobre pescado Não está sofrendo sobre pesca
Albacora-branca (ALB)	Sul	1.58	0.4	2018	Não está sobre pescado Não está sofrendo sobre pesca
Agulhão-vela (SAI)	Oeste	0.33	0.63	2014	Está sobre pescado Não está sofrendo sobre pesca
Agulhão-branco (WHM)	Atlântico	0.58	0.65	2017	Está sobre pescado Não está sofrendo sobre pesca
Agulhão-negro (BUM)	Atlântico	0.69	1.03	2016	Provavelmente está sobre pescado Está sofrendo sobre pesca
Tubarão-mako (SMA)*	Sul	0.65	2.2	2015	Provavelmente está sobre pescado Provavelmente está sofrendo sobre pesca
Tubarão-azul (BSH)**	Sul	1.4	0.6	2013	Provavelmente não está sobre pescado Provavelmente não está sofrendo sobre pesca

* Foi considerado o valor mínimo da amplitude (0.65 -1.75) para a biomassa e o ponto médio da amplitude (0.86-3.67) para a mortalidade por pesca.

** Foi considerado os pontos médios das amplitudes de biomassa (0.78 -2.03) e mortalidade por pesca (0.01-1.19).



Eixo D

Economia Pesqueira

Eixo E – Economia Pesqueira

Linha de pesquisa: Bioeconomia Pesqueira

Atividade: Avaliação, do ponto de vista econômico, da pesca de atuns e afins no Brasil, enfocando a modelagem bioeconômica da pescaria e base coleta de dados econômicos da pesca

Pesquisadores envolvidos: Sérgio Macedo Gomes de Mattos, Ronaldo Almeida Lins e Robson Farias Jatobá, Taiana Beltrão, Paulo Travassos

1. Introdução

O estudo dos recursos naturais renováveis do ponto de vista econômico, cuja produção e os produtos gerados têm um valor comercial inerente, implica desenvolver processos de gestão pesqueira para salvaguardar o recurso pesqueiro e a economia em todas as suas dimensionalidades, desde o ponto de vista social (emprego e renda), financeiro e comercial. Os recursos pesqueiros são utilizados comercialmente no limite para garantir um esforço de pesca que retornará um valor igual ao custo de exploração desses recursos. Ou seja, é a produção gerada pelo esforço de pesca exercido que garantirá a continuidade das operações de pesca, a rentabilidade econômica das pescarias e a saúde financeira do armador e da empresa. No contexto das pescarias, conforme Mattos (2008), pode-se observar e compreender que cada unidade produtiva – embarcação – é mais uma geradora de esforço do que uma produtora de pescado, uma vez que ninguém consegue controlar o sucesso de uma unidade de esforço aplicada.

Apesar da reconhecida importância da modelagem que auxiliem na avaliação de recursos pesqueiros, existem falhas que não permitem incorporar variáveis que compõem a dinâmica da atividade pesqueira, por desconhecimento ou imperfeição dos modelos. Podem permitir estimar e avaliar os impactos positivos e negativos de qualquer política de gestão aplicada a um determinado estoque, determinada frota pesqueira ou a uma determinada parte ou etapa da atividade pesqueira, todos em termos de captura e receita. Essas interações, entretanto, são muitas vezes, ou quase sempre, pouco entendidas, principalmente onde informações qualitativas e dados quantitativos são escassos para realizar uma análise acurada da interação entre espécies explotadas e as operações de pesca, porque há uma total dependência de precisas descrições e delinearões preliminares sobre as atividades pesqueiras.

Entretanto, vale aqui destacar que, para os interesses da gestão da atividade pesqueira, os modelos desenvolvidos para sua avaliação geralmente não levam em consideração o conjunto de políticas públicas que podem provocar mudanças de percepção e comportamento dos agentes pesqueiros diante dos estoques e ambientes que explotam. Falar em modelagem para a gestão necessariamente tem-se que abordar as questões de conflitos entre sobreexplotação e sustentabilidade que tanto interferem no estabelecimento e implementação de um sistema de gestão adequado à realidade e peculiaridades da pesca, e dificulta o seu ordenamento (Mattos, 2007).

Como enfatizado por Lleonart *et al.* (1999b), a exploração de um recurso natural não permitirá um crescimento indefinido. Esses limites de crescimento na exploração de recursos pesqueiros parecem estar em contradição com o que alguns economistas recomendam, o qual é precisamente crescimento. A sustentabilidade dos recursos pesqueiros é, assim, um problema econômico e não biológico. Do ponto de vista biológico, uma exploração sustentável é uma meta que se pode assumir, mas o problema está se é economicamente aceitável planejar um nível de crescimento zero na produção pesqueira. As causas podem ser atribuídas às limitações e incertezas das técnicas de avaliação e às pressões econômicas da pesca em nível mundial (LLEONART *et al.*, 1999b).

Por exemplo, uma questão básica no presente contexto que um modelo bioeconômico deve responder é que qualquer pescaria tem repercussão, positiva ou negativa, no contexto social e econômico da atividade pesqueira, o qual deve conduzir à gestão e avaliação local dessa pescaria, pois a introdução de uma atividade pesqueira é um fator de perturbação na dinâmica do ecossistema, um modelo deve incorporar o interesse econômico em explorar essa atividade, limitado por fatores ecológicos, objetivando evitar a sobreexplotação (Facó, 1988).

O objetivo da linha de pesquisa “economia pesqueira” foi avaliar, do ponto de vista econômico, a pesca de atuns e afins no Brasil, enfocando a modelagem bioeconômica da pescaria. Mais especificamente, a proposta foi analisar os aspectos mais significativos relacionados a receitas, custos e lucros que os armadores podem incorrer em operações pesqueiras, que possam subsidiar suas decisões durante o processo de pesca e definir e estimar os parâmetros econômicos que serão inseridos para a análise bioeconômica.

Contextualização sobre modelagem bioeconômica das pescarias

O tamanho e a abundância de uma população de peixe estão tradicionalmente relacionados com os processos econômicos da pesca e o ponto de referência dessa correlação analítica é denominada bioeconomia. De acordo com Bas (1987), em uma pescaria ordenada, o fator homem (pescador) deve ser considerado como um elemento a mais do ecossistema e em qualquer caso perturbador na mesma medida que pode uma alteração do meio ambiente ou, com mais frequência, como a competição – interação – equilibrada entre os diversos componentes da biocenose. Considerando, como assim é na realidade, que a ação humana está regida pelas leis distintas das biológicas, mas também pelas leis econômicas e, talvez ainda mais, pelas leis socioeconômicas, este fato não se opõe a que ambas as estratégias sejam perfeitamente compatíveis nem tampouco à possibilidade de conseguir um modelo único para a compreensão do processo pesqueiro que englobe as duas facetas do mesmo: a biológica e a econômica.

Utilizando-se de tal conceito cientistas pesqueiros desenvolveram várias ferramentas para determinar a captura sustentável, tais como os modelos logísticos, que têm como base o fato de que a biomassa de uma população tende a crescer até que seja alcançada a capacidade de suporte limite do ambiente em que vive; e, em seguida, os modelos econômicos de produção, que têm como fundamento básico a busca de uma pescaria eficiente do ponto de vista econômico e consideram que a receita é uma curva proporcional à curva da quantidade capturada do modelo logístico, para calcularem o ponto de captura máxima econômica, como sendo aquela em que a pescaria apresenta um lucro máximo (Seijo et al., 1998; Freire, 2000; Marruh Filho, 2001). A contribuição desses dois modelos foi desenvolver os conceitos de Captura Máxima Sustentável (CMS) e Captura Máxima Econômica (CME), que foram os fundamentos da gestão dos recursos pesqueiros a partir da segunda metade do século XX.

Apesar de as primeiras considerações bioeconômicas datarem da década de 1950, foi somente a partir dos anos 1970 que os modelos bioeconômicos pesqueiros foram desenvolvidos como instrumentos de gestão pesqueira. Modelos bioeconômicos desenvolvidos com esse propósito incluem, além das variáveis biológicas e econômicas usuais, tais como espécies, estoques, frota pesqueira, distribuição geográfica da frota, o grau de integração industrial, etc., alguns importantes instrumentos e ferramentas de gestão. Ademais dessas características gerais, cada modelo é desenhado em respeito a cada específica situação biológica e econômica e os instrumentos locais disponíveis.

O desenvolvimento de modelos bioeconômicos basearam-se nos estudos conduzidos por Gordon (1954) e Schaefer (1954), denominado

Modelo de Gordon-Schaefer, o qual considerou a relação entre as produções marginal e média e o esforço de pesca empregado. O comportamento desse modelo simula a proporcionalidade, ou

balanceamento, entre a receita e o custo totais, na exploração de um recurso natural renovável. Outro importante mecanismo que ajudou no desenvolvimento dos modelos bioeconômicos foi a percepção no monitoramento e de estudos sobre a dinâmica da frota pesqueira, conhecido como Modelo de Smith (Smith, 1969), o qual considerou que a durabilidade de uma pescaria seria proporcional à receita obtida e incorpora, evidentemente, conceitos dos modelos biológicos pesqueiros, tais como os modelos de produção biológica e os modelos de dinâmica de estrutura por idade. Quirk e Smith (1970) destacaram que modelos bioeconômicos para análise de pescarias devem tratar com a dinâmica dos estoques, as externalidades na produção, a relação entre homem (pescador) e seu ambiente natural, controle social da regulamentação, investimentos públicos e a importância econômica dos direitos de propriedade.

Modelos bioeconômicos estáticos e dinâmicos são atualmente considerados como uma ferramenta teórica para o estabelecimento de medidas de gestão para o uso sustentável dos estoques pesqueiros, em virtude das peculiaridades existentes na atividade pesqueira. Esses modelos são estruturados de acordo com distintas realidades, mas racionalmente estes devem consistir na adoção de medidas para a modelagem pesqueira e para usá-los como ferramentas importantes na análise bioeconômica de pescarias diversas. O propósito dessas ferramentas é facilitar a análise das consequências e riscos da aplicação de diferentes medidas de gestão em um determinado estoque. Vale aqui destacar, entretanto, que os modelos bioeconômicos de gestão são realmente evoluções das teorias bioeconômicas, o que significa dizer que nem todos os modelos bioeconômicos são modelos de gestão.

Os modelos bioeconômicos são compostos de dois ou mais módulos, sendo os mais importantes o biológico e o econômico. Contextualizar sobre as teorias bioeconômicas, através dos modelos desenvolvidos, significa buscar entender as contribuições para a gestão da atividade, em determinadas circunstâncias da estrutura biológica e econômica pesqueira da região ou localidade em que se está analisando do ponto de vista bioeconômico, as informações sobre a atividade, tais como biomassa do estoque, esforço de pesca, captura, custo das operações de pesca e lucro inseridas no modelo, quais correspondências possuem para a tomada de decisões sobre a aplicação ou não de uma determinada medida de gestão. Neste aspecto, é oportuno destacar e contextualizar o entendimento do armador sobre as oportunidades e possibilidades da produção pesqueira.

Referencial metodológico

Os esforços se concentraram em buscar as melhores ferramentas bioeconômicas que se prestam à análise proposta, frente à realidade da pesca de atuns e afins na Região Nordeste e à disponibilidade de dados biológicos e econômicos. Neste sentido, foram analisadas a estrutura de 3 modelos bioeconômicos e os resultados possíveis para montar as estratégias de gestão, conforme descritos abaixo.

Modelagem Econômica – MECON

É um modelo bioeconômico para pescarias simples, como as artesanais e as de pequena escala. Seu principal objetivo é ilustrar os dinamismos dos estoques de peixes sujeitos à pesca pelos agentes econômicos. Leva em consideração que a frota pesqueira tem certas características econômicas e técnicas (capital, poder pesqueiro, esforço, etc.) que infligem uma mortalidade por pesca F aos estoques de peixes. O processo da pesca resulta em capturas que são vendidas e transformadas em ingressos. Uma parte desses ingressos é usada para aumentar ou diminuir o capital ou o esforço pesqueiro. A mortalidade por pesca sofre mudanças dinâmicas frequentemente, devido à relação entre F com q (capturabilidade) e E (esforço). A capturabilidade q pode ser considerada como uma constante ou estar em função do capital e/ou do tempo.

O programa MECON implementa um modelo bioeconômico simples, baseado em modelos globais de produção. Sua estrutura é baseada no conceito das três unidades (caixas) que interagem no processo de pesca:

- ✓ O modelo de dinâmica populacional do estoque explorado (STOCK)
- ✓ O modelo de mercado que, baseado na captura da espécie alvo e no preço unitário, converte a produção (pescado) em dinheiro (MERCADO).
- ✓ O modelo dinâmico da unidade de exploração pesqueira, que utiliza os resultados econômicos da pesca para modular a mortalidade por pesca na unidade de estoque (PESCADOR).

No modelo MECON, além disso, a mortalidade por pesca aplicada pelo pescador pode ser controlada por fatores externos ao processo de pesca. Esses controles externos atuam como medidas de gestão técnica. Veja esquema:

Embora o modelo MECON seja baseado em alguns postulados simples, é de grande interesse por três razões:

- ✓ como ferramenta didática de iniciação do usuário à dinâmica populacional, de forma pedagógica para o setor pesqueiro produtivo e para o gestor público governamental;
- ✓ como ferramenta exploratória para análise da dinâmica populacional, quando não se dispõe de grandes quantidades de parâmetros exigidos por outros modelos mais realistas; e
- ✓ quando é necessário ter uma ferramenta simples e confiável para a avaliação de medidas de gestão em pescarias pouco estudadas.

O Modelo MECON é constituído em 4 módulos, e consiste dos seguintes passos e submodelos, utilizando-se dos seguintes parâmetros e equações:

Parâmetros:

- ✓ F_t – Mortalidade por pesca por unidade de tempo t
- ✓ q_t – Coeficiente de capturabilidade por unidade de tempo t
- ✓ E_t – Esforço de pesca por unidade de tempo t
- ✓ B_t ou B_{ini} – Biomassa do estoque em exploração por unidade de tempo t (biomassa inicial)
- ✓ B_{t+1} – Biomassa do estoque em exploração na unidade de tempo seguinte
- ✓ B_∞ ou B_{inf} – Biomassa do estoque no máximo de capacidade do meio ambiente
- ✓ B_t ou B_{mean} – Biomassa média por unidade de tempo t
- ✓ r – Taxa de crescimento populacional
- ✓ C_t – Captura por unidade de tempo t
- ✓ $C\$$ - Valor da captura, parâmetro relacionado com a receita (revenue)
- ✓ K_t – Capital por unidade de tempo t
- ✓ net_t – Lucro líquido por unidade de tempo t
- ✓ $incnet$ – Incremento do lucro líquido
- ✓ $revenue_t$ – receita por unidade de tempo t
- ✓ $expense_t$ – despesa por unidade de tempo t
- ✓ $E\$$ - parâmetro relacionado com a despesa
- ✓ $incE\$$ - incremento na despesa

Equações:

$$F_t = q_t \cdot E_t$$

$$B_{t+1} = \frac{B_{\Psi}}{\frac{r}{r - F_t} + \left(\frac{B_{\Psi}}{B_t} - \frac{r}{r - F_t} \right) \cdot e^{-(r - F_t)}}$$

$$B^-_t = \frac{B_{\Psi}}{r} \cdot \left(r - F_t + \ln \left(\frac{r}{r - F_t} + \left(\frac{B_{\Psi}}{B_t} - \frac{r}{r - F_t} \right) \cdot e^{-(r - F_t)} \right) - \ln \frac{B_{\Psi}}{B_t} \right)$$

$$C_t = F_t \cdot B^-_t$$

Catchability 1:	Catchability 2:
$q_t = q_{t-1} \cdot S + L \cdot \ln \left(\frac{K_t}{K_{t-1}} \right)$	$q_t = q_{t-1} \cdot S \cdot L \cdot \frac{\ln(K_t)}{\ln(K_{t-1})}$
$K_{t+1} = K_t + \left(\frac{\text{net} \cdot \text{incnet}}{100} \right)$	
E_{t+1}	if $E_{t+1} > E_t \cdot (1 + \frac{\text{incmax}_E}{100})$
$E_{t+1} = E_t + (\frac{\text{net}_t}{E} \$_t) \cdot (\frac{\text{incnet}}{100})$	$E_{t+1} = E_t \cdot (1 + \frac{\text{incmax}_E}{100})$
$E\$_{t+1} = E\$_t + (E\$_t \cdot \text{incE\$}/100)$	
$C\$_{t+1} = C\$_t + (C\$_t \cdot \text{incC\$}/100)$	

$$\text{revenue}_t = C\$_t \cdot C_t$$

$$\text{expense}_t = E\$_t \cdot E_t$$

$$\text{net}_t = \text{revenue}_t - \text{expense}_t$$

Submodelo ESTOQUE

O estoque comprehende uma única espécie, com dinâmica própria, embora também possa ser conceituado como todo o conjunto de recursos vivos sobre os quais a frota (ARMADOR e/ou PESCADOR) atua, com dinâmica unitária. As equações nas quais o modelo se baseia são as usuais em um modelo de produção global:

- ✓ Bt;
- ✓ B_mean.t;
- ✓ Ct = Bmean*Ft
- ✓ F = q*E

Para calcular a biomassa no tempo t (B_t) usamos a sub-rotina Biomass. Para calcular a biomassa média em t ($B_{mean.t}$) é utilizada a biomassa média. Os parâmetros de entrada são: Binf, Bini e r (taxa de crescimento populacional) e são inseridos na guia Biológica.

Submodelo MERCADO

As capturas obtidas pela aplicação de F (mortalidade por pesca) à Biomassa média gerada na unidade STOCK são processadas na unidade MERCADO utilizando o "modelo" simples:

- ✓ revenue_t (ingressos/receita) = captura (C_t) * Preço unitário da captura ($C\$$)

As despesas atribuíveis à atividade pesqueira devem ser subtraídas dessa receita por conta das capturas, modeladas simplesmente como uma relação linear com o esforço empregado:

✓ $expense_t$ (despesa) = Esforço (E_t) * Esforço de preço unitário ($E\$$)

O lucro líquido é, portanto:

✓ $Ingr_{net_t}$ = Receita – Despesa ($net_t = revenue_t - expense_t$)

Parâmetros obrigatórios: Preço unitário de captura e esforço (aba Técnico). Estes podem variar de acordo com uma taxa de variação: $incr_E\$$ e $incr_C\$$.

Submodelo PESCADOR

O pescador aplica F (mortalidade por pesca) no recurso. Como se sabe, F se decompõe em q e E .

Modelagem de q (capturabilidade)

No modelo MECON, apenas uma fração ($ingr_incr_K$) do lucro líquido vai para aumentar o capital (K) disponível para a frota, através do modelo:

✓ $K(t) = K(t-1) + [Ingr_{net} * ingr_inc_net]$ (subr Capital)

A fração ($ingr_inc_K$) representa toda a renda líquida que é investida na própria atividade pesqueira. Esse parâmetro pode ser utilizado como medida de gestão técnica (econômica), limitando, por exemplo, a fração de renda destinada ao aumento de capital. O modelo também implica que o pescador tende continuamente a melhorar (aumentar) seu poder de pesca, pois K é uma das variáveis que determinam q , a capturabilidade.

Neste comportamento (caixa ou submodelo), os resultados da atividade de pesca obtidos na unidade de tempo anterior são utilizados para modular a capturabilidade da frota na unidade de tempo atual, utilizando o seguinte modelo:

✓ $q(t, K)$.

Observe que a relação de K e t com q é não linear. Da mesma forma, o programa MECON permite desativar K ou t ou ambos, para estudar de forma independente o aumento do poder de pesca devido a um ou outro fator. Os parâmetros necessários são:

- ✓ K_ini – Capital inicial (aba Econômico)
- ✓ $ingr_inc_net$ – Incremento de ingressos líquido (aba Econômica);
- ✓ q_ini – Capturabilidade inicial;
- ✓ $Tau(\tau)$ – Modificador da capturabilidade relacionado com o tempo (aba Geral); e
- ✓ h - Modificador da capturabilidade relacionado com o capital (aba Geral).
- ✓ Se a opção de capacidade de captura constante for escolhida, apenas q_ini será necessário.

Modelagem de E (esforço)

O esforço aplicado no período t está diretamente ligado aos benefícios obtidos em $t-1$ bem como ao preço da pesca (custo do esforço):

✓ $E_t = E(t-1) + net/E\$$

A variação da quantidade $net/E\$$ é limitada a partir de cima pelo valor inc_maxE , para simular a inércia do sistema (o sistema não pode variar mais que $inc_maxE\%$ de um ano para outro)

✓ se $net/EE > (inc_maxE/100) * E(t-1)$ então $E_t = E(t-1) + (inc_maxE/100)*E(t-1)$;

Parâmetros necessários: E_ini (guia técnica), inc_maxE , $E\$$

Medidas técnicas (intrínsecas e extrínsecas)

Como medidas técnicas entendemos por um lado as intrínsecas ao modelo e as extrínsecas. Estes últimos aparecem no modelo como *eventos*.

Medidas intrínsecas

No lado direito da aba do esforço aparecem 3 medidas técnicas fundamentais: a taxa de aumento do esforço permitido para cada unidade de tempo, a taxa de aumento do preço unitário do esforço e a taxa de aumento do preço unitário do esforço. Modulando esses três parâmetros (além da taxa de *ingr_inc_net* na aba Econômico) a pescaria pode ser gerenciada em longo prazo.

Medidas extrínsecas (eventos)

Por outro lado, para estudar a reação da pescaria a medidas de gestão específicas ou prolongadas ao longo do tempo, podemos utilizar o menu *eventos*, que consiste em modificar diretamente um ou mais valores das variáveis que afetam a dinâmica da pescaria: F , E , q e net :

- ✓ usando E , medidas de gerenciamento de esforço de tempo limitado podem ser simuladas;
- ✓ por meio de q medidas de controle podem ser simuladas para os aspectos de capturabilidade que dependem do progresso tecnológico;
- ✓ usando F , medidas de controle de seletividade podem ser simuladas; e
- ✓ através de net , podem ser simuladas medidas extraordinárias de variação pontual de renda devido a subsídios, concorrência e produtos importados.

Modelo bioeconômico MEFISTO - Mediterranean Fisheries Simulation Tools

De acordo com Franquesa and Lleonart (2001), sua característica é a possibilidade de simular diversas estratégias de gestão. O modelo requer o estabelecimento de parâmetros biológicos dos estoques em análise (crescimento, comprimento e peso), parâmetros econômicos (custos das operações de pesca) e o estabelecimento da situação inicial do estoque (vetores de mortalidades natural e por pesca e o número de indivíduos por classe de idade). Foi construído de forma modular em um sistema de três caixas (Figura 1Figura 1): as caixas do estoque, do mercado e do pescador, aqui entendendo-se “pescador” como armador de pesca, empresa de pesca, etc.:

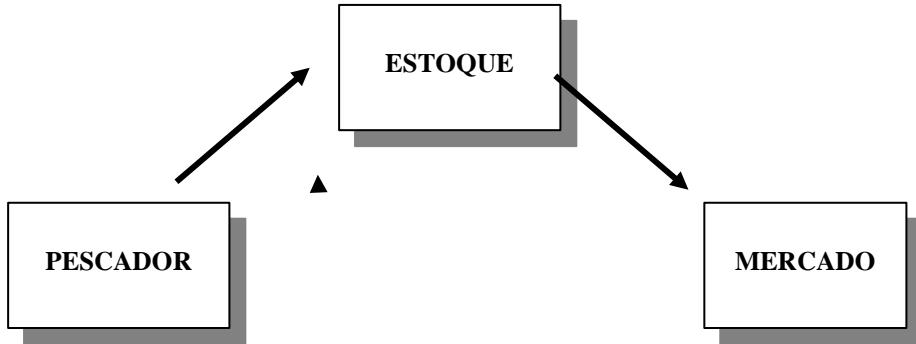


Figura 1. Sistema bioeconômico modular de três caixas (MEFISTO – Mediterranean Fisheries Simulation Tools)

A caixa do estoque simula sua dinâmica, usando um modelo analítico completamente especificado para a estrutura da população por idade, referente a uma ou mais espécies principais, ou alvo das capturas, com dinâmica explícita. A entrada é o esforço de pesca e a capturabilidade (que vem da caixa do pescador) e o produto se constitui na mortalidade por pesca – a captura – que vai para a caixa do mercado. O modelo é estruturado pelas idades, a (*age*), e arte de pesca g (*gear*). A mortalidade por pesca na idade a (*age*) gerada pela arte de pesca g (*gear*) se define como:

$$F_{ag} = S_{ag} \cdot E_g \cdot q_{ag}$$

onde S_{ag} é o fator de seletividade que considera a interação arte-recurso, E_g é o esforço aplicado pela arte g , e q_{ag} é a capturabilidade que corresponde à arte g e a idade a , em um momento t e para um capital K .

A caixa do mercado converte a captura em dinheiro com algumas funções de preço. MEFISTO suporta a consideração do preço de referência, a importância do tamanho individual do pescado e a importância do tamanho da oferta. As receitas totais (RT) de uma arte g (*gear*) são calculados segundo:

$$RT_g = \sum_{a=1}^m p_a C_{ag} + Y_{ag}$$

onde p_a é o preço de um indivíduo de idade a , C é a captura da(s) espécie(s) principal(is), e Y é a captura das espécies acessórias, ou secundárias.

A caixa do pescador simula o comportamento econômico do pescador. A entrada é o dinheiro que vem da caixa do mercado. Seu rendimento são o esforço de pesca que se aplicará pela arte na unidade seguinte de tempo, medido em número de dias ou horas de pesca (E_g), a capturabilidade (q_{ag}), e o fator de seletividade, que o pescador tem certo controle por via da função de seu capital.

Modelos bio-econômicos tais como MEFISTO permitem avaliar o efeito teórico de medidas de gestão alternativas, principalmente importantes naquelas pescarias em estado de sobreexploração que necessitam um processo de transição para se recuperarem. Permitem estimar o custo de sua aplicação e a probabilidade e o êxito com que as medidas de gestão serão aplicadas, com ênfase na avaliação econômica, desde uma simples interrelação entre o recurso e esforço de pesca, a uma interrelação complexa entre o recurso, o esforço de pesca e o sistema de gestão.

Os utilitários do produto do modelo são três: os pescadores, os pesquisadores e tomadores de decisão, ou a administração; transformando-se, assim, em um importante e viável instrumento de gestão.

Segundo Franquesa e Lleonart, 2001 e Lleonart *et al.*, 2003, para os pesquisadores esse modelo constitui uma ferramenta de pesquisa que pode permitir aumentar a compreensão dos mecanismos pelos quais o sistema de pesca opera. Pode também ser uma ferramenta de assessoramento e análise dos riscos de aplicação de diferentes opções de gestão. Para a administração e tomadores de decisão, o modelo oferece a possibilidade de avaliar os efeitos biológicos e econômicos das medidas de gestão (técnica, econômica ou ambas), importante no estabelecimento de políticas em curto e médio prazos, além de demonstrar que a durabilidade da atividade pesqueira depende da dinâmica do recurso biológico e não apenas em decisões econômicas. O modelo permite aos pescadores/armadores terem uma nova perspectiva do comportamento do sistema, ampliando a compreensão da utilidade ou inutilidade de certas medidas de gestão e das diferenças em curto e médio prazos de perdas e ganhos. Para a análise de custos, a metodologia utilizada foi baseada em estudos prévios conduzidos por Lleonart *et al* (1999) e por Franquesa (2001), tendo sido adaptada por Franquesa e Guillén (2002) para produzir o Relatório Econômico da Pesca da União Européia¹, aplicada a uma condição específica da pesca do mar Mediterrâneo. Para o propósito da presente análise econômica é conveniente expressar que tal metodologia é definida como a *caixa do pescador*, uma das três caixas que compõem o modelo bioeconômico Ferramentas de Simulação das Pescarias Mediterrâneas - MEFISTO (Mediterranean Fisheries Simulation Tools) (Franquesa e Lleonart, 2001). O mais importante objetivo é a definição dos parâmetros econômicos, como os custos fixos (indiretos) e variáveis (diretos) das operações de pesca, outros custos que o pescador pode incorrer e suas relações com a receita total. As funções da caixa do pescador estão ilustradas abaixo (Figura 2), mostrando as relações entre as diferentes variáveis nesta parte do modelo.

As despesas relacionadas aos custos das operações de pesca podem ser divididas em 7 grupos, resumidas na Quadro 1. No modelo MEFISTO, informações sobre cada embarcação devem ser consideradas e podem ser expressas através de cada equação. Explicação de cada custo que o pescador pode incorrer é detalhado a seguir.

C1 - Custo de Comercialização. Todos os custos que podem ser expressos como porcentagem da Receita Total (RT) (impostos, associação de pescadores, encargos trabalhistas, processos de venda, etc.). São porcentagens do total da receita total, e podem ser expressas através da equação:

$$C1_i = c1_g \cdot RT_i$$

No Modelo MEFISTO essa relação é considerada igual para cada grupo de embarcações (frota). Para este item, também pode ser considerado o pagamento pelo Instituto Nacional de Seguridade Social (INSS).

C2 - Custos diários. Estes são os custos causados pela atividade de pesca (combustível [C2.2], manutenção de petrecho de pesca, despesas diárias de alimentação, isca, gelo, etc.), excluindo o custo do trabalho. São uma função do custo diário da pesca por esforço (o tempo de pesca: dias x horas) e incluem uma parte dos custos de manutenção, como manutenção de petrecho de pesca, que são proporcionais ao esforço (C2.1):

$$C2_i = c2_i \cdot E_i$$

¹ GEM-UB (Director), ICM-CSIC, IFREMER, IEO-Palma, OIKOS and LEI-DLO (2000) *Quantitative analysis of the relations which condition the North Occidental Mediterranean Fishing System* (DG XIV – MED/93/022). Final Report.

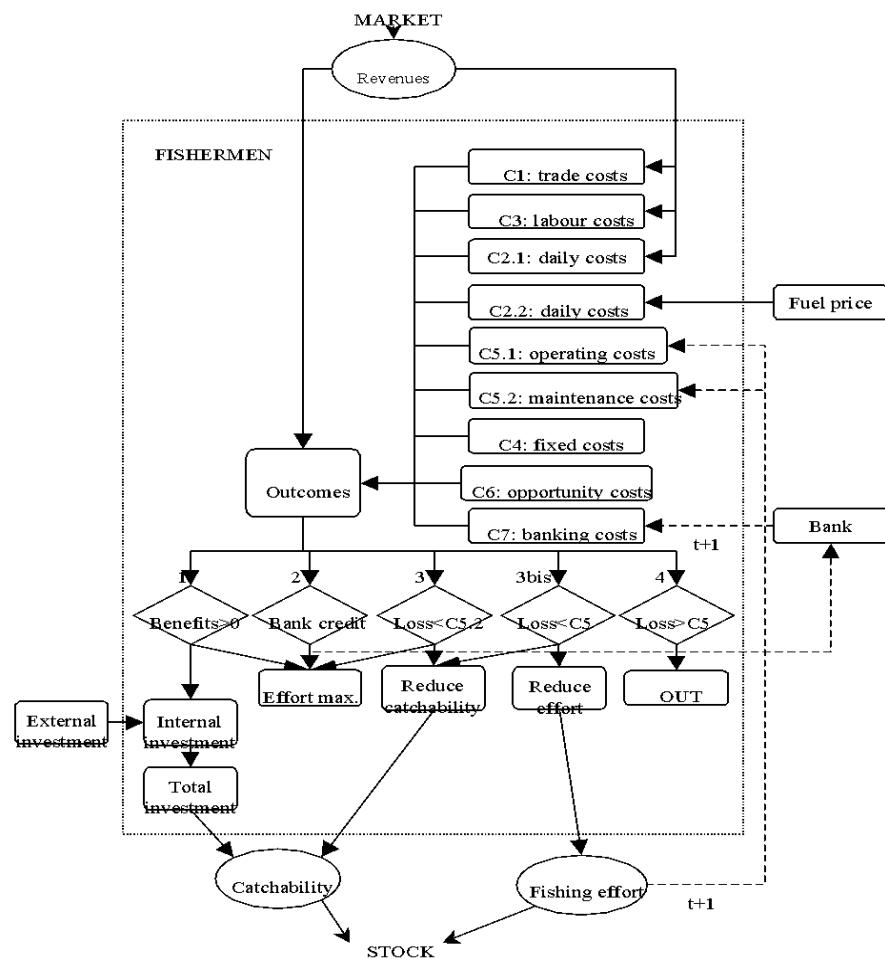


Figura 2. Caixa do Pescador - MEFISTO.

Quadro 1. Possíveis custos que o pescador pode incorrer

Termo	Tipo de Custo	Denominação	Código	Explicação
Custo de Curto Prazo	Custo Variável	Custo de Comercialização	C1	Função da Captura
		Custo Diário	C2	Função do Esforço
		Custo do Trabalho	C3	
	Custo Fixo	Custo Compulsório	C4	Constante
		Custo de Manutenção	C5	Função do Lucro (1)
Custos de Longo Prazo		Custo de Oportunidade	C6	Constante (2) Valor do dinheiro/empréstimo
		Custo Financeiro	C7	Taxa de Juros

Obs: (1) Uma parte dos custos de manutenção é função do lucro. Esses custos estão relacionados com melhorias técnicas, operacionais, etc., na embarcação (aumento de capital) e são evitáveis.

(2) Uma parte dos custos de manutenção são mantidos constantes e representam os custos mínimos de manutenção inevitáveis.

C3 - Custos de mão de obra. Estes são compostos dos valores pagos à tripulação e a parte do proprietário, em função da receita total, descontados os custos de comercialização (C1) e os custos diários (C2):

$$C3_i = c3_g (RT-C1-C2)$$

Também é possível obter o salário médio como:

$$AW_g = C3_g / \text{crew number}$$

A quota do proprietário é uma percentagem das receitas que incluem ex. custos comerciais, custos diários e custos de combustível, que pertencem ao proprietário, para pagar os custos incorridos na operação de pesca (custos fixos anuais, etc.) e lucro, se houver algum. É complementar à parte da tripulação, a qual é distribuída entre a tripulação como salário.

C4 - Custos Compulsórios. Ou custo fixo (indireto), é um custo anual para manter seu negócio legal (custos portuários, licença, seguro, etc.), e são constantes. Eles não dependem do esforço (número de dias de mar).

C5 - Custos de Manutenção. Ou custo variável (direto e flexível), são os custos necessários para manter o barco em seu nível máximo de desempenho. São incluídos na reposição do capital usado, reparos, etc. Eles são considerados como uma variável exógena e são divididos em duas partes: a primeira parte é os custos operacionais que são indispensáveis para permanecer na atividade; e a segunda parte é o outro custo de manutenção, que é evitável, mas reduz a capacidade de captura (pintura, manutenção de dispositivos eletrônicos, manutenção do motor, etc.).

C6 - Custo de Oportunidade. Este é o custo de usar o capital investido, ou seja, a renda que o proprietário do barco poderia obter do capital investido na atividade se o capital fosse depositado, ou investido em outro lugar por um prazo fixo, com risco zero. É uma função do capital investido pela taxa da "Dívida Pública". Indica as receitas perdidas (ou "oportunidades" perdidas) para o empresário de pesca, investindo na atividade de pesca. Como salientado por Anderson (1977), o importante conceito de custo de oportunidade indica que o custo não é declarado melhor em termos de dinheiro, mas sim em termos de coisas que podem ser perdidas. O custo monetário de um item é essencialmente uma medida do valor das coisas perdidas.

O custo de oportunidade pode ser visto também como o custo de ter perdido a melhor alternativa para o investimento, ou seja, o preço pago por não investir em uma atividade econômica diferente ou a renda perdida por oportunidades perdidas. Uma abordagem desses parâmetros, expressa em porcentagem, é dada pela taxa da dívida pública em um momento e país específicos, e pode ser expressa através da seguinte equação:

$$C6_i = c6_c \cdot I_i$$

C7 - Custo Financeiro. Este valor representa o custo para o proprietário do barco tomar empréstimo, expresso como o pagamento anual reivindicado pela instituição financeira ou regras definidas pelo mutuário, oficial ou não, quando o barco tem uma dívida de crédito. No caso de lucros negativos, surgem dívidas e qualquer investimento adicional exige empréstimos. C7 depende das taxas de juros aplicadas (c7) e de uma dívida individual incorrida. Essa porcentagem é a taxa média do empréstimo em um momento e país específicos e pode ser expressa por meio da equação:

$$C7_i = c7 \cdot D_i$$

D_i tem um limite superior (dívida máxima aceita pelo mutuário) dependendo do capital total investido, já que o mutuário não está disposto a emprestar mais do que $dm \cdot Ki$, onde dm é uma porcentagem máxima de empréstimo permitida pelo mutuário, e Ki o investimento total em barcos.

FLBEIA - Fisheries Library Bio-economic Impact Assessment

Modelagem bioeconômica desenvolvida por García et al. (2020) - Avaliação de Impacto Bio-Econômico de Estratégias de Gestão usando FLR.

FLBEIA é uma caixa de ferramentas de simulação que descreve um sistema de pesca sob uma abordagem de estratégia de gestão. O objetivo do modelo é facilitar a avaliação bio-econômica das estratégias de gestão. O modelo é multi-estoque, multi-frota e sazonal. A simulação é dividida em 2 blocos principais: o Módulo Operacional (Operational Model - OM) e o Módulo do Procedimento de Gestão (Management Procedure Model - MPM). Por sua vez, cada um desses dois blocos é dividido em 3 componentes: o biológico, as frotas e as covariáveis, por um lado (OM), e a observação, a avaliação e a recomendação do outro (MPM).

FLBEIA (FL Bio-Economic Impact Assessment) é um pacote R construído sobre a plataforma estatística “FLR libraries”. O propósito do pacote é promover um modelo de simulação exequível e genérico, para conduzir avaliação de impactos bioeconômicos nas regras de controle de capturas, baseado nas estratégias de gestão sob o arcabouço de Avaliação de Estratégias de Gestão (Management Strategy Evaluation - MSE). O pacote fornece funções que descrevem a dinâmica dos diferentes componentes do modelo e o usuário escolhe quais das funções são usadas em cada estudo de caso específico. Além disso, para alguns componentes, se as funções fornecidas no FLBEIA não atenderem aos requisitos de um estudo de caso específico, o usuário poderá codificar as funções que descrevem melhor a dinâmica desses componentes. Portanto, devido à ampla escolha de funcionalidade e flexibilidade que fornece o modelo, podemos defini-lo como uma estrutura mais do que como um modelo. As principais limitações do modelo são que os estoques devem ser estruturados por idade ou agregados em biomassa (a estrutura de comprimento não é permitida) e que a dimensão espacial não é considerada explicitamente. No entanto, as características espaciais podem ser modeladas atribuindo estoques e/ou frota/metier a áreas específicas.

Como dito acima, o Módulo Operacional - OM tem três componentes que podem interagir entre si: as populações ou unidades populacionais biológicas; as frotas (ou metier); e as covariáveis. Eles podem ser de qualquer natureza: ambiental, econômico ou técnico. O Módulo de Procedimento de Gestão (MPM) também possui três componentes: os dados coletados do OM; a população observada é obtida através da aplicação de um conjunto de modelos de avaliação aos dados observados; e a recomendação de gestão é obtida a partir da aplicação das regras de controle de colheita (Harvest Control Rules - HCR) às populações observadas. O modelo é construído modularmente com uma estrutura de cima para baixo que possui pelo menos quatro níveis (Figura 3).

Nível 1: No primeiro nível (nível superior), existe apenas uma função, a função FLBEIA. Ele chama as funções no segundo nível em uma ordem determinada e vincula os principais componentes (estoques, frotas, covariáveis, dados, população observada e recomendações de gestão) dos Módulos OM e MPM.

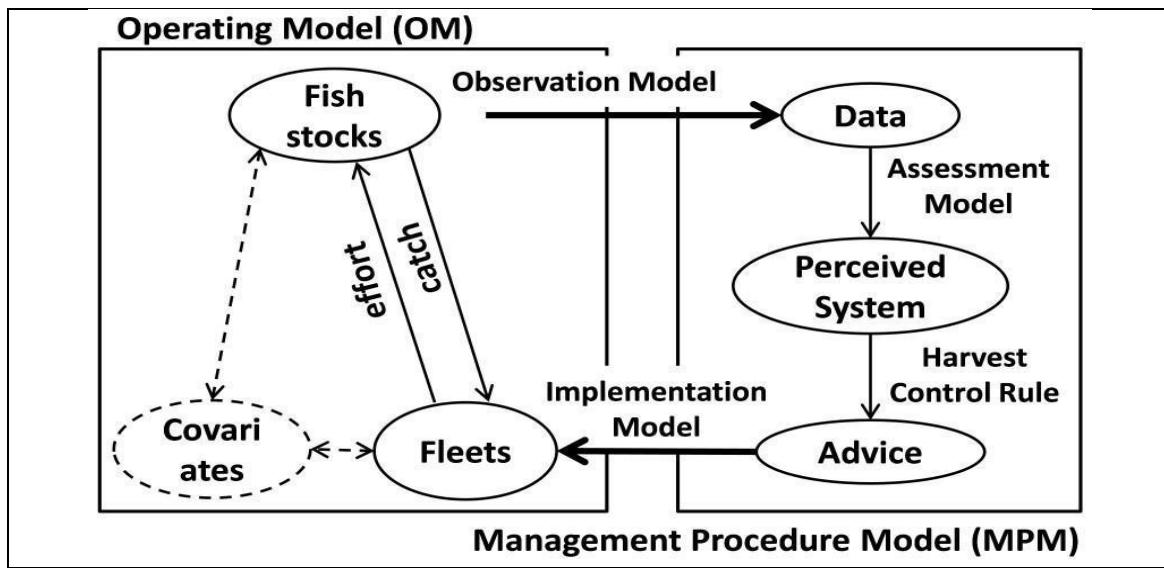


Figura 3. Representação conceitual dos principais componentes modelados no FLBEIA. Fonte: Garcia et al., 2013.

Nível 2: As funções no segundo nível correspondem à geração de cada um dos componentes da Figura 3. Os componentes do Módulo OM projetam os objetos numa estação a frente: *biooms.om* projeta os estoques, *fleet.om* (*frotas.om*) projeta as frotas e *covars.om* projeta as covariáveis. Os componentes do MPM geram os objetos necessários para produzir as recomendações de gestão, geram os objetos com base nos objetos da OM e operam no máximo uma vez por ano: *observation.mp* (*observação.mp*) gera os dados, *assessment.mp* (*avaliação.mp*) gera a população observada e o *advice.mp* (*recomendação.mp*) gera as recomendações de gestão. Eles partem dos objetos de entrada e retornam apenas aqueles relacionados ao componente ao qual pertencem.

Nível 3: As funções no terceiro nível definem a dinâmica específica de cada componente e são escolhidas pelo usuário em cada simulação. São sempre chamadas por uma função de segundo nível e, em alguns casos, uma função de terceiro nível ou até de quarto nível. Por exemplo, uma função que descreve a dinâmica de uma população estruturada por idade pode chamar uma função de recrutamento de estoque. Dessa forma, uma função usada para descrever populações estruturadas por idade pode ser combinada com diferentes relações de recrutamento de estoques.

Nível 4: As funções no quarto nível são chamadas por funções no terceiro nível e são usadas para modelar os processos mais básicos da simulação. Eles são codificados como uma função e selecionados pelo usuário porque pode ser interessante usar a mesma função de terceiro nível juntamente com diferentes funções de quarto nível, como no caso de populações estruturadas por idade e funções de recrutamento do estoque.

Essa estrutura de cima para baixo permite evitar a estrutura clássica de módulos biológicos e econômicos (e sociais) separados (que poderiam ser integrados ou não). Portanto, quando o modelo é projetado pode-se tomar a decisão de incluir uma característica específica, indiferente se a característica é biológica ou econômica, apenas importa em que nível a característica está.

A estrutura FLBEIA permite incorporar novas funções de terceiro e de baixo nível ou modificá-las, enquanto as de primeiro e segundo níveis são fixas. Alterar as funções de primeiro ou segundo nível implicaria uma abordagem diferente, mas as funções existentes de terceiro e de baixo nível seriam úteis.

O comportamento do armador de pesca, como decisão para a realização das operações de pesca, é adotado e aplicado como função das receitas totais para auxiliar no entendimento da estrutura econômica da pesca. Significa que as equações desenvolvidas para serem utilizadas poderiam auxiliar na execução do modelo e aplicadas na análise bio-econômica. Ou seja, o objetivo maior é a definição dos parâmetros econômicos a serem inseridos no modelo FLBEIA (FL Bio-Economic Impact Assessment). Além disso, a ênfase está nos custos fixos (indiretos) variáveis (diretos) das operações de pesca, e outros custos em que os armadores podem incorrer, e sua análise depende de encontrar ou não alguma relação com a receita total.

3. Metodologia e resultados obtidos

Comportamento econômico

Segundo Franquesa e Guillén (2002), considerando a “saúde financeira” do pescador depois de um período de unidade de tempo considerada, existem 4 resultados possíveis. A Figura 4 mostra, de forma simplificada, os possíveis resultados econômicos de uma operação de pesca e a decisão que os pescadores podem seguir.

1º Lucro. Os lucros são totalmente reinvestidos. Existem limitações técnicas que estabelecem restrições considerando a capturabilidade. O pressuposto do modelo é que o valor do capital da frota aumenta com os investimentos. Um resultado da obtenção do lucro é, portanto, o aumento na capturabilidade no período seguinte, para o petrecho de pesca correspondente, mantendo o esforço de pesca no seu nível máximo. O lucro explica uma parte dos investimentos, aquele considerado “interno”, mas os investimentos totais são também afetados por subsídios.

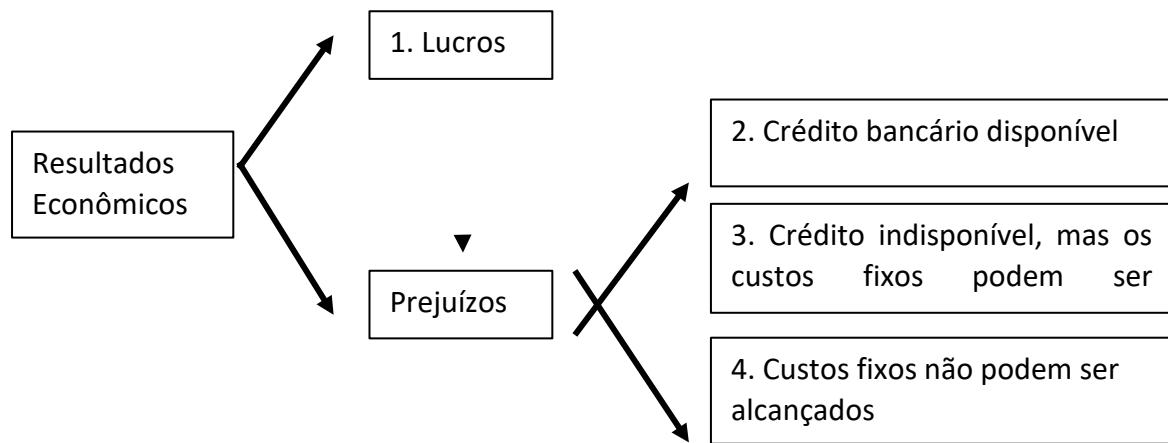


Figura 4. Possíveis resultados econômicos do pescador.

2º Prejuízo. Acesso ao crédito continua disponível e o pescador tentará manter o mesmo nível de atividade através de empréstimos. Com a obtenção do crédito, o resultado é a manutenção do esforço e da capturabilidade, mas no ano seguinte um novo custo será adicionado, o custo financeiro, o qual é inevitável.

3º Prejuízo. Um novo empréstimo não é mais possível, mas os custos fixos, que são inevitáveis, ainda podem ser alcançados. Caso o pescador não consiga cobrir os custos e não obterá mais empréstimos para manter o máximo de capturabilidade e esforço de pesca, ele terá que reduzir os custos de manutenção. Estes são necessários para manter o barco em boas condições operacionais e sua redução

significará perda de capturabilidade. Se esses custos não podem ser cobertos, o valor do capital investido na frota despencará, com diminuição da capturabilidade. Se os prejuízos do pescador forem mais elevados que os custos de manutenção, ele será obrigado a reduzir outros custos, tal como os custos diários variáveis, o que reduz o esforço de pesca.

4° Prejuízo. Os custos inevitáveis, ou os custos fixos, não podem ser cobertos. Se os prejuízos se tornarem mais elevados que os custos fixos, o pescador não consegue manter a atividade em níveis mínimos e encerra a pesca. Neste caso, não apenas haverá redução da capturabilidade, mas também do esforço, pois o barco desaparece da pescaria. A diminuição do esforço de pesca irá beneficiar os barcos remanescentes.

Considerando a imprescindibilidade em definir o Custo Operacional Total (COT) das operações de pesca da frota atuneira, foi estabelecido como tarefa inicial a coleta e análise de dados econômicos. O conceito do COT de uma atividade, segundo Martin et al. (1998), é o custo que o produtor (empresa) tem em um curto prazo para produzir e para repor sua maquinaria (equipamentos) e continuar produzindo. Partindo-se deste princípio e, com base nas informações apresentadas, procedeu-se à análise do COT para a atividade da empresa.

Para tanto, enviou-se a todas as empresas de pesca sediadas em Recife/PE, Natal/RN e Areia Branca/RN uma sequência de necessidade de informações e dados, como segue:

- ✓ Caracterização de embarcações atuneiras: Comprimento total (m), Boca máxima (m), Pontal (m), Calado máximo (m), Capacidade do porão (t), Tonelagem bruta de arqueação, Tipo de conservação do pescado a bordo, Potência do motor (HP), Tripulação total e Material do casco, entre outros;
- ✓ Caracterização do petrecho de pesca: materiais empregados na sua confecção e os comprimentos dos cabos de boia, das linhas secundárias, do tipo de anzol, iscas usadas.
- ✓ Análise econômica: baseada em indicadores estimados a partir dos custos (fixos/indiretos e variáveis/diretos) e rentabilidade da atividade; receitas e despesas das pescarias; gastos com material de pesca; manutenção (motor, maquinários e aparelhos eletrônicos); armação (óleo diesel e lubrificantes, rancho, isca, gelo, despachos junto à Capitania dos Portos, etc.) e tripulação.
 - ✓ *Custos variáveis ou diretos*: aqueles que somente ocorrem ou incidem se houver operação de pesca, tais como custeio da armação, despesas financeiras (embarque e desembarque), além das comissões (participação da tripulação no resultado da pesca);
 - ✓ *Custos fixos ou indiretos*: independem do volume de produção e das operações de pesca, tais como depreciação, seguros, registro, manutenção periódica da embarcação e outros equipamentos.
 - ✓ *Custo operacional total*: é a soma dos custos variáveis e dos custos fixos, podendo ser incluídos outros custos como o de oportunidade, ou taxa requerida ou mínima para remuneração do projeto de investimento.

Para fins das análises bio-econômicas, destacam-se levantamentos de informações das operações de pesca, aqui simulados das médias por cruzeiro dos custos fixos e variáveis para a frota da empresa, para 6 cruzeiros realizados por temporada de pesca, com os correspondentes custos operacionais totais da pesca. Listam-se todos os custos fixos e variáveis vinculados às operações de pesca, diretamente relacionados com o desenvolvimento da atividade para a captura de atuns e afins, bem como a participação relativa de cada item na atividade.

Apesar da grande quantidade de itens necessários para se realizar uma operação de pesca, observa-se que apenas três itens são os mais significativos entre os custos fixos e variáveis. Através dessas informações, pode-se inferir que o custo operacional total da pesca sofre uma influência direta destes itens. Partindo-se deste princípio e, com base nas informações apresentadas, procedeu-se à análise do COT para a atividade da empresa.

Definição da Frota e do Metier

O componente frota simula o comportamento e a dinâmica das frotas individuais. A atividade das frotas é dividida em metiers. Metiers são formados por características das embarcações que definem as viagens com a mesma capturabilidade para todos os estoques. O esforço de pesca da frota e a divisão do esforço entre os medidores são atualizados de forma independente para cada frota em cada temporada. A captação e /ou capacidade da frota é atualizada anualmente, de forma independente para cada frota, através da dinâmica de capital de acordo com seu próprio desempenho econômico. Aqui a análise deve levar a verificar quais são as melhores escolhas para os armadores: continuarem na atividade pesqueira, considerando as informações disponíveis de custos e receitas para as operações pesqueiras; ou repassar seus negócios e aplicar o valor obtido em uma instituição financeira. A simulação considera preços médios, como foi a metodologia adotada na presente análise. Como o pressuposto para tal análise econômica é que a unidade física escolhida deve estar intimamente relacionada, as embarcações, dispositivos e equipamentos de pesca e os parâmetros foram considerados iguais para as frotas e os metiers.

Um exercício inicial possibilitou construir uma base de dados e informações constituídas pelas distintas características de 3 frotas, identificada pelo código “FL”, com um corte por arqueação bruta (AB) para a identificação do metier de código “MET” e considerando a realidade da pesca na Região Nordeste e, portanto, pode sofrer alterações ao longo da análise, uma vez tratar-se de estudo pioneiro. Também, o uso da arqueação bruta para a definição do metier se justifica, neste primeiro exercício, pelo fato de ser um fator que define a autonomia da embarcação, em dias-de-mar e distância da costa. Obviamente, as embarcações com maiores autonomias conseguem aumentar suas capturabilidades com acesso a diferentes recursos pesqueiros, mais distantes da costa, e estocagem a bordo. O metier é característico de cada frota e, portanto, sempre será codificado iniciando-se pelo numeral 1 daquela frota. Ou seja, independente do código da frota (FL1, FL2, ..., FLn), o metier será identificado como segue: MET1, MET2, ... , METn; para cada frota. O mesmo procedimento se aplica à embarcação – código BEM, ou seja, para cada frota e metier sempre se identificará a embarcação por: EMB1, EMB2, ... , EMBn.

- i) Frota 1 – FL1 (n = 7): composta de embarcações de médio a grande porte, tendo-se identificado 2 metiers, com um corte em 50 AB, sendo as embarcações menores integrantes do metier 1, código MET1, enquanto a maiores metier 2, código MET2. Portanto, as embarcações estudadas em Natal integram os códigos FL1MET1 e FL1MET2;
- ii) Frota 2 – FL2 (n = 6): compostas de embarcações de médio porte, entre 35 AB e 45 AB e, portanto, compõem apenas um metier e as embarcações foram agrupadas no código FL2MET1.
- iii) Frota 3 – FL3 (n = 31): composta de embarcações de pequeno e médio portes e, neste caso, julgou-se pertinente efetuar um corte a cada 10 AB. Portanto, foram identificados 3 metiers, assim codificados: FL3MET1 composta de embarcações com menos de 20 AB; FL3MET2, composta por embarcações entre 20 AB e 30 AB; e FL3MET3, composta por embarcações maiores que 30 AB. Note-se, por oportuno, que da lista acessada não consta embarcação menor que 15 AB e superior a 40 AB.

Os resultados preliminares para as frotas que atuam na modalidade de espinhel pelágico sediadas em Recife/PE e Natal/RN foram:

- ✓ *Operações de Pesca.* Cada cruzeiro tem em média 22 dias de duração, perfazendo um total de 264 dias-de-mar por ano, o que corresponde a 72,3 % de dias de viagem por ano ou temporada de pesca. Já as operações de pesca duram, em média, 10 dias de pesca dentro de cada cruzeiro, com um total de 120 dias de pesca por ano que, em percentuais, equivale a 39,4 % de dias de pesca por temporada.
- ✓ *Custos fixos e Variáveis.* Observa-se que petrechos de pesca (69 %), o óleo diesel (19 %) e os equipamentos de comunicação (7 %) são os itens mais dispendiosos na composição dos *custos variáveis*. Já os “encargos trabalhistas” (94 %) como item mais dispendioso na composição dos *custos fixos* (Tabela 1).

Tabela 1. Sumário das médias por cruzeiro dos custos fixos e variáveis para a frota de espinhel pelágico, para 6 cruzeiros realizados por temporada de pesca.

Custos		<i>Frota x 4 Embarcações</i>		
Variável	Valor (R\$)	(%) C. Variável	% Total	Valor total de 6 Cruzeiros de Pesca
Rancho	R\$ 13.702,64	2,03%	1,73%	R\$ 82.215,84
Óleo diesel	R\$ 128.000,00	18,91%	16,13%	R\$ 768.000,00
Gelo	R\$ 16.000,00	2,36%	2,02%	R\$ 96.000,00
Petrechos de pesca	R\$ 470.433,68	69,49%	59,29%	R\$ 470.433,68
Equipamentos de Comunicação e rastreamento	R\$ 46.192,00	6,82%	5,82%	R\$ 46.192,00
Comissão sobre capturas	R\$ 2.666,68	0,39%	0,34%	R\$ 16.000,08
Serviços de despacho	R\$ 2.000,00	0,30%	0,25%	R\$ 2.000,00
Total custo variável	R\$ 676.995,00	100,00%	85,58%	R\$ 1.480.841,60
Fixo	Valor (R\$)	(%) C. Fixo	% Total	
Serviço de dedetização	R\$ 1.920,00	1,65%	0,24%	R\$ 7.680,00
Licença do barco	R\$ 936,00	0,80%	0,12%	R\$ 936,00
Manutenção	R\$ 2.266,68	1,95%	0,29%	R\$ 9.066,72
Encargos Trabalhistas	R\$ 109.612,88	94,13%	13,81%	R\$ 109.612,88
Serviço de rastreamento	R\$ 596,36	0,51%	0,08%	R\$ 596,36
Serviço de rádio ANATEL	R\$ 34,76	0,03%	0,00%	R\$ 34,76
Certificado de indústria de pesca	R\$ 800,00	0,69%	0,10%	R\$ 800,00
Certificado de armador de pesca	R\$ 284,80	0,24%	0,04%	R\$ 284,80
Total custo fixo	R\$ 116.451,48	100,00%	14,42%	R\$ 129.011,52
TOTAL CUSTOS	R\$ 793.446,48		100,00%	R\$ 1.609.853,12

✓ Custo Operacional Total (COT). Destacam-se três itens de maior influência direta no aumento do custo das operações de pesca da empresa de acordo com os percentuais apresentados. São eles: valor residual da embarcação (33%), óleo diesel (32%) e equipamentos/petrechos de pesca (20%), os quais representam 85%. Encargos trabalhistas (5%), gelo (4%) e rancho (4%) são os itens mais significativos na sequência, o que demonstra que esses seis itens respondem por 98% do COT (Tabela 2).

Tabela 2. Média anual do Custo Operacional Total (COT).

Item	Custo (R\$)
Valor Residual da Frota Utilizada	R\$ 800.000,00
Óleo Diesel	R\$ 768.000,00
Equipamentos de Pesca	R\$ 470.433,68
Encargos Trabalhistas	R\$ 109.612,88
Gelo	R\$ 96.000,00
Rancho	R\$ 82.215,84
Equipamentos de Comunicação	R\$ 46.192,00
Comissão sobre a Pescaria	R\$ 16.000,08
Manutenção	R\$ 9.066,72
Outros Serviços	R\$ 12.331,92
CUSTO OPERACIONAL TOTAL - COT	R\$ 2.409.853,12

✓ Mercado Financeiro. Analisaram-se as oscilações do mercado financeiro que podem influenciar nos custos das operações de pesca, devido aos aumentos de impostos pelo Índice de Preço ao Consumidor Amplo (IPCA), o qual incide sobre itens utilizados na armação das embarcações de pesca. Evidenciou-se que existem oscilações que afetam de forma diferente o valor da armação da embarcação, se for levado em consideração o aumento do IPCA e que, além do custo com as operações de pesca, existe também a influência direta das oscilações do mercado financeiro sobre a composição do custo operacional total da pesca.

✓ Depreciação. A depreciação de bens é a perda de valor dos bens que pode ocorrer por desgaste físico, devido às ações da natureza ou pelo próprio uso, ou obsolescência. Pode ser chamada de depreciação real ou econômica, quando não é utilizada para fins contábeis (ESALQ, 2014). Calculou-se a depreciação de bens materiais (embarcações, petrechos de pesca e equipamentos de apoio à pesca), bem como a evolução dos preços de materiais de primeira necessidade, como rancho, gelo, etc., em relação ao IPCA.

✓ Valor da Produção. Os valores de referência utilizados foram os seguintes:

- Mercado Externo: preço de venda da Albacora Bandolim/Laje U\$ 5,50 dólares e Espadarte U\$ 4,00 dólares;
- Mercado Interno: Albacora Bandolim/Laje R\$ 7,25 reais (média de preço), Albacora Branca R\$ 8,25 reais (média de preço) e o Espadarte R\$ 9,50 reais (média de preço), conforme estudo realizado por Alcântara (2011).

Análises dos Custos Fixos (indiretos) e Variáveis (diretos)

Apresentam-se, a seguir, análises sobre os custos fixos e variáveis referentes às operações de pesca, e os correspondentes custos operacionais totais da pesca que incluem as frotas que operam na modalidade de espinhel pelágico, sediadas em Recife/PE e Natal/RN, e na modalidade de cardume associado, sediada em Areia Branca/RN. As análises estão relacionadas com as operações de pesca e referem-se à temporada anual de pesca

Nas Tabelas de 3 a 8 estão listados todos os custos fixos e variáveis referentes às frotas analisadas, bem como os percentuais relacionados à sua participação em cada item que compõe os custos e em relação aos custos totais, como segue: Tabela 3 - Metier 1 da Frota 1; Tabela 4 - Metier 2 da Frota 1; Tabela 5 - Metier 1 da Frota 2; Tabela 6 - Metier 1 da Frota 3; Tabela 7 - Metier 2 da Frota 3; e Tabela 8 - Metier 3 da Frota 3. São custos diretamente relacionados com o desenvolvimento da atividade para a captura de atuns e afins.

Os Figuras 5A e 5B mostram a participação relativa de cada item dentro da atividade do Metier 1 da Frota 1. Os custos variáveis deste metier foram cerca de 85% enquanto os custos fixos de 15%. Da análise da Tabela 3 e do Figura 5A, desprende-se que os petrechos de pesca (77 %), o óleo diesel (10,7 %) e os equipamentos de comunicação (7,6 %) são os itens mais dispendiosos na composição dos custos variáveis. Já uma análise da mesma Tabela 3 e do Figura 5B mostra que se destaca “encargos trabalhistas” (60 %) como item mais dispendioso na composição dos custos fixos, seguido do item manutenção (33 %).

Os Figuras 6A e 6B mostram a participação relativa de cada item dentro da atividade do Metier 2 da Frota 1. Os custos variáveis deste metier foram de 83,3% enquanto os custos fixos de 16,7%. Da análise da Tabela 4 e do Figura 6A, desprende-se que os petrechos de pesca (56 %), o óleo diesel (33 %) e os equipamentos de comunicação (6 %) são os itens mais dispendiosos na composição dos custos variáveis. Já uma análise da mesma Tabela 4 e do Figura 6B mostra que se destaca “encargos trabalhistas” (70 %) como item mais dispendioso na composição dos custos fixos, seguido do item manutenção (28 %).

Os Figuras 7A e 7B mostram a participação relativa de cada item dentro da atividade do Metier 1 da Frota 2. Os custos variáveis deste metier foram de 85,6% enquanto os custos fixos de 14,4%. Da análise da Tabela 5 e do Figura 7A, desprende-se que os petrechos de pesca (68 %), o óleo diesel (19 %) e os equipamentos de comunicação (7 %) são os itens mais dispendiosos na composição dos custos variáveis. Já uma análise da mesma Tabela 5 e do Figura 7B mostra que se destaca “encargos trabalhistas” (94 %) como item mais dispendioso na composição dos custos fixos.

Os Figuras 8A e 8B mostram a participação relativa de cada item dentro da atividade do Metier 1 da Frota 3. Os custos variáveis deste metier foram cerca de 72% enquanto os custos fixos de 28%. Da análise da Tabela 6 e do Figura 8A, desprende-se que os petrechos de pesca (76%), o óleo diesel (10%) e os equipamentos de comunicação (8%) são os itens mais dispendiosos na composição dos custos variáveis. Já uma análise da mesma Tabela 6 e do Figura 8B mostra que se destaca “encargos trabalhistas” (91%) como item mais dispendioso na composição dos custos fixos, seguido do item manutenção (6%).

Tabela 3. Sumário das médias dos custos fixos e variáveis por cruzeiro e totais para o Metier 1 da Frota 1, referente a 2 embarcações de pesca com arqueação bruta inferior a 50 AB em 6 cruzeiros realizados por temporada de pesca.

Custos	Frota x 2 Embarcações			Custos Totais 6 cruzeiros
Variável	Valor (R\$)	(%)	% Total	
Rancho	R\$ 9.185,00	3,01%	2,55%	R\$ 55.110,00
Óleo diesel	R\$ 32.539,94	10,66%	9,03%	R\$ 195.239,64
Gelo	R\$ 2.794,15	0,92%	0,78%	R\$ 16.764,90
Petrechos de pesca	R\$ 235.000,00	76,97%	65,24%	R\$ 235.000,00
Equipamentos de Comunicação e rastreamento	R\$ 23.090,00	7,56%	6,41%	R\$ 23.090,00
Comissão sobre capturas	R\$ 2.700,00	0,88%	0,75%	R\$ 16.200,00
Serviços de despacho	R\$ 1.000,00	0,33%	0,28%	R\$ 1.000,00
<i>Total custo variável</i>	<i>R\$ 305.309,09</i>	<i>100,00%</i>	<i>84,76%</i>	R\$ 542.404,54
Fixo	Valor (R\$)	(%)	% Total	
Serviço de dedetização	R\$ 960,00	1,75%	0,27%	R\$ 5.760,00
Licença do barco	R\$ 936,00	1,70%	0,26%	R\$ 936,00
Manutenção	R\$ 18.161,32	33,08%	5,04%	R\$ 18.161,32
Encargos Trabalhistas	R\$ 33.129,58	60,34%	9,20%	R\$ 33.129,58
Serviço de rastreamento	R\$ 596,36	1,09%	0,17%	R\$ 596,36
Serviço de rádio ANATEL	R\$ 34,76	0,06%	0,01%	R\$ 34,76
Certificado de indústria de pesca	R\$ 800,00	1,46%	0,22%	R\$ 800,00
Certificado de armador de pesca	R\$ 284,80	0,52%	0,08%	R\$ 284,80
<i>Total custo fixo</i>	<i>R\$ 54.902,82</i>	<i>100,00%</i>	<i>15,24%</i>	R\$ 59.702,82
TOTAL CUSTOS	R\$ 360.211,91		100,00%	R\$ 602.107,36

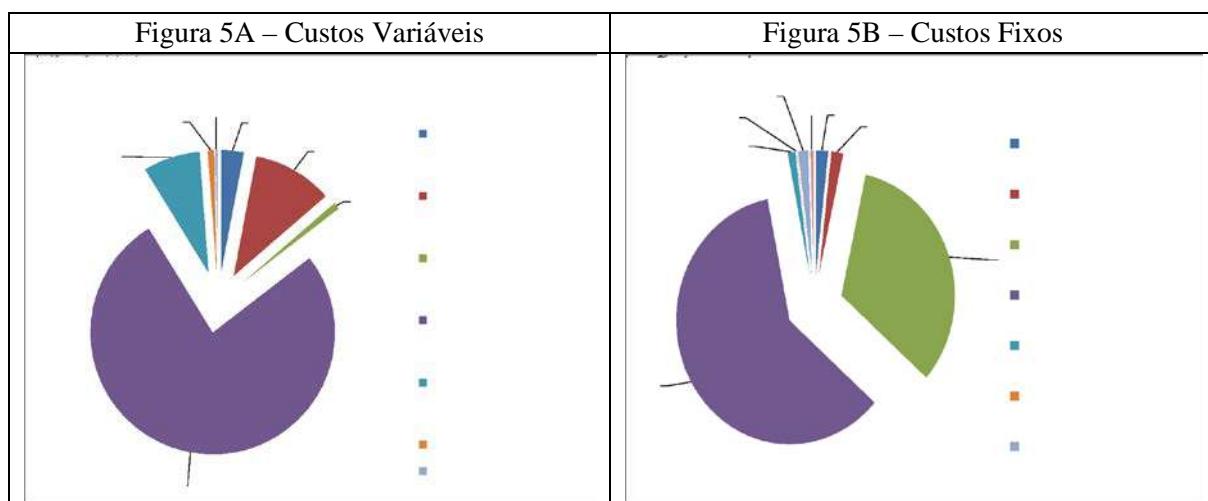


Figura 5. Representação gráfica dos custos variáveis (5A) e fixos (5B) para o Metier 1 da Frota 1.

Tabela 4. Sumário das médias dos custos fixos e variáveis por cruzeiro e totais para o Metier 2 da Frota 1, referente a 5 embarcações de pesca com arqueação bruta maiores que 50 AB em 6 cruzeiros realizados por temporada de pesca.

Custos	Frota x 5 Embarcações			Custos Totais 6 cruzeiros
Variável	Valor (R\$)	(%)	% Total	
Rancho	R\$ 25.616,80	2,43%	2,03%	R\$ 153.700,80
Óleo diesel	R\$ 350.320,13	33,26%	27,73%	R\$ 2.101.920,78
Gelo	R\$ 22.074,35	2,10%	1,75%	R\$ 132.446,10
Petrechos de pesca	R\$ 587.400,00	55,77%	46,49%	R\$ 587.400,00
Equipamentos de Comunicação e rastreamento	R\$ 57.690,00	5,48%	4,57%	R\$ 57.690,00
Comissão sobre capturas	R\$ 10.079,79	0,96%	0,80%	R\$ 60.478,74
Serviços de despacho	R\$ 2.500,00	0,24%	0,20%	R\$ 2.500,00
<i>Total custo variável</i>	<i>R\$ 1.053.181,07</i>	100,00%	83,36%	R\$ 3.096.136,42
Fixo	Valor (R\$)	(%)	% Total	
Serviço de dedetização	R\$ 1.920,00	0,91%	0,15%	R\$ 7.680,00
Licença do barco	R\$ 936,00	0,45%	0,07%	R\$ 936,00
Manutenção	R\$ 57.808,52	27,50%	4,58%	R\$ 57.808,52
Encargos Trabalhistas	R\$ 147.172,67	70,02%	11,65%	R\$ 147.172,67
Serviço de rastreamento	R\$ 1.226,85	0,58%	0,10%	R\$ 1.226,85
Serviço de rádio ANATEL	R\$ 34,76	0,02%	0,00%	R\$ 34,76
Certificado de indústria de pesca	R\$ 800,00	0,38%	0,06%	R\$ 800,00
Certificado de armador de pesca	R\$ 284,80	0,14%	0,02%	R\$ 284,80
<i>Total custo fixo</i>	<i>R\$ 210.183,60</i>	100,00%	16,64%	R\$ 215.943,60
TOTAL CUSTOS	R\$ 1.263.364,67		100,00%	R\$ 3.312.080,02

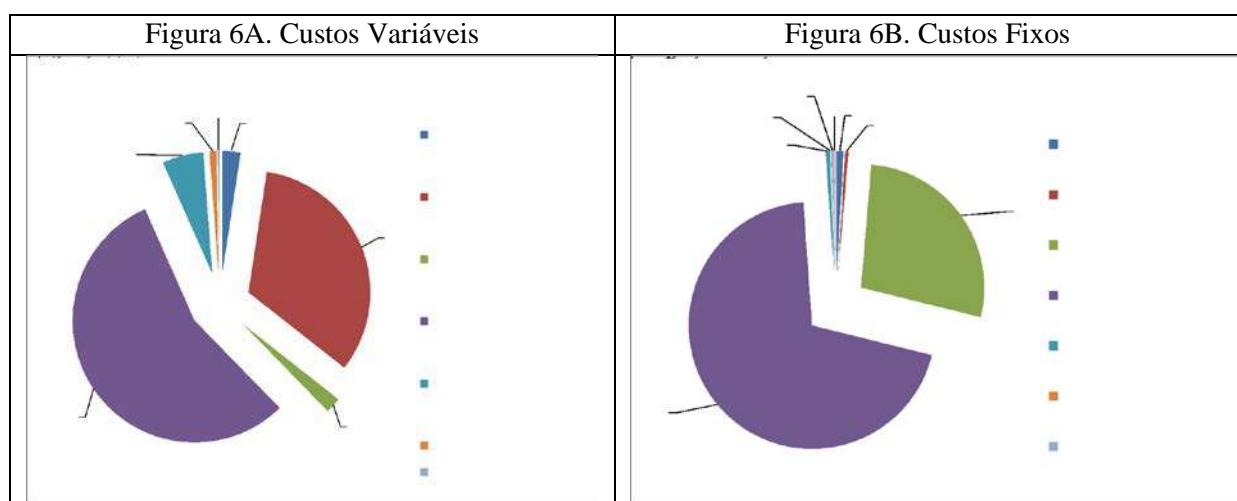


Figura 6. Representação gráfica dos custos variáveis (6A) e fixos (6B) para o Metier 2 da Frota 1.

Tabela 5. Sumário das médias dos custos fixos e variáveis por cruzeiro e totais para o Metier 1 da Frota 2, referente a 6 embarcações de pesca com arqueação bruta entre 35 AB e 45 AB, em 6 cruzeiros realizados por temporada de pesca.

Custos	Frota/Metier x 6 Embarcações			Valor total de 6 Cruzeiros de Pesca
Variável	Valor (R\$)	(%) C. Variável	% Total	
Rancho	R\$ 13.702,64	2,03%	1,73%	R\$ 82.215,84
Óleo diesel	R\$ 128.000,00	18,91%	16,13%	R\$ 768.000,00
Gelo	R\$ 16.000,00	2,36%	2,02%	R\$ 96.000,00
Petrechos de pesca	R\$ 470.433,68	69,49%	59,29%	R\$ 470.433,68
Equipamentos de Comunicação e rastreamento	R\$ 46.192,00	6,82%	5,82%	R\$ 46.192,00
Comissão sobre capturas	R\$ 2.666,68	0,39%	0,34%	R\$ 16.000,08
Serviços de despacho	R\$ 2.000,00	0,30%	0,25%	R\$ 2.000,00
Total custo variável	R\$ 676.995,00	100,00%	85,58%	R\$ 1.480.841,60
Fixo	Valor (R\$)	(%) C. Fixo	% Total	
Serviço de dedetização	R\$ 1.920,00	1,65%	0,24%	R\$ 7.680,00
Licença do barco	R\$ 936,00	0,80%	0,12%	R\$ 936,00
Manutenção	R\$ 2.266,68	1,95%	0,29%	R\$ 9.066,72
Encargos Trabalhistas	R\$ 109.612,88	94,13%	13,81%	R\$ 109.612,88
Serviço de rastreamento	R\$ 596,36	0,51%	0,08%	R\$ 596,36
Serviço de rádio ANATEL	R\$ 34,76	0,03%	0,00%	R\$ 34,76
Certificado de indústria de pesca	R\$ 800,00	0,69%	0,10%	R\$ 800,00
Certificado de armador de pesca	R\$ 284,80	0,24%	0,04%	R\$ 284,80
Total custo fixo	R\$ 116.451,48	100,00%	14,42%	R\$ 129.011,52
TOTAL CUSTOS	R\$ 793.446,48		100,00%	R\$ 1.609.853,12

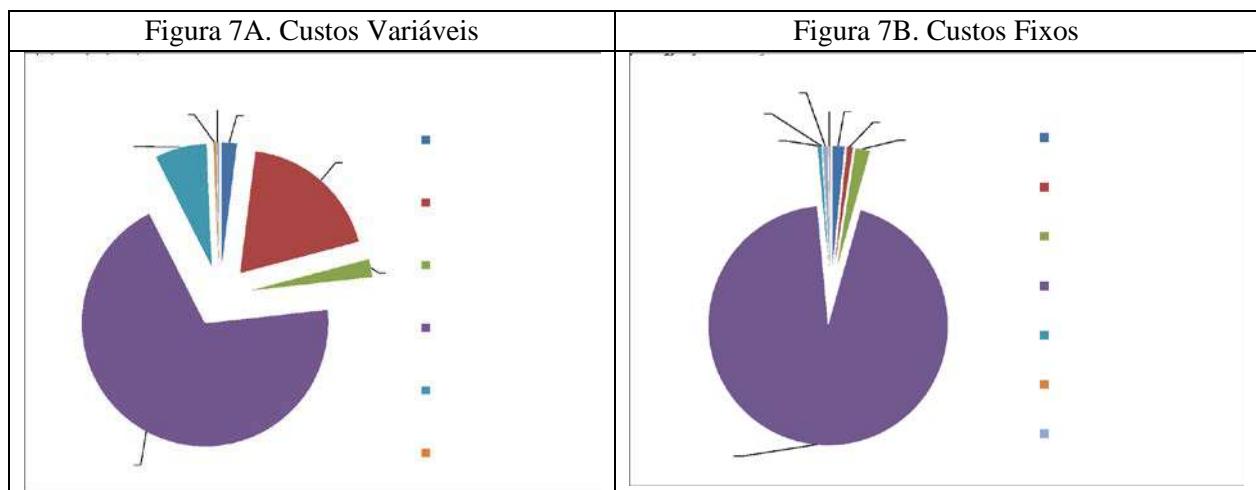


Figura 7. Representação gráfica dos custos variáveis (7A) e fixos (7B) para o Metier 1 da Frota 2.

Tabela 6. Sumário das médias dos custos fixos e variáveis por cruzeiro e totais para o Metier 1 da Frota 3, referente a 3 embarcações de pesca com arqueação bruta entre 15 AB e 20 AB, em 6 cruzeiros realizados por temporada de pesca.

Custos	Frota x 3 Embarcações			Valor total de 6 Cruzeiros
Variável	Valor (R\$)	(%)	% Total	
Rancho	R\$ 9.370,65	3,07%	2,20%	R\$ 56.223,90
Óleo diesel	R\$ 31.473,00	10,30%	7,40%	R\$ 188.838,00
Gelo	R\$ 7.428,00	2,43%	1,75%	R\$ 44.568,00
Petrechos de pesca	R\$ 232.500,00	76,10%	54,64%	R\$ 232.500,00
Equipamentos de Comunicação e rastreamento	R\$ 23.500,00	7,69%	5,52%	R\$ 23.500,00
Comissão sobre capturas	R\$ 1.250,00	0,41%	0,29%	R\$ 7.500,00
Serviços de despacho	R\$ 1.500,00	0,49%	0,35%	R\$ 1.500,00
<i>Total custo variável</i>	R\$ 305.521,65	100,00%	72,16%	R\$ 554.629,90
Fixo	Valor (R\$)	(%)	% Total	
Serviço de dedetização	R\$ 960,00	0,80%	0,23%	R\$ 5.760,00
Licença do barco	R\$ 800,00	0,67%	0,19%	R\$ 800,00
Manutenção	R\$ 6.884,00	5,74%	1,62%	R\$ 20.652,00
Encargos Trabalhistas	R\$ 109.612,88	91,36%	25,76%	R\$ 109.612,88
Serviço de rastreamento	R\$ 596,36	0,50%	0,14%	R\$ 596,36
Serviço de rádio ANATEL	R\$ 34,76	0,03%	0,01%	R\$ 34,76
Certificado de indústria de pesca	R\$ 800,00	0,67%	0,19%	R\$ 800,00
Certificado de armador de pesca	R\$ 284,80	0,24%	0,07%	R\$ 284,80
<i>Total custo fixo</i>	R\$ 119.972,80	100,00%	28,20%	R\$ 138.540,80
TOTAL CUSTOS	R\$ 425.494,45		100,00%	R\$ 693.170,70

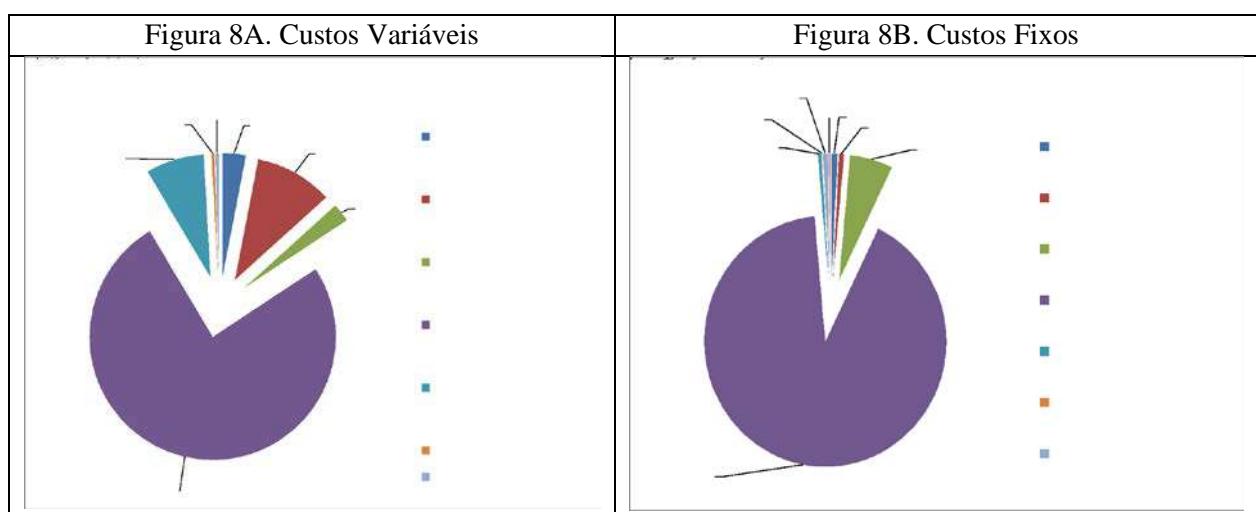


Figura 8. Representação gráfica dos custos variáveis (8A) e fixos (8B) para o Metier 1 da Frota 3.

Os Figuras 9A e 9B mostram a participação relativa de cada item dentro da atividade do Metier 2 da Frota 3. Os custos variáveis foram de 84,6%, enquanto os custos fixos de 15,4%. Da análise da Tabela 7 e do Figura 9A, desprende-se que os petrechos de pesca (75 %), o óleo diesel (10 %) e os equipamentos de comunicação (7 %) são os itens mais dispendiosos na composição dos custos variáveis. Já uma análise da mesma Tabela 7 e do Figura 9B mostra que se destaca “encargos trabalhistas” (80 %) como item mais dispendioso na composição dos custos fixos, seguido do item manutenção (18 %).

Os Figuras 10A e 10B mostram a participação relativa de cada item dentro da atividade do Metier 3 da Frota 3. Os custos variáveis deste metier foi cerca de 70% enquanto os custos fixos de 30%. Da análise da Tabela 8 e do Figura 10A, desprende-se que os petrechos de pesca (57 %), o óleo diesel (21 %) e os equipamentos de comunicação (8 %) são os itens mais dispendiosos na composição dos custos variáveis. Já uma análise da mesma Tabela 8 e do Figura 10B mostra que se destaca “encargos trabalhistas” (81 %) como item mais dispendioso na composição dos custos fixos, seguido do item manutenção (15 %).

De uma maneira geral os custos variáveis representam mais de 80% dos custos totais, enquanto os custos fixos menos de 20%. Na composição verifica-se que quanto menor a embarcação os custos fixos aumentam, chegando a representar cerca de 30% e os variáveis, obviamente, cerca de 70%. Esta tendência deve-se, provavelmente, ao fato de os custos fixos serem praticamente constantes independentemente do tamanho da embarcação e, portanto, como os custos variáveis diminuem gradativamente em embarcações de pequeno porte, nessas a participação dos custos fixos na composição do COT é maior. Esta tendência, entretanto, não se observou para o Metier 3 da Frota 3, composto de embarcações entre 30 AB e 40 AB, para a qual a participação dos custos fixos (cerca de 30%) foi elevada se comparada com os Metiers 1 e 2 dessa Frota 3, compostas de embarcações de menor portes.

Dos itens de maior relevância analisados, entre aqueles que compõem os custos variáveis, os petrechos de pesca representam cerca de 70%, óleo diesel cerca de 20% e equipamentos de apoio à pesca cerca de 7%, representando aproximadamente 97% nos custos variáveis. Nos custos fixos os encargos trabalhistas representam cerca de 68% e a manutenção das embarcações aproximadamente 30%, representando 98% nos custos fixos. Já nos custos totais, a média de representação desses principais itens é a seguinte: petrechos de pesca cerca de 55%, óleo diesel 16%, equipamentos cerca de 5%; encargos trabalhistas em torno de 11% e manutenção cerca de 5% representando, estes 5 itens, cerca de 92% dos custos totais das operações de pesca. Observam-se as seguintes tendências por item:

- ✓ Petrechos de pesca, item de maior representação, variou de 56% nos custos variáveis e de 46,5% nos custos totais no Metier 2 da Frota 1 a 77% nos custos variáveis e 65% nos custos totais no Metier 1 da Frota 1;
- ✓ Óleo diesel variou de 9,57% nos custos variáveis e 8,1% nos custos totais no Metier 2 da Frota 3 a 33,26% nos custos variáveis e 27,73% nos custos totais no Metier 2 da Frota 1;
- ✓ Equipamento de apoio à pesca variou entre 5,48% nos custos variáveis e 4,57% nos custos totais no Metier 2 da Frota 1 e 7,69% nos custos variáveis e 5,52% nos custos totais no Metier 1 da Frota 3;
- ✓ Encargos trabalhistas variou entre 94,13% nos custos fixos e 13,81% nos custos totais no Metier 1 da Frota 2 e 60,34% nos custos fixos e 9,2% nos custos totais no Metier 1 da Frota 1; e
- ✓ Manutenção variou entre 27,5% nos custos fixos e 4,58% nos custos totais no Metier 2 da Frota 1 e 33,08% nos custos fixos e 5,04% nos custos totais no Metier 1 da Frota 1.

Tabela 7. Sumário das médias dos custos fixos e variáveis por cruzeiro e totais para o Metier 2 da Frota 3, referente a 23 embarcações de pesca com arqueação bruta entre 20 AB e 30 AB, em 6 cruzeiros realizados por temporada de pesca.

Custos		Frota x 23 Embarcações			Valor total de 6 Cruzeiros
Variável	Valor (R\$)	(%)	% Total		
Rancho	R\$ 84.765,40	3,57%	3,02%	R\$ 508.592,40	
Óleo diesel	R\$ 227.133,20	9,58%	8,10%	R\$ 1.362.799,20	
Gelo	R\$ 88.282,00	3,72%	3,15%	R\$ 529.692,00	
Petrechos de pesca	R\$ 1.784.160,00	75,23%	63,63%	R\$ 1.784.160,00	
Equipamentos de Comunicação e rastreamento	R\$ 177.069,00	7,47%	6,31%	R\$ 177.069,00	
Comissão sobre capturas	R\$ 10.272,00	0,43%	0,37%	R\$ 61.632,00	
Serviços de despacho	R\$ 11.500,00	0,48%	0,41%	R\$ 11.500,00	
<i>Total custo variável</i>	<i>R\$ 2.371.681,60</i>	<i>100,00%</i>	<i>84,58%</i>	<i>R\$ 4.435.444,60</i>	
Fixo	Valor (R\$)	(%)	% Total		
Serviço de dedetização	R\$ 0,00	0,00%	0,00%	R\$ 0,00	
Licença do barco	R\$ 3.588,00	0,83%	0,13%	R\$ 3.588,00	
Manutenção	R\$ 79.460,24	18,38%	2,83%	R\$ 317.840,96	
Encargos Trabalhistas	R\$ 344.007,26	79,55%	12,27%	R\$ 344.007,26	
Serviço de rastreamento	R\$ 4.080,00	0,94%	0,15%	R\$ 4.080,00	
Serviço de rádio ANATEL	R\$ 200,00	0,05%	0,01%	R\$ 200,00	
Certificado de indústria de pesca	R\$ 800,00	0,19%	0,03%	R\$ 800,00	
Certificado de armador de pesca	R\$ 284,80	0,07%	0,01%	R\$ 284,80	
<i>Total custo fixo</i>	<i>R\$ 432.420,30</i>	<i>100,00%</i>	<i>15,42%</i>	<i>R\$ 670.801,02</i>	
TOTAL CUSTOS	R\$ 2.804.101,90		100,00%		R\$ 5.106.245,62

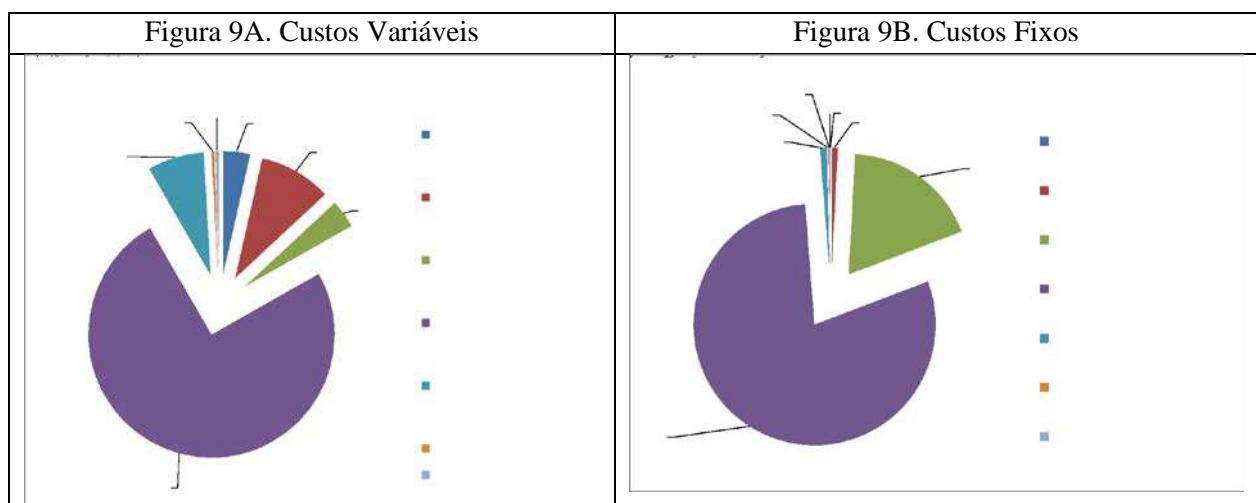


Figura 9. Representação gráfica dos custos variáveis (9A) e fixos (9B) para o Metier 2 da Frota 3.

Tabela 8. Sumário das médias dos custos fixos e variáveis por cruzeiro e totais para o Metier 3 da Frota 3, referente a 6 embarcações de pesca com arqueação bruta entre 30 AB e 40 AB, em 6 cruzeiros realizados por temporada de pesca.

Custos	Frota x 6 Embarcações			Valor total de 6 Cruzeiros
Variável	Valor (R\$)	(%)	% Total	
Rancho	R\$ 60.298,20	7,74%	5,40%	R\$ 361.789,20
Óleo diesel	R\$ 161.888,40	20,78%	14,51%	R\$ 971.330,40
Gelo	R\$ 59.277,00	7,61%	5,31%	R\$ 355.662,00
Petrechos de pesca	R\$ 450.000,00	57,76%	40,34%	R\$ 450.000,00
Equipamentos de Comunicação e rastreamento	R\$ 45.000,00	5,78%	4,03%	R\$ 45.000,00
Comissão sobre capturas	R\$ 2.600,00	0,33%	0,23%	R\$ 15.600,00
Serviços de despacho	R\$ 3.000,00	0,39%	0,27%	R\$ 3.000,00
<i>Total custo variável</i>	<i>R\$ 779.063,60</i>	<i>100,00%</i>	<i>69,83%</i>	R\$ 2.202.381,60
Fixo	Valor (R\$)	(%)	% Total	
Serviço de dedetização	R\$ 1.920,00	0,57%	0,17%	R\$ 7.680,00
Licença do barco	R\$ 7.650,00	2,27%	0,69%	R\$ 7.650,00
Manutenção	R\$ 48.765,18	14,49%	4,37%	R\$ 195.060,72
Encargos Trabalhistas	R\$ 273.603,38	81,29%	24,52%	R\$ 273.603,38
Serviço de rastreamento	R\$ 500,00	0,15%	0,04%	R\$ 500,00
Serviço de rádio ANATEL	R\$ 3.060,00	0,91%	0,27%	R\$ 3.060,00
Certificado de indústria de pesca	R\$ 800,00	0,24%	0,07%	R\$ 800,00
Certificado de armador de pesca	R\$ 284,80	0,08%	0,03%	R\$ 284,80
<i>Total custo fixo</i>	<i>R\$ 336.583,36</i>	<i>100,00%</i>	<i>30,17%</i>	R\$ 488.638,90
TOTAL CUSTOS	R\$ 1.115.646,96		100,00%	R\$ 2.691.020,50

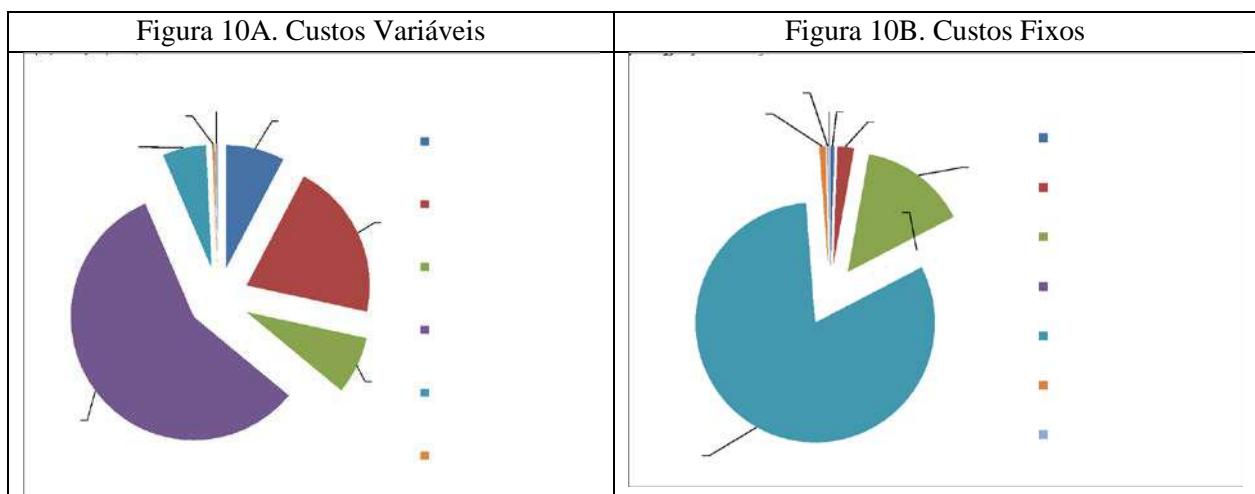


Figura 10. Representação gráfica dos custos variáveis (10A) e fixos (10B) para o Metier 3 da Frota 3.

Essas variações nos custos variáveis entre as frotas analisadas sugerem diferentes estratégias de operação pesqueira, visando redução de custos e aumento da lucratividade, que deve estar relacionada a autonomia da embarcação que necessitam explorar os recursos pesqueiros mais próximos da costa, ainda que em áreas oceânicas. O desenvolvimento dessas estratégias de pesca visa reduzir custos, porém muitas vezes pouco percebidas e entendidas neste sentido pelos proprietários e pescadores, pois viagens de curta duração podem ocasionar economia de alimentos, rancho e gelo para conservação do pescado a bordo, porém com maior custo em diesel, o segundo item mais dispendioso.

Análise Econômica

A Tabela 9 apresenta os parâmetros econômicos necessários à análise bioeconômica. Números são expressos em valores absolutos ou relativos (%), de acordo com as informações coletadas.

Tabela 9. Parâmetros econômicos.

Despesas	Parâmetros	Média / Frota
Custo de Comercialização (C1)	Desembarque (c1.1)	10%
	Seguridade Social (c1.2)	1,36%
	Associação/ Sindicato (c1.3)	0,14%
Custo Diário (C2)	Preço do Diesel (2019) (c2.1)	R\$ 3,19/l
	Dias de Pesca (c2.2)	100
	Horas efetivas de pesca/dia (c2.3)	12h
	Custo diário do gelo – média/ embarcação (c2.4)	R\$ 415,00
	Artes de pesca (reparo e reposição) – média/ embarcação (c2.5)	1.000,00
	Custo de operação de pesca – média/ embarcação/ dia (c2.6)	R\$ 15.000,00 0
	Outros custos diários – média/ embarcação/ dia (c2.7)	R\$ 1.000,00
Custo do Trabalho (C3)	Parte do Armador/ Empresário (c3)	17,5%
Custo Compulsório (C4)	Custo Fixo Total - média/ embarcação (c4)	21%
	Licença da Embarcação	0,92%
	Seguro da Embarcação	0,5%
Custo de Manutenção (C5)	Custo de Manutenção - média/ embarcação (c5)	3,12%
Custo de Oportunidade (C6)	Custo de Oportunidade – Taxa Selic (c6)	6,03%
Custo Financeiro Cost (C7)	Crédito Máximo (c7.1)	70%
	Juros e Taxas (bancário) (c7.2)	12%

- ✓ *Custo de Comercialização (c1).* Para as frotas e metiers em análise este custo foi calculado empiricamente, em conversas informais, uma vez que, na maioria das vezes, os armadores são empresários que beneficiam, processam e comercializam suas próprias produções, não computando este gasto, ainda que existente. Despesas com associações de pescadores e sindicatos (c1.2) são muito baixas e os sindicatos que controlam, aparentemente, a regularização dos trabalhos na indústria pesqueira, cobram taxa correspondente a 1 dia de trabalho/ano, relativo ao que consta como salário na carteira de trabalho, normalmente um salário mínimo.

- ✓ *Custos Diários* (c2). O preço do diesel (c2.1) foi calculado com base no valor médio de 2019 (\approx R\$ 3,75), sem subvenção. Entretanto, as indústrias pesqueiras conseguem subsídios diretamente com as distribuidoras, dependendo do volume de compra, da ordem de 15% (R\$ 3,19). Dias de pesca (c2.2) foram calculados para os dias efetivos que ocorrem operações pesqueiras, sendo de aproximadamente 100 dias/ano para a frota atuneira. Considerando, entretanto, o deslocamento às áreas de pesca, os dias de mar podem variar entre 200 e 250 dias/ano. Ainda que estes custos entrem nos cálculos do custo operacional total, não podem ser totalmente computados como esforço de pesca efetivo. Já a média de horas efetivas de pesca por dia (c2.3), foi calculada em 12h, que é o tempo médio em que o espinhel permanece submerso. Despesa diária com gelo (c2.4) foi calculada dividindo-se o total gasto nas operações da frota pelo número de embarcações (44) e pelos dias efetivos de pesca (12). Nas tabelas de 1 a 6 apresentaram-se valores, aparentemente sobrestimado, de aquisição dos petrechos de pesca. Já os custos referentes à manutenção com reparo e reposição com a arte de pesca (c2.5) encontram-se embutidos em valores gerais referentes à manutenção da embarcação, não sendo possível, até o momento, diferenciar com exatidão as despesas com essa manutenção. O valor exposto também foi calculado empiricamente. O custo das operações de pesca por dia (c2.6) foi encontrado dividindo-se os custos totais pelos números de dias de mar (entre 20 e 25) e dias de pesca (\approx 12) por cruzeiro, sendo valores aproximados. Outros custos diários (c2.7) podem ser, aparentemente, a diferença entre os custos de dias de mar e aqueles de dias efetivos de pesca.
- ✓ *Custos do trabalho* (c3). Os encargos trabalhistas, os quais supostamente comportam salários e impostos, são elevados e representam, em média, 80% dos custos fixos, mas são baixos em relação aos custos variáveis, cerca de 1%, pois se referem à comissão paga por produção. Entretanto, aqui o parâmetro refere-se ao que cabe ao armador no custo total das operações de pesca para manter sua força de trabalho produtiva, a qual inclui a comissão sobre as capturas. Em média, o custo do trabalho é de aproximadamente 17,5%.
- ✓ *Custos compulsórios* (c4). Calculado conforme informações prestadas, representando 21% dos custos fixos totais, é um custo para se manter a embarcação operante. Já os custos relativos à licença da embarcação representam 0,92% e com o seguro da embarcação em torno de 0,5% (média), dos custos totais.
- ✓ *Custos de manutenção* (c5). Este parâmetro calculado conforme informações obtidas, inclui todos os gastos com a embarcação, incluindo a própria embarcação, maquinários, equipamentos de pesca e equipamentos de apoio à pesca, e é de aproximadamente 3,12% em média por embarcação. Entretanto, observa-se na prática remeter-se a pequenos reparos quando há avarias, ou quando extremamente necessários, o que reduz a capturabilidade.
- ✓ *Custos de oportunidade* (c6). O custo monetário é medido pela Taxa Selic, taxa de juros efetivamente observada no sistema interno de mercado. Neste caso, entretanto, como não houve informação sobre interesses no mercado financeiro, e ainda pelo fato do modelo exigir que o valor inserido se refira à taxa real, que é aquela descontada da inflação, utilizou-se a média da Taxa Selic acumulada em 2019.
- ✓ *Custo financeiro* (c7). Crédito bancário é extremamente difícil e as taxas na maioria das vezes praticadas são elevadas para que os empresários possam suportar e tampouco possuem as garantias exigidas. Em alguns casos, interesses políticos podem agir, mas tanto positiva quanto negativamente. Aumento das receitas, para qualquer tipo de investimento, é buscado através de melhores preços em mercados competitivos. Crédito máximo (c7.1) pode atingir 70% referente às

garantias apresentadas e juros e taxas variam de acordo com o sistema bancário e financeiro e, neste caso, foi utilizado como parâmetro o dobro da Taxa Selic (também empiricamente).

Algum outro processo estratégico pode estar oculto além da estrutura econômica dessas frotas, o que não foi revelado pelos dados coletados. Uma estratégia conhecida, que pode explicar a rentabilidade da atividade, é que alguns armadores também são intermediários e/ou revendedores e têm uma renda extra com a comercialização da produção pesqueira. Os proprietários, quando intermediários, vendem sua produção para varejistas ou atacadistas, a preços em média 10% maior que o preço pago aos pescadores/ tripulantes, ou o preço aplicado no primeiro processo de comercialização (valor no cais). Os proprietários, quando retalhistas, vendem a produção de peixe a ca. 50% superior ao preço inicial de comercialização. Se for o caso, essa estratégia quebra o processo intermediário de comercialização que eleva os preços ao consumidor, pois os proprietários, comercializando sua própria produção, conseguem chegar a preços cerca de 10% menores do que os praticados por grandes varejistas e atacadistas. No entanto, essa parte da estrutura econômica não será considerada na presente análise, pois o objetivo, como já mencionado, é a análise do sistema econômico-financeiro relacionado à operação pesqueira.

Uma das principais premissas, após os resultados apresentados, é a concepção de custos e lucros entre os armadores, pois ainda se observam cálculos simples de somar e deduzir o capital investido com o valor da produção, ainda que não seja um padrão, obviamente, é de se verificar em embarcações de menor porte. Ou seja, há necessidade de maior consciência dos armadores sobre o rendimento econômico líquido, ampliando o conhecimento e entendimento da diferença em meio a relação entre o rendimento e o esforço de pesca, as capturas por unidade de esforço e as capturas por unidade de custo ou, que é o mesmo, quais são os rendimentos unitários líquidos.

Dos parâmetros apresentados o lucro do proprietário da embarcação é deduzido da receita bruta obtida, ou lucro bruto, havendo necessidade de entender e obter informações sobre os custos comerciais e de desembarque, que necessitam ser incluídos para se obter o lucro líquido nas operações de pesca. Além disso, existem informalidades que são utilizadas no processo entre receitas e despesas que são pagos com o produto, e não uma comissão referente à produção. Esse processo, avaliado para um salário estipulado por desembarque, não é computado como valor de produção pelo armador, pois é retirado antes do cálculo da produção e da comercialização.

Na medida em que o controle da atividade pesqueira é muito difícil e ainda existem muitas relações informais e comerciais no processo operacional da pesca realmente desconhecidas, as relações econômicas podem estar ocultas para além das negociações pessoais, e a base entre receitas e despesas é definida internamente em tal sistema de pesca. De uma forma geral, parece que a relação econômica é fortemente influenciada pelo mercado interno, localmente pelos envolvidos na atividade, e a rentabilidade é baixa para atender investimentos, ou reinvestimentos, necessários para manter a frota nas melhores condições de operação e para melhorar o sistema pesqueiro. São, entretanto, suficientes para continuar pescando e com base nos resultados encontrados indica baixos rendimentos.

Abordagem Bio-econômica

A Teoria

O objetivo de modelar uma determinada pescaria é reproduzir as condições bio-econômicas nas quais ela ocorre, realizando projeções para simular estratégias alternativas de manejo, a partir da situação atual que melhor descreve um cenário, e avançar para o futuro com a finalidade de analisar o comportamento da pescaria sob diferentes condições, particularmente diferentes situações de manejo.

Modelos bio-econômicos são, forçosamente, multiespecíficos, multi-petrechos e multi-frota/metier. O principal procedimento de gestão é a definição do esforço, e pode incorporar estratégias usuais dos armadores de aumentar a eficiência, a fim de aumentar a mortalidade por pesca, mantendo o esforço nominal. Isso é modelado por meio de uma função que relaciona a eficiência (ou o progresso tecnológico) com o capital investido na pesca e o tempo. O importante é o modelo operar com medidas de gestão técnica e econômica e na presença de diferentes tipos de eventos.

Inicialmente, buscou-se, como dados básicos para alimentar os programas do modelo escolhido, além dos parâmetros biológicos e econômicos, o estabelecimento de uma situação inicial de estoque como, por exemplo, vetores de mortalidade por pesca (F) e o número inicial de indivíduos por classe de idade (N). Caso o usuário tenha apenas a matriz de captura C (por petrecho e idade), F e N podem ser reconstruídos por meio de uma Análise Virtual da População (VPA), em pseudo-cortes a partir do estado estacionário. Caso contrário, a matriz F e o vetor N podem representar uma situação de estado estacionário ou não. Isto permite estabelecer uma situação inicial da população sob exploração, ou gerar um novo vetor N em equilíbrio com F e iniciar a partir dessa situação, e permitir a seleção de uma simulação determinística ou estocástica. Acontece que, apesar de existirem informações biológicas gerais sobre espécies de atuns e afins exploradas do Atlântico Sudoeste Equatorial, não foram possíveis obter sobre os estoques explorados. Da mesma forma, as informações econômicas não estão completas, pois apesar da identificação dos custos operacionais totais, os custos de primeira comercialização ficaram mascarados nas etapas de comercialização.

A Prática

Diante do exposto, existe a real necessidade de esclarecimento sobre os custos de trabalho das empresas de pesca, as estratégias para desempenhar a atividade pesqueira, bem como o valor da primeira comercialização da produção, ou seja, o valor (preço) da produção por espécie aplicado para o pagamento da tripulação, o qual encerra a operação de pesca, no cais. A partir deste ponto, ou seja, o encerramento da pescaria, iniciam-se as etapas inerentes à comercialização aos mercados interno e externo da produção, que não integra esta análise bioeconômica.

A finalidade é possibilitar uma avaliação da realidade da atividade de captura de atuns e afins na costa brasileira e, com isto, elaborar estratégias que possam ajudar na gestão da atividade pelo setor produtivo e pelos órgãos competentes. Também, proporcionar aos armadores de pesca importantes ferramentas de simulações entre despesas, receitas e lucros relacionados às operações de pesca, fazendo com que haja uma troca de experiências e conhecimentos.

Para adequar a situação encontrada às exigências de uma abordagem bioeconômica, providenciou-se o envio às empresas atuneiras de um documento explicativo, com a intenção de ocupá-los o mínimo possível com o preenchimento de questionários e formulários. Este documento mostrou que alguns dados e informações são imprescindíveis, mas para outros poder-se-ia utilizar de ferramentas estatísticas de extração e imputação de dados.

Informações imprescindíveis:

- ✓ Número de embarcações e cópia do documento da marinha com as características de todas, ou o maior número possível, das embarcações que atuam na pesca de atuns;
- ✓ Número de viagens/ano;
- ✓ Número médio de dias de viagem (desde o dia da saída até o dia da chegada no porto); e
- ✓ Número médio de dias de pesca (somente os dias efetivos de pesca).

Outras informações, para as quais apenas cópias de alguns cruzeiros (armação e produção) poderiam gerar dados necessários:

- ✓ Cópia de um mapa de produção de cada embarcação
- ✓ Cópia de um mapa com os custos de viagem/operação de pesca
- ✓ Informações das operações de pesca, para uma frota e por temporada de pesca.

Análise dos dados

Os dados econômicos utilizados para a análise bioeconômica foram obtidos da frota sediada em Areia Branca/RN, que se dedica à captura de espécies de atuns e afins pelo método de pesca de *cardume associado*², modalidade que utiliza dispositivos de agregação de biomassa de pescado (Schroeder e Castello, 2007) e recentemente regulamentada pela Secretaria de Aquicultura e Pesca do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SAP/MAPA)³. O setor foi atraído pelos dados que apontavam que cerca de metade da produção mundial de Atuns é proveniente desse cardume (FRÉON e DAGORN, 2000), além de ser realizada com equipamentos mais simples, com o objetivo de diversificar a atividade local, e menor implemento de custos de investimentos possíveis, aproveitando-se da frota existente, utilizadas até então, mais frequentemente, na captura de lagostas⁴. A partir da separação e organização dos dados foi possível obter resultados específicos sobre a produção e receita relativa a cada ano, através da elaboração de algumas fórmulas próprias da ferramenta utilizada, a Microsoft Excel 365. Os dados foram produzidos pelas informações repassadas pelos proprietários das embarcações e são oriundas dos resultados das 820 viagens realizadas em 139 operações de pesca por 51 barcos distintos durante o período de janeiro de 2016 a outubro de 2021.

O exercício realizado de análise dos dados pautou-se pela organização das planilhas, com vistas à padronização da coleta, a exemplo do ilustrado na Figura 11, que mostra a relação entre a produção e a receita para o período estudado.



Figura 11. Relação entre produção e receita no período de janeiro/2016 a outubro/2021.

² Combina técnicas de pesca artesanal, como corrico com linha de mão e técnicas industriais, como atratores de cardumes (FAD - Fish Aggregating Device). Porém, neste caso, o próprio barco atua como agregador, ficando os atuns associados a ele por longos períodos.

³A modalidade de pesca de sombra ou cardume associado foi recentemente regulamentada no país em consonância com as regras internacionais de ordenamento pesqueiro, pois os atuns são geridos no âmbito de uma Comissão Internacional denominada ICCAT da qual o Brasil faz parte.

⁴ Maiores detalhes sobre esses dados podem ser obtidos no Relatório Final do Bolsista referente aos estudos econômicos da frota de pesca de atuns e afins de cardume associado sediada em Areia Branca/RN, que consta no Anexo. Aqui serão apresentados apenas apresentados dados e informações que subsídiam a análise bioeconômica.

Da Produção e Volume Capturado

Durante o período amostrado foram produzidos 6.003.762 kg de pescado. O ano de 2017, com 1.583.012,6 kg, destaca-se com o maior volume capturado, utilizando-se nas operações 38 embarcações, enquanto 2021 com 540.746 kg foi o ano que apresentou o menor volume de captura, quando atuaram apenas 14 embarcações. Os baixos resultados dos anos de 2020 e 2021 são, teoricamente, interpretados pelo advento global da pandemia da Covid-19, que afetou os mercados em todo mundo, principalmente desse tipo de produto (Figura 12).

O Mercado de Areia Branca apresenta uma classificação dos produtos capturados em função da exigência do consumidor, não levando em consideração a espécie, o que torna impossível uma análise mais apurada quando tentamos definir volumes por espécie. Ao longo do período amostral foram detectadas 25 denominações, com uma mistura entre nome das espécies e o mercado a que se destina. Provavelmente essa classificação é determinada em função do valor ofertado nos desembarques, as não definidas aparecem na amostra como “outros”, definidos da seguinte forma:

- ✓ Pelo nome da espécie: Agulhão, Atum G, Atum GG, Atum P, Barracuda, Bonito, Cavala, Dourado, Dourado G, Dourado P, Marlim, Meca, Peixe-Rei, Pula-Pula, Rachado, Tubarão e outros.
- ✓ Pelo Mercado: Estourado⁵, Mercado PP, Mercado especial, Mercado Fraco, Mercado G, Mercado Paraíba, Mercado Rio.

✓



Figura 12. Volume capturado por ano durante o período (kg).

Dentre as espécies capturadas e de acordo com a classificação local, o produto classificado como “Mercado P” apresentou o maior volume de captura no período com um total de 1.673.329 kg, seguido do “Mercado G” com 1.644.189 kg, e juntos representaram 55,56% de todo volume capturado (Figura 13). A espécie denominada “Rachado” apresentou o menor volume de pesca com apenas 62 k.

⁵O mercado classificado como “estourado” é todo aquele avariado pelo manejo e negociados por valores muito baixos.



Figura 13. Volume capturado por produto, em função da classificação local (jan./2016:out./2021). Na figura mostram-se os produtos com volumes de captura superiores a 1.000kg, os produtos com volumes inferiores a 1000 kg foram inseridos na categoria “outros”.

Os produtos destinados classificados como “Mercado P” e “Mercado G” de destacam, quanto ao volume capturado a partir do ano de 2018. Observa-se que esse tipo de produto se manteve na liderança durante os anos seguintes no período amostrado (Figura 14).

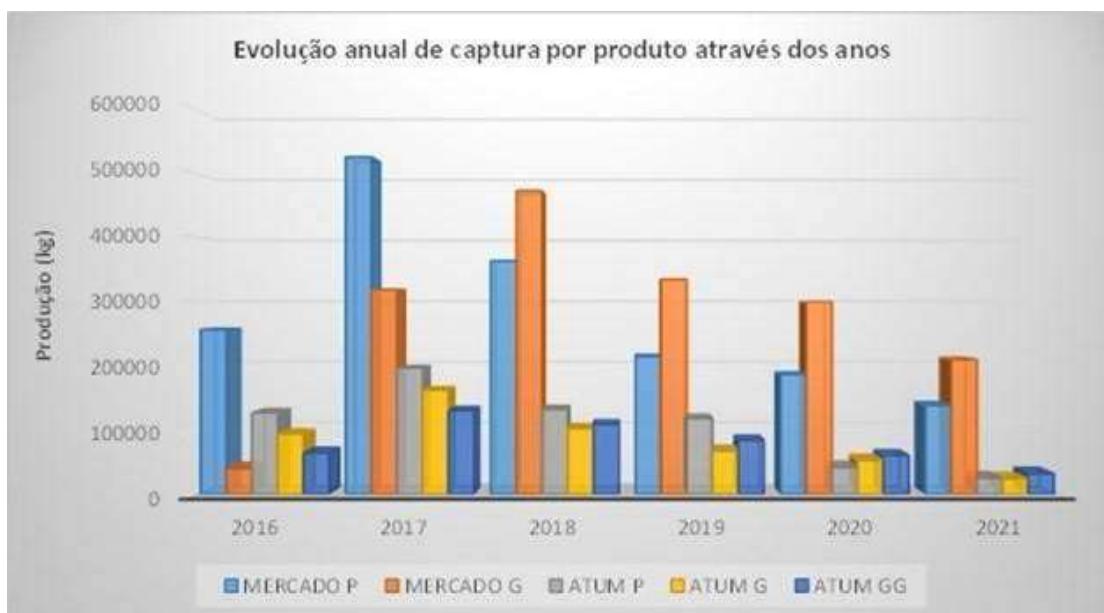


Figura 14. Demonstração da inversão de posição do mercado G, em relação ao mercado P após.

Da Receita

A receita total produzida pelos volumes pescados no período foi de R\$ 37.318.123,00 com destaque para os anos de 2017 e 2018 com R\$ 9.265.545,00 e R\$ 9.190.040,00, respectivamente, enquanto o ano de 2021 apresentou o menor resultado do período, com R\$ 4.286.212,00 de receita produzida. A Figura 15 apresenta a relação entre volume produzido e receita, a qual nem sempre mostra uma proporcionalidade.

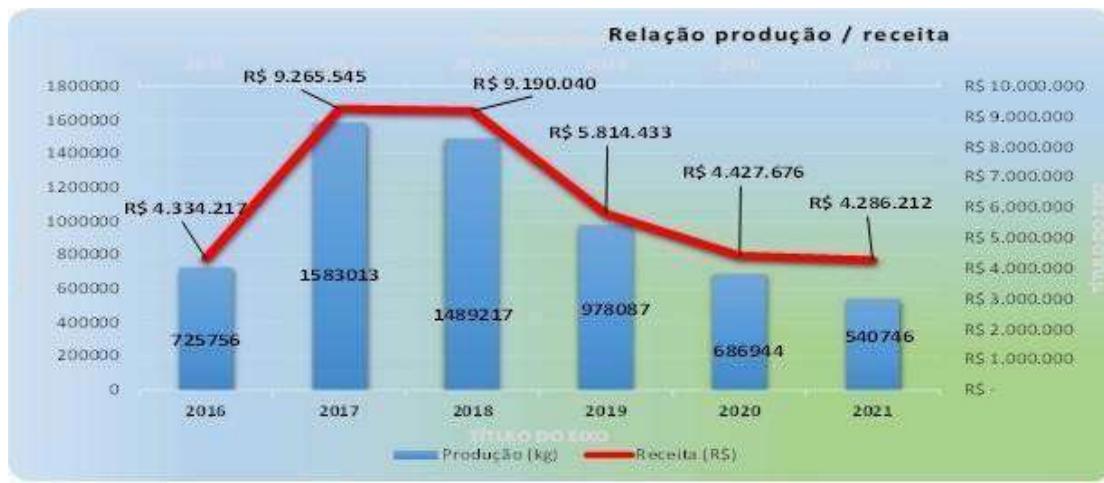


Figura 15. relação produção / receita verificada no período.

Por exemplo, nos anos 2017 e 2018 o valor por unidade do produto é extremamente significativo no resultado da operação. É importante novamente ressaltar o advento da Covid-19 como fator provável da redução da produção e, consequentemente, das operações de pesca. A média da receita por embarcação foi de R\$ 268.614,00 (duzentos e sessenta e oito mil e seiscientos e catorze reais).

Das Despesas

A despesa total gerada no período foi de R\$ 29.630.289,00 (vinte e nove milhões seiscentos e trinta mil e duzentos e oitenta e nove reais). O ano de 2018, com R\$ 8.704.637,00, representou a maior despesa, enquanto o ano de 2021, com R\$ 1.778.052,00, gerou a menor despesa entre os anos amostrados. (Figura 16).



Figura 16. Comportamento das despesas durante o período (jan.-2016/out.-2021).

As despesas classificadas como “variáveis” são completamente dominantes no volume total das despesas, com um total de R\$ 29.214.525,00, representando 99% de participação relativa. As despesas classificadas como fixas somaram apenas R\$ 328.649 e representaram 1% de participação relativa. (Figura 17 e Figura 18).



Figura 17. Distribuição da despesa total/classe.



Figura 18. Participação relativa da despesa total/classe.

Quanto ao objeto, as despesas relacionadas diretamente às operações de pesca foram denominadas “Custos Operacionais de Pesca” (COP), totalizando R\$ 16.968.862,00, enquanto as despesas inseridas nos ‘Custos Operacionais Diversos’ (COD) totalizaram R\$ 5.311.903,00, seguidas das despesas administrativas (ADMIN), com R\$ 3.643.037,00, tipificadas como as despesas diversas efetuadas para a realização das tarefas de apoio às operações gerais. Em seguida aparecem as despesas classificadas como não identificadas (N/IDENTIFICADA), que somaram R\$ 2.331.381,00 e são decorrentes da falta de clareza no preenchimento da descrição da despesa. As despesas relacionadas como “DÉBITO” são referentes aos saldos negativos das viagens anteriores (Figura 19).



Figura 19. Distribuição das despesas quanto ao objeto, no período de janeiro/2016 a outubro/2021.

O resultado total referente ao período amostral apresentou um valor positivo de R\$ 7.687.833,00, obtido pela diferença entre o somatório das despesas realizadas e a soma das receitas (Tabela 10. Resultado das operações financeiras anuais e total no período amostral).

Tabela 10. Resultado das operações financeiras anuais e total no período amostral

	Produção (kg)	Despesa (R\$)	Receita (R\$)	Resultado (R\$)
2016	725756	R\$ 2.654.624	R\$ 4.334.217	R\$ 1.679.593
2017	1583012,6	R\$ 7.790.880	R\$ 9.265.545	R\$ 1.474.665
2018	1489216,9	R\$ 8.704.637	R\$ 9.190.040	R\$ 485.403
2019	978087	R\$ 5.669.444	R\$ 5.814.433	R\$ 144.989
2020	686943,5	R\$ 3.032.652	R\$ 4.427.676	R\$ 1.395.024
2021	540746	R\$ 1.778.052	R\$ 4.286.212	R\$ 2.508.160
Totais	6003762	R\$ 29.630.289	R\$ 37.318.123	R\$ 7.687.833

Sobre a lucratividade é importante observar o resultado dos anos de 2020 e 2021 (Figura 20). Quando se comparam os principais itens que estabelecem as relações entre si, observa-se que as produções totais decresceram, teoricamente em função da Covid-19.



Figura 20. Análise comparativa dos resultados obtidos no período amostral, entre produção e o resultado entre a receita e a despesa.

Gerenciamento e análise bioeconômica

As condições de simulação são especificadas na Quadro 2. Parâmetros biológicos, econômicos e de avaliação do estoque da Albacora Bandolim (*Thunnus obesus*) utilizados na análise bioeconômica para a frota de cardume associado em Areia Branca/RN. relativas aos parâmetros biológicos e de avaliação de estoques da Albacora Bandolim (*Thunnus obesus*) e econômicos da frota de cardume associado sediada em Areia Branca/RN.

*Quadro 2. Parâmetros biológicos, econômicos e de avaliação do estoque da Albacora Bandolim (*Thunnus obesus*) utilizados na análise bioeconômica para a frota de cardume associado em Areia Branca/RN.*

Maximum Sustainable Yield (MSY)	86.833 t (72.210 t – 106.440 t)
B _{MSY} (Modelo de FOX)	451.080 t (Median) 545.184 t (95% LCI) 843.543 t (95% UCI)
Taxa de aumento da biomassa (r)	0,084
F/F _{MSY}	1,00 (0,63 – 1,35)
Aumento máximo do esforço/ano	5%
Capturabilidade inicial (q)	1,00
Capital inicial (K)	R\$ 1.327.312,00
Lucro líquido para aumento do capital	10%
Custo por unidade de esforço	R\$ 150.000,00
Aumento por unidade de esforço (embarcação)	2% (1,02)
Preço por unidade de captura (kg)	R\$ 12,00
Aumento por unidade de captura	2% (1,02)
Tau (τ) – Capturabilidade X Tempo	2% (1,02)
h – Capturabilidade X Capital	5% (1,05)
Unidade de tempo simulado	25 anos

A Albacora Bandolim compõe, aproximadamente, 70% das capturas dessa frota e modalidade. No modelo, estes dados são tabulados por afinidades conceituais, partindo-se de simulações com base em decisões que podem ser tomadas pelos armadores de pesca conforme o nível de capturabilidade da modalidade e o número de unidades temporárias nas quais o modelo será projetado.

O Quadro 3. Simulação bioeconômica para a Albacora Bandolim (*Thunnus obesus*) e para a frota de cardume associado em Areia Branca/RN apresenta o resultado da simulação bioeconômica da relação entre o período de simulação *Time* (25 anos), a mortalidade por pesca F , o esforço de pesca E , a capturabilidade q e o lucro líquido *net*, conforme parâmetros descritos no Quadro 2. A tendência, com a obtenção de lucro líquido (*net*), é atuar para ampliar a capturabilidade e aumentar o esforço de pesca. A simulação definiu um baixo crescimento da biomassa (r), um esforço de pesca excessivo e, consequentemente, o aumento na mortalidade por pesca, que leva a uma redução nas capturas, com forte diminuição da biomassa do estoque disponível para a pesca. O resultado é um prejuízo a partir do 5º ano da simulação e leva à diminuição de E e F , a partir do 7º ano, o que provavelmente indica a saída da atividade de unidades de esforço em número de embarcações. A redução de E ($\approx 50\%$) e F ($\approx 45\%$) promove uma recuperação do estoque disponível para a pesca e, consequentemente, a retomada de lucro a partir do 9º ano, que estimula novamente o aumento de E e F , ainda que de forma lenta, mas que novamente gerará prejuízo a partir do 24º ano, repetindo-se o ciclo de vicioso de entrada e saída de embarcações da atividade pelo fator econômico e prejuízo gerado pela queda nas capturas, considerando sempre a tendência de manter crescente a capturabilidade “ q ”.

Quadro 3. Simulação bioeconômica para a Albacora Bandolim (*Thunnus obesus*) e para a frota de cardume associado em Areia Branca/RN

Time	F	E	q	net
0	1,00000000	1,00000000	1,00000000	522695,155
1	1,06282206	1,05000000	1,01221149	409106,851
2	1,12868523	1,10250000	1,02375077	258610,121
3	1,19787908	1,15762500	1,03477299	146134,927
4	1,27085878	1,21550625	1,04553866	51285,045
5	1,34794413	1,27628156	1,05614950	-33046,665
6	1,20511605	1,12981932	1,06664492	-76434,899
7	0,85586232	0,79458119	1,07712381	-54373,141
8	0,60760464	0,55858238	1,08776193	-12147,361
9	0,55635111	0,50640635	1,09862586	35629,807
10	0,59007756	0,53172667	1,10973851	100131,078
11	0,62595005	0,55831300	1,12114540	170224,404
12	0,66410498	0,58622865	1,13284292	233915,140
13	0,70465830	0,61554008	1,14478053	282361,251
14	0,74771544	0,64631709	1,15688640	312274,828
15	0,79338793	0,67863294	1,16909729	324361,196
16	0,84180423	0,71256459	1,18137253	320842,734
17	0,89311249	0,74819282	1,19369295	303949,818
18	0,94747904	0,78560246	1,20605406	275440,876
19	1,00508590	0,82488258	1,21845936	236664,652
20	1,06612889	0,86612671	1,23091562	188809,968
21	1,13081638	0,90943305	1,24343005	133180,736
22	1,19936863	0,95490470	1,25600872	71429,488
23	1,27201753	1,00264993	1,26865568	5704,516
24	1,31161151	1,02359892	1,28137250	-56262,223

A simulação indica que, provavelmente, um ponto de equilíbrio pode ser alcançado no 15º ano, com um lucro líquido por embarcação de cerca de R\$ 325.000,00/ano, o que implica em uma redução de 32% no esforço de pesca (0,67863294) e de 20% na mortalidade por pesca (0,79338793), frente aos níveis atualmente exercidos pela frota de cardume associado no estoque de atuns e afins.

As Figuras de 21 a 30 mostram com mais detalhes o resultado da análise bioeconômica, como segue:

- ✓ Figura 21 apresenta a relação entre o período de simulação e a capturabilidade q . Como já exposto, a simulação considerou um aumento constante no coeficiente de capturabilidade de 2% ao ano referente ao tempo/periódo de simulação de 25 anos e de 5% referente ao investimento em tecnologias diversas para aumentar o poder de captura referente ao capital obtido com o lucro líquido.
- ✓ A Figura 22 apresenta a relação entre o capital (R\$) e a capturabilidade q , o que provavelmente demonstra a tendência de manter crescente o poder de captura, ainda que a taxas de investimentos estabilizadas, e algumas vezes levemente decrescente. Neste caso o valor refere-se à soma de investimentos realizados pela frota, e não à embarcação.

- ✓ A Figura 23 apresenta o resultado da simulação entre o tempo (período de 25 anos) e o capital (R\$). Demonstra uma estabilidade no capital disponível para as operações de pesca por cerca de 10 anos, entre o 6º e o 16º anos, provavelmente pela manutenção de um menor número de unidades de esforço de pesca (embarcações) que se mantiveram na atividade. O aumento de capital a partir do 16º ano pode indicar a entrada de novas unidades de esforço e, consequentemente, capital. O valor também é expresso para toda a frota.
- ✓ A Figura 24 apresenta o resultado da simulação entre a captura (kg) e o capital (R\$). A simulação inicial demonstra altos investimentos para a obtenção de capturas medianas, provavelmente em virtude de baixo investimento em capturabilidade. O excessivo esforço de pesca faz com que haja queda nas capturas e, consequentemente, redução do capital disponível para as operações de pesca. A curva parece demonstrar um volume de capital da ordem de R\$ 2.500.000,00 (dois milhões e quinhentos mil reais) parece satisfazer a necessidade dos investimentos necessários e manter a tendência crescente de aumento na capturabilidade. O aumento nas capturas pode ocorrer com redução do capital, desde que haja investimentos na capturabilidade.
- ✓ A Figura 25 apresenta o resultado da simulação para o período de tempo definido (25 anos) e a mortalidade por pesca F . Provavelmente indica que o aumento acima do F_{MSY} (mortalidade por pesca para se atingir o rendimento máximo sustentável) induz à drástica redução, através da saída da atividade de unidades de esforço (embarcações) e, após um período de aproximadamente 4 anos (entre o 9º e o 13º anos), a recuperação da biomassa do estoque permite suave aumento de F .
- ✓ A Figura 26 apresenta o resultado da simulação para o período de tempo definido (25 anos) e o esforço de pesca E . Provavelmente indica que o aumento acima do F/F_{MSY} induz à drástica redução, através da saída da atividade de unidades de esforço (embarcações) e, após um período de aproximadamente 4 anos (entre o 9º e o 13º anos), a obtenção de lucro, bem como a recuperação da biomassa do estoque, permite suave aumento de E .
- ✓ A Figura 27 apresenta o resultado da simulação para o período de tempo definido (25 anos) e a captura (kg). Provavelmente indica que um excessivo esforço de pesca E , que resulta em uma alta mortalidade por pesca F , pode levar o estoque ao colapso e, inclusive, levar à total paralisação da atividade pesqueira, sem capturas. A recuperação e retomada das operações de pesca é possível, com redução do esforço E e da mortalidade por pesca F . Obviamente, deve-se levar em consideração que se trata de uma simulação, que deve ser analisada conforme os demais resultados apresentados.
- ✓ A Figura 28 apresenta o resultado da simulação entre o período de tempo definido (25 anos) e a biomassa (t). A exemplo da Figura 27, e levando em consideração os resultados já apresentados referentes ao esforço de pesca E , mortalidade por pesca F e lucro líquido *net*, parece indicar que mantidas as condições atuais pode levar o estoque ao colapso e a recuperação e retomada das operações de pesca somente será possível com a redução de E e de F .
- ✓ As Figura 29 e Figura 30 apresentam os resultados das simulações entre as capturas e a mortalidade por pesca F e o esforço de pesca E , respectivamente. Demonstram um início de atividade com altas capturas que drasticamente se reduzem pelo excesso de pressão sobre a biomassa do estoque, recuperando-se apenas quando F e E se reduzirem, com aumento das capturas e leve aumento de F e E em virtude de recuperação biológica e econômica. A interceptação da curva das capturas (vermelha) com a curva de F e E (verde) parece indicar que a captura máxima sustentável estaria em torno de 200 t, que pode indicar uma mortalidade por pesca e esforço de pesca ótimos.

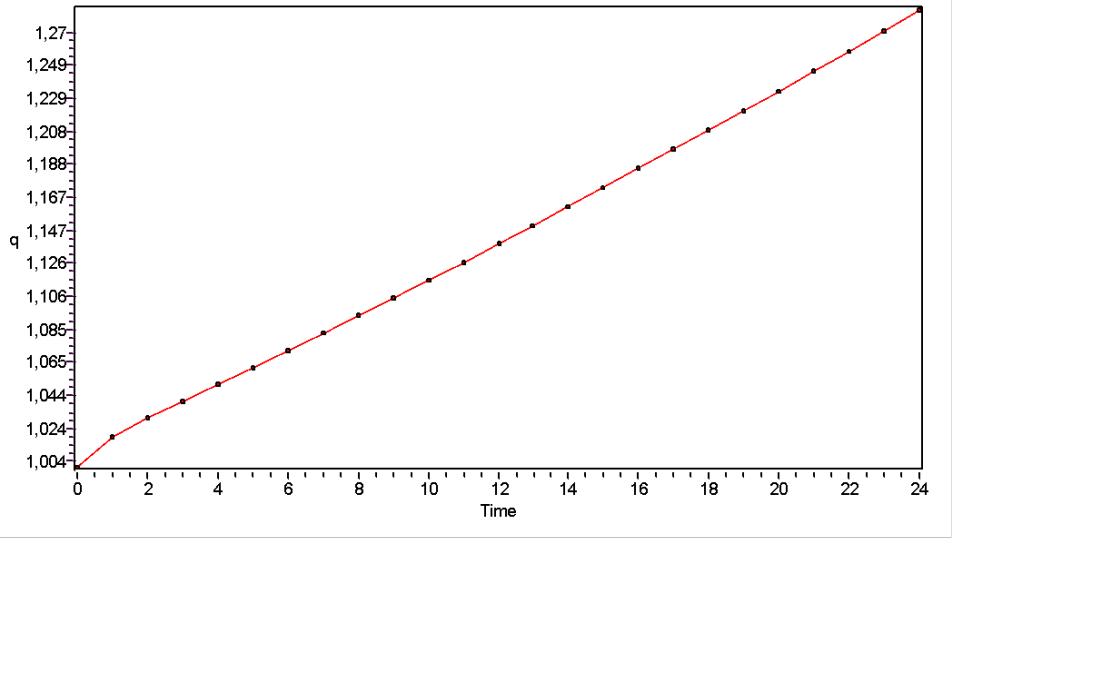


Figura 21. relação entre o período de simulação e a capturabilidade q (q-Time)

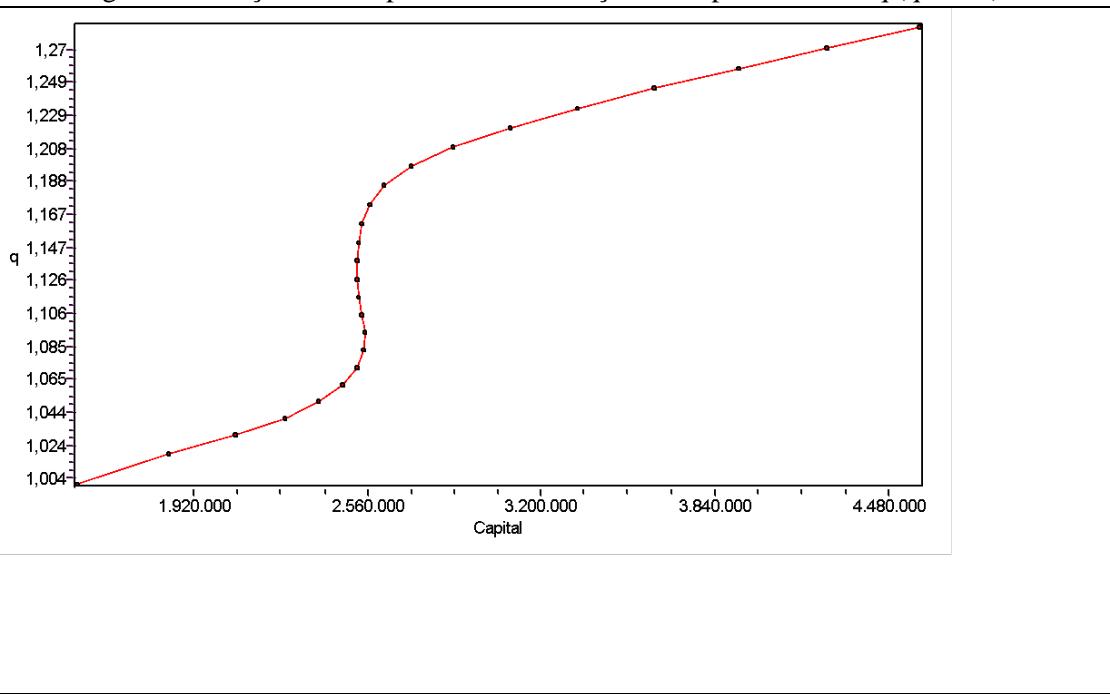


Figura 22. relação entre o capital K e a capturabilidade q (q-Capital).

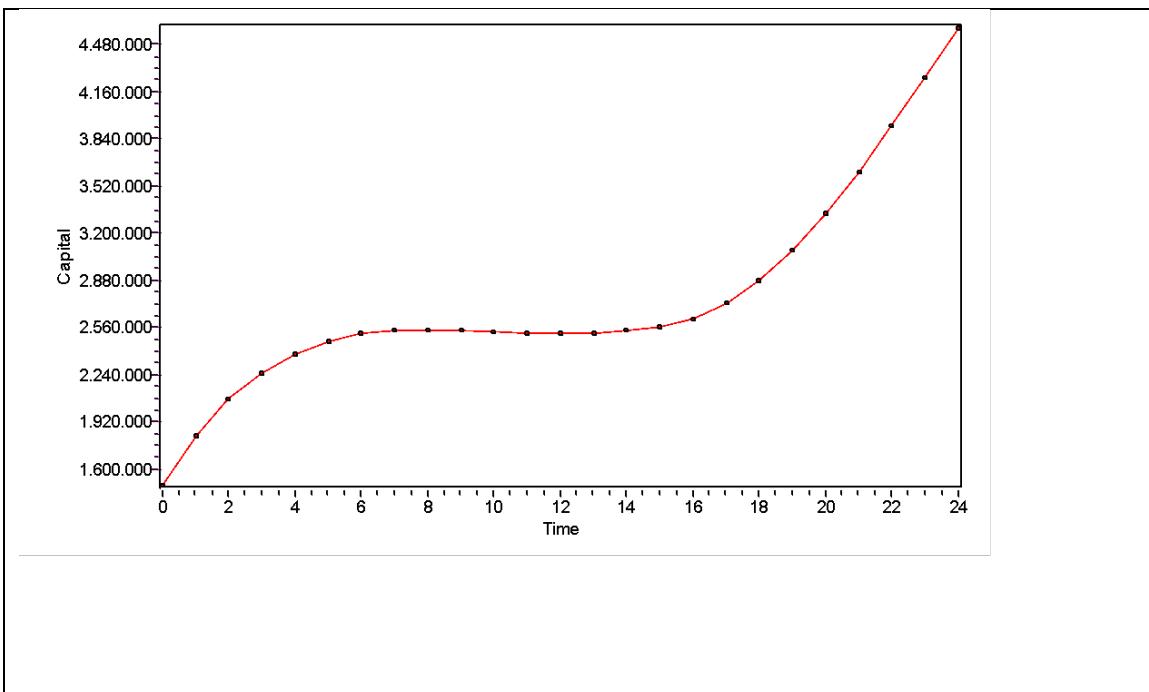


Figura 23. resultado da simulação entre o tempo (período de 25 anos) e o capital K (Time-Capital).

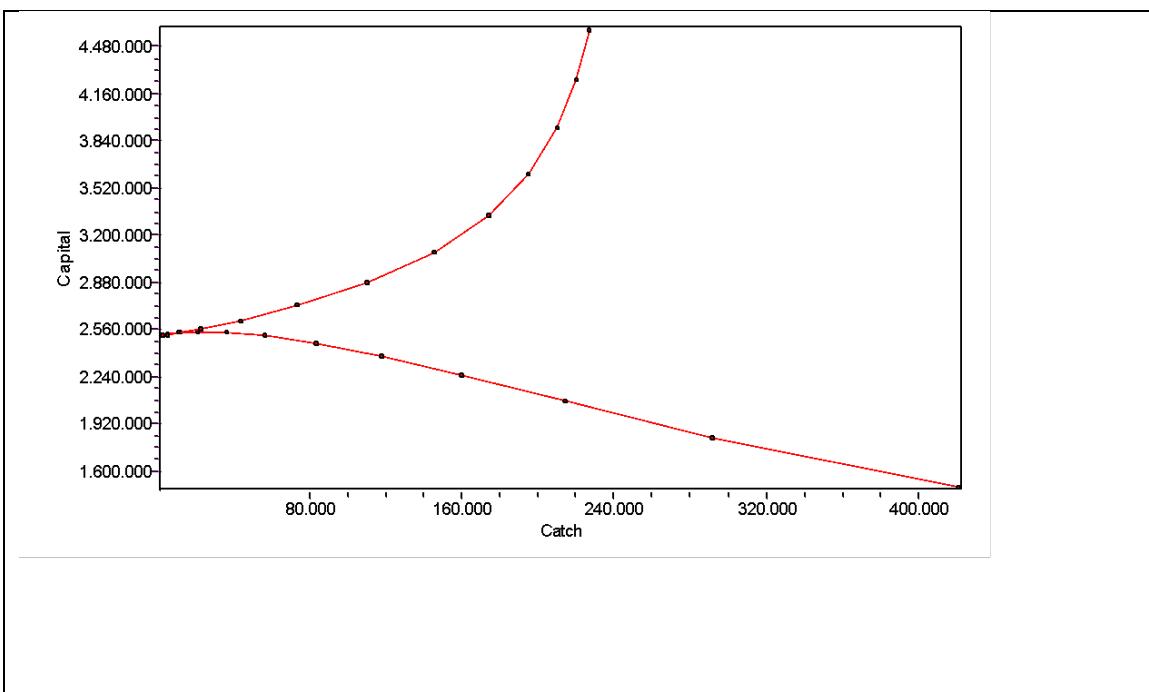


Figura 24. Resultado da simulação entre a captura C e o capital K (Catch-Capital).

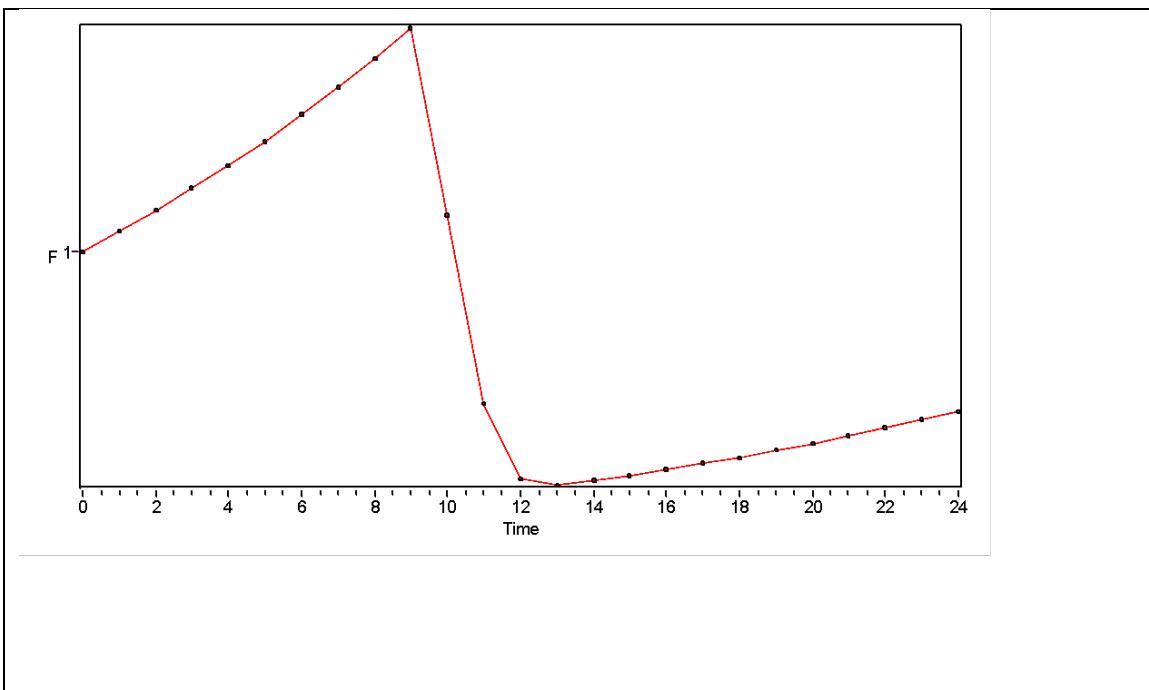


Figura 25. Resultado da simulação para o período de tempo definido (25 anos) e a mortalidade por pesca F (Time-F).

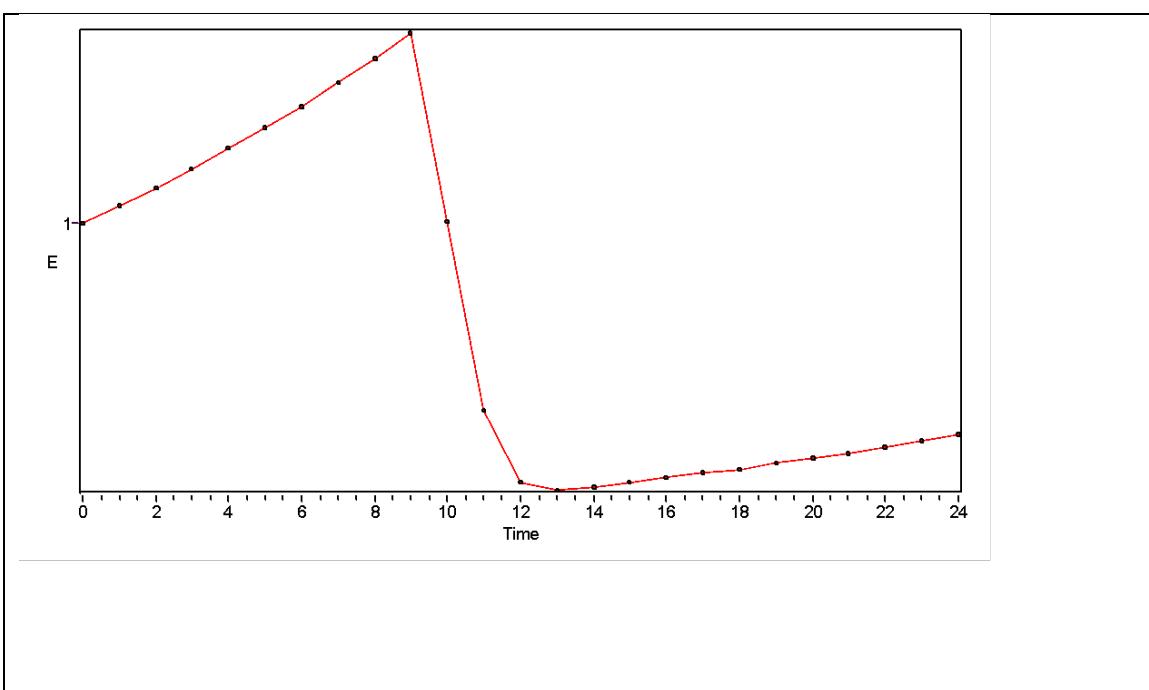


Figura 26. Resultado da simulação para o período de tempo definido (25 anos) e o esforço de pesca E (Time-Effort).

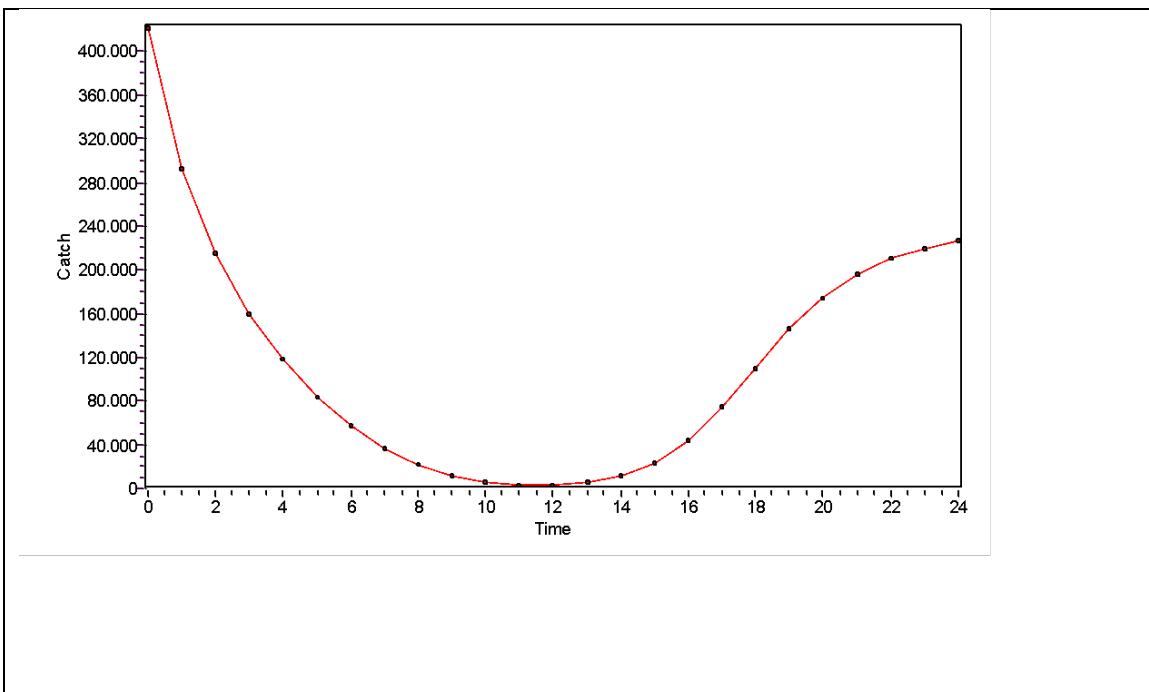


Figura 27. Resultado da simulação para o período de tempo definido (25 anos) e a captura K (Time-Catch).

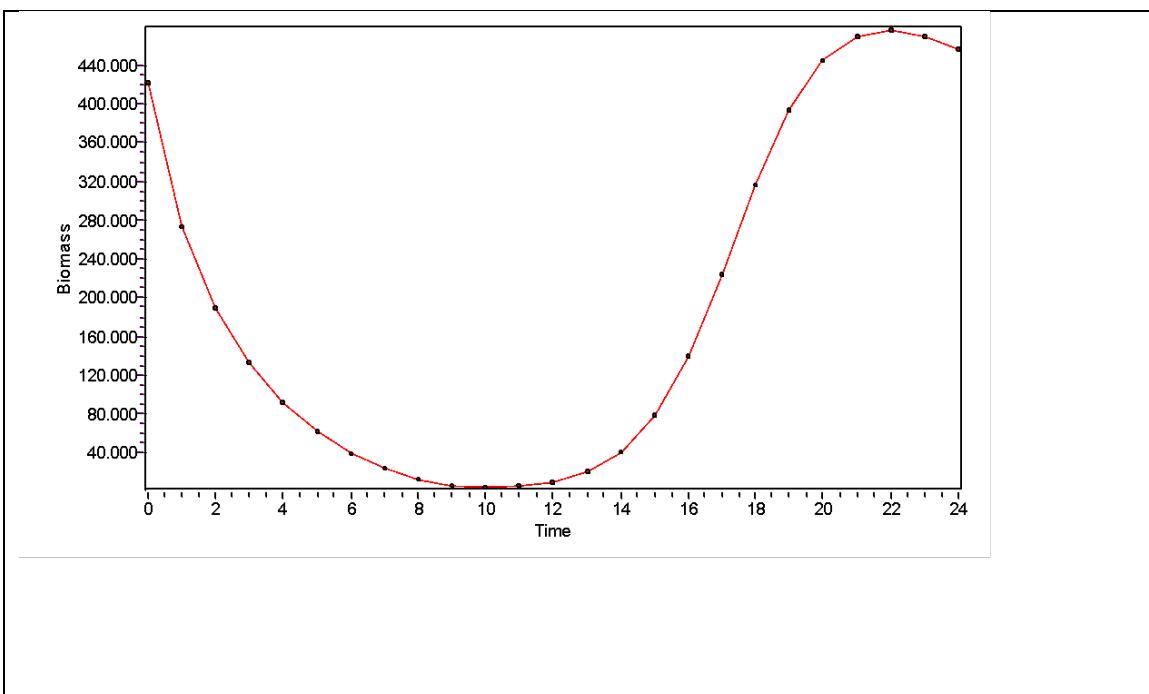


Figura 28. Resultado da simulação entre o período de tempo definido (25 anos) e a biomassa B (Time-Biomass).

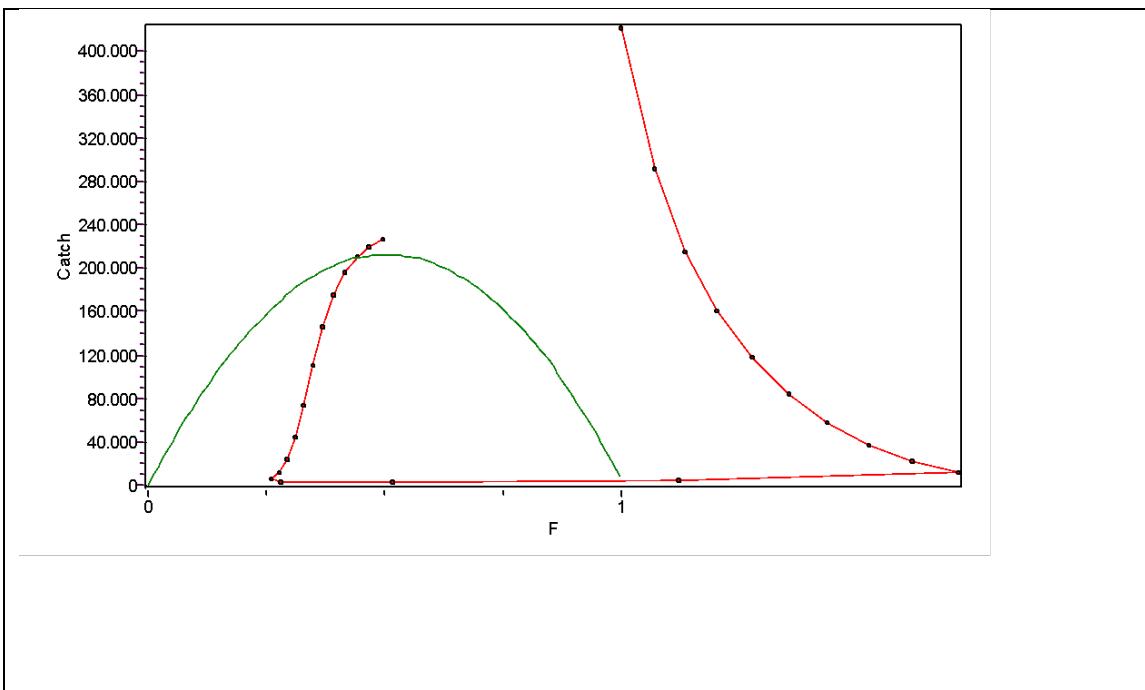


Figura 29. Resultados das simulações entre as capturas C e a mortalidade por pesca F (F-Catch).

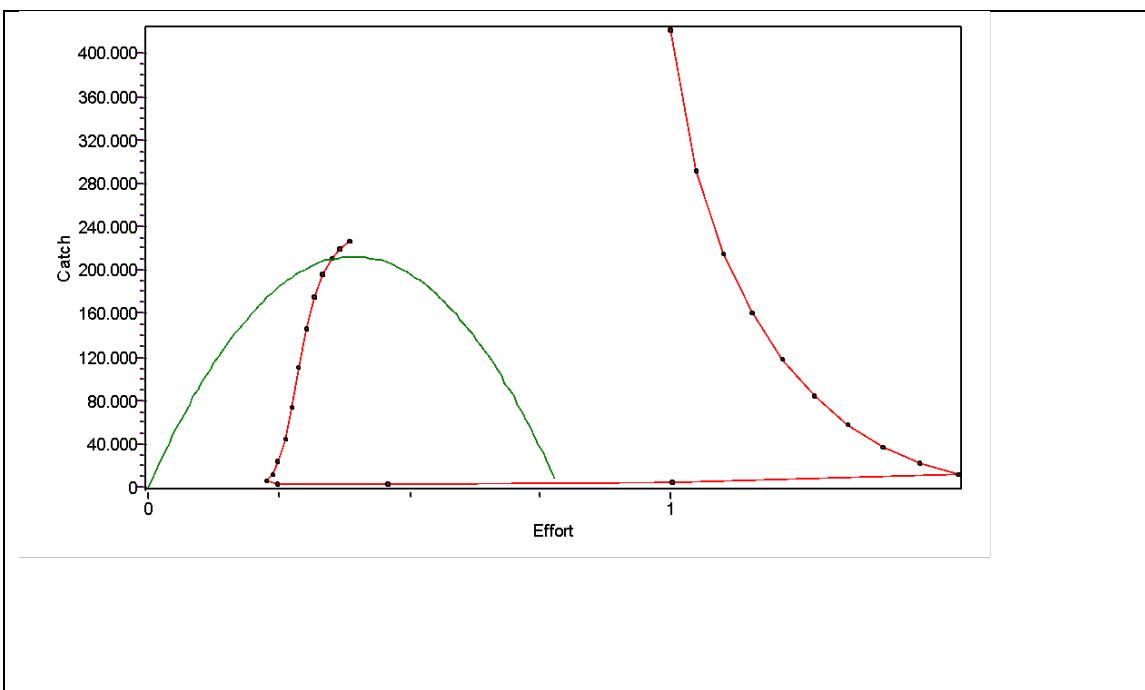


Figura 30. Resultados das simulações entre as capturas C e o esforço de pesca E (Effort-Catch)

Guia e Orientações para Coleta de Dados Econômicos e de Produção da Pesca de Atuns e Afins

A coleta e análise de informações econômicas de pesca tem por finalidade compreender de que forma os recursos pesqueiros são utilizados comercialmente no limite para garantir um esforço de pesca que retornará um valor igual ao custo de exploração desses recursos. O objetivo é analisar os aspectos mais significativos relacionados a “*custos e despesas*” que os armadores podem incorrer nas operações de pesca para subsidiar suas decisões também relacionadas a “*receitas e lucros*”, durante os processos relacionados à atividade pesqueira.

O comportamento do armador/empresário de pesca, como decisão para a realização das operações de pesca, é adotado e aplicado como função das receitas totais para auxiliar no entendimento da estrutura econômica da pesca de atuns e afins. Significa que as informações serão utilizadas para auxiliar na execução do modelo e aplicadas na análise bioeconômica.

É imprescindível, portanto, padronizar a coleta sistemática de dados e informações econômicas das pescarias em planilhas dinâmicas simples utilizando-se de ferramentas de base eletrônica, com suporte da ferramenta Excel do pacote Office 365 da Microsoft.

A estrutura de identificação das despesas é um desafio para se proceder uma análise bioeconômica. Existem diferentes e variadas entradas de descrição das despesas que, se verifica, ou condizem à mesma despesa descritas diferentemente ou condizem a despesas diversas descritas igualmente. Ou seja, o processo de descrição e acompanhamento segue o conhecimento e organização definida pela empresa e/ou armador e, portanto, defende-se uma padronização mínima que contribuirá na análise bioeconômica, mas, principalmente, proporcionará a essas empresas e/ou armadores de pesca identificar as reais interações entre custos/despesas e receitas/lucros.

Conceitos Básicos

Bioeconomia

A bioeconomia pode ser vista como uma produção baseada em conhecimento e uso de recursos naturais/biológicos, juntamente com processos biológicos e leis, que permitem fornecer bens e serviços econômicos de forma ecologicamente correta.⁶ Uma análise bioeconômica pesqueira visa conduzir estudos integrados sobre biologia, economia e pesca, visando a sustentabilidade da atividade pesqueira.

Custo Operacional Total - COT

O conceito do Custo Operacional Total (COT) de uma atividade é o custo que o produtor (empresa) tem em um curto prazo para produzir e para repor sua maquinaria (equipamentos) e continuar produzindo (Martin et al., 1998). O custo operacional total é a soma dos custos variáveis e dos custos fixos, podendo ser incluídos outros custos como o de oportunidade, ou taxa requerida ou mínima para remuneração do projeto de investimento.

Custo Variáveis ou Diretos

São todos os componentes que participam do processo de produção, na medida em que a atividade se desenvolve, ou seja, aqueles que somente ocorrem ou incidem se houver operação de pesca. Enquadram-se aqui os itens de custeio da armação, das despesas de desembarque e das despesas financeiras, além das comissões, que são a participação da tripulação no resultado da pesca, calculadas com base no resultado operacional antes da inclusão da depreciação.

Custos Fixos ou Indiretos

Enquadram-se os elementos de despesas que são suportados pelo produtor (armador), independentemente do volume de produção, tais como depreciação, seguros, registro, manutenção periódica da embarcação e outros equipamentos. No que concerne à depreciação dos equipamentos utilizados na pesca oceânica, utiliza-se a Instrução Normativa SRF nº 162/98⁷, com as inclusões

⁶ Disponível em: <https://youmatter.world/en/definition/bioeconomy-definition/>

⁷ BRASIL (1998). Instrução Normativa SRF nº 162. Prazo de vida útil e taxa de depreciação, 1998. Ministério da Economia, Receita Federal do Brasil. Disponível em: <http://www.receita.fazenda.gov.br/legislacao/ins/ant2001/1998/in16298.htm>.

determinadas pela Instrução Normativa SRF 130/99, que fixa prazo de vida útil e taxa de depreciação dos bens que relaciona, entre eles embarcações de pesca, instrumentos de navegação e outros (Receita Federal, 2010)⁸.

Custo ou Despesa

O custo está relacionado às atividades-fim do negócio, como a matéria-prima. Já a despesa se refere aos gastos não relacionados ao produto final, como as despesas administrativas. Entender a diferença entre custo e despesa é fundamental para o preenchimento correto dos relatórios contábeis e para o levantamento de indicadores essenciais para a avaliação do seu negócio.⁹ Ainda, custo é um gasto relativo ao bem ou serviço utilizado na produção de outros bens, ou serviços. Já as despesas podem ser consideradas gastos relacionados à manutenção do negócio.¹⁰

Investimento

Em projetos de investimento é usual se recorrer a financiamentos e empréstimos e é importante saber a forma de amortização para a sua quitação, através de pagamentos periódicos. É um elemento de despesa ocasional e, portanto, aqui tratado como indireto. Deve ser levado em consideração, quando ocorrer, visando definir a capacidade de amortização, assim como os cálculos de depreciação do bem.

Salário da Tripulação (Pessoal)

Salário é o pagamento, vencimento, remuneração, ordenado, rendimento, provento, no cumprimento da execução de serviços por alguém solicitado em contrato. É um conjunto de vantagens habitualmente atribuídas aos empregados, em contrapartida de serviços prestados ao empregador¹¹. Mesmo que não haja contrato firmado, dada a informalidade característica do setor, é importante que se entenda a importância de definir um valor fixo correspondente, para fins da análise econômica da atividade. Na visão da gestão de pessoas da empresa, pode ser considerado como custo de aquisição e manutenção de recursos humanos e, assim, denominado de despesa de pessoal.

Regularização (Registro)

Organização e manutenção do registro na atividade pesqueira é a ferramenta básica para emissão das licenças, permissões e autorizações para o exercício da pesca e aquicultura em todo o território nacional e águas jurisdicionais. Requer a elaboração de normas até a efetivação, o controle, a renovação e o monitoramento dos registros das pessoas físicas e jurídicas que atuam na atividade pesqueira, através da definição de critérios e procedimentos para a concessão de permissões, autorizações e licenças.¹²

⁸ Receita Federal (2010) Metodologia de cálculo de custos de produção, 2007. Consulta feita em 16 de março de 2010. Online. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/custosproducaometodologia.pdf>

⁹ Schultz, Feliz (2020) Custo e despesa: qual a diferença e como classificar os gastos empresariais. Disponível em: <https://blog.bomcontrole.com.br/diferenca-custo-e-despesa/#:~:text=O%20custo%20est%C3%A1%20relacionado%20%C3%A0s,final%2C%20como%20as%20despesas%20administrativas>.

¹⁰ Reis, Thiago (2022) Custos e despesas: entenda quais são as diferenças entre os dois. Disponível em: <https://www.suno.com.br/artigos/custos-despesas/>.

¹¹ Disponível em: <https://pt.wikipedia.org/wiki/Sal%C3%A1rio>

¹² Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/aquicultura-e-pesca/registro-monitoramento-e-cadastro/>

Manutenção

Manutenção é a ação de manter, sustentar, consertar ou conservar alguma coisa ou algo. É formada por um conjunto de ações que ajudam no bom e correto funcionamento de algo como, por exemplo, a manutenção de máquinas. Tem o intuito de reparar ou repor algo que está estragado ou que não funciona corretamente, consertando para que volte a desenvolver a função requerida inicialmente. O termo manutenção também pode estar relacionado com a conservação periódica, ou seja, com os cuidados e consertos que são feitos entre determinados períodos de tempo com o intuito de preservar.¹³

Armação

Ato de armar o navio, provendo todos os meios para empreender uma expedição marítima. Abrange, assim, toda a atividade economicamente organizada pelo armador, para o provimento de uma embarcação e sua exploração comercial. Além disso, "armar um navio" é apresentá-lo, colocando-o no estado de navegabilidade¹⁴. Ou seja, quem o faz é o armador, independentemente de ser ou não o proprietário da embarcação.

Comissão da Tripulação (Pessoal)

O salário por produção, como o próprio nome indica, leva em consideração a produção do empregado na empresa, e é calculado tomando-se por base o resultado do trabalho do empregado e, no caso da pesca, sua participação conforme responsabilidade e competência a bordo no volume de pescado produzido, por exemplo. O salário por comissão é um tipo de salário por produção¹⁵.

Definição da Frota e do Metier

A finalidade é simular o comportamento e a dinâmica das frotas individualmente. A atividade de uma frota é dividida em *Metiers*. *Metiers* são formados por características das embarcações que definem as viagens com a mesma capturabilidade para todos os estoques. O esforço de pesca da frota e a divisão do esforço são utilizados de forma independente para cada frota em cada temporada. A finalidade é avaliar, de forma independente, para cada frota, a dinâmica de capital de acordo com seu próprio desempenho econômico.

Das Despesas

Como, obviamente, cada empresa/armador tem seu próprio método de controle de custos/despesas e receitas/lucros, planilhas obtidas apresentam diferentes e variadas entradas de descrição das despesas; descrições semelhantes que se repetem constantemente para despesas variadas; enquadramento na descrição de aquisição de itens que não condizem com o estabelecimento (ex. itens que se identificam como necessários ao consumo humano em oficinas mecânicas).

Portanto, a proposta de padronização de coleta de dados e informações sobre os custos e as despesas das operações de pesca supõe a seguinte *classificação*:

- ✓ Classificação da despesa: desdobradas em fixas/indiretas (1) e variáveis/diretas (2);

¹³Disponível em: <https://www.significados.com.br/manutencao/>

¹⁴ Disponível em: <https://www.migalhas.com.br/depeso/341387/direito-maritimo-do-transporte-das-cargas-e-das-pessoas>

¹⁵ Disponível em: <https://trilhante.com.br/curso/remuneracao-trabalhista/aula/salario-por-tempo-producao-e-tarefa-2#:~:text=O%20sal%C3%A1rio%20por%20produ%C3%A7%C3%A3o%2C%20como,tipo%20de%20sal%C3%A1rio%20por%20produ%C3%A7%C3%A3o>

- ✓ Tipo de despesa: considera-se ao que se destina o custo/despesa;
 - ✓ Elemento da despesa: define efetivamente o que foi executado/adquirido;
 - ✓ Código da despesa: criado para a identificação e padronização de cada elemento);
- Sugere-se a separação por 7 (sete) *Tipo de Despesa* comuns para estabelecer os 28 (vinte e oito) *Elementos de Despesa* necessários para analisar, do ponto de vista econômico, a atividade de pesca, os quais definem os Códigos de Despesas, tais como:
- ✓ Investimento na compra de embarcações, equipamentos e material de pesca; pagamento formal à tripulação (despesas com pessoal) e regularização da embarcação, com os devidos registros para a obtenção de licenças e permissionamentos de pesca, considerados custos fixos ou indiretos; e
 - ✓ Custos com manutenção (embarcação, máquinas e motores, equipamentos e apoio à pesca e outros equipamentos), armação (diesel, óleo, rancho, gelo, água, material de pesca, isca, maquinária e material para a embarcação e medicamentos e EPI); pagamento à tripulação (pessoal) referente à comissão pela produção pesqueira (comissão, adiantamento e rescisão trabalhista); e custos diversos (transporte, pessoal - vigilância, estivas, embarque, desembarque – e eventuais), considerados custos variáveis ou diretos.

Tipo de Despesa, contendo os seguintes códigos:

Investimento (Capital)
 Tripulação (Pessoal)
 Regularização (Registro)
 Manutenção
 Armação
 Tripulação (Pessoal)
 Diversos

Elementos de Despesas com Códigos de Despesas para controle e padronização, contendo os seguintes códigos:

Embarcação (casco nu)
 Investimento (capital) com aquisição de embarcação, nova ou usada, em casco nu.
 Máquinas e Motores
 Investimento (capital) com aquisição de máquinas e motores referente a mecânica, elétrica, eletrônica, refrigeração e hidráulica, a exemplo de: motor propulsor principal; motor auxiliar; bomba hidráulica; motor elétrico; câmara frigorífica; compressor; unidade condensadora; tubulações; etc.
 Equipamento de Apoio à Pesca
 Investimento (capital) com aquisição de equipamentos de apoio à pesca a exemplo de: guinchos; talhas; pau de carga; refletores; material de convés em geral; bússola; ecossonda; GPS; Rádio; etc.
 A aquisição do material de pesca (ex. linhas, anzóis, varas, atratores luminosos, etc.) é considerada, para efeito desta proposta de coleta de dados econômicos, como custos variáveis no item

Armação.

Outros Equipamentos

Investimento (capital) com aquisição de todo e qualquer equipamento e material que não os que possam ser descritos/inseridos nos itens 1.1.1, 1.1.2 e 1.1.3 (ex. fogão, colchão, botijão de gás, etc.)

.

Salário

Salário fixo do pescador através de contrato firmado e carteira de trabalho assinada.

Encargos

Encargos trabalhistas correspondentes ao salário fixo do pescador com contrato de trabalho e carteira assinada.

Licença

Licença da embarcação de acordo com a legislação vigente e a modalidade de pesca permissionada, conforme definição de atos normativos e administrativos emitidos pela autoridade de pesca competente.

Seguro

Seguro da embarcação, conforme legislação vigente.

Rastreamento

Encargos referentes à contratação de empresa especializada em sistema de rastreamento de embarcações, conforme preceitua o Programa de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras por Satélite (PREPS).

Embarcação

Manutenção com a embarcação (ex. casco, casaria, convés, porão, coberta, dormitório, etc.) que permita assegurar boas condições de trabalho e convívio a bordo.

Máquinas e Motores

Manutenção com todo e qualquer equipamento referente a máquinas e motores e material necessários à mecanização da embarcação e exemplificado no item 1.1.2.

Equipamento de Apoio à Pesca

Manutenção com todo e qualquer equipamento de apoio à pesca exemplificado no item 1.1.3.

Outros Equipamentos

Despesas diversas com manutenção como as que possam ser descritas/inseridas no item 1.1.4 e as que não possam ser descritas/inseridas nos itens 2.1.1, 2.1.2 e 2.1.3.

Diesel

Compra/Aquisição de óleo diesel

Óleo (Lubrificante/Motor)

Compra/Aquisição de todo e qualquer tipo óleo lubrificante necessário à boa operacionalização dos equipamentos mecânicos e hidráulicos da embarcação.

Rancho

Compra/Aquisição de víveres para a alimentação da tripulação durante as viagens e operações de pesca.

O rancho é, obviamente, um custo variável para as operações de pesca, e se caracteriza pela compra de víveres cuja descrição é, em princípio, devidamente anotada. Entretanto, existem despesas com alimentação e lanche que podem estar relacionadas a compra para alimentação de pessoal a serviço em embarques e/ou desembarques, independentemente de ser tripulante ou não. Neste caso, pode ser considerada como despesas eventuais, ainda que questionável, mesmo porque podem também ser deduzidas como despesas além daquelas diretamente atreladas às operações de pesca. São despesas finais do armador e da empresa de pesca, mas podem ser consideradas indiretas, pois são externas às despesas com as operações de pesca.

Gelo

Compra/Aquisição de gelo.

Água

Compra/Aquisição de água para a embarcação.

Material de Pesca

Compra/Aquisição de material de pesca (ex. linhas, anzóis, varas, atratores luminosos, redes, etc.).

Isca

Compra/Aquisição de isca.

Maquinária e material para a embarcação

Compra/Aquisição de material sobressalente referente a máquinas e motores: mecânica, elétrica, eletrônica, refrigeração e hidráulica; assim como material para a embarcação a exemplo de cordas, cabos, âncoras, correntes, canos, isopor, facas, etc.

Medicamentos e EPI

Despesas com primeiros socorros, cuidados e prevenção de acidentes a bordo, saúde da tripulação e equipamento de proteção individual (EPI).

Pagamento Produção (%)

Percentual pago à tripulação referente à produção de pescado obtida. Pagamentos referentes à participação na produção são práticas já consolidadas na atividade pesqueira de um modo geral, com a diferença entre a atividade industrial e artesanal: naquela (industrial) há um salário fixo mais a participação na produção, enquanto que nesta (artesanal) há apenas participação na produção, ou melhor dizendo, o pescador é pago por sua produção individual, após retiradas as despesas.

Adiantamentos (Vales)

Adiantamentos à tripulação anterior a cada operação de pesca/embarque. Deduz-se, em princípio, tratar-se de adiantamento pré-operação de pesca, ou seja, antes do embarque, à tripulação. Trata-se de consignação, denominado como "vale", e deve ser considerado como controle e, portanto, subtraído do pagamento referente àquela viagem. Neste caso, o saldo pode ser positivo ou negativo.

Rescisão Trabalhista

Demissão de pescadores e acordos trabalhistas.

Transporte

Despesas com transporte da tripulação referente ao deslocamento de sua residência ao ponto (porto) de embarque.

Pessoal (Vigilância, Estivas, Embarque, Desembarque)

Pagamento de pessoal diverso, a exemplo de despachantes, vigilância da embarcação quando atracada em unidade portuária, pessoal contratado para embarque de todo e qualquer tipo de víveres, material e equipamentos necessários ao início das operações de pesca (armação) e desembarque (produção e produtos sobrantes), e outros que não a tripulação.

Eventuais

Despesas diversas e eventuais que não possam ser descritas/inseridas em nenhum dos itens referenciados como custos variáveis. Importância de identificação para controle dos processos administrativos da empresa e/ou armador e a gestão da atividade pesqueira, neste caso, em suas operações de pesca. Merece observar o descrito anteriormente sobre quais despesas são diretamente relacionadas às operações de pesca e quais seriam, por assim dizer, indiretamente relacionadas, pois seriam despesas que incorrem todas as empresas/armadores, mas não são correntes, pela eventualidade, e não são despesas operacionais de pesca.

Código das Despesas

O Código de Despesa é definido por 3 números, separados por um ponto, da seguinte forma: o primeiro número refere-se à Classificação da Despesa (1 - Fixo ou 2 - Variável); o segundo número refere-se ao Tipo de Despesa, composto por 7 (sete) itens descritos acima e o terceiro número ao Elemento de Despesa, composto por 28 itens descritos acima. Por exemplo:

- ✓ O item 1.3.1 é “Licença da Embarcação”, considerado como custo fixo (ou indireto), relacionado a regularização e registro da embarcação; e
- ✓ O item 2.2.8 é “Maquinária e material para a embarcação”, considerado como custo variável (ou direto), relacionado à armação da embarcação.

A partir dessa nova distribuição é elaborada uma tabela para unificar os parâmetros similares num mesmo elemento de despesa atribuindo um código comum para os mesmos, onde cada descrição se enquadra na lógica definida inicialmente pela Tabela 1. É imprescindível poder descrever e identificar o *Tipo de Despesa* e, portanto, possibilitar seu enquadramento nos códigos propostos. A descrição deverá ser detalhada identificando o que, quem e para que se deu a despesa, possibilitando calcular o custo total da execução do item.

Com a ajuda da ferramenta Excel 365 do pacote office da Microsoft inicia-se o processo de definição das colunas necessárias para fornecer respostas satisfatórias e análises expressivas para a classificação e identificação dos elementos e componentes das despesas, instrumentalizando uma estratégia (ferramenta) ao planejamento de ações na busca da otimização das operações e de resultados necessários. Essa planilha em Excel é opção na elaboração de Figuras das tendências históricas e obedece aos Códigos de Despesas apresentados no Quadro 4. Proposta de padronização de coleta de dados e informações econômicas com definição, unificação e classificação dos parâmetros de despesas.

Quadro 4. Proposta de padronização de coleta de dados e informações econômicas com definição, unificação e classificação dos parâmetros de despesas.

Códigos Despesas Embarcação			
Classificação da Despesa	Tipo de Despesa	Elemento da Despesa	Descrição da Despesa
1 - Custos fixos (indiretos)	1.1 - Investimento (Capital)	1.1.1 - Embarcação (casco nu)	Investimento (capital) com aquisição de embarcação, nova ou usada, em casco nu.
		1.1.2 - Máquinas e Motores	Investimento (capital) com aquisição de máquinas e motores referente a mecânica, elétrica, eletrônica, refrigeração e hidráulica, exemplo de: motor propulsor principal; motor auxiliar; bomba hidráulica; motor elétrico; câmara frigorífica; compressor; unida de condensadora; tubulações; etc.
		1.1.3 - Equipamento de Apoio à Pesca	Investimento (capital) com aquisição de equipamentos de apoio à pesca a exemplo de guinchos; talhas; pau de carga; refletores; material de convés em geral; bússola; ecosonda; GPS; Rádio; etc. A aquisição do material de pesca (ex. linhas, anzóis, varas, atratores luminosos, etc.) é considerada, para efeito desta proposta de coleta de dados econômicos, como custos variáveis no item 2.2 - Armação.
		1.1.4 - Outros Equipamentos	Investimento (capital) com aquisição de todo e qualquer equipamento e material que não os que possam ser descritas/inseridos nos itens 1.1.1, 1.1.2 e 1.1.3 (ex. fogão, colchão, botijão de gás, etc.).
	1.2 - Tripulação (Pessoal)	1.2.1 - Salário	Salário fixo do pescador através de contrato firmado e carteira de trabalho assinada.
		1.2.2 - Encargos	Encargos trabalhistas correspondentes ao salário fixo do pescador com contrato de trabalho e carteira assinada.
	1.3 - Regularização (Registro)	1.3.1 - licença	Licença da embarcação de acordo com a legislação vigente e a modalidade de pesca permissionada, conforme definição de atos normativos e administrativos emitidos pela autoridade de pesca competente.
		1.3.2 - Seguro	Seguro da embarcação, conforme legislação vigente.
		1.3.3 - Rastreamento	Encargos referentes à contratação de empresa especializada em sistema de rastreamento de embarcações, conforme preceita o Programa de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras por Satélite (PREPS).
2 - Custos Variáveis (diretos)	2.1 - Manutenção	2.1.1 - Embarcação	Manutenção com a embarcação (ex. casco, casaria, convés, porão, coberta, dormitório, etc.) que permita assegurar boas condições de trabalho e convívio a bordo.
		2.1.2 - Máquinas e Motores	Manutenção com todo e qualquer equipamento referente a máquinas e motores e material necessários à mecanização da embarcação e exemplificado no item 1.1.2.
		2.1.3 - Equipamento de Apoio à Pesca	Manutenção com todo e qualquer equipamento de apoio à pesca exemplificado no item 1.1.3.
		2.1.4 - Outros Equipamentos	Despesas diversas com manutenção como as que possam ser descritas/inseridas no item 1.1.4 e as que não possam ser descritas/inseridas nos itens 2.1.1, 2.1.2 e 2.1.3.
	2.2 - Armação	2.2.1 - Diesel	Compra/Aquisição de óleo diesel
		2.2.2 - Óleo (lubrificante/Motor)	Compra/Aquisição de todo e qualquer tipo óleo lubrificante necessário à boa operacionalização dos equipamentos mecânicos e hidráulicos da embarcação.
		2.2.3 - Rancho	Compra/Aquisição de viveres para a alimentação da tripulação durante as viagens e operações de pesca.
		2.2.4 - Gelo	Compra/Aquisição de gelo
		2.2.5 - Água	Compra/Aquisição de água para a embarcação
		2.2.6 - Material de Pesca	Compra/Aquisição de material de pesca (ex. linhas, anzóis, varas, atratores luminosos, redes, etc.).
		2.2.7 - Isca	Compra/Aquisição de isca
	2.2.8 - Maquinária e material para a embarcação	2.2.8 - Maquinária e material para a embarcação	Compra/Aquisição de material sobressalente referente a máquinas e motores: mecânica, elétrica, eletrônica, refrigeração e hidráulica; assim como material para a embarcação a exemplo de cordas, cabos, âncoras, correntes, canos, isopor, facas, etc.
		2.2.9 - Medicamentos e EPI	Despesas com primeiros socorros, cuidados e prevenção de acidentes à bordo, saúde da tripulação e equipamento de proteção individual (EPI).
	2.3 - Tripulação (Pessoal)	2.3.1 - Pagamento Produção (%)	Percentual pago à tripulação referente à produção de pescado obtida.
		2.3.2 - Adiantamentos (Vales)	Adiantamentos à tripulação anterior a cada operação de pesca/embarque. Trata-se de consignação, denominado como "vale", e deve ser considerado como controle e, portanto, subtraído do pagamento referente àquela viagem. Neste caso, o saldo pode ser positivo ou negativo.
		2.3.3 - Rescisão Trabalhista	Denúncia de pescadores e acordos trabalhistas.
	2.4 - Diversos	2.4.1 - Transporte	Despesas com transporte da tripulação referente ao deslocamento de sua residência ao ponto (porto) de embarque.
		2.4.2 - Pessoal (Vigilância, Estivas, Embarque, Desembarque)	Pagamento de pessoal diverso, a exemplo de despachantes, vigilância da embarcação quando atraçada em unidade portuária, pessoal contratado para amarração da embarcação necessária às operações de pesca (armação) e desembarque (produção e produtos sobrantes), e outros que não a tripulação.
		2.4.3 - Eventuais	Despesas diversas e eventuais que não possam ser descritas/inseridas em nenhum dos itens referenciados como custos variáveis.

As seguintes colunas são propostas:

- ✓ Nome da embarcação, que receberá um código para que se possa relacionar com a mesma embarcação listada no item “Das Receitas”;
- ✓ Data (mês e ano);
- ✓ Número da viagem relativa a essa embarcação nesse ano;
- ✓ Objeto da despesa;
- ✓ Classificação da despesa;
- ✓ Tipo de despesa;

- ✓ Elemento da despesa;
- ✓ Código da despesa;
- ✓ Descrição da despesa; e
- ✓ Valor da despesa.

O vínculo que se estabelece parte do princípio da definição do Código de Despesa e, portanto, por tratar-se de uma planilha dinâmica, já se encontram vinculados o Código de despesa com o Objeto da despesa, a Classificação da despesa, o Tipo de despesa e o Elemento da despesa. Ou seja, digitando-se o Código de Despesa todos esses 4 componentes serão automaticamente preenchidos conforme descrito da Tabela 1. Portanto, além do Código de despesa, se faz necessário preencher o Nome da embarcação, o Número da viagem, a Data (mês e ano), a Descrição da despesa e seu Valor (custo).

Das Receitas

Tendo como princípio básico de que uma análise bioeconômica visa conduzir estudos integrados sobre biologia, economia e pesca, visando a sustentabilidade da atividade, a coleta de dados e informações sobre o volume e a composição das capturas é imprescindível. A aplicação integrada de um modelo bioeconômico contribui para entender a dinâmica da pesca, possibilitando reproduzir as condições gerais de como a atividade ocorre e simular estratégias alternativas de manejo, considerando as realidades locais e atuais. Além disso, é possível propor a diversificação da atividade pesqueira; compreender a cadeia de valor da pesca; e observar e analisar as condições econômicas em que a atividade ocorre.

A finalidade é simular a dinâmica de um determinado estoque pesqueiro, usando um modelo analítico completamente especificado para a estrutura da população por idade, referente a uma ou mais espécies principais, ou alvo das capturas, com dinâmica explícita. Portanto, as seguintes informações sobre as receitas geradas devem ser obtidas para, juntamente com os dados sobre a biologia das espécies:

- ✓ Nome da embarcação, que receberá um código para que se possa relacionar com a mesma embarcação listada no item “Das Despesas”;
- ✓ Data;
- ✓ Número da viagem relativa a essa embarcação nesse ano,
- ✓ Código das espécies conforme categoria definida pela ICCAT¹⁶: o tipo de produto dessa classificação obedece ao critério fornecido pelos armadores e está relacionado ao tipo de mercado a que se destina;
- ✓ Quantidade/volume por espécie; e
- ✓ Valor unitário (R\$/kg) de cada produto.

Gestão na coleta de dados econômicos – ECONOPESCA-ATUM

A estrutura de identificação das despesas e receitas é um desafio para se proceder uma análise bioeconômica. Existem diferentes e variadas entradas de descrição das despesas que, se verifica, ou condizem à mesma despesa, descritas diferentemente, ou condizem a despesas diversas, descritas igualmente. Ou seja, o processo de descrição e acompanhamento das despesas e das receitas não segue um padrão, mesmo dentro da mesma unidade empresarial e, portanto, defende-se uma padronização mínima que contribuirá na análise bioeconômica, mas, principalmente, proporcionará

¹⁶Comissão Internacional para a Conservação do Atum do Atlântico

aos armadores e às empresas de pesca identificar as reais interações entre custos/despesas e receitas/lucros. A proposta é padronizar, mas também simplificar, e é imprescindível identificar os itens necessários de análise que contribua, também, para a gestão da atividade por parte dos órgãos competentes.

Para isto, é necessário padronizar a coleta sistemática de dados e informações econômicas das pescarias em planilhas dinâmicas simples utilizando-se de ferramentas de base eletrônica, com suporte da ferramenta Excel do pacote Office 365 da Microsoft. Esta padronização contribui para estudos que subsidiem o processo de gestão governamental e implementação de políticas públicas, sempre com um olhar de como o setor produtivo poderá se utilizar da ferramenta e das informações geradas para criar estratégias de gestão sobre a complexidade inerente da atividade. O princípio básico é fornecer uma ferramenta de análise simplificada para emprego dentro da dinâmica cotidiana dos empresários/armadores de pesca. A utilização desses dados e informações, sigilosos de cada empresa/armador, em modelos de análise bioeconômica sofisticados, estaria sob a responsabilidade da entidade governamental competente institucionalmente.

Informações até o momento coletadas entre as frotas analisadas sugerem diferentes estratégias nas operações de pesca, visando redução de custos e aumento da lucratividade, que deve estar relacionada à autonomia da embarcação em deslocamentos para explorar os recursos pesqueiros em áreas oceânicas. O desenvolvimento dessas estratégias de pesca visa, em princípio, reduzir custos, porém muitas vezes pouco percebidas e entendidas neste sentido, e que necessitam ser analisadas. Portanto, para a coleta sistemática de dados e informações pesqueiras, incluindo as informações econômicas e, neste caso em especial como objetivo principal, sobre as operações de pesca, sugere-se a padronização na coleta de dados e informações que permitam proceder a análises bioeconômicas e das estratégias de pesca para a gestão pesqueira.

A principal dificuldade enfrentada para a coleta de informações econômicas está diretamente relacionada com os inerentes sigilos financeiros e contábeis existentes em empresas privadas. Pode-se citar, como exemplo, o custo de manutenção das embarcações, a comissão paga aos armadores sobre as capturas e o preço de primeira comercialização, ou no cais. Este último item, em particular, muitas vezes não é identificado, principalmente quando a própria empresa processa, beneficia e comercializa o pescado nos mercados externo e interno.

Tendo como fator limitante dados e informações econômicas confiáveis, e na tentativa de alcançar os objetivos de coletas das informações necessários, aproximando-se, ainda mais, do setor produtivo, esforços devem ser envidados para mostrar ao setor produtivo os benefícios que poderão ser alcançados. Protocolos de intenção mais robustos podem permitir ao setor produtivo a necessidade de um processo de gestão conjunta e compartilhada, mostrando que dados e informações são totalmente sigilosos, mantendo em segredo as estratégias de pesca e comerciais empregadas pela empresa/armador de pesca.

Propõe-se, portanto, o estabelecimento do *Banco Nacional de Dados Econômicos da Pesca (BNDEP)* que estaria sob a gestão governamental, órgão competente pelo planejamento e ordenamento da pesca, seguindo as normas que estabelecem o preenchimento de Mapas de Bordo nas pescarias monitoradas e controladas, a exemplo da pesca de atuns e afins. Iniciando-se pela frota atuneira em suas diversas modalidades e áreas de atuação, este BNDEP deve acompanhar e possuir interface de ligação com o *Banco Nacional de Dados de Atuns e Afins (BNDA)*, fruto da obrigatoriedade de entrega dos Mapas de Bordo pelos armadores de pesca licenciados e autorizados a explorar esses recursos pesqueiros.

Sob a responsabilidade do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), a funcionalidade do BNDA ocorre pelo empenho do processo de gestão de Comitês Permanentes, através de seu Subcomitê Científico de Atuns e Afins, que foram desativados em 2019 e recentemente

existe um indicativo de reativação. O BNDA possui informações da frota nacional, assim como de embarcações arrendadas por empresas brasileiras de diferentes bandeiras, através da política nacional de arrendamento. As principais informações ali constantes são:

- ✓ datas do início e fim do lançamento e do recolhimento do espinhel;
- ✓ latitudes e longitudes em que foram realizadas as operações de pesca;
- ✓ número de anzóis por samburá (seção entre duas boias consecutivas);
- ✓ totais de anzóis usados no lançamento;
- ✓ identificação das espécies ou dos grupos de espécies capturadas, com registro do peso total de cada espécie, ou do número de exemplares por espécie, ou das duas quantidades.

Portanto, sugere-se iniciar um processo junto ao setor produtivo de uma maneira geral, mas principalmente junto aos armadores e empresários de pesca permissionados para a pesca de atuns e afins em suas diversas modalidades, para a coleta sistemática de dados e informações econômicas. Um teste inicial seria através da emissão da planilha já codificada na ferramenta Excel do pacote Office 365 da Microsoft, que permitirá a familiarização de seu preenchimento por pessoa indicada, juntamente com um processo de treinamento e do envio de uma cartilha contendo o “Guia e Orientações para Coleta de Dados Econômicos e de Produção da Pesca de Atuns e Afins”. Este processo possibilitará que ajustes sejam efetuados para ampliar ao máximo dados e informações econômicas, entretanto mantendo um processo simplificado que pouco altere a dinâmica cotidiana de uma empresa de pesca.

Na sequência, estrutura-se uma plataforma com a finalidade de centralizar os dados econômicos gerais da atividade, sob gestão do órgão governamental competente, administrador para monitoramento e controle de dados e informações econômicas, denominado Econopesca-Atum, uma plataforma web desenvolvida com o intuito de possibilitar o cadastro de armadores de pesca que tenham interesse em disponibilizar esses dados e informações econômicas referentes a pesca de atuns e afins. Com o Econopesca-Atum os armadores poderão declarar os custos/despesas e receitas/lucros referentes a cada viagem de pesca de forma padronizada e segura.

Dados e informações econômicas ficam disponíveis para dois perfis de usuários:

- ✓ *Pesquisadores*, que podem acessar os dados econômicos de forma simples, centralizada e com maior rapidez de atualização de dados. Os pesquisadores não têm acesso às informações pessoais dos armadores, garantindo o sigilo de informações sensíveis cadastradas pelos empresários; e
- ✓ O segundo perfil são os próprios *empresários/armadores*, que podem acompanhar a evolução econômica da atividade através de *dashboards*, que facilitam a tomada de decisão para melhorar a rentabilidade da atividade.

A solução foi desenvolvida baseada no padrão *Spring-MVC*, que utiliza *Java Spring Boot* no *back-end*. O *front-end* foi desenvolvido com *bootstrap* e para a integração entre *front* e *back* foi usado *Thymeleaf*. A aplicação utiliza o banco de dados *MySQL* para persistência dos dados. O trabalho não incluiu a disponibilização do web site em um domínio e, sendo assim, ainda não está disponível de forma online. A proposta prevê apresentação do processo ao setor produtivo, para trabalhar a evolução do sistema de forma conjunta e compartilhada, pois o objetivo final é a gestão integrada da pesca de atuns e afins.

Com o progresso dessa iniciativa, o passo seguinte será a instituição de um ato normativo com instruções de acesso, compromissos e elegibilidade para se constituir em uma obrigatoriedade frente aos compromissos assumidos pelo país no desenvolvimento sustentável na exploração dos recursos atuneiros nas águas jurisdicionais brasileiras.

4. Considerações finais

O estudo dos recursos naturais renováveis do ponto de vista econômico, cuja produção e os produtos gerados têm um valor comercial inerente, tem sido tema de interesse nas principais nações pesqueiras do mundo, mas ainda é pouco explorado no Brasil, cenário destacado por Mattos *et al.* (2001) e implica a coordenação de agentes de desenvolvimento local para a sustentabilidade da atividade e a superação de obstáculos, em conjunto com a necessidade de intervenções governamentais para salvaguardar o recurso e a economia local (emprego e renda).

Operações de pesca sempre foram consideradas atividades de alto risco econômico e mesmo com a escassez de estudos em economia pesqueira, a baixa lucratividade parece ser o fator limitante para o aumento do esforço de pesca. A receita gerada da pesca não é usualmente uma boa medida do seu custo de oportunidade, mas é apenas a quantia necessária para mantê-los trabalhando.

Zoetwey (1956), Mordrel (1972) e Bidet (1974) mencionaram que o sistema de parte ou parceria estabelecidos entre as empresas de pesca, armadores e os tripulantes de embarcações para a remuneração da força de trabalho a bordo é baseado no princípio de redução dos elevados riscos impostos pela pesca ao capitalismo, devido à imprevisibilidade da produção pesqueira e do mercado. Para o armador é uma forma de compartir os riscos com a tripulação, especialmente para os pequenos armadores, para quem um sistema de remuneração baseado no pagamento de salários fixos pode significar falência se uma série de resultados negativos ocorrerem, porque o risco para grandes empresas pode ser compensado e dissolvido entre as outras unidades de pesca. Esses autores consideram esse sistema como uma máscara utilizada pelo capital para melhor explorar essa força de trabalho, considerando uma desvantagem para a tripulação, devido à alta oscilação nos rendimentos e às incertezas nas forças de produção. Por outro lado, Ulrich *et al.* (1999, 2002) enfatizaram que para a pesca artesanal no Canal da Mancha o sistema de parceria encoraja e premia a eficiência na produção e a efetividade nos custos, o qual faz com que a parte da tripulação tenha um diferencial a mais nos custos de remuneração.

Entretanto, pode-se aferir que, apesar das lacunas e dificuldades, continua-se na busca da metodologia aplicada que permita a estimação de parâmetros econômicos e os custos fixos e variáveis, bem como outros possíveis custos que o armador pode incorrer. Entretanto, é importante compreender a relação entre investimento e aumento do esforço de pesca, de acordo com a suposição econômica na qual a maximização do valor real forçará a completa destruição do estoque pesqueiro, caso o valor de captura desse estoque até a sua depleção for maior que o valor de capturas sustentáveis durante todo o futuro. Talvez a suposição seja justamente de que essa ação não seja fisicamente possível, porque o aumento do esforço não implica somente no aumento do número de anzol, por exemplo, mas no aumento de todos os custos intrínsecos de captura, que é o custo de promover um esforço para obter uma produção de pescado.

Diante do exposto, existe ainda a necessidade de esclarecimento sobre os custos de trabalho das empresas de pesca, as estratégias para desempenhar a atividade pesqueira, bem como o valor da primeira comercialização da produção, ou seja, o valor (preço) da produção por espécie aplicado para o pagamento da tripulação, o qual encerra a operação de pesca, no cais. A partir deste ponto, ou seja, o encerramento da pescaria, iniciam-se as etapas inerentes à comercialização da produção, que não integra esta análise bioeconômica.

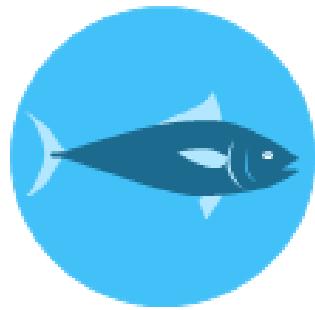
Mattos (2008) destacou que, no caso da pesca de pequena escala no Estado de Pernambuco, foi possível identificar que, se cada operação de pesca deve cobrir, pelo menos, os custos comuns obrigatórios de cada barco que são compostos por elementos heterogêneos, tais como remuneração, armação e lucro; se um percentual é partilhado entre o armador e a tripulação; e se nesta produção capitalista a distribuição é baseada na ideologia tríplice de custos comuns, parte do armador e parte da tripulação; o sistema permite a reprodução de parte dos custos fixos e variáveis. O processo de decisão do pescador elaborado por Franquesa e Guillén (2002), de acordo com os mecanismos desenvolvidos pelos pescadores do mar Mediterrâneo Norte-ocidental e baseado nos trabalhos prévios desenvolvidos por Lleonart *et al.* (1999), mostra que o mercado suporta esse mecanismo e as receitas totais, se forem positivas, são convertidas em esforço de pesca para a próxima unidade de tempo, mas não para aumentar a capturabilidade.

Não está claro qual é o entendimento do armador sobre as oportunidades e possibilidades da produção pesqueira. Aparentemente os recursos pesqueiros estão sendo utilizados comercialmente no limite para garantir um esforço de pesca que retornará um valor igual ao custo de exploração desses recursos. No contexto das pescarias locais analisadas pode-se observar e compreender que cada unidade produtiva – embarcação – é mais uma geradora de esforço do que uma produtora de pescado, uma vez que ninguém consegue controlar o sucesso de uma unidade de esforço aplicada (Mattos, 2008). Entretanto, pode-se aferir que, apesar das lacunas e dificuldades, a metodologia aplicada permitiu a definição e estimação de parâmetros econômicos e os custos fixos e variáveis, bem como outros possíveis custos que o armador pode incorrer. Entretanto, é importante compreender a relação entre investimento e aumento do esforço de pesca, de acordo com a suposição econômica na qual a maximização do valor real forçará a completa destruição do estoque pesqueiro, caso o valor de captura desse estoque até a sua depleção for maior que o valor de capturas sustentáveis durante todo o futuro. Talvez a suposição seja justamente de que essa ação não seja fisicamente possível, porque o aumento do esforço não implica somente no aumento do número de anzol, por exemplo, mas no aumento de todos os custos intrínsecos de captura, que é o custo de promover um esforço para obter uma produção de pescado.

Como se pode ver da análise bioeconômica da frota de cardume associado sediada em Areia Branca/RN é de uma tendência, com a obtenção de lucro, em ampliar a capturabilidade e aumentar o esforço de pesca. Verifica-se um esforço de pesca excessivo e, consequentemente, uma alta mortalidade por pesca, que leva a uma redução nas capturas, com forte diminuição da biomassa do estoque disponível para a pesca. O resultado é um prejuízo o que provavelmente ocasiona a redução do esforço de pesca pela saída da atividade de unidades de esforço em número de embarcações, redução esta que pode atingir metade da frota atualmente em atuação.

Entretanto, a redução da mortalidade por pesca promove uma recuperação do estoque disponível para a pesca e consequentemente lucro, estimulando o retorno das embarcações, quer aquelas que já atuavam ou novas na modalidade, acarretando no aumento do esforço de pesca e da mortalidade por pesca, repetindo-se o ciclo de vicioso de entrada e saída de embarcações da atividade pelo fator econômico, em virtude das oscilações nas capturas que são geradoras de receitas e lucros, considerando sempre a tendência de manter crescente a capturabilidade.

A simulação indica que, provavelmente, um ponto de equilíbrio pode ser alcançado no 15º ano, com um lucro líquido por embarcação de cerca de R\$ 325.000,00/ano, indicando que provavelmente só se atingirá com uma redução de 32% no esforço de pesca, em número de embarcações, e de 20% na mortalidade por pesca, que pode significar a possibilidade de aumentar investimentos na capturabilidade, frente aos níveis atualmente exercidos pela frota de cardume associado no estoque de atuns e afins.



Eixo E

Tecnologia de Pesca

Eixo D – Tecnologia Pesqueira

Linha de pesquisa: Acompanhamento de Embarque

Atividade: Análise descritiva das campanhas de pesca acompanhadas por observadores científicos na pesca de espinhel.

Pesquisadores envolvidos: Fábio Hazin, Paulo Travassos, Tatiana Beltrão, Bruno César, Rafael Muniz, Gabriel Crema, Anderson Félix.

1. Introdução

Em decorrência da vasta distribuição geográfica e da realização de migrações transoceânicas, as diferentes espécies de atuns e afins são capturadas por frotas de diversos países que pescam no oceano Atlântico. Desta forma, apenas uma organização regional de ordenamento pesqueiro, de grande abrangência internacional, teria sucesso na gestão das pescarias e conservação dos estoques destas espécies. Este papel é desempenhado atualmente pela Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico (ICCAT – International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna), da qual o Brasil é membro fundador e participante ativo nas suas reuniões anuais, tanto do Comitê Permanente de Pesquisa e Estatística (SCRS – Standing Committee on Research and Statistics), como da plenária da Comissão.

Para bem desempenhar o seu papel, a ICCAT depende de dados e informações sobre todas as pescarias desenvolvidas no Atlântico e Mar Mediterrâneo. Desta forma, todos os países membros da ICCAT são obrigados a enviar anualmente à Comissão informações relativas ao esforço de pesca e às capturas por espécie obtidas por cada método de pesca, incluindo a sua distribuição espaço-temporal, o comprimento dos peixes capturados e as características das embarcações de pesca da frota, entre outras informações. Todos estes dados devem ser enviados em formulários específicos da ICCAT até o dia 31 de julho de cada ano, com informações referentes ao ano anterior.

Para que o Brasil pudesse cumprir com estas obrigações e contribuir para a conservação dos estoques das espécies alvo e da fauna acompanhante da pesca de atuns no Atlântico, o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) criou o PROBORDO, Programa Nacional de Observadores de Bordo, através da Instrução Normativa Conjunta SEAP/PR-MMA nº 1, de 26 de setembro de 2006. O seu objetivo era o de “realizar o levantamento técnico-científico das operações de pesca, incluindo dados biológicos dos recursos, caracterização do ambiente (zonas de pesca), bem como das tecnologias empregadas nas embarcações, gerando subsídios para promover a transferência de tecnologia, treinamento de tripulantes e promover medidas de ordenamento mais eficazes” (MPA, 2011). O programa foi suspenso em 2012 e desde então a cobertura por observadores de bordo vem sendo feita através de embarques de observadores científicos, vinculados a projetos de pesquisa.

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo realizar o registro espaço-temporal dos dados do esforço de pesca e das capturas por espécie, o comprimento dos peixes capturados e as características das embarcações de pesca da frota, além de coletar material biológico (amostras de gônadas, estômagos, espinhos, vértebras, músculos e outros) para subsidiar outras linhas de pesquisa do PROTUNA. Assim, foi possível gerar dados que contribuíram para o Brasil cumprir parte das exigências da ICCAT relativas aos embarques de observadores.

2. Metodologia

Observadores científicos ($n = 3$) foram selecionados e capacitados com o intuito de realizar embarques para fins de acompanhamento a bordo da pesca de espinhel e de cardume associado das embarcações das frotas pesqueiras sediadas nos portos de Natal e Areia Branca, no Rio Grande do

Norte. A bordo, os observadores tinham a função de realizar as seguintes atividades: item i) registrar dados de captura e esforço de pesca pelo preenchimento do Mapa de Bordo; item ii) medir os tamanhos das principais espécies capturadas; item iii) coletar de amostras biológicas para fins de pesquisa (quando houver demanda); e item iv) registrar as rotinas de trabalho a bordo relativas às operações de pesca, os equipamentos eletrônicos de auxílio à pesca e informações sobre o beneficiamento e conservação do pescado. Todas essas informações foram entregues após encerramento de cada cruzeiro de pesca (prazo de 10 dias), em formato de relatório de embarque (item iv), com planilhas eletrônicas Excel em anexo (itens i, ii e iii).

3. Resultados

No período de outubro de 2018 a fevereiro de 2020, os observadores científicos realizaram embarques em 15 cruzeiros de pesca da frota atuneira, dos quais 14 foram em barcos de pesca de espinhel, baseados no porto de Natal (RN). Apenas embarque foi realizado Após o retorno da pandemia, foram realizadas mais 04 viagens, nos meses de setembro e outubro de 2022. Dados de esforço e de captura foram registrados, dos quais coordenadas geográficas de lançamento e recolhimento do petrecho, espécies capturadas e características biométricas foram extraídas para o desenvolvimento do presente relatório. Também foram coletadas amostras de acordo com a demanda de estudos científicos.

Tabela 1. Cronograma de embarques acompanhados por observadores científicos no âmbito do PROTUNA por embarcação.

	Campanha												
Ano	2018		2019						2020		2022		
Mês	Out	Nov	Fev	Mar	Abr	Ago	Set	Out	Dez	Jan	Fev	Set	Out
Barco 1													
Barco 2													
Barco 3													
Barco 4													
Barco 5													
Barco 6													
Nº de Viagens	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2

No total, foram identificados 6.998 indivíduos capturados pela pesca de espinhel. Quanto à captura das espécies-alvo, o *Thunnus obesus* (BET) (N= 2.343) apresentou o maior valor, seguido do *Xiphias gladius* (SWO) (N= 1.454), *T. albacares* (YFT) (N = 629) e *T. alalunga* (ALB) (N=456) (Figura 1), totalizando 4.882 indivíduos. A quantidade de indivíduos da fauna acompanhante foi de 2.116, dentre os quais o tubarão azul *Prionace glauca* (BSH) foi a espécie mais capturada (N= 659). este grupo ainda envolve outras espécies de tubarão (ex. galha-branca oceânico *C. longimanus*), agulhões, dourado e outros peixes ósseos e cartilaginosos.

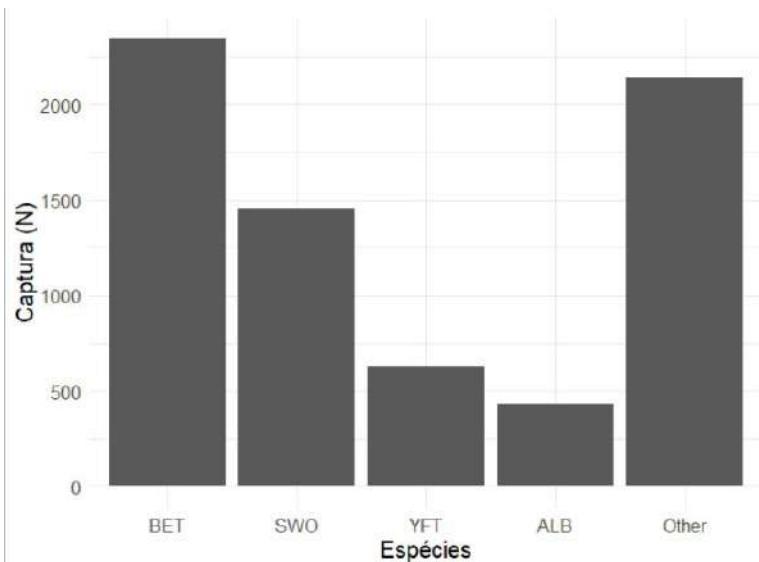


Figura 1. Capturas de atuns (BET - albacora bandolim, YFT - albacora laje, ALB - albacora branca, SWO - espadarte) e fauna acompanhante (other) realizadas pelas embarcações durante as 15 viagens de pesca de espinhel acompanhadas por observadores de bordo no período de outubro/2018 a outubro/2022.

Quanto a distribuição de tamanho por espécie, um total de 2.022 albacoras bandolim, 574 albacoras laje, 397 albacoras branca e 20 espadartes tiveram seus comprimentos furcrais registrados. A maior parte das capturas incidiu sobre indivíduos de tamanhos maiores do que o de primeira maturação definidos na literatura para estas espécies, com exceção do SWO (Figura 2).

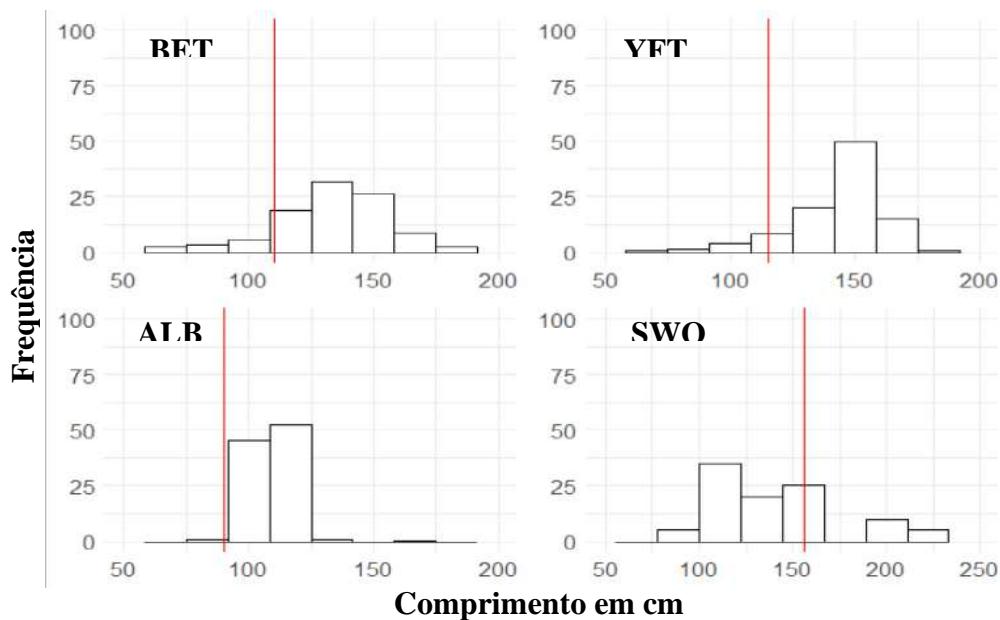


Figura 2. Distribuição de tamanho (CF - comprimento furcal) das espécies capturadas nas 14 viagens de pesca de espinhel acompanhadas por observadores científicos.

Com o objetivo de atender as demandas de pesquisas desenvolvidas no âmbito do Protuna, foram coletadas amostras de 998 indivíduos de diferentes espécies. As amostras coletadas foram de gônadas, espinhos, estômagos, cabeças e porções de músculos, permitindo a realização de estudos de reprodução, idade-crescimento, hábito alimentar, ecologia trófica, genética, entre outros. A distribuição de quantidade de amostras por espécie foi: BSH (N=222), SWO (N=201), BET (N=171), YFT (N=134), ALB (N=90), SKJ (N=23) e 157 de outras espécies da fauna acompanhante (Figura 3).

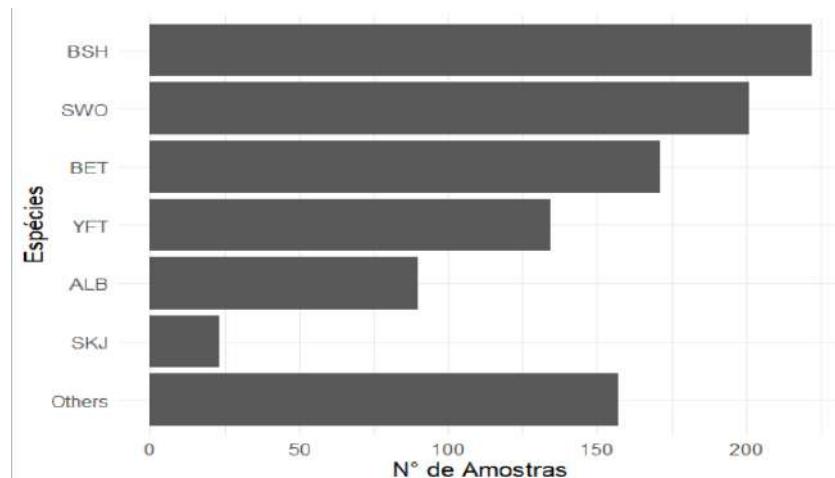


Figura 3. Quantitativo de amostras coletadas para fins de pesquisa no âmbito do Protuna de diferentes aspectos da biologia de espécies de atuns e afins.

As embarcações que realizam suas operações de pesca em área oceânica ao largo da costa brasileira, ao norte e sul do equador (Figura 4), onde tradicionalmente atuam para capturar as espécies-alvo acima citadas. Uma maior concentração da atividade pesqueira foi observada na zona acima do equador, entre as latitudes de 5°N e 10°N e as longitudes de 20°W e 40°W.

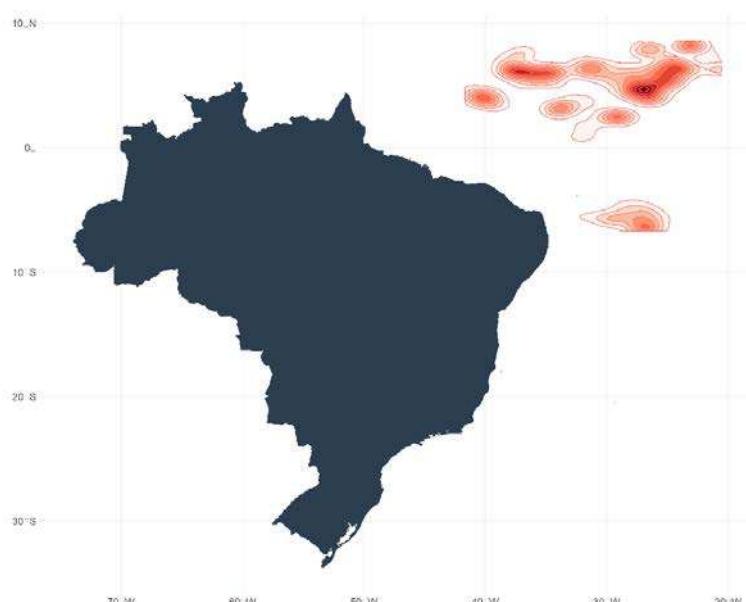


Figura 4. Distribuição espacial das operações de pesca com espinhel com cruzeiros que tiveram embarque de observador científico do Protuna.

4. Considerações Finais

Como mencionado acima, os embarques de observadores científicos em embarcações da frota de pesca de atuns e afins é ferramenta fundamental para promover um conhecimento mais detalhado das atividades desenvolvidas a bordo e possibilitar a coleta de dados de melhor qualidade das capturas, principalmente da fauna acompanhante, incluindo os registros de descartes de animais vivos ou mortos pós-captura. Além dessa função, outra que merece destaque aqui é a possibilidade de se obter amostras biológicas de diferentes tipos (gônadas, espinhos, tecidos, etc.) e espécies capturadas durante a realização dos cruzeiros de pesca, com o registro espaço-temporal da captura, o que não seria possível obter de forma precisa em coletas realizadas nos acompanhamentos dos desembarques. Por fim, vale destacar o forte impacto causado pela pandemia sobre essa atividade, gerando uma diminuição considerável na quantidade de embarques realizados com observador a bordo, decorrente da suspensão, por praticamente dois anos, dessa importante tarefa. Na sequência dessa paralisação, com a diminuição do impacto covid, houve uma grande dificuldade de se dispor de novos observadores com experiência comprovada que pudessem substituir aqueles que inicialmente embarcaram e que passaram atuar em outras atividades e funções profissionais.

Eixo E – Tecnologia de Pesca

Linha de pesquisa: Acompanhamento de cruzeiro de pesca

Atividade: Embarque de observador científico em embarcação de pesca de espinhel boiado para dourado

Pesquisadores envolvidos: Nilamon de Oliveira Leite Junior, Lilian Bastos Sarmento, Priscilla Nobres dos Santos, Jennifer Venturim Bernadino, Pedro Henrique da Silva Pires, Guilherme dos Santos Lirio, Caio Ishibashi Minei.

1. Introdução

A pesca de espinhel boiado para dourado é uma das atividades mais difundidas dentre as diferentes modalidades de pesca práticas no Espírito Santo. Assim, o objetivo maior deste trabalho foi o de, a partir do embarque de observador científico, descrever as operações de pesca do dourado com uso do espinhel, realizar a medição dos tamanhos das principais espécies capturadas e realizar o experimento comparativo entre o uso de anzol J, tradicionalmente empregado pelos pescadores locais, e o anzol C (circular), de melhor ganho ecológico por gerar taxas de sobrevivência mais elevadas das espécies capturadas, principalmente em se tratando de capturas incidentais de tartarugas e aves marinhas.

2. Metodologia

O único embarque realizado ocorreu no município de Anchieta, no dia 14/10/2019, em uma embarcação de 12,5 metros de comprimento, casco de madeira, motor MWM de 06 cilindros, capacidade de armazenamento de 12 toneladas de pescado no gelo e com tripulação de seis pessoas. Porém, devido a alguns imprevistos, a saída para o mar ocorreu apenas no dia 18/10/2019, partindo do porto de Guarapari. O observador embarcado teve a função de descrever em detalhes todas as atividades das operações de pesca, incluindo os registros georreferenciados dessas operações, e realizar a biometria das capturas das principais espécies. O experimento proposto para realizar a análise comparativa entre anzol J e C (circular) não foi realizado devido, principalmente, às dificuldades enfrentadas para viabilizar o embarque de observador científico para este fim.

3. Resultados

Como dito acima, infelizmente apenas um único embarque foi realizado para o acompanhamento dessa atividade de pesca. Além disso, a pescaria não foi acompanhada até o final do cruzeiro, considerado de longa duração, entre 27 e 29 dias, conforme alegação do mestre. A embarcação zarpou no dia 18/10/2019 de Guarapari e o observador desembarcou no dia 01/11/2019, no município de Aracruz. No total foram 15 dias de mar, durante os quais foram acompanhadas seis atividades de pesca com corriço (captura de isca) e nove lances de espinhel para captura de dourado (Figura 1). Cabe aqui mencionar que não foi possível a realização de mais embarques de observador em decorrência da grande resistência dos armadores e mestres em levar a bordo um tripulante extra-rol na embarcação. De acordo com o relato de alguns deles, a realização de qualquer experimento, como o pretendido, prejudicaria a atividade de pesca normalmente desenvolvida nos cruzeiros, gerando efeitos negativos na produtividade pesqueira e gerando possíveis prejuízos à tripulação.

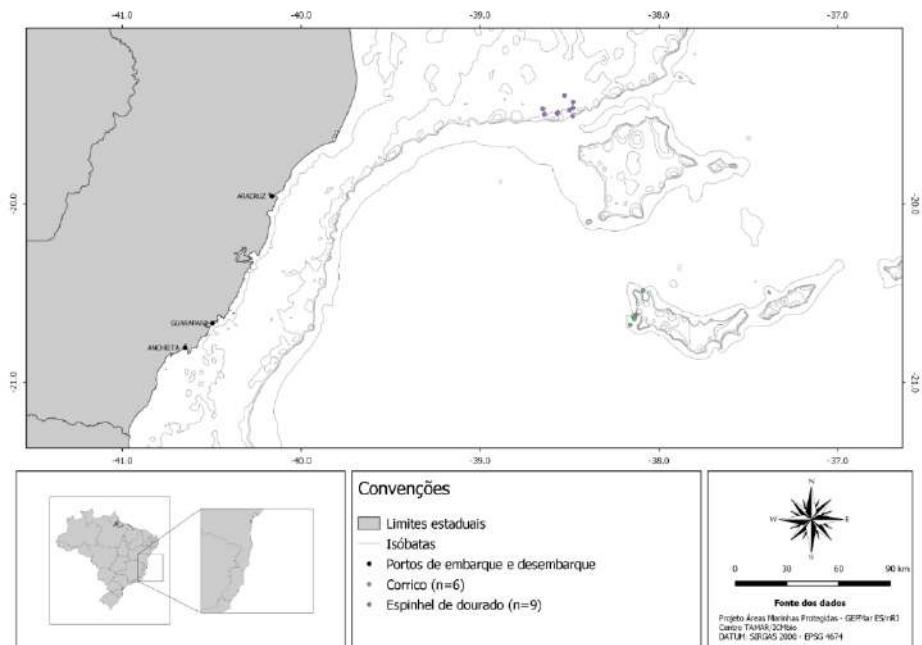


Figura 1. Mapa de distribuição dos pontos de pesca com corrico e espinhel de dourado acompanhados por observador científico a bordo.

Caracterização da atividade de pesca

Corrico

O uso da modalidade de corrico teve como objetivo básico a captura de vaquara (*T. atlanticus*, albacorinha), principalmente, posteriormente utilizada como isca para o espinhel de dourado. Para este petrecho foram utilizadas quatro linhas de superfície com 15 linhas secundárias compostas por anzóis tipo J em cada uma (altura = 4 cm e abertura = 1,4 cm) e lula artificial como isca. Nos seis lançamentos efetuados, que duraram de 3 a 7 horas cada um, foram capturadas quatro espécies diferentes: *A. thazard*, *K. pelamis*, *T. albacares* e *T. atlanticus* (Figura 2). Sempre que possível foi realizada a medição do comprimento furcal de cada indivíduo capturado (Tabela 1).



Figura 2. Espécies capturadas com corrico. (A) *Thunnus atlanticus*; (B) *Auxis thazard*; (C) *Katsuwonus pelamis*; (D) *Thunnus albacares*.

Tabela 1. Quantidade capturada e comprimento furcal de cada indivíduo capturado com corrico.

Espécies	Número total de indivíduos	Número de indivíduos medidos	Comprimento furcal (cm)
<i>Auxis thazard</i>	6	6	30 - 38,5
<i>Katsuwonus pelamis</i>	5	5	41,3 - 46
<i>Thunnus albacares</i>	1	1	62
<i>Thunnus atlanticus</i>	≥ 903	203	31,7 - 65,3

Os indivíduos de *T. atlanticus* capturados se concentraram principalmente entre classes de comprimento furcal de 30-40 e 40-50 cm (Figura 3). Devido à baixa abundância das outras espécies não foi viável fazer a distribuição de indivíduos por classes de tamanho.

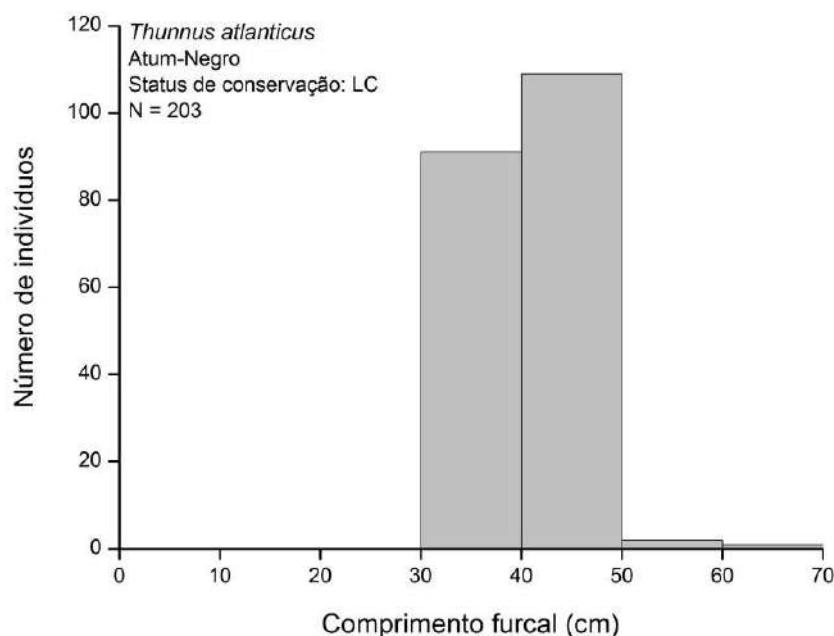


Figura 3. Distribuição dos indivíduos de *Thunnus atlanticus* em frequência de classes de comprimento furcal.

Espinhel de dourado

Quanto ao espinhel de dourado, foi utilizado um equipamento que possuía 7 milhas náuticas de comprimento e 750 anzóis tipo J de tamanho 3, com 4 boias bandeira para indicar visualmente a posição do espinhel. Os lances aconteciam durante a manhã, com duração de lançamento de aproximadamente 2 horas. A tripulação se organizava com dois pescadores cortando a isca, um responsável por passar o anzol de forma organizada para outro o iscassem e, por fim, um último pescador controlando o lançamento dos anzóis. Após aproximadamente 5 horas de espera na água, eles faziam o recolhimento, com duração de 2 a 3 horas (Figura 4).



Figura 4. Organização da tripulação para lançamento e recolhimento do espinhel de dourado.

Os nove lances efetuados resultaram na captura de 203 indivíduos, distribuídos em seis espécies: *Coryphaena hippurus* (espécie alvo), *Carcharhinus falcifomis*, *Istiophorus albicans*, *Prionace glauca*, *Scomberomorus cavalla* e *Lepidochelys olivacea*, capturada de forma incidental (Tabela 2).

Tabela 2. Composição da fauna capturada por espinhel de dourado. Número de indivíduos capturados (N), número de indivíduos medidos (NM), comprimento furcal mínimo e máximo (CF), comprimento total (CT), comprimento mandíbula inferior-furca (CMF), comprimento do casco (CC), largura do casco (LC), macho (M), fêmea (F) e indeterminado (I).

Espécie	N	NM	CF (cm)	CT	CMF	CC	LC	Sexo		
				(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	M	F	I
<i>Carcharhinus falsifomis</i>	1	1	-	163,5	-	71	70,5	0	1	0
<i>Prionace glauca</i>	4	1	-	205	-	-	-	0	4	0
<i>Coryphaena hippurus</i>	190	157	46,5 - 118	-	-	-	-	37	147	6
<i>Istiophorus albicans</i>	1	1	-	-	172,6	-	-	0	0	1
<i>Scomberomorus cavalla</i>	4	3	128 - 142	-	-	-	-	0	0	4
<i>Lepidochelys olivacea</i>	3	2	-	-	-	64,3	66,1	0	0	3

Por ser a espécie alvo, *C. hippurus* foi capturado em maior abundância, com proporção maior de fêmeas em relação aos machos. A classe mais frequente para fêmeas foi de 80-90 cm e para machos de 90-100 cm (Figura 5).

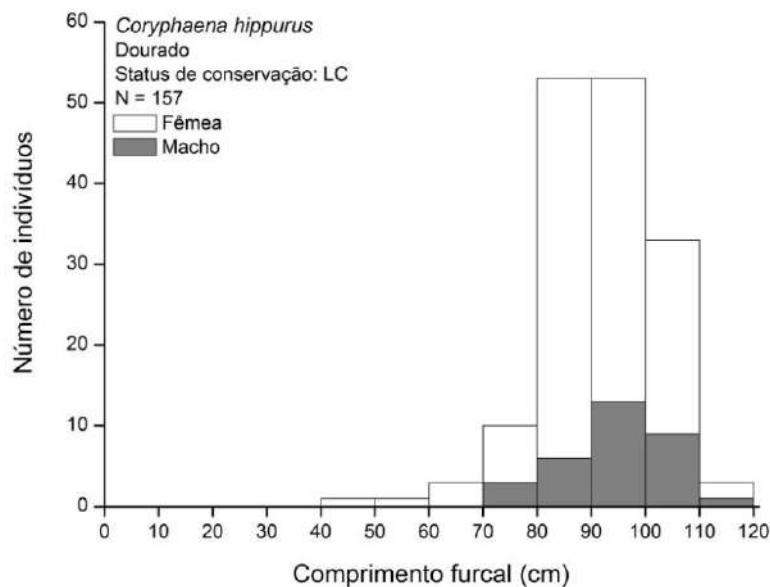


Figura 5. Distribuição de frequência de classes de comprimento furcal de fêmeas e machos de *Coryphaena hippurus*.

Além disso, também foram registradas capturas incidentais de três tartarugas marinhas da espécie *Lepidochelys olivacea* no espinhel de dourado (Figura 6). Quando possível, os indivíduos eram embarcados com o auxílio do bicheiro, realizando a retirada do anzol, a medição do comprimento e largura da carapaça e as marcações de identificação conforme o protocolo do TAMAR (Tabela 4). Houve também a captura de uma ave marinha, porém o registro do indivíduo foi censurado pelo mestre da embarcação.



Figura 6. Registro de um dos indivíduos de *Lepidochelys olivacea* capturado no espinhel de dourado.

Aplicação do experimento comparativo entre anzol circular e anzol tipo jota

O mestre da embarcação não autorizou a realização do experimento do anzol circular no espinhel de dourado. Segundo ele, a isca capturada com uso do corriço pela tripulação não era suficiente para o próprio material da embarcação e além disso as capturas estavam baixas. Pelo que foi apurado a bordo pelo observador, o restante da tripulação não estava ciente da realização do experimento, o que gerou certa dúvida quanto a quem, dentre os pescadores, ajudaria no processo de aplicação do experimento. Assim, o observador efetuou apenas descrição das pescarias e biometria das espécies capturadas, desembarcando antes do encerramento do cruzeiro, após 15 dias de mar.

4. Conclusões

Pelas dificuldades já mencionadas acima, não foi possível realizar o experimento para testar o uso do anzol circular na pesca de dourado com espinhel boiado. Essa tarefa deve ser tentada em outras oportunidades uma vez que se considera que novas tecnologias de pesca ecologicamente sustentáveis podem contribuir com a redução da captura incidental de tartarugas marinhas, problema inerente a esta atividade de pesca. Infelizmente, as tentativas para realização do teste dos anzóis circulares na frota de espinhel de dourado não lograram êxito, apesar de todo o empenho da equipe executora da pesquisa, uma vez que o setor produtivo local não colaborou para permitir o embarque de observador científico.

Entretanto, as informações geradas neste trabalho, relativas à descrição das pescarias para dourado e dos tamanhos das espécies capturadas são de grande valia para subsidiar discussões a respeito do ordenamento desta atividade, visando sua sustentabilidade e atuação conjunta e participativa de pesquisadores, pescadores e gestores.

Considerando que a atividade pesqueira está sempre mudando e se adaptando não só às condições ambientais, mas também às condições sociais e econômicas, é imperativo que o monitoramento que foi realizado até o momento no estado do Espírito Santo prossiga para acompanhar qualquer mudança que possa aumentar o impacto sobre as espécies ameaçadas que foram descritas nos relatórios aqui apresentados. O monitoramento dos desembarques, com a identificação e biometria das espécies desembarcadas devem ser contínuos para acompanhar com rapidez e precisão a situação dos estoques. Além disso, é importante que o monitoramento a bordo continue testando e aprimorando as medidas mitigadoras já existentes, bem como desenvolvendo novas medidas em conjunto com os pescadores.

Eixo E – Tecnologia de Pesca

Linha de pesquisa: Experimento pesqueiro

Atividade: Realização de experimento com atratores luminosos na pesca de espinhel

Pesquisadores envolvidos: Paulo Travassos e Tatiana Beltrão

1. Introdução

A aplicação de tecnologias na pesca tem como principal objetivo melhorar a produtividade pesqueira e diminuir o impacto ambiental inerente dessa atividade (Afonso et al., 2021). No caso específico da pesca com espinhel pelágico, por ser este um método de pesca passivo, alguns fatores ambientais e operacionais influenciam de forma efetiva nos resultados de suas capturas. Dentre os fatores operacionais, os tipos de isca, anzol e estropo, assim como a temperatura de operação do espinhel e o atrator luminoso (quando usado), são consideradas as mais importantes.

Por esta razão, campanhas de pesca experimental são realizadas com o objetivo de se avaliar como essas variáveis influenciam nas capturas deste método de pesca e como cada uma contribui, de forma isolada ou em sinergia, nos resultados das operações de pesca. Trabalhos realizados com a pesca de espinhel instrumentado, indicam que o tipo de isca e o uso de atratores luminosos são os elementos operacionais de maior importância para essa modalidade de pesca (Løkkeborg, 1990, 1991; Løkkeborg and Johannessen, 1992; Løkkeborg and Bjordal, 1995; Johannessen et al., 1993).

Atratores luminosos já vêm sendo usados na pesca de espinhel baseada no nordeste brasileiro desde a década de 90, com ênfase na pesca de espadarte (Hazin et al. 2005).

Contudo, poucos estudos foram desenvolvidos para entender a relação entre esse recurso tecnológico e a composição e volume das capturas das espécies alvo e não alvo da pesca de espinhel. Apenas recentemente, pesquisa realizou análise comparativa das capturas de espécies-alvo e acessórias em pescaria com espinhel pelágico voltada para espadarte e atuns equipados com atratores luminosos de três cores diferentes para verificar se algumas delas aumentaria a seletividade das artes de pesca (Afondo, 2021). Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi de complementar esta investigação, gerando mais informações sobre o tema, principalmente no que se refere à temperatura de operação do espinhel. Valei aqui ressaltar que a proposta original previa a análise de diferentes variáveis, que eram os tipos de isca, diferentes cores de atrator luminoso, dois tipos de anzol (J e C), dois tipos de estropo (aço e nailon) e também a temperatura de operação do espinhel. Entretanto, em decorrência do atraso na liberação recursos (em janeiro/2018), e a publicação da Portaria Conjunta N ° 3 de 24 de agosto de 2018 e da Portaria Interministerial N° 74, de 1º de novembro de 2017, alterações na proposta foram necessárias. A primeira normativa proibiu o uso do estropo de aço ou de qualquer outro material distinto de nailon monofilamento nas embarcações de espinhel em operações na Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (APA/ASPSP). A partir de então, a frota de espinhel baseada em Recife e Natal passaram a operar com esse tipo de estropo em toda a região, mesmo fora da APA ASPSP. A segunda normativa estabeleceu medidas mitigadoras para redução da captura incidental e da mortalidade de tartarugas marinhas por embarcações pesqueiras que operam na modalidade espinhel horizontal de superfície, no mar territorial brasileiro, na Zona Econômica Exclusiva ZEE brasileira e águas internacionais. Por esta razão, campanhas de pesca experimental foram realizadas com o objetivo de se avaliar como essas variáveis influenciam nas capturas com este método de pesca.

2. Metodologia

A execução do experimento foi feita em embarcação de pesca de atuns com espinhel baseada em Natal (RN), com o apoio do armador local. Estava prevista a realização de 8 cruzeiros de pesca com embarque de observador científico para coleta de dados.

Em decorrência das alterações sofridas pelas razões acima mencionadas, o experimento foi implementado apenas para avaliar os efeitos dos atratores das cores verde, azul e branca usados de forma alternada, por samburá do espinhel. Para determinação das temperaturas de operação do espinhel foram usados mini-profundímetros (minilog TR- Temperature Recorder), programados para gravar informações de temperatura e temperatura a cada minuto. Esses mini-logs foram fixados nas linhas secundárias dos samburás centrais do espinhel. Para fins de padronização de algumas variáveis com efeitos nas capturas, foi escolhida uma embarcação que operou com o mesmo tipo de anzol circular e isca (lula) ao longo dos cruzeiros. Desta forma, foram feitas análises comparativas das capturas efetuadas com o uso de atratores de cores diferentes, agregando-se aos resultados as temperaturas de operação do espinhel.

Todos os dados foram registrados pelo observador científico em três planilhas específicas elaboradas previamente para atender ao experimento. As planilhas 1 e 2 foram um espelho do Mapa de Bordo da pesca de espinhel, com registros dos dados relativos às datas, horas, posição geográfica (lat/lon), esforço de pesca (no. de anzóis), tipo de isca, características do espinhel (no. de samburás, no. de anzóis/samburás), temperatura da água e ainda das capturas das diferentes espécies por lance do espinhel. Em uma terceira planilha, foram registrados exclusivamente as capturas que ocorreram nos samburás que foram instrumentados com atratores luminosos com registros efetuados em cada lance, por samburá e número do anzol no samburá. Quando possível, foi feito o registro dos tamanhos dos peixes capturados.

3. Resultados

Em decorrência da pandemia da Covid-19, com a suspensão por quase dois anos da atividade de embarques de observadores científicos e a dificuldade de se dispor de pessoal qualificado para embarque nesta função e apoio de armadores da pesca de espinhel, só foi possível realizar 2 dos 8 cruzeiros inicialmente previstos. Portanto, só foi possível gerar uma quantidade limitada de dados, que ainda foi prejudicada no decorrer da primeira expedição, que ocorreu em agosto de 2022, por conta de problema mecânico no motor do barco logo no início do cruzeiro de pesca, resultando no seu retorno ao porto com apenas a realização de um único lançamento do espinhel. A segunda expedição ocorreu em outubro de 2022, foi possível realizar um total de 12 lançamentos de pesca. Deste modo, serão apresentados aqui os resultados gerados em 13 lançamentos com uso de atratores luminosos.

O espinhel usado foi composto por aproximadamente 1.500 anzóis, dos quais 1.100 foram equipados com atratores luminosos nas cores verde, branca e azul de forma alternada, à medida em que o espinhel era lançado. Desta forma, para cada lançamento do espinhel, um total de 73 samburás foram equipados com cada uma das três cores dos atratores.

Ao longo da execução do trabalho, houve a perda de 299 atratores luminosos no decorrer dos lançamentos, seja por má fixação dos snaps (grampos metálicos), pelo desgaste da linha secundária ou pelo atrator ter apresentado problemas de funcionamento durante a expedição. Assim, a quantidade final de atratores por cor foram: 304 brancos, 320 azuis e 177 verdes.

Desta forma, pela baixa quantidade de dados gerados (apenas 13 lançamentos), os resultados apresentados a seguir são de caráter descritivo e preliminar, sendo ainda insuficientes para uma análise estatística mais robusta e conclusiva.

A captura total registrada foi de 508 indivíduos, sendo estes 189 espécimes capturados nas linhas secundária com os atratores verdes, 165 com os atratores azuis e 154 com os atratores brancos. Dentre os 508 espécimes, 342 eram espécies alvo e 166 fauna acompanhante (Figura 1).

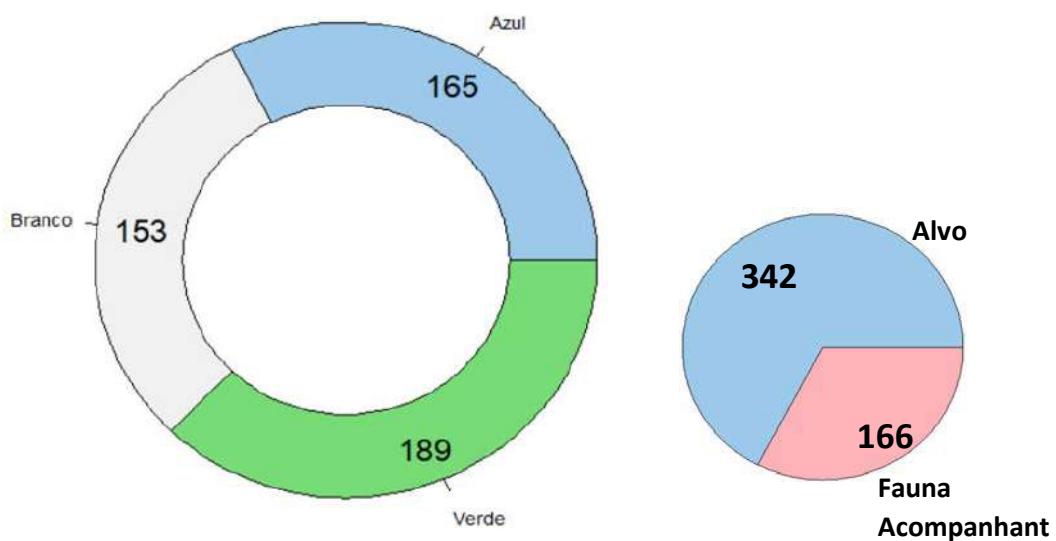


Figura 1. Distribuição das capturas em número de peixes por cor de atrator luminoso (direita) e composição das capturas (direita).

Quanto à captura das espécies alvo pela cor do atrator luminoso, a albacora bandolim (*Thunnus obesus*) foi responsável por aproximadamente 50% da captura nas diferentes cores. A albacora branca (*Thunnus alalunga*) teve uma maior representatividade nas capturas por atrator na cor branca, contribuindo com aproximadamente 19% das capturas, enquanto nos atratores verdes a espécie representou 10,5% das capturas. Para a albacora laje (*Thunnus albacares*), a espécie representou aproximadamente 6% da captura, independentemente da cor do atrator. Por fim, o SWO (*Xiphias gladius*), contribuiu com 33% da captura nos atratores branco e azul e com 22,5% nos atratores brancos.

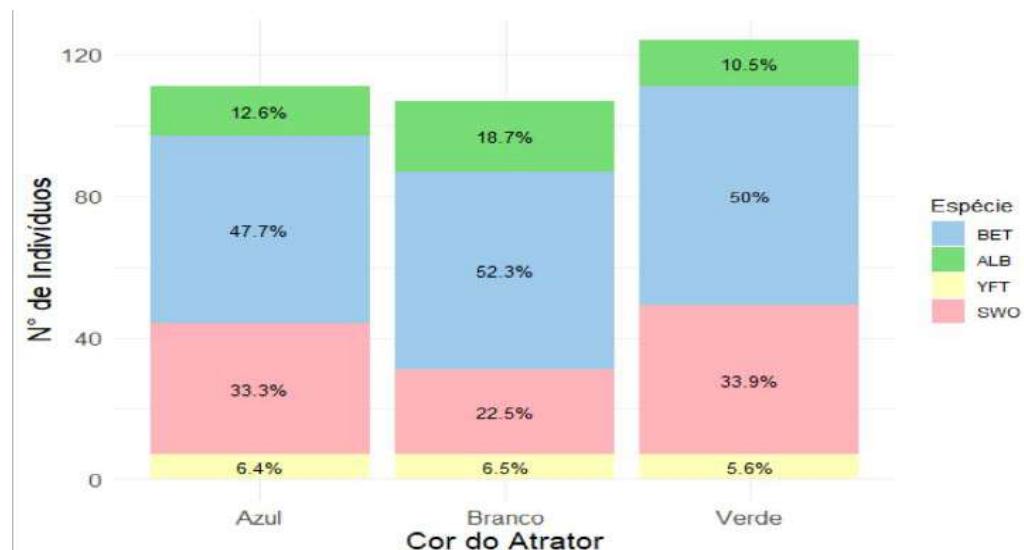


Figura 2. Distribuição das capturas das espécies alvo pela cor do atrator luminoso.

Dentre os 155 espécimes da fauna acompanhante foram identificadas 29 espécies. O tubarão azul (*Prionace glauca*) foi o mais capturado (N=55), seguido pelo agulhão branco (*Tetrapturus albidu*) (N=19), tubarão crocodilo (*Pseudocarcharias kamoharai*) (N=12) e agulhão negro (*Makaira nigricans*) (N=9) (Tabela 1).

Tabela 1. Composição das capturas de fauna acompanhante observadas no experimento.

Código ICCAT	N Absoluto	Frequência Relativa
BSH	55	33,33
WHM	19	11,52
PSK	12	7,27
BUM	9	5,45
GES	8	4,85
FAL	7	4,24
OCS	5	3,03
SAI	5	3,03
TUS	5	3,03
DOL	4	2,42
POA	4	2,42
SMA	4	2,42
WAH	4	2,42
OIL	3	1,82
OTH TEL	3	1,82
PLS	3	1,82
DKK	2	1,22
BTH	2	1,21
RMB	2	1,21
LEC	1	0,61
LKV	1	0,61
MAK	1	0,61
NA	1	0,61
RSK	1	0,61
SPF	1	0,61
SPL	1	0,61
SPX	1	0,61
THH	1	0,61

Quanto à distribuição da fauna acompanhante de acordo com o atrator luminoso, o tubarão azul contribuiu menos na composição do atrator azul representando 25% das capturas, já para as cores verde e branco tubarão azul compôs 35% e 41% das capturas, respectivamente. O agulhão branco apresentou o cenário contrário do BSH. O WHM foi responsável por 18% da captura com os atratores azuis, enquanto os atratores verde e branco tiveram 6% e 10% das capturas composta por agulhão branco. As capturas de PSK e BUM tiveram um baixo valor e tiveram baixa variação de acordo com a cor do atrator. As demais espécies da fauna acompanhante compuseram quase 40% das capturas independentemente da cor do atrator (Figura 3).

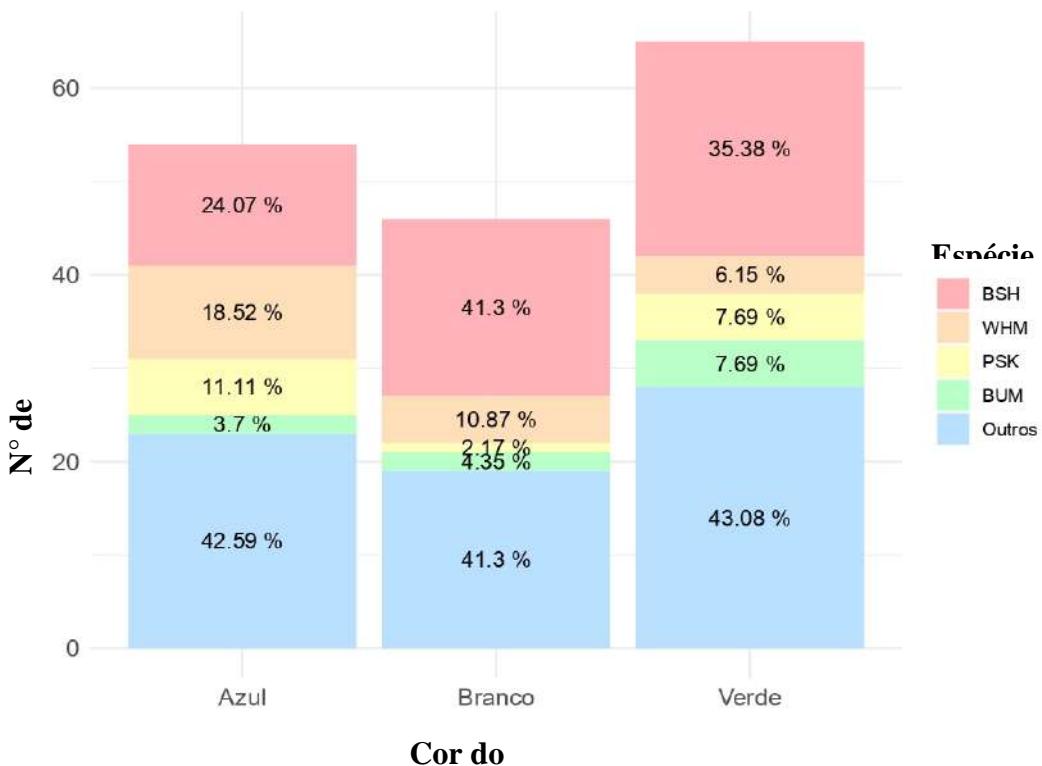


Figura 3. Distribuição das capturas das espécies da fauna acompanhante pela cor do atrator luminoso.

No que se refere à temperatura da água, os valores registrados variaram do mínimo de 14,9°C ao máximo de 26,5°C, este último na superfície do mar. Com base nesses valores, é possível considerar que o espinhel operou nas camadas mais superficiais do oceano, desde a superfície à parte interior da termoclinina, em profundidades acima dos 150 a 170m.

4. Comentários finais

Esta foi, sem dúvidas, a atividade que enfrentou mais dificuldades para a sua execução. Dentre elas podemos citar a saída do projeto do colega responsável por este experimento com o espinhel instrumentado. Podemos citar ainda, como já mencionado, a pandemia do Covid-19, que provocou a tomada de decisão de suspender por quase dois anos a atividade de embarques de observadores científicos. Em seguida, pós-pandemia, tivemos grande dificuldade de dispor de pessoal qualificado e com experiência de mar e com conhecimento na pesca de espinhel, para embarque nesta função. Desta forma, só foi possível realizar 2 dos 8 cruzeiros inicialmente previstos. Portanto, os resultados acima apresentados se baseiam em quantidade limitada de dados e são ainda preliminares, já que a última expedição ocorreu ao longo de mês de outubro/2022, não tendo sido possível analisar as informações coletadas na sua integralidade. Essa tarefa será continuada e resultados conclusivos serão aportados posteriormente.

3. Comentário finais

Não é possível realizar o ordenamento da pesca sem o devido suporte científico!

É com esta frase que tecemos aqui alguns comentários conclusivos sobre o Projeto de Apoio Técnico-Científico ao Desenvolvimento da Pesca de Atuns e Afins no Brasil – PROTUNA.

Inicialmente, é importante voltarmos ao ano de 2015, quando o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) ainda existia, posto que foi extinto em outubro daquele ano. Extinto, mas sem antes deixar uma semente plantada, que permitiu brotar uma quantidade extraordinária de informações de alta qualidade. Informações que lastreiam a frase que dá início a este texto de fechamento da nossa pesquisa, tornando-a crível!

Esta semente foi batizada com o nome de Chamada MCTI/MPA/CNPq 22/2015 – Ordenamento da Pesca Marinha Brasileira, no âmbito da qual seis Linhas Temáticas foram abertas para financiar pesquisas sobre os principais recursos pesqueiros marinhos explotados ao largo da costa brasileira. Recursos da ordem de R\$ 11.700.000,00 foram alocados para este fim. Uma soma voltada para pesquisas na área de ciências do mar que há tempos não se via após o encerramento do Programa REVIZEE – Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva!

Dentre estas linhas, havia a Linha Temática II – Atuns e afins. E foi para esta que submetemos nossa proposta. Proposta elaborada com apoio de diversos parceiros da comunidade científica, de elevada experiência em pesquisa sobre pesca, biologia, ecologia, economia e avaliação das condições dos estoques das espécies de atuns e afins capturadas pela frota brasileira.

A navegação até aqui não foi nada fácil. Enfrentamos muitas tempestades. Atrasos de dois anos na liberação dos recursos e dificuldades consequentes para remontar equipe de pesquisadores, principalmente de bolsistas, que tiveram que abandonar o barco em busca de outras oportunidades. E como se não bastasse, veio a maior tormenta! A pandemia da Covid-19! Essa pegou nosso barco de proa e, como não poderia ser diferente, passamos a navegar em mares ainda mais agitados! Mas mantivemos o rumo, com muita dedicação, determinação e coragem!

Porém, no meio dessa tormenta houve uma grande perda que abalou toda a tripulação! Não foi nada fácil superar a enorme dor provocada pela passagem de nosso colega e amigo Fábio Hazin. Nossas almas e corações foram invadidos por enormes tristeza e angústia. Sentimos esse duro golpe. Ficamos algum tempo à deriva, sem forças para seguir adiante! Mas apesar disso, conseguimos buscar forças para redobrar nossas determinação e coragem! Tínhamos uma missão a cumprir e precisávamos pôr o barco em rota novamente! E você Fábio, onde quer que esteja, saiba que você foi o farol que nos permitiu manter o rumo e aprovar nosso barco chamado PROTUNA em direção ao porto final da sua longa viagem!

Temos a certeza de que conseguimos cumprir muito bem essa missão, trazendo a bordo uma quantidade extraordinária de informações científicas de alta qualidade. Informações que irão contribuir de forma significativa para subsidiar o ordenamento da pesca de atuns e afins no Brasil e no âmbito da Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico – ICCAT.

Que outras chamadas para financiamento de pesquisas como esta venham em futuro próximo! A pesca brasileira precisa da ciência ao seu lado para que possa se desenvolver em bases sustentáveis!

4. Equipe

MEMBROS DA EQUIPE DE PESQUISADORES DO PROTUNA

Pesquisador	Bolsistas	Modalidade	Instituição
Paulo Travassos (Coordenador geral)	Alfredo Leandro Borie Mojica	DTI-B	UFRPE
	Ananda Marieta Silva Teles	DTI-C	
	Edson Bortoletto Garciov Filho	DTI-B	
	Fernanda V. A. da Silva	DTI-B	
	Geyse Carvalho	Graduação	
	João Victor Santos da Silva	ITI-A	
	Karla M. de A. Bezerra Martins	DTI-B	
	Lucas Nunes da Silva	DTI-B	
	Maria Ester Ribeiro Simoni	DTI-B	
	Maria Lúcia Góes de Araújo	DTI-B	
	Mariana Rêgo	Pesquisadora/PosDoc	
	Marília Previero	Pesquisadora	
	Newton Nunes Júnior	Estagiário	
	Rafael Barros Leite	ITI-A	
	Robert Smith	Estagiário	
	Santiago Hamilton	DTI-B	
	Sidney Pereira Barbosa	ITI-A	
	Tatiana Beltrão Alves da Costa	DTI-B	
	Yasmim Leandra Dias da Silva	ITI-A	
Flávia Frédou Thierry Frédou	Andrey Paulo Cavalcanti Soares	DTI-B	UFRPE
	Catarina Cardoso de Melo	DTI-C	
	Rayssa Rayanna S. de S. Lima	DTI-B	
	Matheus Lourenço S. da Silva	DTI-B	
	Anne Karen da Silva Justino	DTI-B	
	Ana Júlia Rufino de Freitas	DTI-B	
	Thaíza Barreto	Doutorado	
Alberto Amorim Eduardo Pimenta	Carlos Eduardo Malavasi Bruno	DTI-C	IP-SP UVA
	Mariana Dantas Alberto	DTI-B	
Fábio Hazin	Anderson Rodrigo F. da Silva	DTI-C	UFRPE
	Bruno Cesar Rodrigues da Silva	DTI-C	
	Daniel Cunha B. Carapeba	DTI-C	
	Gabriel Crema Pinto	DTI-C	
	Natália Bezerra	Pós-Doutorado	
	Rafael Ferreira Muniz	DTI-C	
Guelson B. da Silva	João Luiz Elias Pinheiro Duarte	ITI-A	UFERSA
	Manuel Alves da Cunha Neto	DTI-C	
	Paulo Nunes S. de Mendonça	ITI-A	
	Raphaella Christine Paiva Regis	DTI-C	
Humber Andrade	Álvaro Cirino da Silva Júnior	ITI-A	UFRPE
	Ana Júlia Rufino de Freitas	ITI-A	
	Laura Lima Pequeno	ITI-A	
	Douglas Aroucha dos Santos	ITI-A	
	Silvaneide Rodrigues	Pesquisadora (M/D)	
	Vívian Carneiro	Pesquisadora (D)	

Nilamon Leite	Caio Ishibashi Minei	DTI-C	ICMBio / ES
	Guilherme dos Santos Lirio	DTI-C	
	Jennifer Venturim Bernardino	ITI-A	
	Lilian Bastos Sarmento	DTI-C	
	Pedro Henrique da Silva Pires	ITI-A	
	Priscilla Nobres dos Santos	DTI-C	
Rosângela Lessa	Amanda Grazielle A. Resende	DTI-C	UFRPE
	Cicero Diogo Lins de Oliveira	DTI-C	
	Leandro Augusto de S. Junior	DTI-B	
	Thaísy E. Florentino da Silva	DTI-C	
	Francisco Marcante S. da Silva	Pesquisador/Prof	
	Rosana Coimbra de Souza	DTI-C/DTI-B	
Rodrigo Sant'Ana	Rayd Ivanoff Nunes	DTI-B	UNIVALI
	Gabriela Scholante Delabary	DTI-B	
Bruno Mourato	Renato do Nascimento Bio	DTI-B	UNIFESP
Sérgio Mattos	Robson Farias Jatobá	ITI-A	-
	Ronaldo Almeida Lins	DTI-C	
Rodrigo Torres	Demétrios Lucas da Silva	DTI-C	UFPE
	M ^a Clara G. de Queiroz-Brito	Pesquisadora (D)	

Cooperação externa/pesquisadores colaboradores:	
Luis Gustavo Cardoso	FURG
David Point	
François Le Loch	
Laurent Dagorn	IRD/França
Fabrice Duponchelle	
Jacques Panfili	
Freddy Arocha	Univ. de Oriente/Venezuela
Davy Anguanko	DG Pêches et Aquaculture/Gabão
Constance Diaha	
Justin Amandé	CRO-CI / Costa do Marfim
Fambaye Ngom	CRODT / Senegal
Jason Cope	NOAA
Fernando F. Mendonça	UNIFESP
Joana Robalo	MARE

5. Acrônimos / Instituições

UFRPE – Universidade Federal Rural de Pernambuco
UFPE – Universidade Federal de Pernambuco
IP-SP – Instituto de Pesca de São Paulo
UVA – Universidade Veiga de Almeida
UFERSA – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
ICMBio/ES – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
UNIVALI – Universidade do Vale do Itajaí
UNIFESP – Universidade Federal de São Paulo
FURG – Fundação Universidade do Rio Grande
IRD – Institut de Recherche pour le Développement (França)
UDO – Universidad de Oriente (Venezuela)
DGPA – Direction Générale des Pêches et de l'Aquaculture/MAA (Gabão)
CRO – Centre de Recherche Océanologique (Costa do Marfim)
CRODT – Centre de Recherche Océanographique de Dakar-Thiaroye (Senegal)
MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente (Portugal)

6. Projetos parceiros

- ✓ Projeto GEF-Mar ES/nRJ – Monitoramento da biodiversidade marinha nos desembarques pesqueiros
- ✓ Projeto Tubarão Azul (RS/FURG)
- ✓ Projeto ABRACOS - Acoustics along the BRAzilian COaSt / IJL TAPIOCA: Tropical Atlantic Interdisciplinary laboratory on physical, biogeochemical, ecological and human dynamics (UFRPE-UFPE-IRD)
- ✓ Projeto TRIATLAS – Tropical and South Atlantic: climate-based marine ecosystem prediction for sustainable management (European Union's Horizon 2020 research and innovation programme)
- ✓ Projeto de marcação de marlins no Brasil (PMAR/FAPESP)
- ✓ ICCAT Atlantic Ocean Tropical Tuna Tagging Programme (AOTTP)
- ✓ ICCAT Year Research Programme for Small Tunas (SMTYP)
- ✓ ICCAT South Atlantic albacore tuna reproductive biology study (SAARS)
- ✓ ICCAT Species Groups Tagging (ALB – SHK – SWO)

7. Referências

- Abdallah, P. R.; (1998). Atividade Pesqueira No Brasil: Política E Evolução. Tese (Doutorado) – Escola Superior De Agricultura Luís De Queiros, Piracicaba, São Paulo.
- Abecassis, M.; Dewar, H.; Hawn, D.; Polovina, J.; (2012). Modeling swordfish daytime vertical habitat in the North Pacific Ocean from pop-up archival tags. *Marine Ecology Progress Series*. 219-236.
- Abrams, P.; (1980). Some Comments On Measuring Niche Overlap. *Ecology*, 61 (1), P. 44 – 49.
- ACAP.; (2013) ACAP Guidelines on hook removal from seabirds. First Meeting of the Populatio and Conservation Status Working Group, p. PaCSWG1 Doc 07. Agreement for the Conservation of Albatrosses and Petrels, La Rochelle.
- ACAP.; (2017) Review and best practice advice for reducing the impact of pelagic longline fisheries on seabirds. Tenth Meeting of the Advisory Committee, pp. 1–67. Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels, Wellington.
- ACAP.; (2019) ACAP Review and Best Practice Advice for Reducing the Impact of Demersal Longline Fisheries on Seabirds. Reviewed at the Eleventh Meeting of the Advisory Committee.
- Akaike, H.; (1973). Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. Pp. 267-281. In: PETROV, B. N.; F. CSAKI (Eds.). Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory. Budapest, Akademiai Kiado.
- Akaike, H.; (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control*, 716-723.
- Albaret, J. J.; Caveriviére, A.; De Sainte Claire, S.; (1977). Période Et Zone De Ponte De L'albacore De L'atlantique D'après Les Études Du Rapport Gonade Somatique Et Des Larves. SCRS/75. 7p.
- Albaret, Jean-Jacques.; (1977). La Reproduction De L'albacore (*Thunnus Albacares*) Dans Le Golfe De Guinée. Cahiers ORSTOM. Série Océanographie, V. 15, N. 4, P. 389-419, 1977.
- Albuquerque, F. V.; Navia, A. F.; Vaske, T.; Crespo, O.; Hazin, F. H. V.; (2019). Trophic Ecology Of Large Pelagic Fish In The Saint Peter And Saint Paul Archipelago, Brazil. *Marine And Freshwater Research*, V. 70, N. 10, P. 1402-1418.
- Alcântara, R.; (2011). Pesca e Ecologia de Atuns no Atlântico Oeste Tropical (Projeto ECOTUNA 2) – Relatório Final. DEPAq – UFRPE.
- Allain, V.; (2003). Diet Of Mahi-Mahi, Wahoo And Lancetfish In The Western And Central Pacific. In: 16th Meeting Of The Standing Committee On Tuna And Billfish, SCTB16, Mooloolaba, Queensland, Australia. P. 16.
- Alley, T. R.; (1982). Competition Theory, Evolution, And The Concept Of An Ecological Niche. *Acta Biotheoretica*, V. 31, N. 3, P. 165-179. Almeida, F. F. M.; (2006). Ilhas Oceânicas Brasileiras E Suas Relações Com A Tectônica Atlântica. Terra Didática, 2, 3-18.
- Alò, D.; Lacy, S. N.; Castillo, A.; Samaniego, H. A.; Marquet, P. A.; (2021) The Macroecology Of Fish Migration. *Global Ecol Biogeogr*. 30:99–116. DOI: 10.1111/Geb.13199
- Amorim, A. F.; Arfelli, C. A.; (1988). Description of the Brazilian swordfish fishery, in Santos. ICCAT. 315-317.

- Amorim, S.; Santos, M.N.; Coelho, R.; Fernandez-Carvalho, J. (2015). Effects of 17/0 circle hooks and bait on fish catches in a southern Atlantic swordfish longline fishery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 25, n. 4, p. 518-533.
- Amundsen, P. A.; Gabler, H. M.; Stalder, F. J.; (1996). A New Approach To Graphical Analysis Of Feeding Strategy From Stomach Contents Data Modification Of The Costello (1990) Method. *Journal Of Fish Biology*, V. 48, N. 4, P. 607-614.
- Anderson, G.; Lal, M.; Stockwell, B.; Hampton, J.; Smith, N.; Nicol, S.; Rico C. (2020) No population genetic structure of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the tropical Western and Central Pacific assessed using single nucleotide polymorphisms. *Frontiers in Marine Science*. 570760. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.570760>
- Andrade, H. A.; Santos, J. A. T.; (2004). Seasonal trends in the recruitment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) to the fishing ground in the southwest Atlantic. *Fisheries research*, 66(2-3), 185-194.
- Andrews, A. H.; Pacicco, A.; Robert, A.; Falterman, B. J.; Lang, E. T.; Gollet, W.; (2020) Age validation of yellowfin (*Thunnus albacares*) and bigeye (*T. obesus*) tuna of the northwestern Atlantic Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 637-643.
- Anon. 2017. Report of the (2017). ICCAT Atlantic swordfish stock assessment session. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 841-967.
https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2017_ATL_SWO_ASS_REP_E NG.pdf.
- Aoki, Y.; Aoki, A.; Ohta, I.; Kitagawa, T.; (2020). Physiological And Behavioural Thermoregulation Of Juvenile Yellowfin Tuna *Thunnus Albacares* In Subtropical Waters. *Mar Biol* 167, 71. <Https://Doi.Org/10.1007/S00227-020-03679-W>.
- Aquino, E. P.; (2016). Fitoplâncton Como Indicativo Das Condições Oceanográficas De Um Arquipélago No Atlântico Equatorial (Fernando De Noronha, Brasil). Dissertação De Mestrado, P. 94. Universidade Federal De Pernambuco.
- Araújo, P. V. N.; Ruivo, U.; Silva, G. B.; Freire, J. Á.; Bezerra, M. A. (2013). Descrições gerais da frota japonesa arrendada para a pesca de atuns e afins na zona econômica exclusiva do Brasil. Labomar: CIÊNCIAS DO MAR, Fortaleza. 55-63. 2013.
- Arfelli, C. A. (1996). Estudo da pesca e aspectos da dinâmica populacional de espadarte, *Xiphias gladius* L. 1758, no Atlântico Sul. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista - UNESP. Rio Claro. 1
- Armani, A.; Lara, T.; Xiong, X.; Evgeniya, T.; Alessandra, G.; Lorenzo, C. (2014) Development of a simple and cost-effective bead-milling method for DNA extraction from fish muscles. *Food analytical methods*. 946-955. <https://doi.org/10.1007/s12161-014-9792-z>
- Armines. (2019). RGeostats: The Geostatistical R Package. Version: 11.2.12. Free download from:<http://cg.ensmp.fr/rgeostats>.
- Armines. (2022). RGeostats: The Geostatistical R Package. Version: 14.0.5. Free download from:<http://cg.ensmp.fr/rgeostats>.
- Arocha, F.; Lee, D.W.; Marcano, L.A.; Marcano, J.S.; (2001). Update Information On The Spawning Of Yellowfin Tuna, *Thunnus Albacares*, In The Western Central Atlantic. Col. Vol. Sci. Paper, ICCAT, 52(1): 167-176.

Arrizabalaga, H.; Costas, E.; Juste, J.; González-Garcés, A.; Nieto, B.; López-Rodas, V.; (2004).

Population structure of albacore *Thunnus alalunga* inferred from blood groups and tag-recapture analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 282, 245-252.

Artetxe-Arrate, I.; Fraile, I.; Marsac, F.; Farley, J. H.; Rodriguez-Espeleta, N.; Davies, C. R.; Murua, H.; (2020). A Review Of The Fisheries, Life History And Stock Structure Of Tropical Tuna (Skipjack *Katsuwonus pelamis*, Yellowfin *Thunnus Albacares* And Bigeye *Thunnus obesus*) In The Indian Ocean. *Advances In Marine Biology*. DOI:10.1016/Bs.Amb.2020.09.002

Ashida, H.; (2020). Spatial and temporal differences in the reproductive traits of skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* between the subtropical and temperate western Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 221, 105352.

Ashida, H.; Tanabe, T.; Satoh, K.; Fukui, A.; Tanaka, S.; Suzuki, N.; (2010). Reproductive biology of male skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* (Linnaeus) in the tropical western and central Pacific Ocean. *Fisheries Science*, 76(5), 785-793.

Ashida, H.; Tanabe, T.; Suzuki, N.; Fukui, A.; Tanaka, S. (2008). Spawning frequency and batch fecundity of skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* in the tropical west-central Pacific Ocean. *Nippon Suisan Gakkaishi* (Japan).

Assunção, R. V.; (2017). Variabilidade Sazonal Da Dinâmica Oceânica Na Região Do Mar De Dentro Do Arquipélago De Fernando De Noronha, PE. Dissertação De Mestrado, P. 101. Universidade Federal De Pernambuco.

Azevedo, V. G. (2003). Aspectos biológicos e dinâmica das capturas do tubarão-azul (*Prionace glauca*) realizadas pela frota espinheira de Itajaí-SC, Brasil. São Paulo, Brazilmaster's thesis, Universidade de São Paulo pg. 113p.

Baque-Menoscal, J.; Paez-Rosas, D.; Wolff, M; (2012). Feeding Habits Of Two Pelagic Fish *Thunnus Albacares* And *Acanthocybium Solandri* From The Galapagos Marine Reserve. *Revista De Biología Marina Y Oceanografía*, V. 47, N. 1, P. 1-11.

Bard, F. X.; (1981). Le thon germon (*Thunnus alalunga*) de l'Océan Atlantique. De la dynamique des populations à la stratégie démographique. These de Doctorat d'etat. Université de Paris. 333 p.

Bard, F. X.; Capisano, C.; (1991). Actualisation Des Connaissances Sur La Reproduction De L'albacore (*Thunnus Albacares*) En Océan Atlantique. ICCAT Actes du Programme de l'Année Albacore (YYP, Yellowfin Year Program) Special Rec Doc Sci 36: 158-181

Barletta, M.; Corrêa, M. F. M.; (1992). Guia Para Identificação De Peixes Da Costa Do Brasil. Editora UFPR.

Barreto, R.; Ferretti, F.; Flemming, JM.; Amorim, A.; Andrade, H.; Worm, B.; Lessa, R. (2016). Trends in the exploitation of South Atlantic shark populations. *Conservation Biology*. 792-804.

Batista Da Silva, G.; Hazin, H.G.; Hazin, F.H.V.; Travassos, P.; (2019). The Tuna Fisheries On 'Associated School' In Brazil: Description And Trends. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 75(7): 1924-1934.

Batts, B. S. (1972). Food Habits Of The Skipjack Tuna, *Katsuwonus Pelamis*, In North Carolina Waters. *Chesapeake Science*, 13(3), 193-200.

Bearhop, S.; Adams, C. E.; Waldrons, S.; Fuller, R. A.; Macleos, H.; (2004). Determining Trophic Niche Width: A Novel Approach Using Stable Isotope Analysis. *Journal Of Animal Ecology*, V. 73, N. 5, P. 1007-1012

- Benseddik, A. B.; Besbes, R. (2015). Régime alimentaire de la dorade coryphène *Coryphaena hippurus* (Coryphaenidae) des côtes tunisiennes. Société Française D'Ictyologie - SFI. Cybium. 39(1): 21-29.
- Bernal, D.; Brill, R. W.; Dickson, K. A.; Shiels, H. A.; (2017). Sharing The Water Column: Physiological Mechanisms Underlying Species-Specific Use In Tunas. Reviews In Fish Biology And Fisheries, 27:843-880.
- Bertalanffy, L. V.; (1938). A quantitative theory of organic growth. Human Biology 10, 181-123.
- Bertrand, A., Bard, F. X., Josse, E.; (2002). Tuna Food Habits Related To The Micronekton Distribution In French Polynesia. Marine Biology, 140: 1023–1037.
- Beverton, R. J. H.; Holt, S. J.; (1966). Manual of methods for fish stock assessment, Part II– Tables of Yield Functions. FAO Fisheries Technical Paper No. 38 (Rev. 1), 10 pp.
- Bidot, J.; (1974). Sur les raisons d'être de l'idéologie: rapports sociaux dans le secteur de la pêche. La Pensée, Paris, 174 p.
- Bigelow, K.; (2006). Pelagic longline gear depth and shoaling. Fisheries research. 173- 183.
- Blaber, S. J. M.; (1982). The Ecology Of *Sphyraena* Barracuda (Osteichthyes: Perciformes) In The Kosi System With Notes On The Sphyraenidae Of Other Natal Estuaries. African Zoology, V. 17, N. 4, P. 171-176.
- Block, B. A.; Stevens, E. D.; (2001). Tuna, Physiology, ecology, and evolution. Academic Press, London
- Bonhomme, V.; Picq, S.; Gaucherel, C.; Claude, J. (2014). Momocs: Outline Analysis Using R. Journal of Statistical Software. 56(13):1-24.
- Bornatowski, H.; (2010). Ecologia Trófica E Reprodução Do Caçao-Frango *Rhizoprionodon Lalandii* (Elasmobranchii: Carcharhinidae), Capturado No Sul Do Brasil. Dissertação De Mestrado, P. 58. Universidade Federal Do Paraná.
- Bouckaert, R.; Heled, J.; Kühnert, D.; Vaughan, T.; Wu, CH.; Xie, D.; Suchard, MA.; Rambaut, A.; Drummond, A. J.; (2014) BEAST 2: a software platform for Bayesian evolutionary analysis. PLoS Comput Biol 10: e1003537. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1003537>
- Bowman, T. E.; Gruner, H. E.; (1974). The Families And Genera Of Hiperiidea (Crustacea: Amphipoda). Smithsonian Contributions To Zoology, N. 146.
- Braga, R. R.; Bornatowski, H.; Vitule, J. R. S.; (2012). Feeding Ecology Of Fishes: An Overview Of Worldwide Publications. Reviews In Fish Biology And Fisheries, V. 22, N. 4, P. 915-929.
- Brasil.; (1998). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Portaria IBAMA N° 121-N de 24 de agosto de 1998 – Regulamenta a captura de tubarões e espécies afins. Diário Oficial da União, Brasília, 25 agosto de 1998.
- Brasil.; (2005). Secretaria Especial da Pesca e Aquicultura, Instrução Normativa SEAP/PR n° 12 de 14 de julho de 2005 – Estabelece normas para captura de agulhões brancos (*Tetrapturus albidus*), agulhões negros (*Makaira nigricans*), agulhões verdes (*Tetrapturus pfluegeri*) e agulhões vela (*Istiophorus albicans*), nas águas jurisdicionais brasileiras e alto-mar. Diário Oficial da União, Brasília, 15 de julho de 2005.
- Brill, R. W.; (1994). A review of temperature and oxygen tolerance studies of tunas pertinent to fisheries oceanography, movement models and stock assessments. Fisheries Oceanography. 204-216.

- Brill, R. W; Block, B.A.; Boggs, C.H.; Bigelow, K.A.; Freund, E.V. E Marcinek, D.J.; (1999). Horizontal Movements And Depth Distribution Of Large Adult Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*) Near The Hawaiian Islands, Recorded Using Ultrasonic Telemetry: Implications For The Physiological Ecology Of Pelagic Fishes. *Marine Biology*, V.133: P.395-408.
- Broadhurst, M. K.; Hazin, F.H.V. (2001). Influences of type and orientation of bait on catches of swordfish (*Xiphias gladius*) and other species in an artisanal sub-surface longline fishery off northeastern Brazil. *Fisheries Research*. 169-179. 2001.
- Brown-Peterson N.; Wyanski D. M.; Saborido-Rey F.; Macewicz B. J.; Lowerre-Barbieri S. K. A.; (2011). Standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Mar. and Cost. Fish.: Dyn. Mang. And Ecos. Sci.* 3, 52-70.
- Brown-Peterson, N. J.; Wyanski, D. M.; Saborido-Rey, F.; Macewicz, B. J.; Lowerre- Barbieri, S. K.; (2011). A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Marine and Coastal Fisheries*, 3(1), 52-70.
- Bugoni, L.; Neves, T.; Leite, N.; Carvalho, D.; Sales, G.; Furness, R.W.; Stein, C.E.; Peppes, F. V; Giffoni, B. B.; Monteiro, D. S.; (2008). Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research*, 90, 217–224
- Burnham, K. P.; Anderson, D. R.; (2002). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. New York, Springer, 488.
- Burnham, K. P.; Anderson, D.R. (2002). Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2, 49-97.
- Caillet, G. M.; (1976). Several approaches to the feeding ecology of fishes. In: C.A. Simentad & S.J. Lipovsky (Eds.). *Fish food habits studies*, 1st Pacific Northwest Technical Workshop, Seattle, Washington Sea Grant Publication, pp 1-13.
- Campbell, H. A.; Watts, M. E.; Dwyer, R. G.; Franklin, C. E.; (2012). V-Track: software for analysing and visualising animal movement from acoustic telemetry detections, *Marine and Freshwater Research* 63(9):815-820
- Campbell, R. A. (2015). Constructing stock abundance indices from catch and effort data: Some nuts and bolts. *Fisheries Research*. 109-130.
- Cardoso, L.G.; Castello, J.P.; da Costa, M.R; Tubino, R. de A.; Monteiro-Neto, C.; Madureira, L. A. S. P; (2020). Stock assessment of skipjack tuna in the Southwest Atlantic. Em: Madureira, Lauro A. S. P.; Monteiro-Neto, C. (Ed.). *Sustainability of Skipjack Tuna Fishery in Brazil* . Unidade 3. Capítulo X, 153-166. Jundiaí, Paco, 2020. Primeira Edição. SP.
- Carneiro, V. G.; (2017). Updated standardized catch rate of swordfish (*xiphias gladius*) caught in the south atlantic by the brazilian fleet. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 74(3)1050-1069.
- Carpenter, K. E.; (2002). The living marine resources of the western central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Moliidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication n.5. Rome, FAO. pp. 1375-2127.
- Carvalho, F. C.; Murie, D. J.; Hazin, F. H. V.; Hazin, H. G.; Burgess, G. H. (2011). Spatial predictions of blue shark (*Prionace glauca*) catch rate and catch probability of juveniles in the southwest Atlantic. *Ices Journal of Marine Science*. 890-900.

- Carvalho, P. H.; Pozzobon, A. P. B.; Vasconcellos, A. V.; da Silva G. B (2020). Genética do bonito-listrado na costa brasileira: conectividade e aspectos demográficos. In: Madureira LASP, Monteiro-Neto C (Eds.) Sustentabilidade da Pesca do Bonito- Listrado no Brasil. 1 ed. Walprint Gráfica e Editora, Rio de Janeiro.
- Carvalho-Filho, A. (1999). Peixes: Costa Brasileira. 3.A Ed. São Paulo, Melro. 320 P.
- Cashion, T.; Al-Abdulrazzak, D.; Belhabib, D.; Derrick, B.; Divovich, E.; Moutopoulos, D. K.; Noel, S.L.; Palomares, M. L. D.; Teh, L. C. L.; Zeller, D. e Pauly, D. (2018). Reconstructing global marine fishing gear use: catches and landed values by gear type and sector. Fish. Res. v. 206, p. 57- 64,
- Catul, V.; Gauns, M.; Karuppasamy, P. K.; (2011). A Review On Mesopelagic Fishes Belonging To Family Myctophidae. Review Fish Biology Fisheries (2011) 21:339– 354. DOI 10.1007/S11160-010-9176-4
- Cayré, P.; (1981). Maturité sexuelle, fécondité et sex-ratio du listao *Katsuwonus pelamis* des côtes d'Afrique de l'Ouest (0°-20° N), étudiées à partir des débarquements thoniers (1977-1979) au port de Dakar (Sénégal). ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. XV (1), 135-149.
- Cayré, P.; Farrugio, H.; (1986). Biologie de la reproduction du listao (*Katsuwonus pelamis*) del ocean Atlantique. In: Symmons, P.E.K., Miyake, P.M., Sahagawa, G.T. (Eds.), Proc. ICCAT Conf. Int. Skipjack Year Program, Int. Comm. Conser. Atl. Tunas, pp. 252–272 Madrid, Spain.
- CCSBT, (2022). Commission for the Conservation of Southern Bluefin Tuna (CCSBT). Intergovernmental organisation responsible for the management of southern bluefin tuna. Accees in December 28, 2022. <https://www.ccsbt.org/en>.
- Cerrato, R. M. (1990). Interpretable statistical tests for growth comparisons using parameters in the von Bertalanffy equation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 47, 1416–1426.
- Chang, J. H.; Shank, B. V.; Hart, D. R. (2017). A comparison of methods to estimate abundance and biomass from belt transect surveys. Limnology and Oceanography: Methods, v.15, p.480–494.
- Chang, S. K.; Hoyle, S.; ILiuc, H. (2011). Catch rate standardization for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in Taiwan's distant-water longline fishery in the Western and Central Pacific Ocean, with consideration of target change. Fisheries Research, v.107, n.1-3, p. 210-220, 2011.
- Chang, Y. J.; Sun, C. L.; Chen, Y.; Yeh, S. Z.; Dinardo, G. (2012). Habitat suitability analysis and identification of potential fishing grounds for swordfish, *Xiphias gladius*, in the South Atlantic Ocean. International Journal of Remote Sensing, v. 33, n. 23, p. 7523-7541, 2012.
- Chang, Y. J.; Sun, C. L.; Chen, Y.; Yeh, S. Z.; Dinardo, G.; Su, NJ. (2013). Modelling the impacts of environmental variation on the habitat suitability of swordfish, *Xiphias gladius*, in the equatorial Atlantic Ocean. ICES Journal of Marine Science, v. 70, n. 5, p. 1000-1012.
- Chang, Y.-C.; Chiang, W.-C.; Madigan, D.J.; Tsai, F.-Y.; Chiang, C.-L.; Hsu, H.-H.; Lin, S.-M.; Zhuang, M.-Y.; Sun, C.-T.; Chen, L.-C.; (2022). Trophic Dynamics And Feeding Ecology Of Skipjack Tuna (*Katsuwonus Pelamis*) Off Eastern And Western Taiwan. Molecules 27, 1073. DOI: Doi.Org/10.3390/Molecules27031073
- Chappell, J.; Shackleton, N. (1986). Oxygen isotopes and sea level. Nature, 324(6093), 137-140. <https://doi.org/10.1038/324137a0>
- Chen, I. C.; Lee, P. F.; Tzeng, W. N.; (2005) Distribution Of Albacore (*Thunnus Alalunga*) In The Indian Ocean And Its Relation To Environmental Factors. Fish Oceanogr 14:71–80.
- Chen, K. S.; Shimose, T.; Tanabe, T.; Chen, C.-Y; Hsu, C. C.; (2012). Age and growth of albacore *Thunnus alalunga* in the North Pacific Ocean. Journal of Fish Biology, 80: 2328-2344.

Chen, W.; Li, C.; Chen, F.; Li, Y.; Yang, J.; Li, J.; Li, X. (2020). Phylogeographic analyses of a migratory freshwater fish (*Megalobrama terminalis*) reveal a shallow genetic structure and pronounced effects of sea-level changes. *Gene* 737: 144478. <https://doi.org/10.1016/j.gene.2020.144478>

Chen, Y.; Shan, X.; Jin, X.; Yang, T.; Dai, F.; Yang, D. (2016). A comparative study of spatial interpolation methods for determining fishery resources density in the Yellow Sea. *Acta Ocean*, v. 35, n. 12, p. 65–72.

Cherel, Y.; Hobson, K. A.; (2007). Geographical Variation In Carbon Stable Isotope Signatures Of Marine Predators: A Tool To Investigate Their Foraging Areas In The Southern Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, V. 329, P. 281-287.

Chow, S.; Hazama, K.; (1998). Universal PCR primers for S7 ribosomal protein gene introns in fish. *Molecular ecology* 7: 1255-1256.

Clarke, M. R.; (1986). A Handbook For The Identification Of Cephalopods Beaks. Oxford Univ. Press (Clarendon), London And New York. 355p.

Clement, M. J.; Snell, Q.; Walker, P.; Posada, D.; Crandall, K. A.; (2002) TCS: estimating gene genealogies. Proceeding 16ht International Parallel Distributed Processing Symposium, p.184

Coelho, R.; Mejuto, J.; Domingo, A.; Yokawa, K.; Liu, KM.; Cortés, E.; Romanov, EV.; da Silva, C.; Hazin, F.; Arocha, F.; Mwilima, AM.; Bach, P.; Ortiz de Zárate, V.; Roche, W.; Lino, PG.; García Cortés, B.; Ramos-Cartelle, AM.; Forselledo, R.; Mas, F.; Ohshima, S.; Courtney, D.; Sabarros, PS.; Perez, B.; Woberbauer, C.; Tsai, W-P.; Carvalho, F.; Santos, MN. (2017) Distribution patterns and population structure of the blue shark (*Prionace glauca*) in the Atlantic and Indian Oceans. *Fish and Fisheries* 19(1): 90–106.

Coimbra, M. R. M.; (1999). Proposed Movements Of Albacore, *Thunnus Alalunga*. In The South Atlantic Ocean. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 49 (4): 97-136.

Coimbra, M. R. M.; (1999). Proposed Movements of albacores, *Thunnus alalunga*, in the South Atlantic Ocean. SCRS/1998/040 Col.Vol. Sci.Pap. ICCAT, 49 (4): 97-136.

Coletto, J. L.; Botta, S.; Fischer, L. G.; Newsome, S. D.; Madureira, L. S. P. (2021). Isotope-Based Inferences Of Skipjack Tuna Feeding Ecology And Movement In The Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Environmental Research* 165 (2021) 105246. DOI: <Https://Doi.Org/10.1016/J.Marenvres.2020>.

Collette B, Nauen C. FAO species catalogue, Vol 2. Scombrids of the world: an annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. FAO Fish Synop 1983; No. 125(2),137 p.

Collette, B. B.; Boustan, A.; Fox, W.; Graves, J.; Juan, J. M.; Restrepo, V. (2021). *Katsuwonus pelamis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T170310A46644566. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-2.RLTS.T170310A46644566.en>. Accessed on 07 September 2022.

Collette, B. B.; Nauen, C. E. FAO species catalogue. Vol. 2. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date.

Collette, B. B.; Nauen, C. E.; (1983). FAO Species Catalogue, Vol. 2. Scombrids Of The World. An Annotated And Illustrated Catalogue Of Tunas, Bonitos, And Related Species Known To Date. FAO Fisheries Synopsis, No. 125, Vol. 2. FAO Press, Rome, Italy, 137 Pp.

- Collette, B.B.; Nauen, C. E.; (1983). FAO Species catalogue, vol. 2, Scombrids of the world: an annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos, and related species known to date. FAO Fisheries Synopsis. 125(2):137p. Retrieved from: <http://www.fao.org/3/ac478e/ac478e00.htm> Accessed: Apr. 16, 2015.
- Cope, J. (2003). Natural mortality estimator app into the Barefoot Ecologist site. Accessed on April, 20, 2021. http://barefootecologist.com.au/shiny_m
- Cope, J. (2020). The Stock Synthesis Data-limited Tool (SS-DL tool). Accessed on April 20, 2021. <https://github.com/shcaba/SS-DL-tool>.
- Corander, J.; Marttinen, P.; Sirén, J.; Tang, J. (2008). Enhanced Bayesian modelling in BAPS software for learning genetic structures of populations. BMC Bioinformatics 9: 1-14. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-9-539>
- Corander, J; Marttinen, P. (2006). Bayesian identification of admixture events using multilocus molecular markers. Molecular ecology 15: 2833-2843. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02994.x>
- Correa, A. A.; Da Silva, L. C.;& De Oliveira, G. L. (2010). Desenvolvimento de modelo para simular o processamento de filé congelado de Dourado.
- Corrêa, G. M. S.; Coletto, J. L.; Castello, J. P.; Miller, N. R.; Almeida Tubino, R.; Neto, C. M.; Costa, M. R.; (2022). Identification of fish stock based on otolith as a natural marker: The case of *Katsuwonus pelamis* (Linnaeus, 1758) in the Southwest Atlantic Ocean. Fisheries Research, 255, 106436.
- Costa, A. F.; Botta, S.; Siciliano, S.; Giarrizzo, T.; (2020). Resource Partitioning Among Stranded Aquatic Mammals From Amazon And Northeastern Coast Of Brazil Revealed Through Carbon And Nitrogen Stable Isotopes. Scientific Reports, V. 10, N. 1, P. 1-13.
- Costello, M. J.; (1990). Predator Feeding Strategy And Prey Importance: A New Graphical Analysis. Journal Of Fish Biology, V. 36, N. 2, P. 261-263.
- Cowen, R. K.; Paris, CB.; Srinivasan, A. (2006). Scaling of connectivity in marine populations. Science, 311(5760), 522-527. DOI: 10.1126/science.1122039
- Cowen, R. K.; Sponaugle, S. (2009). Larval dispersal and marine population connectivity. Annual review of marine science, 1(1), 443-466. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163757>
- Crystello, D. C. B.; (2018). Caracterização Da Pesca De Espinhel No Município De Piúma – Espírito Santo. Monografia (Graduação), Instituto Federal Do Espírito Santo, Campus Piúma, Coordenadoria De Curso Superior De Engenharia De Pesca, 79 P. CDD: 639.2098152.
- Cunha, I. M. C. D.; Souza, A. S. D.; Dias, E. A.; Amorim, K. D. J.; Soares, R. X.; Costa, G.W. W. F. D.; García-Machado, E.; Galetti, Jr P. M.; Molina, W. F.; (2014). Genetic multipartitions based on D-Loop sequences and chromosomal patterns in Brown Chromis, *Chromis multilineata* (Pomacentridae), in the Western Atlantic. BioMed Research International, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/254698>
- Da Silva, G. B.; Hazin, H. G.; Hazin, F. H. V.; Vaske-Jr, T.; (2019). Diet composition of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) caught on aggregated schools in the western equatorial Atlantic Ocean. Journal of Applied Ichthyology, 35(5), 1111-1118
- Dagorn, L.; Kim N. Holland, Jean-Pierre Hallier, Marc Taquet, Gala Moreno, Gorka Sancho, David G. Itano, Riaz Aumeeruddy, Charlotte Girard, Julien Million and Alain Fonteneau.; (2006). Deep

Diving Behavior Observed In Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*), *Aquat. Living Resour.* 19, 85–88. DOI: 10.1051/Alr:2006008.

Dammannagoda, S. T.; Hurwood, D. A.; Mather, P. B.; (2011) Genetic analysis reveals two stocks of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the northwestern Indian Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(2), 210-223. <https://doi.org/10.1139/F10-136>

Danabasoglu, G. et al. (2012). The CCSM4 ocean component. *Journal of Climate*, v. 25, n. 5, p. 1361-1389.

Darriba, D.; Taboada, GL.; Doallo, R.; Posada, D. (2012). jModelTest 2: more models, new heuristics and parallel computing. *Nature Methods*, 9: 772. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2109>

De La Moniere, E. C.; Pollux, B. J. A.; Nalgelkerken, I.; Hemminga, M. A.; Huiskes, A.

H. L.; Van Der Velde, G.; (2003). Ontogenetic Dietary Changes Of Coral Reef Fishes In The Mangrove-Seagrass-Reef Continuum: Stable Isotopes And Gut- Content Analysis. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 246: 279–289.

De Resende, E. K.; Pereira, R. A. C.; De Almeida, V. L. L.; Da Silva, A. G.; (1996). *Alimentacao De Peixes Carnivoros Da Planicie Inundavel Do Rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso Do Sul, Brasil. Embrapa Pantanal-Boletim De Pesquisa E Desenvolvimento (INFOTECA-E)*,

De Sylva, D. P.; (1963). Systematics And Life History Of The Great Barracuda, *Sphyraena Barracuda* (Walbaum). *Studies In Tropical Oceanographie* 1:1–179

Deniro, M. J.; Epstein, S.; (1978). Influence Of Diet On The Distribution Of Carbon Isotopes In Animals. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, V. 42, N. 5, P. 495-506.

Deniro, M. J.; Epstein, S.; (1981). Influence Of Diet On The Distribution Of Nitrogen Isotopes In Animals. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, V. 45, N. 3, P. 341-351.

Dewar, H.; Prince, ED.; Musyl, MK.; Brill, RW.; Sepulveda, C.; Luo, J.; Foley, D.; Orbesen, ES.; Domeier, M.; Nasby-Lucas, N.; Snodgrass, D.; Laurs, RM.; Hoolihan, JP.; Block, AB.; Mcnaughton, LM. (2011). Movements and behaviors of swordfish in the Atlantic and Pacific Oceans examined using pop-up satellite archival tags. *Fisheries Oceanography*. 219-241.

Dhurmeea, Z.; Zudaire, I.; Chassot, E.; Cedras, M.; Nikolic, N.; Bourjea, J.; Bodin, N.; (2016). Reproductive biology of albacore tuna (*Thunnus alalunga*) in the Western Indian Ocean. *PLoS One*, 11(12), e0168605.

Diaha, I.; Zudaire, E.; Chassot, B.D.; Barrigah, Y.D.; Irié, D.A.; Gbeazere, D.; Kouadio, C.; Pecoraro, M.U.; Romeo, H.; Murua, M.J.; Amandè, P. Dewals.; (2015). Annual Monitoring Of Reproductive Traits Of Female Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*) In The Eastern Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, V.72(2). P.534-548.

Diaha, N. C.; Zudaire, I.; Chassot, E.; Barrigah, B. D.; Irié, Y. D.; Gbeazere, D. A.; Kouadio, D.; Pecoraro, C.; Romeo, M. U.; Murua, H.; Amandè, M. J.; P, Dewals.; Bodin, N.; (2016). Annual Monitoring Of Reproductive Traits Of Female Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*) In The Eastern Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 72(2): 534-548.

Dias Neto, J.; Marrul Filho, S.; (2003). *Síntese Da Situação Da Pesca Extrativa Marinha No Brasil*. Brasília: Ibama.

Dias-Neto, J. (2010). Pesca no Brasil e seus aspectos institucionais - um registro para o futuro. *Revista CEPSEL-Biodiversidade e Conservação Marinha*. 66-80.

- Dick, E. J.; MacCall, A.D. (2011). Depletion-based stock reduction analysis: a catch- based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks. Fish.Res. 331–341.
- Dingle, H. D.; (2006). Animal Migration: Is There A Common Migratory Syndrome? Journal Of Ornithology, 147, 212–220.
- Dobson, A. J.; (2002). An Introduction to generalized linear models. Chapman and Hall, Boca Raton.
- Domingues, V. S.; Santos, R. S.; Brito, A.; Almada, VC. (2006). Historical population dynamics and demography of the eastern Atlantic pomacentrid *Chromis limbata* (Valenciennes, 1833). Molecular Phylogenetics and Evolution 40: 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2006.02.009>
- Dominguez, P. S.; Ramires, M.; Barella, W.; Macedo, E. C.; (2013). Estudo Preliminar Dos Desembarques Pesqueiros Realizados Por Pescadores Artesanais Do Arquipélago De Fernando De Noronha (Brasil). UNISANTA. Bioscience, V. 2, N. 2, P. 120-124.
- Dominguez. P. S.; Zeineddine, G. C.; Rotundo, M. M.; Barrella, W.; Ramires, M.; (2016). A Pesca Artesanal No Arquipélago De Fernando De Noronha (PE). Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 42(1): 241–251. Doi: 10.5007/1678-2305.2016v42n1p241.
- Donaldson, K. A.; Wilson, Jr RR. (1999). Amphi-panamic geminates of snook (Percoidei: Centropomidae) provide a calibration of the divergence rate in the mitochondrial DNA control region of fishes. Molecular phylogenetics and evolution 13: 208-213. <https://doi.org/10.1006/mpev.1999.0625>
- Dortel, E. ; Fany, S. ; Bousquet, N. ; Etienne, R.. ; Julien, M. ; Gael, C. ; Emmanuel, C. ; (2015). An integrated Bayesian modeling approach for the growth of Indian Ocean yellowfin tuna. Fisheries Research. 163:69-84.
- Dos Santos, A. C. L. D.; Coutinho, I. M.; Viana, D. L.; Rego, M. G. R.; Branco, I. S. L. B.; Hazin, F. H. V. H.; Oliveira, P. G. V. O.; (2014). Reproductive Biology Of Dolphinfish, *Coryphaena Hippurus* (Actinopterygii: Coryphaenidae), In Saint Peter And Saint Paul Archipelago, Brazil. Scientia Marina, V. 78, N. 3, P. 363-369.
- Dowling, N. A.; Wilson, J. R.; Rudd, M. B.; Babcock, E. A.; Caillaux, M.; Cope, J.; Victor, S. (2016). FishPath: a decision support system for assessing and managing data-and capacity- limited fisheries. Assessing and Managing Data-Limited Fish Stocks. Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks.
- Dragovich, A.; (1969). Review Of Studies Of Tuna Food In The Atlantic Ocean. Special Scie. Rep. Fish. 593, N.117, Bureau Of Commer. Fish. Trop. Atlant. Biol. Lab. US Fish And Wildlife Service, 21p.
- Duarte-Neto, P.; Higa, F. M.; Lessa, R. P. (2012). Age and growth estimation of bigeye tuna *Thunnus obesus* (Teleostei; Scombridae) in the southwestern Atlantic. Neotropical Ichthyology, 10(1): 149-158.
- Eduardo, L. N.; Mincarone, M. M.; Lucena-Frédu, F.; Martins, J. R.; Afonso, G. V. F.; Villarins, B. T.; Fredou, T.; Lira, A. S.; Bertrand, A.; (2020). Length-Weight Relationship Of Twelve Mesopelagic Fishes From The Western Tropical Atlantic. Journal Of Applied Ichthyology 37:1-4.
- Ely, B.; Viñas, J.; Alvarado, BJR.; Black, D.; Lucas, L.; Covello, K.; Labriel, AV.; Thelen, E. (2005). Consequences of the historical demography on the global population structure of two highly migratory cosmopolitan marine fishes: the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and the skipjack

tuna (*Katsuwonus pelamis*). BMC Evolutionary Biology, 5(1), 1-9. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-5-19>

Erdman, D. S.; (1956). Recent fish records from Puerto Rico. Bull. Mar. Sci. Gulf Carib. 6: 315-348.

ESALQ.; (2019). Assessoria de Comunicação Depreciação, um item a se considerar. Universidade de São Paulo – USP. <http://www.milkpoint.com.br/radar-tecnico/gerenciamento/depreciacao-um-item-importante-a-se-considerar-87142n.aspx>. Acesso em 06/06/19.

Eveson, J. P.; Laslett, GM.; Polacheck, T.; (2004). An integrated model for growth incorporating tag-recapture, length-frequency, and direct aging data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 61, 292–306.

Excoffier, L.; Lischer, HE. (2010). Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. Molecular ecology resources 10: 564-567. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2010.02847.x>

FAO.; (1999). A preliminary evaluation of the status of shark species. FAO Fisheries Technical Paper, n. 380, p. 72,

FAO.; (1978). Species identification sheets for fishery purposes (Western Central Atlantic). Fish areas: 31, v.I, II, III, IV, V, VI Roma.

FAO.; (1994). Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fisheries Technical Paper, n. 335, p. 136,

FAO.; (2004) *Katsuwonus Pelamis*. FAO Species Fact Sheet. FAO Fisheries and Aquaculture Department Online. Rome: FAO.

FAO.; (2020). The State Of World Fisheries And Aquaculture. In Brief. Sustainability In Action. Rome.

FAO.; Report, (2022). The State Of The World Fisheries And Aquaculture. Towards Blue Transformation. Rome, FAO. DOI: <Https://Doi.Org/10.4060/Cc0461en>

Farley, J. H.; Hoyle, S. D.; Eveson, J. P.; Williams, A. J.; Davies, C. R.; Nicol, S. J.; (2014). Maturity ogives for South Pacific albacore tuna (*Thunnus alalunga*) that account for spatial and seasonal variation in the distributions of mature and immature fish. PloS one, 9(1), e83017.

Felizardo, N. N.; Knoff, M.; Torres, E. J. L.; Pimenta, E. G.; Amorim, A. F.; Gomes, D. C.; (2013). Hirudinella Ventricosa (Trematoda) Parasitising Makaira Nigricans And Acanthocybium Solandri From Neotropical Region, Brazil. Neotropical Helminthology, V. 7, N. 1, P. 75-82.

Ferreira, G. V. B.; Barletta, M.; Lima, ARA.; Morley, SA.; Costa, MF.; (2019). Dynamics of Marine Debris Ingestion by Profitable Fishes Along The Estuarine Ecocline. Sci. Rep. 9, 13514. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49992-3>

Fiedler, F. N.; Sales, G.; Giffoni, B. B.; Maçaneiro, L. R.; Brito, M. K.; Nascimento, C. J.; Port, D.; Barreto, A. S.; Schwingel, PR. (2016). Characterization and comparison of Brazilian and foreign leased pelagic longline fleets in the Southwestern Atlantic Ocean between 2003 and 2014. How different are these fisheries? Revista CEPSUL-Biodiversidade e Conservação Marinha, v. 5, p. 1-16.

Figueiredo, J. L.; Menezes, N. A. (1980). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. São Paulo: Museu de Zool., USP, Teleostei (2), ed. 1a, v. III, p. 90.

- Figueiredo, J. L.; Menezes, N. A.; (1978). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. São Paulo: Museu de Zool., USP, Teleostei (1), ed. 1a, v. II, p. 110.
- Filous, A.; Friedlander, A. M.; Toribiong, M.; Lennox, R. J.; Mereb, G.; Golbuu, Y.; (2022). The movements of yellowfin tuna, blue marlin, and sailfish within the Palau National Marine Sanctuary and the western Pacific Ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 79(2), 445-456
- FIPERJ. (2018). Projeto De Monitoramento Da Atividade Pesqueira No Estado Do Rio De Janeiro - Relatório Técnico Semestral – Rts-02. p. 297.
- Fonteles Filho, A. A.; (2011). Oceanografia, Biologia E Dinâmica Populacional De Recursos Pesqueiros. Expressão Gráfica E Editora.
- Fonteneau, A.; (1997). Atlas Des Pêches Thonières Tropicales Préface: Captures Mondiales Et Environnement. ORSTOM Editions, Paris, 192p.
- Fontes, L. (2013). A máfia do atum. Revista Carta Capital, Edição 763. São Paulo. Food and Agriculture Organization (FAO). (2020). The State of World Fisheries and Aquaculture 2020: Sustainability in action. Rome. [online] URL: <https://www.fao.org/3/ca9229en/ca9229en.pdf> Accessed: November. 11, 2021.
- Frédou, F. L.; Kell, L.; Frédou, T.; Gaertner, D.; Potier, M.; Bach, P.; Travassos, P.; Hazin, F.; Ménard, F.; (2017). Vulnerability of teleosts caught by the pelagic tuna longline fleets in South Atlantic and Western Indian Oceans. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. v. 140, p. 230–241.
- Frédou, F. L.; Mourato, B.; Frédou, T.; Lino, P.; Lechuga, R. M.; Palma, C.; Soares, A.; Pons, M. (2021). Review of the life history, fisheries, and stock assessment for small tunas in the Atlantic Ocean. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. v. 31. p. 1-28.
- Frédou, F. L.; Tolotti, M. T.; Frédou, T.; Carvalho, F.; Hazin, H.; Burgess, G.; Coelho, R.; Waters, J. D.; Travassos, P.; Hazin, F. H. V. (2015). Sharks caught by the Brazilian tuna longline fleet: an overview. *Rev. Fish. Biol. Fisheries* 25: 365-377.
- Free, C. M.; (218). datalimited2: More stock assessment methods for data-limited fisheries. R package version 0.1.0. <https://github.com/cfree14/datalimited2>.
- Freire, K. M. F.; Almeida, Z. S. Emanoel, J. R. et al. (2021). Reconstruction of Marine Commercial Landings for the Brazilian Industrial and Artisanal Fisheries From 1950 to 2015. *Frontiers in Marine Science*. v. 8, 659110.
- Fréon, P.; Dagorn, L. (2000). Review of fish associative behaviour: Toward a generalisation of the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10(2):183-207. DOI:10.1023/A:1016666108540
- Froese, R.; Demirel, N.; Coro, G.; Kleisner, K. M.; (2017). Winker, H. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*. v. 18, p. 506-526.
- Froese, R.; Winker, H.; Coro, G.; Demirel, N.; Tsikliras, A. C.; Dimarchopoulou, D.; Scarcella, G.; Probst, W. N.; Dureil, M.; e Pauly, D. (2018). A new approach for estimating stock status from length frequency data, *ICES J. Mar. Sci.* v. 75, n. 6, p. 2004–2015.
- Fry, B.; (2006). Stable isotope ecology (Vol. 521, p. 318). New York: Springer.
- Fu, YX. (1997). Statistical tests of neutrality of mutations against population growth, hitchhiking and background selection. *Genetics* 147: 915-925. <https://doi.org/10.1093/genetics/147.2.915>

Fuller, L.; Griffiths, S.; Olson, R.; Galván-Magaña, F.; Bocanegra-Castillo, N.; Alatorre- Ramírez, V. (2021). Spatial And Ontogenetic Variation In The Trophic Ecology Of Skipjack Tuna, Katsuwonus Pelamis, In The Eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* (2021) 168:73. DOI: Doi.Org/10.1007/S00227-021-03872-5

Fulton, E.A.; Smith, A. D. M.; Smith, D. C.; Van Putten, I. E.; (2011) Human behaviour: The key source of uncertainty in fisheries management. *Fish and Fisheries*, 12, 2– 17.

Funk WC, McKay JK, Hohenlohe PA, Allendorf FW (2012). Harnessing genomics for delineating conservation units. *Trends in ecology & evolution*, 27(9), 489-496. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.05.012>

Garbin, T.; Castello, J. P.; (2014). Changes in population structure and growth of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis* during 30 years of exploitation in the southwestern Atlantic. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42 (3), 534–546.

Garcia, A. M.; Hoeinghaus, D. J.; Vieira, J. P.; Winemiller, K. O.; (2007). Isotopic Variation Of Fishes In Freshwater And Estuarine Zones Of A Large Subtropical Coastal Lagoon. *Estuarine, Coastal And Shelf Science*, V. 73, N. 3-4, P. 399-408.

García, D.; Prellezo, R.; Sánchez, S.; Andrés, M.; Urtizberea, A.; Carmona, I. (2020). Technical manual for FLBEIA: a R package to conduct Bio-Economic Impact assessments using FLR (version 1.15), Azti/Tecnalia.

Gianuca, D.; Garcia, L.; Costa, A.S.; Saran, J.; Canani, G.; Pimenta, E.; Neves, T.; (2019). Captura incidental de aves marinhas em pescarias de espinhel para dourado (*Coryphaena hippurus*) e linha-de-mão para atuns do sudeste Brasileiro. *Boletim Técnico Científico do Projeto Albatroz*, Santos Estúdio Nibelungo, Santos. Vol. 5 (eds T.S. Neves & D. Gianuca), pp. 5–7.

Gibbs, R. H. Jr.; Collete, B. B.; (1959). On the identification, distribution and biology of the dolphins, *Coryphaena hippurus* and *C. equiselis*. *Bull. Mar. Sci. GulfCarib.*, 9: 117-152.

Goldberg, S. R.; Au, D. W.; (1986). The spawning of skipjack tuna from southeastern Brazil as determined from histological examinations of ovaries. In Proceedings of the ICCAT Conference on the International Skipjack Year Program. Madrid: ICCAT (pp. 277-284).

Gonzalez, J. G.; Ménard, F.; Le Loc'h, F.; Andrade, H. A.; Viana, A. P.; Ferreira, V.; Frédou, F. L.; Lira, A. S.; Munaron, J-M.; Frédou, T.; (2019). Trophic Resource Partitioning Of Two Snook Fish Species (Centropomidae) In Tropical Estuaries In Brazil As Evidenced By Stable Isotope Analysis. *Estuarine, Coastal And Shelf Science*, V. 226, P. 106-287.

Goodey, C. P. (2016). Modeling the time-varying density distribution of highly migratory species: Atlantic blue marlin as an example. *Fisheries Research*, v. 183, p. 469-481.

Goodyear, C. P.; Schirripa, M.; Forrestal F. (2017). Francesca. Longline data simulation: A paradigm for improving cpue standardization. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*. 379-390.

Goosbrasil, (2021). Prediction And Research Moored Array In The Tropical Atlantic (PIRATA). <Http://Www.Goosbrasil.Org/Pirata/>. Acesso Em 16/02/2021.

Gorni, G. G.; Goitein, R.; Amorim, A.F.; (2013). Description Of Diet of Pelagic Fish In The Southwestern Atlantic, Brazil. *Biota Neotrop.*, 13(1):61-69.

Graham, B. S.; Koch, P. L.; Newsome, S. D.; McMahon, K. W.; Aurioles, D.; (2010). Using isoscapes to trace the movements and foraging behavior of top predators in oceanic ecosystems. In *Isoscapes* (pp. 299-318). Springer, Dordrecht

- Graham, J. B; Dickson, K. A.; (1981). Physiological In The Albacore. | Physiological Zoology, 54 (4) , Pp.470-486.
- Gräler, B.; Pebesma, E.; Heuvelink, G.; (2016). Spatio-Temporal Interpolation using gstat. The R Journal, v.8, n.1, p.204-218.
- Grande, M.; Murua, H.; Zudaire, I.; Goni, N.; Bodin, N.; (2014). Reproductive timing and reproductive capacity of the Skipjack Tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the western Indian Ocean. Fisheries Research, 156, 14-22.
- Graves, J. E.; Ferris, S. D.; Dizon, A. E.; (1984) Close genetic similarity of Atlantic and Pacific skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) demonstrated with restriction endonuclease analysis of mitochondrial DNA. Marine Biology, 79(3), 315-319. <https://doi.org/10.1007/BF00393264>
- Grubich, J. R.; Rice, A. N.; Westneat, M. W.; (2008) Functional Morphology Of Bite Mechanics In The Great Barracuda (*Sphyraena Barracuda*). Zoology, V. 111, N. 1, P. 16-29.
- Guimarães-Silva, A. A.; Andrade, H. A.; (2014). Taxa de captura de espadarte e de tubarão azul no Sudoeste do Atlântico entre as décadas de 1980 e 2000. Boletim do Instituto de Pesca. 471-486.
- Gutiérrez, J. M.; Jones, R.G.; Narisma, G. T.; Alves, L. M.; Amjad, M.; Gorodetskaya, I. V.; Grose, M.; Klutse, N. A. B.; Krakovska, S.; Li, J.; Martínez-Castro, D.; Mearns, L. O.; Mernild, S. H.; Ngo-Duc, T.; Hurk, B. Van Den And Yoon, J.-H.; (2021).: Atlas. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I To The Sixth Assessment Report Of The Intergovernmental Panel On Climate Change [Masson-Delmotte, V., Zhai, P.; Pirani, A.; Connors, S.L.; Péan, C.; Berger, S.; Caud, N.; Chen, Y.; Goldfarb, L.; Gomis, M.I.; Huang, M.; Leitzell, K.; Lonnoy, E.;Matthews, J.B.R.; Maycock, T.K.; Waterfield, T.; Yelekçi, O.; Yu, R. And Zhou, B. (Eds.)]. Available From <Http://Interactive-Atlas.Ipcc.Ch/>.
- Hahn, G.; Balle, M. E.; (1992). In Harris, A. W.; Boell, E.; Eds. Poey, F., (1861). Memorias sobre la historia natural de la Isla de Cuba, acompañadas de sumarios Latinos y extractos en Francés. Tomo 2., Habana, Imprenta de la Viuda de Barcina 1856-1858. 442 p.
- Hall, T. A.; (1999) BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. Nucleic Acids Symposium Series 41: 95- 98.
- Hamilton, S.; (2018). "Ocean Currents Data And Map", <Https://Doi.Org/10.7910/DVN/TKGO2Z>, Harvard Dataverse, V1
- Hartig, F. (2022)._DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models_. R package version 0.4.6, <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>.
- Hayden, B.; Palomares, M. L. D.; Smith, B. E.; Poelen, J. H.; (2019) Biological And Environmental Drivers Of Trophic Ecology In Marine Fishes-A Global Perspective. Scientific Reports, V. 9, N. 1, P. 1-10.
- Hazin F. H. V.; Vaske Júnior, T.; Oliveira, P. G.; Macena, B. C. L.; Carvalho, F.; (2008) Occurrences of whale shark (*Rhincodon typus* Smith, 1828) in the Saint Peter and Saint Paul archipelago, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 68, 385-389. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000200021>
- Hazin, F. H. V.; (1993). Grandes peixes pelágicos no Nordeste (atuns, agulhões e tubarões). Refinamento dos dados pretéritos sobre prospecção pesqueira do projeto de Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva, MMA-REVIZEE).

Hazin, F. H. V.; (2010). O futuro da pesca da aquicultura marinha no Brasil: a pesca oceânica. Ciência e Cultura, v. 62, n. 3, p. 36-37,

Hazin, F.; Travassos, P.; (2007). A pesca oceânica no Brasil no Século 21. Revista Brasileira Engenharia De Pesca, V2, N.1 P. 60–75.

Hazin, FHV.; Lessa, R.; (2005). Synopsis of biological information available on blue shark, *Prionace glauca*, from the southwestern Atlantic Ocean. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT. 1178-1187.

Hazin, H. G.; (2006). Influência das variáveis oceanográficas na dinâmica populacional e pesca do espadarte, *Xiphias gladius* Linnaeus 1758, capturados pela frota brasileira. 216f. Tese de doutorado-faculdade de ciências do mar e do ambiente, universidade do algarve, faro.

Hazin, H. G.; Hazin, F. H. V.; Travassos, P.; Erzini, K (2002). Influence of the type of longline on the catch rate and size composition of swordfish, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758), in the southwestern equatorial Atlantic Ocean. Collective Volume Scientific Papers ICCAT, v. 54, p. 1555-1559.

Hazin, H. G.; Hazin, F. H. V.; Travassos, P.; K.Erzini, K. (2005). Effect of light-sticks and electralume attractors on surface-longline catches of swordfish (*Xiphias gladius*, Linnaeus, 1959) in the southwest equatorial Atlantic. Fisheries Research. 271-277.

Hellberg RSR, Morrissey MT (2011) Advances in DNA-based techniques for the detection of seafood species substitution on the commercial market. JALA: Journal of the Association for Laboratory Automation, 308-321. <https://doi.org/10.1016/j.jala.2010.07.004>

Hérran, R. A.; (1988). Análisis de contenidos estomacales em peces. Revisión bibliográfica de los objetivos y la metodología. Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanog.

Hewitt, D.A. and Hoenig, J.M. (2005) Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. Fish. Bull., 103(2), 433-437.

Hiraoka, Y. et al.. Relative abundance trend of the blue shark *Prionace glauca* based on Japanese distant-water and offshore longline activity in the North Pacific. Fisheries Science, v.82, n.5, p.687-699, 2016.

Hobson, K. A.; Piatt, J. F.; Pitocchelli, J.; (1994). Using Stable Isotopes To Determine Seabird Trophic Relationships. Journal Of Animal Ecology, P. 786-798.

Holden, MJ. (1974). Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggest solutions. In Sea Fisheries Research, pp. 117-137. Ed. by F. R. Harden-Jones. Elek Science, London. 510 pp.

Hollander, M.; Wolfe, D. (1973) Métodos Estatísticos Não Paramétricos. Nova York: John Wiley & Sons. Páginas 15-22.

Hood, G. M.; (2006). PopTools version 2.7.5. <http://www.cse.csiro.au/poptools> (last accessed 28 January 2013)

Hoolihan, J. P.; Wells, R. J. D.; Luo, J.; Falterman, B.; Prince, E. D.; Rooker, J. R.; (2014). Vertical and horizontal movements of yellowfin tuna in the Gulf of Mexico. Marine and Coastal Fisheries, 6(1), 211-222

Hordyk, A.; Ono, K.; Valencia, S.; Loneragan, N. e Prince, J. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. ICES Journal of Marine Science, v. 72, n. 1, p. 217–231, 2015.

Houssard, P.; Lorrain, A.; Tremblay-Boyer, L.; Allain, V.; Graham, B. S.; Menkes, C. E.; Letourneur, Y. (2017). Trophic position increases with thermocline depth in yellowfin and bigeye tuna across the Western and Central Pacific Ocean. *Progress in Oceanography*, 154, 49-63. DOI: 10.1016/j.pocean.2017.04.008.

Huang, H. (2017). Standardized catch rate index for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from the Taiwanese longline fishery in the Atlantic ocean, 1970-2014. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 404-422.

Human, P.; Deloach, N.; (2002). Reef Fish Identification, Florida, Caribbean, Bahamas. 3^a Edição.

Hunsicker, M. E.; Olson, R. J.; Essington, T. E.; Maunder, M. N.; Duffy, L. M., E Kitchell, J. F.; (2012). Potential For Top-Down Control On Tropical Tunas Based On Size Structure Of Predator–Prey Interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 445, 263-277

Hunter, J. R.; Lo, N. C.; Leong, R. J.; (1985). Batch fecundity in multiple spawning fishes. NOAA Technical Report NMFS, 36, 67-77.

Hunter, J. R.; Lo, N. C.; Leong, R. J.; (1985). Batch fecundity in multiple spawning fishes. NOAA Technical Report NMFS, 36, 67-77.

Hureau, J. C.; (1970). Biologie comparée de quelques poissons antartiques, These de Doctorat; Faculté des Sciences; Université de Paris; Paris; pp 244.

Hurlbert, S. H.; (1978). The Measurement Of Niche Overlap And Some Relatives. *Ecology*, V. 59, N. 1, P. 67-77.

Hyslop, E. J.; (1980). Stomach Contents Analysis—A Review Of Methods And Their Application. *Journal Of Fish Biology*, V. 17, N. 4, P. 411-429.

IBAMA, (2007) – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Estatística Da Pesca 2007. Brasília, P.113.

IBGE.; (2019). Índice Nacional de Preço ao Consumidor - IPCA. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/precos-e-custos/9256-indice-nacional-de-precos-ao-consumidor-amplo.html?t=o-que-e>; Acesso em 16/05/19.

ICCAT. (2021) Albacora Tuna Species Group. Report of the Intersessional Meeting of the Albacore Species Group Including the Mediterranean Albacore Stock Assessment. <https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2021/REPORTS/>

ICCAT.; (2016). International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna ICCAT Manual. In: ICCAT Publications. Updated 2016. [online] URL: <https://www.iccat.int/en/iccatmanual.html> Accessed: Jun. 13, 2017.

ICCAT.; (2019). Executive Summaries On Species: YFT-Yellowfin. In: Report Of The Standing Committee On Research And Statistics (SCRS), October 2019. Madrid, 24-43 P.

ICCAT.; (2019). International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. Executive Summaries, Report 2014-2022.

ICCAT.; (2019). Report for biennial period, 2018-19 Part.I(2018). SCRS plenary sessions. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT.

- ICCAT.; (2020). Atlantic Ocean Tropical Tuna Tagging Programme, Evidence Based Approach For Sustainable Management Of Tuna Resources In The Atlantic, Acesso Em 12/2020, <Https://Www.Iccat.Int/Aottp/En/>.
- ICCAT.; (2020). ICCAT Statistical Databases, Nominal Catch Information. MS Excel Pivot Table. <Https://Www.Iccat.Int/En/Accessingdb.Html>. Acesso Em 13/01/2021.
- ICCAT.; (2020). Report Of The SCRS Atlantic Yellowfin Tuna Stock Assessment Session. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(1): 1- 148.
- Ijima, H.; Yokawa, K. (2017). Update CPUE standardization of the Atlantic swordfish caught by japanese longliners. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 1131-1139.
- ISSF (2021) Status of the World Fisheries for Tuna. Sep (2021). Washington D.C. USA: ISSF Technical Report 2021-13. International Seafood Sustainability Foundation.
- Ivanova, Natalia V. et al. (2007). Universal primer cocktails for fish DNA barcoding. Molecular Ecology Notes, v. 7, n. 4, p. 544-548.
- Jablonski, S.; Braile, A. A.; Romao, C. M.; Teixeira, M. S. M. (1984). Sexual maturity and sex-ratios of the skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis* (Linneaus), from southeastern Brazil. Col.Vol.Sci.Pap. ICCAT, 20 (1): 217-233.
- Jackson, A. A., Parnell, A. (2016). Package “SIBER” - stable isotope bayesian ellipses in R. R package. pp. .3. Version 2.0.
- Jackson, A. L.; Inger, R.; Parnell, A. C.; Bearhop, S.; (2011). Comparing Isotopic Niche Widths Among And Within Communities: SIBER–Stable Isotope Bayesian Ellipses In R. Journal Of Animal Ecology, V. 80, N. 3, P. 595-602.
- Jatmiko, I.; Zedta, R. R.; Agustina, M.; Setyadji, B. (2019). Genetic diversity and demography of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) In southern and western part of Indonesian waters. ILMU
- Jensen, A. L. (1996). Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade- off of reproduction and survival. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53: 820-822.
- Jereb, P.; Roper. C. F. E.; (2010). Cephalopods Of The World. An Annotated And Illustrated Catalogue Of Cephalopod Species Known To Date. Volume 2. Myopsid And Oegopsid Squids. FAO Species Catalogue For Fishery Purposes. No. 4, Vol. 2. Rome, FAO. 605p. 10 Colour Plates.
- Jolly, K. A.; Da Silva, C.; Attwood, CG. (2013). Age, growth and reproductive biology of the blue shark *Prionace glauca* in South African waters. African Journal of Marine Science 35(1): 99–109.
- Joung, S. J.; Lyu, G. T.; Su, K. Y.; Hsu, H. H.; Liu, KM. (2017). Distribution Pattern, Age, and Growth of Blue Sharks in the South Atlantic Ocean. Marine and Coastal Fisheries 9(1): 38–49.
- Junior, T. V.; Lessa, R. P.; (2004). Feeding Habits of the Common Dolphinfish *Coryphaena hippurus*, in Northeastern Brazil's Exclusive Economic Zone. Arquivos de Ciências do Mar, 37(1-2), 131-138.
- Justino, AKS.; Lenoble, V.; Pelage, L.; Ferreira, GVB.; Passarone, R.; Frédou, T.; Lucena Frédou, F.; (2021). Microplastic contamination in tropical fishes: An assessment of different feeding habits. Reg. Stud. Mar. Sci. 45, 101857. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101857>
- Kai, M.; Thorson, JT.; Piner, KR.; Maunder, MN. (2017). Predicting the spatio-temporal distributions of pelagic sharks in the western and central North Pacific. Fisheries oceanography. 569-582.

Kailola, P. J.; M. J. Williams, P. C.; Stewart, R. E.; Reichelt, A.; Mcnee; C. Grieve. (1993). Australian fisheries resources. Bureau of resource sciences, Canberra, Australia. 422 p.

Kara, A. B., Rochford, P.A.; (2003). HURLBURT, H. E. Mixed Layer Depth Variability Over The Global Ocean. Journal Of Geophysical Research, 108 (C3):1-15.

KELAUTAN: Indonesian Journal of Marine Sciences, 24(2), 61-68.
<https://doi.org/10.14710/ik.ijms.24.2.61-68>

Kimura, D. K. (1980). Likelihood methods for the von Bertalanffy growth curve. Fishery Bulletin 77, 765–776.

Kimura, S.; Nakai, M.; Sugimoto, T.; (1997). Migration Of Albacore, *Thunnus Alalunga*, In The North Pacific Ocean In Relation To Large Oceanic Phenomena. Fish Oceanogr 6:51–57

Kinkel, H.; Baumann, H.; Čeppek, M. (2000). Coccolithophores in the equatorial Atlantic Ocean: response to seasonal and Late Quaternary surface water variability. Marine Micropaleontology. 87-112.

Kiyofuji, H.; Aoki, Y.; Kinoshita, J.; Okamoto, S., Masujima, M.; Matsumoto, T.; Kitagawa, T.; (2019). Northward migration dynamics of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) associated with the lower thermal limit in the western Pacific Ocean. Progress in Oceanography, 175, 55-67.

Kleisner, K. M.; Walter, J. F.; Diamond, S. L.; Die, D. J.; (2010). Modeling the spatial autocorrelation of pelagic fish abundance. Marine Ecology Progress Series, v. 411, p. 203–213, 2010.

Kohl, K. D.; Coogan, S. C. P.; Raubenheimer, D.; (2015). Do Wild Carnivores Forage For Prey Or For Nutrients? Evidence For Nutrient-Specific Foraging In Vertebrate Predators. Bioessays, V. 37, N. 6, P. 701-709.

Kozlov, A. N.; (1995). A Review Of The Trophic Role Of Mesopelagic Fish Of The Family Myctophidae In The Southern Ocean Ecosystem. CCAMLR Science, Vol. 2 (1995): 71-77. Disponível Em:
Https://Www.Ccamlr.Org/En/System/Files/Science_Journal_Papers/05kozlov.Pdf

Krebs, C. J.; (1989) Ecological Methodology. New York: Harper And Row.

Krusic-Golub, K.; Sutrovic. A.; (2020). Summary report on the work completed on otolith age readings and validation of growth increment deposition rates within the framework of AOTTP. Fish Ageing Services Pty Ltd Technical Report Series. 2020.

Lang, E. T.; Falterman, B. J.; Kitchens, L. L.; Marshall, C. D.; (2017). Age and growth of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northern Gulf of Mexico. Collect.Vol. Sci. Paper ICCAT 73:423 – 433. 2017.

Laslett, G.; Eveson, J.; Polacheck, T. (2002). A flexible maximum likelihood approach for fitting growth curves to tag-recapture data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 59, 976–986.

Layman, C. A.; Araujo, M. S.; Boucek, R.; Hammerschlag-Peyer, C.; Harrison, E.; Jud, Z. R.; Matich, P.; Rosenblatt, A. E.; Vaudo, J. J.; Yeager, L.A.; Post, D. M.; Bearhop, S.; (2012). Applying Stable Isotopes To Examine Food-Web Structure: An Overview Of Analytical Tools. Biological Reviews, V. 87, N. 3, P. 545-562.

Layman, C. A.; Araujo, M. S.; Boucek, R.; Hammerschlag-Peyer, C.; Harrison, E.; Jud, Z. R.; Matich, P.; Rosenblatt, A. E.; Vaudo, J. J.; Yeager, L. A.; Post, D. M.; Bearhop, S. (2011). Applying stable

isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews*, v. 87, n. 3, p. 545-562.

Layman, C. A.; Arrington, A. A.; Montaña, C. G.; Post, D. M.; (2007). Can Stable Isotope Ratios Provide For Community-Wide Measures Of Trophic Structure? *Ecology*, V. 88, N. 1, P. 42-48.

Lee, WJ.; Conroy, J.; Howell, WH.; Kocher, TD. (1995). Structure and evolution of teleost mitochondrial control regions. *Journal of Molecular Evolution* 41: 54-66. <https://doi.org/10.1007/BF00174041>

Legand, M.; P. Bourret; P. Fourmanoir; R. Grandperrin; J.A. Guérédrat; A. Michel; P. Rancurel; R. Repelin Et C. Roger.; (1972). Relations Trophiques Et Distributions Verticales En Milieu Pélagique Dans L'océan Pacifique Intertropical. *Cah. O.R.S.T.O.M., Sér. Océanogr.*, Vol. X, N.O 4, 1972:303-393.

Lehodey, P.; Leroy, B.; (1999). Age And Growth Of Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*) From The Western And Central Pacific Ocean As Indicated By Daily Growth Increments And Tagging Data. Working Paper YFT-2 Standing Commitee On Tuna And Billfish 12, 1-21.

Leigh, JW.; Bryant, D. (2015) Popart: full-feature software for haplotype network construction. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1110-1116. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12410>

Lessa, R. P. L.; Sales, L.; Coimbra, M. R.; Guedes, D.; Vaske-Jr, T.; (1998). Análise Dos Desembarques Da Pesca De Fernando De Noronha. *Arquivo De Ciências Marinhas*, Fortaleza. V. 31(1-2), P. 47-56.

Lessa, R. P. T.; Bezerra, J. L. Jr.; Nóbrega, M. F.; (2009). Dinâmica das frotas pesqueiras da Região nordeste do Brasil – Programa Revizee Score-Noreste. Vol. 4. 161p.

Lessa, R. P.; Duarte-Neto, P.; (2004). Age and growth of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western equatorial Atlantic, using dorsal fin spines. *Fisheries Research*, 69:157-170.

Li, Y.; Zhang, Y.; Dai, X. (2016). Trophic Interactions Among Pelagic Sharks And Large Predatory Teleosts In The Northeast Central Pacific. *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology*, V. 483, P. 97-103.

Librado, P.; Rozas J. (2009). DnaSP v5: a software for comprehensive analysis of DNA polymorphismdata. *Bioinformatics* 25: 1451-1452.

<https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btp187>

Lima, A. R. A.; Barletta, M.; Costa, M. F.; (2016). Seasonal-Dial Shifts Of Ichthyoplankton Assemblages And Plastic Debris Around An Equatorial Atlantic Archipelago. *Frontiers In Environmental Science*, V. 4, P. 56.

Lima, F. R.; Wise, J. P.; (1962). Primeiro Estudo Da Abundância E Distribuição Da Albacora Lage E Da Albacora Branca Na Região Ocidental Do Oceano Atlântico Tropical (1957- 1961). *Bol. Est. Pesca*, 2(10):12-17. Linnaeus, C.; (1758). *Systema Naturae*. Ed. 10. Facsimile. 824pp. Brit. Mus. (Nat. Hist.).

Logan, J. M.; Pethybridge, H.; Lorrain, A.; Somes, C. J.; Allain, V.; Bodin, N.; Young, J.; (2020). Global patterns and inferences of tuna movements and trophodynamics from stable isotope analysis. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 175, 104775

Lopez, S.; France, J.; Gerrits, W. J. J.; Dhanoa, M. S.; Humphries, D. J.; Dijkstra, J.; (2000). A generalized Michaelis-Menten equation for the analysis of growth. *Journal of animal science*, 78(7), 1816-1828.

- Lucena Frédou, F.; Frédou, T.; Gaertner, D.; Kell, L.; Potier, M.; Bach, P.; Travassos, P.; Hazin, F.; Ménard, F.; (2016). Life history traits and fishery patterns of teleosts caught by the tuna longline fishery in the South Atlantic and Indian Oceans. *Fish. Res.* 179, 308–321.
- Luckhurst, B. E.; (2015). A Preliminary Food Web Of The Pelagic Environment Of The Sargasso Sea With A Focus On The Fish Species Of Interest To ICCAT. Collected Volume Of Scientific Papers, International Commission For The Conservation Of Atlantic Tuna, V. 71, P. 2913-2932.
- Maccall, A. D. (1990). Dynamic geography of marine fish populations. Seattle, WA: Washington Sea Grant Program.
- Macedo-Soares, L. C. P.; Freire, A. S.; Muelbert, J. H.; (2012). Small-Scale Spatial And Temporal Variability Of Larval Fish Assemblages At An Isolated Oceanic Island. *Marine Ecology Progress Series*, 444, 207-222. Doi.Org/10.3354/Meps09436
- Magnuson, J. J.; (1973). Comparative Study Of Adaptation For Continuous Swimming And Hydrostatic Equilibrium Of Scombrid And Xiphoid Fishes. *Fishery Bulletin*, 7(2): 337-356.
- Magnuson, J. J.; Heitz, J. G.; (1971). Gill Raker Apparatus And Food Selectivity Among Mackerels, Tunas, And Dolphins. *Fish. Bull.*, V. 69, N. 2, P. 361-370.
- Mahon, R.; (1999). Dolphinfish fisheries in the Caribbean region. *Scientia Marina*, Barcelona, 63(3-4): 411 -420.
- Manetta, G.; Cecilio, E. B; (2003). Aplicação Da Técnica De Isótopos Estáveis Na Estimativa Da Taxa De Turnover Em Estudos Ecológicos: Uma Síntese. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, V. 25, N. 1, P. 121-129.
- Manooch, C. S. I.; Hogarth, W. T.; (1983). Stomach Contents And Giant Trematodes From Wahoo, *Acanthocybium Solandri*, Collected Along The South Atlantic And Gulf Coasts Of The United States. *Bulletin Of Marine Science*. V.33, N 2, P 227- 238.
- Marguillier, S.; Van Der Velde, G.; Dehairs, F.; Hemminga, M. A.; Rajagopal, S.; (1997). Trophic Relationships In An Interlinked Mangrove-Seagrass Ecosystem As Traced By Delta¹³C And Delta¹⁵N. *Marine Ecology Progress Series*, V. 151, P. 115-121.
- Marin, Y. H.; Brum, F.; Barea, LC.; Chocca, JF. (1998). Incidental catch associated with swordfish longline fisheries on the south-west Atlantic Ocean. *Mar. Freshwater res.*, 49: 633-639.
- Marques, C.A.; Sant'Ana, R.; Gianuca, D.; Neves, T. S.; (2017) Ecological risk assessment of the Itaipava fleet, ES ,Brazil , on albatrosses and petrels in the southwest Atlantic. Eighth Meeting of the Seabird Bycatch Working Group., p. SBWG8 Inf 28. Agreement on the Conservavion of Albatrosses and Petrels, Wellington.
- Martin, N. B.; Serra, R.; Oliveira, M. D. M.; Ângelo, J. Á.; Okawa, H. (1998). Sistema integrado de custos agropecuários - CUSTAGRI. INFORMACOES ECONOMICAS-GOVERNO DO ESTADO DE SAO PAULO INSTITUTO DE ECONOMIA AGRICOLA, 28, 7-28.
- Martínez-Rincón, R. O.; Acosta-Pachón, T. A.; (2022). Effect of environmental factors, fish size, and baseline on carbon and nitrogen stable isotope variability in *Thunnus alalunga*, *T. albacares*, and *T. obesus* in the Pacific Ocean. *Progress in Oceanography*, 203, 102786
- Martins, K.; Pelage, L.; Justino, A. K.; Frédou, F. L.; Júnior, T. V.; Le Loc'h, F.; Travassos, P.; (2021). Assessing trophic interactions between pelagic predatory fish by gut content and stable isotopes analysis around Fernando de Noronha Archipelago (Brazil), Equatorial West Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 99(5), 1576-1590

Matsubayashi, J.; Osada, Y.; Tadokoro, K. ; Abe, Y.; Yamaguchi, A. Shirai, K.; Honda, K.; Yoshikawa, C.; Ogawa, N. O.; Ohkouchi, N.; Ishikawa, N. F.; Nagata, T.; Miyamoto, H.; Nishino, S. & Tayasu, I.; (2020). Tracking Long-Distance Migration Of Marine Fishes Using compound-Specific Stable Isotope Analysis Of Amino Acids. *Ecology Letters*, 23: 881–890doi: 10.1111/ele.13496

Matsumoto, T.; Satoh, K.; (2015). Japanese longline CPUE for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Atlantic Ocean standardized using GLM up to 2013. *ICCAT Collective Volume Scientific Papers*. 71: 275-287.

Matsumoto, W. M.; Skillman, R. A.; Dizon, A. E.; (1984). Synopsis of biological data on skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis* (No. 136). National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Services.

Matsuura, Y.; Andrade, H.A.; (2000). Synopsis On Biology Of Skipjack Tuna Population And Related Environmental Conditions In Brazilian Waters. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.* 51, 395–400

Matthews, F. D.; D.;M. Damkaer; Knapp, L . Collette. W. B. B.; (1977). Food Of Western North Atlantic Tunas (*Thunnus*) And Lancetfishes (*Alepisaurus*). *NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-7O6*, January, 1977.

Mattos, S. M. G.; (2007) Contribuição dos modelos bio-econômicos para a gestão participativa e o ordenamento da pesca artesanal e de pequena escala. *Rev. Bras. Enga. Pesca* 2: 52-68.

Mattos, S. M. G.; (2008) Informações econômicas sobre a pesca de linha-de-mão e rede- de-emalhar no Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Rev. Bras. Eng. Pesca* 3(1).

McBride, R. S.; Richardson A. K.; Maki K. L. (2008) Age, growth, and mortality of wahoo, *Acanthocybium solandri*, from the Atlantic coast of Florida and the Bahamas. *Mar. Freshw. Res.* 59, 799-807.

McCauley, D. J.; Young, H. S.; Dunbar, R. B.; Estes, J. A.; Semmens, B. X.; Micheli, F.; (2012). Assessing The Effects Of Large Mobile Predators On Ecosystem Connectivity. *Ecological Applications*, V. 22, N. 6, P. 1711-1717.

McCullagh, P.; Nelder, J. A.; (1989). *Generalized Linear Models* 2nd Edition Chapman and Hall. London, UK.

McCulloch, W. S.; Pitts, W.; (1943) A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity. *The bulletin of mathematical biophysics*. 5: 115-133.

Ménard, F.; Labrune, C.; Shin, Y.; Asine, A.; Bard, F.; (2006). Opportunistic Predation In Tuna:

Ménard, F.; Lorrain, A.; Potier, M.; Marsac, F.; (2006). Isotopic Evidence Of Distinct Foraging Ecology And Movement Pattern In Two Migratory Predators (Yellowfin Tuna And Swordfish) Of The Western Indian Ocean. *Marine Biology*, 153 (2) 141- 152.

Mendonça, A. S.; Macena, B. C.; Afonso. A. S.; Hazin, FH. (2018). Seasonal aggregation and diel activity by the sicklefin devil ray *Mobula tarapacana* off a small, equatorial outcrop of the Mid-Atlantic Ridge. *Journal of Fish Biology*, 93(6), 1121-1129. <https://doi.org/10.1111/jfb.13829>

Mendoza-Avila, M.; Zavala-Zambrano, G.; Galván-Magaña, F.; Loor-Andrade, L.; (2016). Feeding Habits Of Wahoo (*Acanthocybium Solandri*) In The Eastern Pacific Ocean. *Journal Of The Marine Biological Association Of The United Kingdom*, V. 97, N. 7, P. 1-6.

Meneses De Lima J. H.; Lin, C. H.; Menezes, A. A. S. (2011). Sobre o uso da rede de cerco na pesca de atuns no brasil. *Boletim Técnico-Científico do CEPNOR*. 1: 81- 115.

Menezes De Lima, JH.; Kotas, JE.; Lin, CFA (2000). historical review of the Brazilian longline fishery and catch of swordfish. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT, Madrid. Scrs/99/ 36, vol. Li: 1329-1358, 2000.

Menezes M. R.; Ikeda, M.; Taniguchi, N.; (2006) Genetic variation in skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* (L.) using PCR-RFLP analysis of the mitochondrial DNA D- loop region. Journal of Fish Biology, 68(A), 156-161.

<https://doi.org/10.1111/j.00221112.2006.00993.x>

Menezes, M. R.; Kumar, G.; Kunal, SP. (2012) Population genetic structure of skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* from the Indian coast using sequence analysis of the mitochondrial DNA D-loop region. Journal of fish biology, 80(6), 2198-2212. <https://doi/10.1111/j.1095-8649.2012.03270.x>

Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L.; (1980).Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. São Paulo, Museu de Zool., USP, Teleostei (3), ed. 1a, v. IV, p. 96,

Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L.; (1985). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. São Paulo, Museu de Zool., USP, Teleostei (4), ed. 1a, v. V, p. 105.

Ministério da Pesca e Aquicultura. 2012. Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura - Brasil - 2011. Brasília.

MMA. 2006. Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva. Relatório Executivo – Programa REVIZEE, 303 p.

Mollet, HF.; Cailliet, GM. (2002). Comparative population demography of elasmobranchs using life history tables, Leslie matrices and stage-based matrix models. Marine and Freshwater Research, 53: 503-516.

Mondal, Sandipan.; Lan, Yang-Chi.; Lee, Ming-An.; Wang, Yi-Chen.; Semedi, Bambang.; And Su, Wan-Ya.; (2022). "Detecting The Feeding Habitat Zone Of Albacore Tuna (*Thunnus Alalunga*) In The Southern Indian Ocean Using Multisatellite Remote Sensing Data," Journal Of Marine Science And Technology: Vol. 29 : Iss. 6 , Article 8. DOI: 10.51400/2709-6998.2559 Available At: <Https://Jmstt.Ntou.Edu.Tw/Journal/Vol29/Iss6/8>

Montealegre-Quijano, S.; Vooren, CM. (2010). Distribution and abundance of the life stages of the blue shark *Prionace glauca* in the southwest Atlantic. Fisheries research, v. 101, n. 3, p. 168-179, 2010.

Moore, T. A.; (2014). Trophic Dynamics And Feeding Ecology Of The Southeast Florida Coastal Pelagic Fish Community. Master's Thesis. Nova Southeastern University. Retrieved From Nsuworks, Oceanographic Center.

Mordrel, L. (1972). Les institutions de la pêche maritim, historie et évolution: essai d'interpretation sociologique. Tese de Doctorat, Paris.

Moreira Da Silva, P. C. A.; (1973). Ressurgência em Cabo Frio. Publicação do Instituto de Pesquisas da Marinha, v. 78, p. 54-56, 1973.

Moritz, S.; Bartz-Beielstein, T. (2017). The R Journal, 9:1, pages 207-218.

Murua, H.; Rodriguez-Marin, E.; Neilson, JD.; Farley, JH.; Juan-Jordá, MJ. (2017). Fast versus slow growing tuna species: age, growth, and implications for population dynamics and fisheries management. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 27(4), 733-773. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9474-1>

- Myers, RA. et al. (1995). Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science*. 269: 1106-1108.
- Nesis, K. N.; (1982). Cephalopods Of The World. V.A.A.P., Moscou. 351 P.
- Neves, A.; Vieira, AR.; Sequeira, V.; Paiva, RB.; Gordo, LS.; Paulo, OS. (2020). Highly regional population structure of *Spondylisoma cantharus* depicted by nuclear and mitochondrial DNA data. *Scientific reports* 10: 1-11.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-61050-x>
- Neves, J. M.; Lima, S. M.; Mendes, L. F.; Torres, R. A.; Pereira, R. J.; Mott, T.; (2016). Population structure of the rockpool blenny *Entomacrodus vomerinus* shows source-sink dynamics among ecoregions in the tropical Southwestern Atlantic. *PloS one*, 11(6), e0157472.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157472>
- Nikolic, N.; Morandeau, G.; Hoarau, L.; West, W.; Arrizabalaga, H.; Hoyle, S.; Nicol, S.; Bourjea, J.; Puech, A.; Farley, J.H.; Williams, A.J.; Fonteneau, A.; (2017). Review Of Albacore Tuna, *Thunnus Alalunga*, Biology, Fisheries And Management. *Rev. Fish Biol. Fish.*
<https://Doi.Org/10.1007/S11160-016-9453-Y>.
- Nimit, K.; Masuluri, N. K.; Berger, A. M.; Bright, R. P.; Prakash, S.; TVS, U.; Varghese, S. P.; (2020). Oceanographic preferences of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in warm stratified oceans: A remote sensing approach. *International Journal of Remote Sensing*, 41(15), 5785-5805.
- Nóbrega, M. F.; (2002). Idade, crescimento e avaliação de estoque da serra *Scomberomorus brasiliensis* (Teleostei: Scombridae), na plataforma continental do Nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas- Departamento de Zoologia. 115p.
- O'Reilly, C. M.; Verburg, P.; Hecky, R. E.; Plisnier, P-D.; Cohen, A. S.; (2003). Food Web Dynamics In Stable Isotope Ecology: Time Integration Of Different Trophic Levels. *Handbook Of Scaling Methods In Aquatic Ecology: Measurement, Analysis, Simulation*. CRC Press, Boca Raton, Florida, P. 125-134.
- O'toole, A. C.; Danylchuk, A. J.; Goldberg, T. L.; Suski, C. D.; Philipp, D. P.; Brooks, E.; Cooke, S. J.; (2011). Spatial Ecology And Residency Patterns Of Adult Great Barracuda (*Sphyraena Barracuda*) In Coastal Waters Of The Bahamas. *Marine Biology*, V. 158, N. 10, P. 2227-2237.
- Odum, P. E.; Barrett, G. W.; (2015). Fundamentos De Ecologia. Tradução Da 5^a Edição Norte-Americana. São Paulo, Cengage Learning.
- Olson, R. J.; Young, J. W.; Ménard, F.; Potier, M.; Allain, V.; Goñi, N.; Galván-Magaña, F.; (2016). Bioenergetics, Trophic Ecology, And Niche Separation Of Tunas. *Advances In Marine Biology*, 199–344. Doi:10.1016/Bs.Amb.2016.06.002
- Olson, RJ.; Boggs, CH.; (1986). Apex Predation by Yellowfin Tuna (*Thunnus albacares*): Independent Estimates from Gastric Evacuation and Stomach Contents, Bioenergetics, and Cesium Concentrations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 1760– 1775. <https://doi.org/10.1139/f86-220>
- Ortiz, M. E.; Palma, C.; (2019). Review And Preliminary Analyses Of Size Frequency Samples Of Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*). *ICCAT*, 76(6): 91-107.
- Oxenford, H. A.; Hunte, W.; (1999). Feeding Habits Of The Dolphinfish (*Coryphaena Hippurus*) In The Eastern Caribbean. *Scientia Marina*, V. 63, N. 3-4, P. 303-315.

- Oxenford, H. A.; Murray, P. A.; Luckhurst, B. E.; (2003). The Biology Of Wahoo (*Acanthocybium Solandri*) In The Western Central Atlantic. *Gulf And Caribbean Research*, V. 15, N. 1, P. 33-49.
- Oxenford, H.A. (1999). Biology of the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the western central Atlantic: a review. *Scientia Marina*, v. 63, n. 3-4, p. 277-301,
- Palko, B. J.; Beardsley, G. L.; Richards, W. J. (1982). NOAA technical report NMFS circular 443: synopsis of the biological data on Dolphin-Fishes, *Coryphaena hippurus Linnaeus* and *Coryphaena equiselis Linnaeus*. U. S. Department of Commerce, Palomares, ML. et al. (2018). A preliminary global assessment of the status of exploited marine fish and invertebrate populations.
- Palumbi, SR. (2003) Population genetics, demographic connectivity, and the design of marine reserves. *Ecological applications*, 13 (sp1), 146-158. https://doi.org/10.1890/1051_0761 (2003)013 [0146:PGDCAT]2. 0.CO;2.
- Parnell, A. C.; Inger, R.; Bearhop, S.; Jackson, A. L.; (2010). Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PloS one*, 5(3), e9672.
- Parnell, A.; Jackson, A. (2015). SIAR: stable isotope analysis in R. R package v. 4.1. 3. See <https://cran.r-project.org/web/packages/siar/index.html>.
- Patterson, T.A.; Evans K.; Carter T.I.; Gunn J.S. (2008). Movement and behavior of large southern bluefin tuna (*Thunnus macoyii*) in the Australian region determined using pop-u satellite archival tags. *Fisheries Oceanography*. 17 (5): 352–367. doi:10.1111/j.1365-2419.2008.00483.x.
- Pauly, D. (1980). A selection of simple methods for the assessment of tropical fish stocks. FAO Fisheries Circular No. 729, Rome. 53 pp.
- Pecoraro, C.; Zudaire, I.; Bodin, N.; Murua, H.; Taconet, P.; Díaz-Jaimes, P.; Cariani, A.; Tinti, F.; Chassot, E.; (2016). Putting All The Pieces Together: Integrating Current Knowledge Of The Biology, Ecology, Fisheries Status, Stock Structure And Management Of Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*). *Reviews In Fish Biology And Fisheries*. 27(4): 811-841.
- Pecoraro, C.; Zudaire, I.; Bodin, N.; Murua, H.; Taconet, P.; Díaz-Jaimes, P.; Chassot, E.; (2017). Putting all the pieces together: integrating current knowledge of the biology, ecology, fisheries status, stock structure and management of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(4), 811-841.
- Pedrosa, V. B. Reprodução da albacora branca Thunns alalunga (Bonnaterre, 1788) capturada pela frota brasileira Espinheira no Oceano Atlântico Sudoeste. 2011.
- 50 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Penney, A.J.; S-Y. Yeh, C-L.; Kuo, R. W.; (1998). Relationships between albacore (*Thunnus alalunga*) stocks in the southern Atlantic and Indian Oceans. *Proceedings of the ICCAT Tuna Symposium* (Beckett, J.E. ed.), vol 1, 2 61-271
- Pereira, A. A.; (2007). Comportamento Da Albacora Laje *Thunnus Albacares* (Bonnaterre, 1788) No Arquipélago De São Pedro E São Paulo. Dissertação (Mestrado) Programa De Pós Graduação Em Oceanografia. Universidade Federal De Pernambuco, UFPE. 39p.
- Pereira, A. A.; (2007). Comportamento da albacora laje *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788) no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco, UFPE. 39p.

Peterson, BJ.; Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. Annual review of ecology and systematics. 18: 293-320.

Phillips, A. J.; Ciannelli, L.; Brodeur, R. D.; Pearcy, W. G.; Childers, J.; (2014). Spatio-Temporal Associations Of Albacore Cpues In The Northeastern Pacific With Regional SST And Climate Environmental Variables. ICES Journal Of Marine Science, 71(7), 1717– 1727. Doi:10.1093/Icesjms/Fst238

Phillips, D. L.; Inger, R.; Bearhop, S.; Jackson, A. L.; Moore, J. W.; Parnell, A. C.; Ward, E. J.; (2014). Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. Canadian Journal of Zoology, 92(10), 823-835.

Pickens, B. A.; Carroll, R.; Schirripa, M. J.; Forrestal, F.; Friedland, K. D.; Taylor, J. C.; (2021). A Systematic Review Of Spatial Habitat Associations And Modeling Of Marine Fish Distribution: A Guide To Predictors, Methods, And Knowledge Gaps. Plos One 16:E0251818. Doi: 10.1371/Journal.Pone.0251818

Pimenta, E. G.; Geraldo, L.; Cordeiro, J. C. J.; Amorim, A. F.; (2004). Sustainable System for Istiophoridae and Alike off Northern Rio de Janeiro State, Brazil. CRS/2004/148 - International Commission the Conservation of Atlantic Tunas/ICCAT, Collective Volume of Scientific Papers.

Pimenta, E. G.; Vieira, Y. C.; Marques, L. A.; Gomes, T. X.; Amorim, A. F.; (2014). Analysis Of Stomach Contents Of Dolphinfish, *Coryphaena Hippurus*, Linnaeus, 1758 (Actinopterygii, Coryphaenidae), Off The Northern Coast Of Rio De Janeiro State, Brazil. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, V. 70, N. 6, P. 2954-2960.

Pinkas, L.; (1971). Food Habits Study. Food Habits Of Albacore Bluefin Tuna And Bonito In California Waters. Fish. Bull., V. 152, P. 1-105.

Pinkas, L.; Oliphant, M. S.; I. Iverson, L. K.; (1971). Food Habits Of Albacore, Bluefin Tuna, And Bonito In California Waters. Fish Bulletin, 152:1-105.

Post, D. M.; (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3), 703-718.

Pulido, F.; (2011). Evolutionary Genetics Of Partial Migration—The Threshold Model Of Migration Revis(It)Ed. Oikos, 120, 1776–1783.

Purquerio, L. F. V.; Moraes, CC.; Factor, TL.; Calori, AH. (2018). O Agronômico – Boletim Técnico Informativo do Instituto Agronômico – Vol. 70. Série Técnica APTA – 0365-2726. Bioeconomia: Cultivando vida e Colhendo o Futuro.

Queiroz-Brito MCG.; De Machado, CB.; Maia, DDJG.; Jacobina, UP.; Nirchio, M.; Rotundo, MM.; Tubino, RAD.; Iriarte, PF.; Haimovici, M.; Torres, RA (2022). DNA barcoding reveals deep divergent molecular units in *Pomatomus saltatrix* (Perciformes: Pomatomidae): implications for management and global conservation. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1-13. <https://doi.org/10.1017/S0025315422000236>

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. R Development Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN: 3- 900051-07-0, <http://www.R-project.org/>

R Development Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. [online] URL: <http://www.R-project.org/> Accessed: Mar. 15, 2017.

Rambaut, A.; Drummond A. J.; (2009) Tracer v 1. 5. <http://beast.bio.ed.ac.uk/Tracer> Ramos-Cartelle, A.; Carroceda, A.; Fernández-Costa, J.; Mejuto, J. (2017). Interaction between seabirds and the Spanish surface longline fishery targeting swordfish in the South Atlantic Ocean (South of 25°S) during the period 2010-2014. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 73: 3120-3127.

Ramos-Cartelle, A.; Carroceda, A.; Fernández-Costa, J.; Mejuto, J. (2017).. (2021). Updated standardized catch rates for the north atlantic stock of swordfish (*Xiphias gladius*) from the spanish surface longline fleet for the period 1986-2019. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 78: 98-110.

Ratnasingham, S.; Hebert, P. D. N. (2007). Bold: The Barcode of Life Data System, (<http://Www.Barcodinglife.Org>). Molecular Ecology Notes, v. 7, n. 3, p. 355–364.

Reygondeau, G.; Maury, O.; Beaugrand, G.; Fromentin, J. M.; Fonteneau, A.; Cury, P.; (2012). Biogeography Of Tuna And Billfish Communities. Journal Of Biogeography, 39: 114-129.

Rogers, A. R.; Harpending, H. (1992). Population growth makes waves in the distribution of pairwise genetic differences. Molecular biology and evolution, 9(3), 552-569. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a040727>.

Rohit, P.; Rao, G. S.; Ram Mohan, K.; (2010). Feeding Strategies And Diet Composition Of Yellowfin Tuna *Thunnus Albacares* (Bonnaterre, 1788) Caught Along Andhra Pradesh, East Coast Of India. Indian Journal Of Fisheries, V. 57, N. 4, P. 13-19.

Román Reyes, J. C.; (2005). Análisis Del Contenido Estomacal Y La Razón De Isótopos Estables De Carbono (13C) Y Nitrógeno (15N) Del Atún Aleta Amarilla (*Thunnus Albacares*), Delfín Manchado (*Stenella Attenuata*) Y Delfín Tornillo (*Stenella Longirostris*) Del Océano Pacífico Oriental. Tese De Doutorado. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario De Ciencias Marinas.

Sá-Oliveira, J. C.; Isaac, V. J.; (2015). Diet Breadth And Niche Overlap Between Hypostomus Plecostomus (Linnaeus, 1758) And Hypostomus Emarginatus (Valenciennes, 1840) (Siluriformes) From The Coaracy Nunes Hydroelectric Reservoir In Ferreira Gomes, Amapá-Brazil. Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota).

Saul, S. E.; et al. (2013). Modeling the spatial distribution of commercially important reef fishes on the West Florida Shelf. Fisheries Research. 12– 20.

Schaefer, K. M.; (2001a). Reproductive biology of tunas. In: Block, B and Stevens, E. Eds. Tuna Phisiology, Ecology, and Evolution. Academic Press, London. p. 225- 270.

Schaefer, K. M.; (2001b). Assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) spawning activity in the eastern Pacific Ocean. Fish. Bull. 99,343-350.Schaefer, K. M.; (2001c). Estimation of the maturity and fecundity of tunas. Modern approaches to assess maturity and fecundity of warm-and cold-water fish and squids, 117.

Schaefer, K. M.; Fuller, D. W.; (2007). Vertical movement patterns of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern equatorial Pacific Ocean, as revealed with archival tags. Fishery Bulletin, 105 (3)379-389.

Schaefer, K. M.; Fuller, D. W.; (2019). Spatiotemporal variability in the reproductive dynamics of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean. Fisheries Research, 209, 1-13.

Schaefer, K. M.; Fuller, D. W.; Aldana, G.; (2014). Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in waters surrounding the Revillagigedo Islands Archipelago Biosphere Reserve, Mexico. Fisheries Oceanography, 23(1), 65-82.

- Schaefer, K. M.; Fuller, D. W.; Block, B. A.; (2007). Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northeastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. *Marine Biology*, 152:503–525
- Schaefer, K.M.; (2001). Reproductive biology of tunas. In: Block BA and Stevens ED, editors. *Fish Physiology*, Vol. 19. San Diego, CA: Academic Press. pp. 225–270.
- Schaefer, M. B. (1957). A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean= Un estudio de la dinámica de la pesquería del Atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental tropical.
- Schaefer, M. B.; (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries.
- Schaefer, M. B.; Chatwin, B. M.; Broadhead, G. C.; (1961). Tagging and recovery of tropical tunas 1955-1959. *Inter American Tropical Tuna Commission Bulletin*, v. 5, n. 5, p. 341-455
- Schmidt, J. O.; Bograd, S. J.; Arrizabalaga, H.; Azevedo, J. L.; Barbeaux, S. J.; Barth, J. A.; Boyer, T.; Brodie, S.; Cárdenas, J. J.; Cross, S.; Druon, J-N.; Fransson, A.; Hartog, J.; Hazen, E. L.; Hobday, A.; Jacox, M.; Karstensen, J.; Kupschus, S.; Lopez, J.; Madureira, LAS-P.; Martinelli Filho, J. E.; Miloslavich, P.; Santos, C. P.; Scales, K.; Speich, S.; Sullivan, M. B.; Szoboszlai, A.; Tommasi, D.; Wallace, D.; Zador, S.; Zawislak, P. A.; (2019). Future Ocean Observations To Connect Climate, Fisheries And Marine Ecosystems. *Frontiers In Marine Science* 6:550. DOI: 10.3389/Fmars.2019.00550
- Schmidt, T. W.; (1989). Food Habits, Length-Weight Relationship And Condition Factor Of Young Great Barracuda, *Syphraena Barracuda* (Walbaum), From Florida Bay, Everglades National Park, Florida. *Bulletin Of Marine Science*, V. 44, N. 1, P. 163- 170.
- Schoener, T. W.; (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science*. 185:27-39.
- Schroeder, FA.; Castello, J.P. (2007). “Cardume associado”: Nova modalidade de pesca de atuns no sul do Brasil - descrição e comparação. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. (1): 66-74Schroeder, J.; Coyne, C.; Harris, T.; Harvey, D.; Jackson, T.; Singer, A.; (2020). *O Livro Da Ecologia*, P. 352. Globo Livros (1^a Edição).
- Schwarz, G. (1978). Estimating the dimension of a model. *Ann. Stat.* 6: 461-464.
- Secor, DH.; Dean, JM..; Laban, EH. (1991). Manual for Otolith Removal and Preparation for Microstructural Examination. Electric Power Research Institute and the Belle W. Baruch Institute for Marine Biology and Coastal Research. 84p.
- Senina, I. N.; Lehodey, P.; Hampton, J.; Sibert, J.; (2020). Quantitative modelling of the spatial dynamics of South Pacific and Atlantic albacore tuna populations. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 175, 104667.
- Sepulveda, C. A.; Aalbers, S. A.; Ortega-Garcia, S.; Wegner, N. C.; Bernal, D.; (2011) Depth Distribution And Temperature Preferences Of Wahoo (*Acanthocybium Solandri*) Off Baja California Sur, Mexico. *Marine Biology*, V. 158, N. 4, P. 917- 926.
- Serafini, T. Z.; De França, G. B.; Andriguetto-Filho, J. M.; (2010). Ilhas Oceânicas Brasileiras: Biodiversidade Conhecida E Sua Relação Com O Histórico De Uso E Ocupação Humana. *Revista De Gestão Costeira Integrada-Journal Of Integrated Coastal Zone Management*, V. 10, N. 3, P. 281-301.

Serafini, T. Z.; De França, G. B.; Andriguetto-Filho, J. M.; (2010). Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management, 10(3), 281-301

Sharp, GD.; Dizon, AE (Eds.) (1978) The Physiological Ecology of Tunas. Proceedings of the Tuna Physiology Workshop held at the National Marine Fisheries Service Southwest Fisheries Center at La Jolla, Calif., Jan 10-15.

Shokralla, S.; Hellberg, RS.; Handy, SM.; King, I.; Hajibabaei, M. (2015). A DNA mini- barcoding system for authentication of processed fish products. Scientific Reports, 1-11. <https://doi.org/10.1038/srep15894>

Sibert, J.; (2001). Electronic tagging and tracking in marine fisheries. In Electronic Tagging and Tracking in Marine Fisheries (pp. 1-6). Springer, Dordrecht

Silva, B. J. D.; (2018). Caracterização do sistema carbonato no Arquipélago de Fernando de Noronha (Master's thesis, Universidade Federal de Pernambuco).

Silva, B. J.; (2018). Caracterização do sistema carbonato no Arquipélago de Fernando de Noronha. Dissertação de mestrado, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Silva, B. J.; Gaspar, F. L.; Tyaquiçã, P.; Lefèvre, N.; Flores Montes, M. J.; (2019). Carbon Chemistry Variability Around A Tropical Archipelago. *Marine And Freshwater Research*, 70, 767.

Silva, G. B. Da; Hazin, H. G.; Hazin, F. H. V.; Vaske-Jr, T.; (2019). Diet Composition Of Bigeye Tuna (*Thunnus obesus*) And Yellowfin Tuna (*Thunnus albacares*) Caught On Aggregated Schools In The Western Equatorial Atlantic Ocean. *Journal Of Applied Ichthyology*, V. 35, N. 5, P. 1111-1118.

Silva, G. B., Chaves, D. C. B.; Fonteles-Filho, A. A.; (2013). Aspectos Econômicos Da Pesca De Atuns E Afins Associada A Uma Boia Oceânica No Atlântico Oeste Equatorial. *Boletim Do Instituto De Pesca De São Paulo*, 39(1):85-91.

Silva, G. B.; (2013). Dinâmica Populacional E Pesca De Atuns Em Cardumes Associados No Atlântico Oeste Equatorial. Tese (Doutorado Em Engenharia De Pesca) - Centro De Ciências Agrárias, Universidade Federal Do Ceará, Fortaleza, 154 F.

Silva, G. B.; Fonteles-Filho, A. A.; (2011). Weight X Length Relationship And Length Conversion Of Yellowfin Tuna, *Thunnus albacares*, From Fisheries Associated With An Offshore Buoy In The Western Equatorial Atlantic Arq. Ciênc. Mar, Fortaleza, 2011, 44(2): 83 – 88.

Silva, G. B.; Hazin, H. G.; Hazin, F. H. V.; Travassos, P.; (2019). The Tuna Fisheries on ‘Associated School’ in Brazil: Description and Trends. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 75(7), 1924-1934.

Silva, G. B.; Hazin, H.; Mourato, B. L.; Hazin, F.; Fonteles-Filho, A.A.; (2016). Catch Composition In The Fishery For Tunas And Tuna-Likes On Aggregated Schools In The Western Equatorial Atlantic. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, 42(4): 866-877. Doi: 10.20950/1678-2305.2016v42n4p866.

Silva, TEF.; Lessa, R.; Santana, FM. (2021). Current knowledge on biology, fishing and conservation of the blue shark (*Prionace glauca*). *Neotropical Biology and Conservation* 16: 71-88.

Silva-Costa, A.; Canani, G.; Garcia, L.; Pimenta, E.G.; Saran, J.; Neves, T.S.; Gianuca, D.; (2020). Captura incidental de aves marinhas por pescarias de espinhel demersal do sudeste e sul do Brasil. *Boletim Técnico Científico do Projeto Albatroz*, Vol. 6, p. 170-178.

- Simmons, D. C.; (1969). Maturity and spawning of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the Atlantic Ocean, with comments on nematode infestation of the ovaries. U.S. Fish. Wildl. Serv., Spec. Sci. Rep., Fish, 580, 17 p.
- Soares, B.J.; Monteiro-Neto, C.; Costa, M.R.; Martins, R.R.M.; Vieira, F.C.S.; Andrade- Tubino, M.F.; Bastos, A.L.; Tubino, R.A. (2019). Size structure, reproduction, and growth of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) caught by the pole-and-line fleet in the southwest Atlantic. *Fisheries Research*. 212: 136-145. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.12.011>
- Soto, J. M. R.; (2009). Ações antrópicas negativas nas ilhas oceânicas brasileiras. Ilhas Oceânicas Brasileiras: da pesquisa ao manejo. MMA/ Secretaria da Biodiversidade e Florestas, Brasília, SP. p.321-342
- Spalding, MD.; Fox, HE.; Allen, GR.; Davidson, N.; Ferdaña, ZA.; Finlayson, MAX.; Halpern, BS.; Jorge, MA.; AL, Lombana, A.; Lourie, SA.; Martin, KD.; McManus, E.; Molnar, J.; Recchia, CA.; Robertson, J. (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, 57(7), 573- 583. <https://doi.org/10.1641/B570707>.
- Sparre, P.; Ursin, E.; Venema, SC. (1989). Introduction to tropical fish stock Part 1. Manual. FAO Fisheries Technical Paper No. 306.1, Rome. 407 pp.
- SRF. (2019). Secretaria da Receita Federal, Instrução Normativa SRF nº 162. Prazo de vida útil e taxa de depreciação. <http://www.receita.fazenda.gov.br/legislacao/ins/ant2001/1998/in16298.htm>. 1998. Acesso em 16/05/19.
- Stephens, AM.; Smith, NJ.; Donnelly, P.; Stephens, CM.; Li, CFN. (2004). Documentation for PHASE, version 2.1. <https://www.animalgenome.org/bioinfo/resources/manuals/PHASE>. Accessed 6 October 2020.
- Stequert, B.; Panfili, J.; Dean, J. M. (1996). Age and growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from the western Indian Ocean, based on otolith microstructure. *Fishery Bulletin*, 94:124-134.
- Stobutzki, IC.; Miller, MJ.; Heales, DS.; Brewer, TD. 2002. Sustainability of elasmobranchs caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. *Fishery Bulletin*, 100: 800-821.
- Stock, B. C.; Jackson, A. L.; Ward, E. J.; Parnell, A. C.; Phillips, D. L.; Semmens, B. X.; (2018). Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *PeerJ*, 6, e5096.
- Su, N. J.; Sun, C. L.; Punt, A. E.; Yeh, S. Z.; Dinardo, G.; (2013). An Ensemble Analysis To Predict Future Habitats Of Striped Marlin (*Kajikia Audax*) In The North Pacific Ocean. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 1013–1022. Doi: 10.1093/icesjms/fss191
- Sultana, S.; Ali, ME.; Hossain, MM.; Naquiah, N.; Zaidul, ISM. (2018). Universal mini COI barcode for the identification of fish species in processed products. *Food Research International*, 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2017.10.065>
- Tajima, F. (1989). Statistical method for testing the neutral mutation hypothesis by DNA polymorphism. *Genetics* 123: 585-595.
- Tanabe, T.; Kiyofuji, H.; Shimizu, Y.; Ogura, M.; (2017). Vertical distribution of juvenile skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* in the Tropical Western Pacific Ocean. *Japan Agricultural Research Quarterly: JARQ*, 51(2), 181-189.
- Tchamabi, C. C.; Araújo, M.; Silva, M.; Bourlès, B.; (2017). A Study Of The Brazilian Fernando De Noronha Island And Rocas Atoll Wakes In The Tropical Atlantic. *Ocean Modelling*, V. 111, P. 9-18.

- Tchamabi, C. C.; Araújo, M.; Silva, M.; Bourlès, B.; Travassos, P.; (2018). Ichthyoplankton Transport Round The Brazilian Fernando De Noronha Archipelago And Rocas Atoll: Are There Any Connectivity Patterns? Indian Journal Of Geo Marine Sciences, V. 47(04) P. 812-818.
- Teffer, A. K.; Staudinger, M. D.; Juanes, F.; (2015). Trophic Niche Overlap Among Dolphinfish And Co-Occurring Tunas Near The Northern Edge Of Their Range In The Western North Atlantic. Marine Biology, V. 162, N. 9, P. 1823-1840.
- Teixeira, W.; Cordani, U.G.; Menor, E.A.; Teixeira, M.G. And Linsker, R. (2003). Arquipélago De Fernando De Noronha, O Paraíso Do Vulcão. São Paulo, Terra Virgem, 168p.
- Then, A.Y.; Honig, J.M.; Hall, N.G.; Hewitt, D.A. (2015). Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. ICES J. of Mar. Sci. 72(1); 82-92.
- Thompson, J.D.; Higgins, D.G.; Gibson, T.J. (1994). CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. Nucleic acids research 22: 4673-4680. <https://doi.org/10.1093/nar/22.22.4673>
- Timohina, O. I.; Romanov, E. V. (1996). Characteristics of ovogenesis and some data on maturation and spawning of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis* (Linnaeus, 1758), from the western part of the Equatorial Zone of the Indian Ocean. IOTC Proceedings, 6th Expert Consultation on Indian Ocean Tunas, Vol. 9. p. 247- 257. Colombo, Sri Lanka.
- Torrejon-Magallanes, J.; (2020). sizeMat: An R Package to Estimate Size at Sexual Maturity. Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/sizeMat/vignettes/sizeMat.html>
- Torres-Chávez, P.; Schmitter-Soto, J.; Mercado-Silva, N.; Valdez-Moreno, M. E.; (2018). Movimiento Entre Hábitats De La Barracuda *Sphyraena barracuda*, Determinado Por Aproximaciones Tróficas En El Caribe Occidental. Revista Mexicana De Biodiversidad, V. 89, N. 3, P. 865-872.
- Townhill, B. L.; Couce, E.; Bell, J.; Reeves, S.; Yates, O.; (2021). Climate Change Impacts On Atlantic Oceanic Island Tuna Fisheries. Front. Mar. Sci. 8:634280. Doi: 10.3389/Fmars.2021.634280
- Travassos, P., (1999). L'Étude Des Relations Thons-Environnement Dans L'Océan Atlantique Intertropical Ouest: Cas De L'Albacore (*Thunnus albacares*, Bonnaterre 1788), Du Germon (*Thunnus alalunga*, Bonnaterre 1788) Et Du Thon Obèse (*Thunnus obesus*, Lowe 1839). Tese (Doutorado) Universidade Paris 6, Paris, P. 253.
- Travassos, P.; (1999). Anomalies thermiques et pêche du germon (*Thunnus alalunga*) dans l'Atlantique Tropical Sud-Ouest. Col.Vol. Sci. Pap. ICCAT, 49 (4), 324-338.
- Travassos, P.; (2003). Entre o pescador e o peixe, a sardinha. In: Wilson Teixeira; Umberto Giusueppe Cordani; Eldemar De Albuquerque Menor; Margareth Grillo Teixeira; Roberto Linsker. (Org.). Arquipélago De Fernando De Noronha - O Paraíso Do Vulcão. 1ed. São Paulo: Terra Virgem, V. 1, P. 92-92.
- Travassos, P.; Araújo, M. L. G.; Rêgo, M.; Evêncio, J.; Cardoso, L. G.; Domingos, A.; Su, N.J.; Sanatana, F. (2022). *Thunnus alalunga* (Bonnaterre 1788) Reproductive Biology Study in South Atlantic. Documento científico apresentado ao ICCAT, em setembro/ 2022.

- Travassos, P.; Hazin, F. H. V.; Zaglaglia, J. R.; Advíncula, R.; Schober, J. (1999). Thermohaline Structure Around Seamounts And Islands Off North-Eastern Brazil. Archive Of Fishery And Marine Research, V. 47, N. 2-3, P. 211-222.
- Trippel, E.A.; (1999). Estimation of stock reproductive potential: history and challenges for Canadian Atlantic gadoid stock assessments. Variations in maturation, growth, condition and spawning stock biomass production in groundfish. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 25, 61–81.
- Tripp-Valdez, A.; Galvan-Magaña, F.; Ortega-Garcia, S; (2014). Food Sources Of Common Dolphinfish (*Coryphaena Hippurus*) Based On Stomach Content And Stable Isotopes Analyses. Marine Biological Association Of The United Kingdom. Journal Of The Marine Biological Association Of The United Kingdom, V. 95, N. 3, P. 579.
- Ulrich, C.; Le Gallic, B.; Dunn, M. R.; Gaxuel, D. (2002). A multi-species multi-fleet bioeconomic simulation model for the English Channel artisanal fisheries. Fish. Res., 58:379-401.
- Ulrich, C.; Le Gallic, B.; Dunn, MR. (1999). Bioeconomic modelling of English Channel fisheries and their technical interactions: presentation of the simulation model BECHAMEL (BioEconomic CHannel ModEL). ICES CM 1999/S:04.
- Uozumi, Y. (1996). A Historical Review Of Japanese Longline Fishery And Albacore Catch In The Atlantic Ocean. Col.Vol. Sci. Pap. ICCAT 43: 163-170.
- USP ESALQ (2019). Assessoria de Comunicação Depreciação, um item a se considerar <http://www.milkpoint.com.br/radar-tecnico/gerenciamento/depreciacao-um-itemimportante-a-se-considerar-87142n.aspx>. Acesso em 06/06/19.
- Vanderklift, M. A.; Ponsard, S.; (2003). Sources Of Variation In Consumer-Diet Δ¹⁵n Enrichment: A Meta-Analysis. Oecologia, V. 136, N. 2, P. 169-182.
- Vaske Jr, T.; (2006). Guia De Identificação De Cefalópodes Costeiros E Oceânicos Do Atlântico Sudoeste Equatorial Através Das Mandíbulas (Bicos). Editora Livro Rápido, P. 61.
- Vaske Jr, T.; Castello, J. P.; (1998). Conteúdo Estomacal Da Albacora-Laje, *Thunnus Albacares*, Durante O Inverno E Primavera No Sul Do Brasil. Revista Brasileira De Biologia, V. 58, N. 4, P. 639-647.
- Vaske Jr, T.; Castello, J. P.; (1998). Stomach contents of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, during winter and spring in Southern Brazil. Revista Brasileira de Biologia, 58, 639-647.
- Vaske Jr, T.; Vooren, C. M.; Lessa, R. P.; (2004). Feeding Strategy Of Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*), And Wahoo (*Acanthocybium Solandri*) In The Saint Peter And Saint Paul Archipelago, Brasil. B. Inst. Pesca, São Paulo, 29(1): 173 – 181.
- Vaske Jr. T.; Vooren, C. M.; Lessa, R. P.; (2004). Estratégia Alimentar Da Albacora-Laje (*Thunnus Albacares*) E Cavala-Empinge (*Acanthocybium Solandri*) No Arquipélago De São Pedro E São Paulo. Boletim Do Instituto De Pesca, V. 29, N. 2, P. 173-181.
- Vaske Jr. T.; Vooren, C.; Lessa, R.; (2004). Feeding Habits Of The Common Dolphinfish *Coryphaena Hippurus*, In Northeastern Brazil's Exclusive Economic Zone. Arquivos De Ciências Do Mar, V. 37, N. 1-2, P. 131-138.
- Vaske-Jr, T.; Castello, J. P.; (1998). Conteúdo Estomacal Da Albacora-Laje *Thunnus Albacares* Durante O Inverno E A Primavera No Sul Do Brasil. Rev. Brasil. Biol., 58(4): 639- 647.
- Vaske-Jr, T.; Costa, F. A. P.; (2011). Lulas E Polvos Da Costa Brasileira. Fortaleza, UFC/LABOMAR/NAVE, Coleção Habitat Nº 5, 184p.

- Vaske-Jr, T.; Travassos, P. E.; Hazin, F. H. V.; Tolotti, M. T.; Barbosa, T. M.; (2012). Forage Fauna In The Diet Of Bigeye Tuna (*Thunnus Obesus*) In The Western Tropical Atlantic Ocean. *Brazilian Journal Of Oceanography*, 60(1):89-97.
- Venables, W N.; Ripley, B D.; (2002). Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.
- Viana, D.; Branco, I.; Fernandes, C.; Fischer, A.; Carvalho, F.; Travassos, P.; Hazin, F. (2013). Reproductive Biology Of The Wahoo, *Acanthocybium Solandri* (Teleostei: Scombridae) In The Saint Peter And Saint Paul Archipelago, Brazil. *International Journal Of Plant And Animal Sciences*, V. 1, N. 4, P. 49-57.
- Viana, J. P.; (2013). Recursos pesqueiros do Brasil: situação dos estoques, da Gestão e sugestões para o futuro. *Boletim Regional, Urbano e Ambiental*. Brasília, v.7, n.1, p. 45-59.
- Vignaux, M. (1996). Analysis of spatial structure in fish distribution using commercial catch and effort data from the New Zealand hoki fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53: 963-973.
- Vilela, M. J. A.; Castello, J. P; (1993). Dinamica poblacional del barrilete *Katsuwonus pelamis*, explotado en la region Sudeste-Sur del Brasil en el periodo 1980-1986. *Frente Maritimo*. 14(A): 111-124.
- Vincent, M.; Pilling, G.; Hampton, J. (2019). Stock Assessment of Skipjack Tuna in the Western and Central Pacific Ocean. London: Pohnpei.
- Walker, B.; Carpenter, S.; Andries, J.; Abel, N.; Cumming, G.; Janssen, M.; Norberg, J.; Peterson, G. D.; Pritchard, R.; (2002) Resilience management in Social- Ecological Systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology*, 6, vol6/iss1/art14
- Ward, P.; Hindmarsh, S. (2007). An overview of historical changes in the fishing gear and practices of pelagic longliners, with particular reference to Japan's Pacific fleet. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 17: 01-516.
- Ward, R. D.; Zemlak, T. S.; Innes, B. H.; Last, P. R.; Hebert, P. D. (2005). DNA barcoding Australia's fish species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 1847-1857. <https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1716>
- WCPFC. (2021). Tuna Fishery Yearbook 2020. Noumea, New Caledonia: WCPFC. Western and Central Pacific Fisheries Commission.
- Weng, J. S; Lee, M. A.; Liu, K. M.; Hsu, M. S.; Hung, M. K.; Wu, L. J.; (2015). Feeding Ecology Of Juvenile Yellowfin Tuna From Waters Southwest Of Taiwan Inferred From Stomach Contents And Stable Isotope Analysis. *Marine And Coastal Fisheries: Dynamics, Management, And Ecosystem Science*, 7:537-548.
- Woillez, M.; Poulard, J. C.; Rivoirard, J.; Petitgas, P.; Bez, N. (2007). Indices for capturing spatial patterns and their evolution in time, with application to European hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay. - *ICES Journal of Marine Science*, v.64, p. 537- 550, 2007.
- Woillez, M.; Rivoirard, J.; Petitgas, P. (2009). Notes on survey-based spatial indicators for monitoring fish populations. *Aquatic Living Resources*, v. 22, n. 2, p. 155-164, 2009.
- Wong, EHK.; Hanner, RH. (2008). DNA barcoding detects market substitution in North American seafood. *Food Research International*, 828-837. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2008.07.005>

- Wu, CL.; Yeh, SY. (2001). Demarcation of operating areas and fishing strategies for Taiwanese longline fisheries in the South Atlantic Ocean. *ICCAT*, 52 (5): 1933- 1947.
- Xing, RR.; Hu, RR.; Han, JX.; Deng, TT.; Chen, Y. (2020). DNA barcoding and mini- barcoding in authenticating processed animal-derived food: A case study involving the Chinese market. *Food chemistry*, 125653. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.125653>
- Yu, H.; Jiao, Y.; Carstensen, LW. (2013). Performance comparison between spatial interpolation and GLM/GAM in estimating relative abundance indices through a simulation study. *Fisheries Research*. 147: 186– 195.
- Yuri, V. N.; Hazin, F. H. V; Afonso, A. S.; (2017). Detecting Multispecific Patterns in the Catch Composition of a Fisheries-Independent Longline Survey, *Marine and Coastal Fisheries*, 9:1, 388-395, DOI: [10.1080/19425120.2017.1347115](https://doi.org/10.1080/19425120.2017.1347115)
- Zagaglia, CR. (2003). Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas à pesca de atuns no atlântico oeste equatorial. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. 180 p. 2003.
- Zavala-Camin, L. A.; (1981). Hábitos Alimentares E Distribuição Dos Atuns E Afins (Osteichthyes- Teleostei): E Suas Relações Ecológicas Com Outras Espécies Pelágicas Das Regiões Sudeste E Sul Do Brasil. Tese De Doutorado. Universidade De São Paulo.
- Zavala-Camin, L. A.; (1982). Distribución Vertical Y Estacional De Tunidos E Otras Espécies Pelágicas Em El Sudeste E Sur Del Brasil, Obtenida Por Meio De Analysis Del Contenido Estomacal. Collective Volume Of Scientific Papers *ICCAT*, 17:439- 443.
- Zavala-Camin, L. A.; (1996). Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Maringá: EDUEM, 129p.
- Zeidler, W.; (2004). A Review Of The Families And Genera Of The Hyperiidean Amphipod Superfamily Phronimoidea Bowman & Gruner, 1973 (Crustacea: Amphipoda: Hyperiidea). *Zootaxa*, V. 567, N. 1, P. 1-66.
- Zeileis, A.; Kleiber, C.; Jackman, S. (2008). Regression Models for Count Data in R. *Journal of Statistical Software* 27(8). URL <http://www.jstatsoft.org/v27/i08/>. 2008.
- Zimback, CRL. (2001). Análise espacial de atributos químicos de solos para fins de mapeamento da fertilidade do solo. 2001. 114 f. Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Zoetwey, H. (1956) Fishermen remuneration. *Economies of Fisheries*, Rome, FAO.
- Zollett, E. A.; Swimmer, Y.; (2019). Safe handling practices to increase post-capture survival of cetaceans, sea turtles, seabirds, sharks, and billfish in tuna fisheries. *Endangered Species Research*, 38, 115–125.