

Maiara Albuquerque Hayata

**PADRÕES DE USO E COMPARTILHAMENTO DE RECURSOS
ALIMENTARES DE ELASMOBRÂNQUIOS DO SUL DO
BRASIL**

Dissertação submetida ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia da
Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau de
Mestre em Ecologia.
Orientador: Prof. Dr. Renato Hajenius
Aché de Freitas
Coorientador: Dr. Hugo Bornatowski

Florianópolis
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Hayata, Maiara Albuquerque Hayata
Padrões de uso e compartilhamento de recursos
alimentares de elasmobrânquios do sul do Brasil /
Maiara Albuquerque Hayata Hayata ; orientador,
Renato Hajenius Aché de Freitas, coorientador, Hugo
Bornatowski, 2019.

74 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas,
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis,
2019.

Inclui referências.

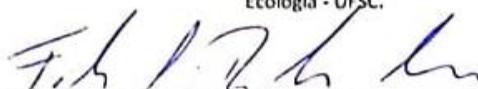
1. Ecologia. 2. Análise de redes. 3. Tubarões.
4. Ecologia trófica. 5. Raias. I. Freitas, Renato
Hajenius Aché de. II. Bornatowski, Hugo. III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

**"Padrões de uso e compartilhamento de recursos alimentares de
elasmobrânquos do sul do Brasil"**

Por

Malara Albuquerque Hayata

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da
Banca Examinadora (012/2019/PPGECO) do Programa de Pós-Graduação em
Ecologia - UFSC.

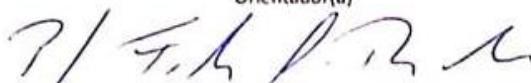


Prof. Dr. Fábio Gonçalves Daura Jorge
Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

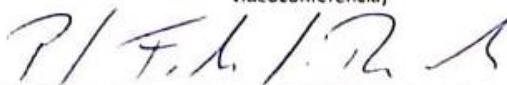
Banca examinadora:



Dr. Renato Hajenius Aché de Freitas (Universidade Federal de Santa Catarina)
Orientador(a)



Dr. Getúlio Rincon Filho (Universidade Federal do Maranhão - participação por
videoconferência)



Dr. Mauricio Neves Cantor Magnani (Universidade Federal de Santa Catarina -
participação por videoconferência)

Florianópolis, 25 de fevereiro de 2019.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço aos meus pais, por todo o suporte, amor e carinho que me entregam todos os dias, e por terem tornado possível que eu seguisse a jornada que escolhi. Aos meus irmãos, por toda ajuda - seja na compreensão de fórmulas matemáticas, seja na cobrança de trabalho, ou simplesmente pela tranquilidade de bons momentos juntos. Vocês seguem sendo meus exemplos de força e comprometimento. Ao restante da minha família, por acreditarem em mim e me amarem incondicionalmente.

Agradeço imensamente meu orientador e amigo, Renato Freitas, pela oportunidade de realizar o mestrado sob sua orientação, pelas discussões sobre o trabalho, pelo ombro amigo sempre disponível e por sempre acreditar na minha capacidade. Ao meu coorientador, Hugo Bornatowski, agradeço toda a ajuda dispendida na melhoria do trabalho.

Aos professores e funcionários do PPGECO/UFSC, por auxiliarem no meu crescimento profissional e pessoal. Um agradecimento especial à Karla Scherer, por estar sempre disposta a me ajudar, ouvir e encorajar e ao Maurício Cantor, pela paciência e auxílio no desenvolvimento do trabalho.

Aos amigos e amigas do PPGECO/UFSC, especialmente à turma 17.1, por compartilharem comigo essa trajetória árdua e maravilhosa, nas disciplinas, na Eco de Campo, nos eventos organizados e principalmente nos bares. Este mestrado não teria sido o mesmo sem vocês! Não posso deixar de citar a Glazi, a Brisa e a Su, por estarem sempre do meu lado, me entregando carinho, cuidado e compreensão, além de boas risadas. Estendo também meus agradecimentos ao Vitor, pela ajuda na construção das redes, e pela carteirinha que eu perdi.

De coração, agradeço aos amigos e amigas que ganhei nestes 8 anos de UFSC e que têm grande participação na minha rede de apoio até hoje. Especialmente a Narla, por ser a amiga mais leal que existe, por me entender e apoiar, sempre; a Rafa, por ser um exemplo de determinação, por me fazer rir e por estar sempre do meu lado mesmo longe; ao Kauan, pela amizade inabalável, pelas palavras de encorajamento, pelos bons momentos e por simplesmente permanecer na minha vida.

Ao Alonso, agradeço pelo porto seguro que me proporciona. Por todo o carinho, amor e compreensão que me oferece. Por vibrar com as minhas conquistas, e me ajudar a superar as derrotas. Agradeço pelo esforço em se fazer presente em cada aspecto da minha vida, e pela

felicidade pura que me faz sentir. Tudo teria sido mais difícil sem você.
Eu te amo!

Agradeço também à CAPES pela concessão da bolsa de Mestrado, viabilizando a realização da minha pesquisa.

O término do mestrado é o término de um ciclo, e, por fim, agradeço imensa e sinceramente a toda e qualquer pessoa que me ajudou nessa jornada, direta ou indiretamente.

RESUMO

O nicho alimentar de uma espécie pode ser compartimentalizado em três distintos componentes: espacial (onde o indivíduo se alimenta), temporal (quando se alimentar) e trófico (do que se alimenta). Assim, a divergência de duas ou mais espécies em aspectos desse nicho alimentar pode diminuir a competição e possivelmente possibilitar sua coexistência em um determinado local. A hipótese da compressão aponta que uma espécie, ao chegar em um novo território já habitado por outra, deve aumentar ou manter constante os recursos alimentares consumidos por ambas, mas diminuir a extensão do habitat que compartilham. Esta propõe também que espécies em baixo grau de simpatria devem diferenciar-se tanto em tipo de presa consumida quanto em uso de habitat. Assim, no presente trabalho buscamos analisar o padrão de uso e compartilhamento de recursos alimentares das espécies de elasmobrânquios do sul do Brasil através de uma análise de redes complexas. Testamos a hipótese de que espécies de alto grau de simpatria (mesmo uso de habitat) iriam apresentar maior sobreposição de nicho trófico e espécies de baixo grau de simpatria apresentariam menor sobreposição de nicho trófico e maior especialização de dieta. Somente utilizamos publicações sobre espécies com registro comprovado de ocorrência no sul do Brasil (103 espécies; 65 tubarões e 38 raias) e com dados quantitativos sobre dieta (58; 39 tubarões e 19 raias). Para analisar o padrão de uso de recursos alimentares e a sobreposição de nicho trófico entre as espécies, utilizamos o índice E (especialização de dieta na comunidade), o coeficiente Q_B (modularidade), o coeficiente $NODF$ (aninhamento) e o índice W_{ij} (sobreposição de nicho trófico). No intuito de testar a diferenciação de dieta entre espécies com uso de habitat distintos, realizamos PERMANOVAS. O índice E demonstrou especialização de dieta ($E = 0,67$; $E_{null} = 0,28$; $p < 0,001$) e a média de sobreposição de nicho trófico foi intermediária ($\overline{W_{ij}} = 0,40 \pm 0,29$). O valor de modularidade foi baixo e marginalmente significativo ($Q_B = 0,204$; $IC_{nulo} = 0,163 - 0,201$). Já o índice de aninhamento $NODF$ foi maior do que o esperado ao acaso ($NODF = 70,14$; $IC_{nulo} = 51,11 - 59,86$), demonstrando que as espécies mais especializadas consomem um subconjunto das presas utilizadas por espécies mais generalistas. Quando comparando as dietas de espécies com uso de habitat diferentes, as PERMANOVAS indicaram diferença significativa entre as espécies demersais com as espécies de habitat recifal, pelágico oceânico e bentopelágico. Os resultados encontrados refutaram ambas as hipóteses do trabalho, uma vez que a análise de

redes não apresentou a formação de compartimentalização em módulos de espécies que possuem o mesmo uso de habitat. Apesar das PERMANOVAS terem apresentado diferença entre alguns grupos de espécies com uso de habitat diferente, vimos na análise de redes que a sobreposição de nicho trófico entre estas espécies ainda é alta, uma vez que estas não apresentam uma maior especialização de dieta em relação às demais. Observamos um padrão aninhado de dieta na comunidade, pois as espécies que se mostraram mais especialistas (consumiram recursos de poucas ou somente uma categoria de presa) utilizaram um subconjunto da dieta das espécies mais generalistas. A presença de aninhamento na comunidade pode ter surgido pela pressão de diferentes forças modeladoras, e sugere que as espécies possam estar utilizando diferentes mecanismos de compensação para minimizar os efeitos da grande sobreposição de nicho trófico consequente do padrão aninhado. O presente estudo possui limitações devido a generalização dos itens alimentares em categorias mais abrangentes, e a obtenção de dados através de literatura mundial e não local. No entanto, este padrão de uso de recurso ainda não havia sido documentado em comunidades de elasmobrânquios, trazendo importantes informações sobre o nicho alimentar destas espécies. Assim, salientamos a necessidade da realização de mais estudos de ecologia alimentar destas espécies, as quais encontram-se majoritariamente ameaçadas de extinção. A compilação de dados detalhados do consumo de itens alimentares, assim como dos padrões de uso temporal e espacial de recursos podem auxiliar tanto na compreensão da interação destas espécies no ambiente, quanto na investigação dos processos que moldaram sua estrutura atual de uso e compartilhamento de recursos. Estas informações, por sua vez, podem auxiliar nas ações de conservação destas espécies.

Palavras-chave: Análise de redes; Dieta; Ecologia trófica; Raias; Tubarões.

ABSTRACT

A species' feeding niche can be divided into three components: spatial (where it eats), temporal (when it eats) and trophic (what it eats). Thus, the divergence of two or more species in any aspect relating to their feeding niche can decrease competition and enable their coexistence at a delimited place where resources are limited. The compression hypothesis states that when arriving at another species' territory, both the newcomer and the established species should increase or maintain their range of prey, while decreasing the extension of the habitat they share. Also, it posits that species in broad sympatry should diverge in both the range of consumed prey and shared habitat. The present study sought to analyze the pattern and overlap of food resources consumed by an elasmobranchs community in southern Brazil, which consisted of species with different habitat use, through a complex network analysis. We hypothesized that species with a higher degree of sympatry (same habitat use) would show greater trophic niche overlap and species in broad sympatry would show lower trophic niche overlap and greater diet specialization. We conducted a literature survey of the species recorded in southern Brazil, and analyzed publications with quantitative data on the diet of each species. Aiming to analyze the dietary pattern and the trophic niche overlap between species, we calculated a measure of diet specialization at the community level (E index), a grouping coefficient (Q_B modularity measure), nestedness metric ($NODF$) and the trophic niche overlap metric (W_{ij} index). To test the diet differentiation among species with different habitat use, we used PERMANOVAS. Records of 103 species (65 sharks and 38 rays) were found for southern Brazil, of which 58 (39 sharks and 19 rays) had their diets analyzed. The E index suggested dietary specialization among the analyzed species ($E = 0.67$, $E_{\text{null}} = 0.28$, $p < 0.001$) and the mean of trophic niche overlap presented an intermediate value ($(W_{ij})^- = 0.40 \pm 0.29$). The index Q_B slightly differed from what was expected by chance ($Q_B = 0.204$; $CI_{\text{null}} = 0.163 - 0.201$). Nestedness metric $NODF$ was higher than expected by chance ($NODF = 70.14$; $IC_{\text{null}} = 51.11 - 59.86$), indicating that specialist species consumed a predictable subset of prey consumed by generalist species. When comparing the diets of species with different habitat use, the PERMANOVAS indicated a significant difference between the demersal species and the reef associated, oceanic pelagic and benthopelagic species. Since networks of trophic similarity were not compartmentalized into modules of species that use the same habitat, we refuted both hypotheses of the study. Although the PERMANOVAS

showed a difference between some groups of species with different habitat use, the trophic niche overlap among these species is still high, and they do not present a greater specialization of diet in comparison to others. The results point to a nested pattern of diet in the community of elasmobranchs from southern Brazil, which suggest that some species are more specialists (consumed resources of few or only one category of prey) and use a predictable subset of the diet of the more generalist species. Nestedness may arise due to different reasons, and suggests that species might be balancing the great feeding niche overlap caused by a nested pattern through compensating mechanisms. There was no record of such pattern in elasmobranch's communities, which brings to light important information about their feeding niche. The present study has limitations due to the generalization of food items into broad categories, and also due to the lack of geographical restrictions in the data search. Thus, we emphasize the need for more studies of these species' feeding ecology, especially since most of them are endangered. Data on food resources consumed by sharks and rays and also temporal and spatial patterns of elasmobranchs' feeding may optimize the comprehension of how these species are interacting in the environment, and assist the investigation of the processes which shaped the current community's trophic structure. Also, conservation and management plans for these species can also benefit from these information.

Keywords: Diet; Network analysis; Rays; Sharks; Trophic ecology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação das proporções de cada categoria de presas na dieta das espécies de elasmobrânquios analisadas. FISH: peixes teleósteos; CHON: peixes cartilaginosos; BIR: aves marinhas; REP: répteis marinhos; MAM: mamíferos marinhos; CEPH: cefalópodes; MOL: moluscos (exceto cefalópodes) e moluscos não identificados; CRU: crustáceos decápodos; OCRUST: outros crustáceos (não decápodos) e crustáceos não identificados; POLY: poliquetas e demais vermes marinhos; INV: demais invertebrados. 14

Figura 2. Representação gráfica da rede de interação quantitativa entre espécies de tubarões e raias. Nós representam cada uma das 58 espécies e a espessura das arestas representam o grau de sobreposição de nicho trófico entre espécies. Cores representam o uso de hábitat dos elasmobrânquios conforme classificação do *FishBase* (FROESE; PAULY, 2018). 15

Figura 3. A) Modularidade (Q_B) da rede bipartida de consumidor-recurso. B) Aninhamento ($NODF$) da rede bipartida de dados de presença-ausência de consumo das categorias alimentares pelas espécies. Em ambos os gráficos o intervalo da reta representa a distribuição teórica gerada pelo modelo nulo e o ponto representa o valor empírico de cada métrica. 16

Figura 4. Matriz e rede bipartida de interação qualitativa entre espécies e categorias de recursos alimentares em representação gráfica. Na matriz, as linhas representam as espécies, enquanto as colunas representam as categorias de presas e as células pretas indicam o consumo da determinada categoria por uma determinada espécie. Na rede, os triângulos escuros representam espécies de tubarões, quadrados claros representam espécies de raias, os círculos pretos representam as categorias de recursos alimentares e retas de ligação representam o consumo de uma categoria por uma espécie. A ordem das categorias de presas na matriz é a mesma representada na rede de interação. FISH: peixes teleósteos e agnatas; CHON: peixes cartilaginosos; BIR: aves marinhas; REP: répteis marinhos; MAM: mamíferos marinhos; CEPH: cefalópodes; MOL: moluscos (exceto cefalópodes) e moluscos não identificados; CRU: crustáceos decápodos; OCRUST: outros crustáceos (não decápodos) e crustáceos não identificados; POLY: poliquetas e demais vermes marinhos; INV: demais invertebrados. 17

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Categorias de presas determinadas.	5
Tabela 2. Lista de espécies com dieta analisada em ordem alfabética. N = número de artigos examinados; Ne = soma de estômagos com conteúdo estomacal observados nos artigos; N% = abundância relativa de presas; F%= frequência relativa de presas; P%= peso relativo de presas; IRI%= índice de importância relativa padronizado; IAi%= índice alimentar. Números sobrescritos representam a referência dos artigos analisados (Apêndice 2).	11

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	MATERIAL E MÉTODOS	4
	2.1. COLETA DE DADOS	4
	2.2. ANÁLISE DE DADOS.....	7
3.	RESULTADOS	11
4.	DISCUSSÃO	18
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	25
6.	REFERÊNCIAS	26
7.	APÊNDICES	37
	Apêndice 1. Espécies de tubarões e raias com registro de ocorrência na região sul do Brasil (BORNATOWSKI; ABILHOA, 2012; COMPAGNO, 2001; GADIG, 2001; GOMES et al., 2010; ROSA; GADIG, 2014; SOTO, 2001), e suas respectivas classificações conforme a IUCN (2018). NE: <i>not evaluated</i> ; DD: <i>data deficient</i> ; LC: <i>least concern</i> ; NT: <i>near threatened</i> ; VU: <i>vulnerable</i> ; EN: <i>endangered</i> ; CR: <i>critically endangered</i>	37
	Apêndice 2. Lista das referências dos artigos, tese e capítulo de livro analisados.	43
	Apêndice 3. Tabela com as proporções de cada categoria alimentar na dieta das espécies de tubarões e raias analisadas no presente trabalho. FISH: peixes teleósteos e agnatas; CHON: peixes cartilagosos; BIR: aves marinhas; REP: répteis marinhos; MAM: mamíferos marinhos; CEPH: cefalópodes; MOL: moluscos (exceto cefalópodes) e moluscos não identificados; CRU: crustáceos decápodos; OCRUST: outros crustáceos (não decápodos) e crustáceos não identificados; POLY: poliquetas e demais vermes marinhos; INV: demais invertebrados.....	54
	Apêndice 4. Classificação do habitat das espécies analisadas conforme disponibilizado no <i>FishBase</i> (FROESE; PAULY, 2018).....	57

1. INTRODUÇÃO

O nicho ecológico de uma espécie foi descrito por Hutchinson (1957) como um hipervolume-n-dimensional, no qual cada ponto dentro deste volume é correspondente a um estado do ambiente que permite a ocorrência e estabelecimento desta no local. Este hipervolume, então, seria considerado o nicho fundamental da espécie (HUTCHINSON, 1957). Consequentemente, se conseguirmos ponderar todas as variáveis bióticas e abióticas do nicho fundamental de uma espécie, este será correspondente ao seu nicho ecológico (HUTCHINSON, 1957). Com o objetivo de auxiliar a compreensão e exequibilidade de estudos acerca do tema, o nicho ecológico também é frequentemente analisado por dois eixos. O nicho Eltoniano, o qual abrange variáveis interativas, considerando interações ecológicas e a dinâmica consumidor-recurso; e o nicho Grinelliano, o qual considera variáveis ambientais sob as quais não há influência de interações bióticas que são importantes para a compreensão da distribuição geográfica das espécies (SOBERÓN, 2007).

Uma das dimensões do nicho ecológico de uma espécie é o seu nicho alimentar. Este pode ser particionado em três componentes: o nicho temporal (período de atividade, padrões de migração para procura de alimento, entre outros), o espacial (local de alimentação, dependente de escala) e trófico (o que a espécie consome) (SPITZ et al., 2011). A teoria da similaridade limitante propõe a existência de um limite de semelhança entre espécies competidoras que coexistem (ROUGHGARDEN, 1976). Dessa forma, a divergência em qualquer um dos três componentes do nicho alimentar de uma espécie deve reduzir a competição e assim facilitar a coexistência de uma maior diversidade de organismos (PIANKA, 1974). No entanto, especialmente considerando dificuldades de amostragem, estimar a sobreposição de nicho nas três dimensões é uma tarefa árdua (PIANKA, 1974). Assim, estudos de nicho alimentar usualmente focam na descrição e análise do nicho trófico, como observado em diferentes grupos taxonômicos de vertebrados como anfíbios (e.g. ASRAFUZZAMAN et al., 2018), peixes (e.g. OLIVAR et al., 2018), aves (e.g. FARIA; ALBERTONI; BUGONI, 2018) e mamíferos (e.g. TEMU; NAHONYO; MOEHLMAN, 2018).

A hipótese da compressão propõe que uma espécie, ao cocorrer com outra, pode promover a diminuição da extensão do habitat utilizado por ambas, mas aumentar ou manter constante os tipos de presas consumidas por cada uma (MACARTHUR; PIANKA, 1966;

MACARTHUR; WILSON, 1967; PERRY; PIANKA, 1997; SCHOENER; HUEY; PIANKA, 1979). Inicialmente, esta teoria aplicava-se somente a interações estabelecidas em curto prazo, na escala de tempo ecológico (SCHOENER; HUEY; PIANKA, 1979). No entanto, ao estudar duas espécies de lagartos simpátricos, Schoener, Huey e Pianka (1979) observaram que a hipótese da compressão também pode se aplicar a interações estabelecidas em longo prazo, na escala do tempo evolutivo. Os autores também apontaram que espécies em baixo grau de simpatria tenderiam a se diferenciar quanto ao uso de habitat assim como quanto ao recurso alimentar consumido, promovendo maior especialização das espécies e possivelmente menor sobreposição de nicho alimentar.

O padrão de compartilhamento de recursos entre espécies é um grande determinante da diversidade de espécies coexistentes (PIANKA, 1974). Entendemos como partição de recursos o uso diferenciado destes por populações competidoras (ROUGHGARDEN, 1976). Portanto, esta é documentada como a frequência do uso de um determinado recurso por cada uma das populações competidoras, após estas terem sido identificadas e os recursos disponíveis distinguidos (ROUGHGARDEN, 1976; e.g. YICK; TRACEY; WHITE, 2011). A descrição das diferentes dimensões do nicho ecológico das espécies possibilita mensurar o grau de partição e sobreposição de recursos entre elas (PIANKA, 1974; e.g. SOMMERVILLE et al., 2011).

A composição da dieta de um animal é modulada pelos recursos alimentares disponíveis e pelas estratégias de forrageio (SPITZ et al., 2011). O êxito da estratégia de forrageio de uma espécie, por sua vez, pode ser influenciado por suas limitações fisiológicas, morfológicas e de comportamento (SPITZ et al., 2011). Adicionalmente, o comportamento de forrageio também sofre influência de fatores externos (e.g. disponibilidade de recursos e risco de predação), internos (e.g. idade, sexo, nível de saciação) e filogenéticos (e.g. conjunto de comportamentos conservados, características morfológicas) (PERRY; PIANKA, 1997). Dessa forma, a dieta é resultado de diferentes processos evolutivos que moldaram as características de um animal (SPITZ et al., 2011). Considerando que a partição de recursos possivelmente auxilia a ocorrência de espécies em simpatria, a competição interespecífica é provavelmente um grande contribuinte no estabelecimento de diferentes estratégias de forrageio entre predadores (ROUGHGARDEN, 1976; SPITZ et al., 2011).

No ambiente marinho, um dos grupos taxonômicos mais emblemáticos composto por predadores são os elasmobrânquios. Esse grupo é formado pelos ditos “peixes cartilagosos” e é constituído por 501 espécies de tubarões (EBERT; FOWLER; COMPAGNO, 2013; WEIGMANN, 2016) e 633 espécies de raias (LAST et al., 2016). Estes animais apresentam uma diversidade notável de comportamentos de forrageamento e mecanismos de captura de presa—mediante choques físicos, elétricos, sucção, mordidas, entre outras táticas (MOSS, 1972; FRAZZETTA, 1994; MOTTA, 2004; MOTTA; WILGA, 2001). Enquanto carnívoros (com exceção do onívoro *Sphyrna tiburo*; LEIGH; PAPASTAMATIOU; GERMAN, 2018), tubarões e raias possuem uma considerável limitação na variedade de presas consumidas em comparação a peixes teleósteos, por exemplo, que incluem espécies herbívoras e onívoras (WETHERBEE; CORTÉS, 2004). Ainda assim, estes consomem uma grande diversidade de itens alimentares, os quais incluem de pequenos organismos como plâncton a grandes mamíferos marinhos como baleias e focas (WETHERBEE; CORTÉS, 2004).

Estudos abrangendo a ecologia alimentar de elasmobrânquios são mais comumente realizados por meio de análise de conteúdo estomacal (e.g. LARA-MENDOZA; MÁRQUEZ-FARÍAS; ROMÁN-REYES, 2015; BORNATOWSKI et al., 2014a; 2014b). No entanto, outras metodologias vêm sendo cada vez mais utilizadas, como análise de isótopos estáveis (e.g. LOGAN; LUTCAVAGE, 2010), análise de ácidos graxos (e.g. PETHYBRIDGE et al., 2014), observações de predação direta (e.g. MOTTA et al., 2010) e análises moleculares (e.g. BADE et al., 2014). Estes estudos podem fornecer informações essenciais para a expansão do conhecimento acerca do compartilhamento de recursos, preferência de habitat, seleção de presas e transferência de energia em teias tróficas marinhas (BRAGA; BORNATOWSKI; VITULE, 2012; BORNATOWSKI et al., 2014a). Por sua vez, estas informações podem auxiliar a otimizar a compreensão do papel ecológico de tubarões e raias nos ecossistemas marinhos, assim como auxiliar no desenvolvimento de medidas de manejo e conservação (BRAGA; BORNATOWSKI; VITULE, 2012; ESPINOZA et al., 2015). Entretanto, devido à alta biodiversidade de espécies de elasmobrânquios ocorrentes no Brasil e outros fatores como a dificuldade de coleta de dados, a ecologia alimentar de muitas espécies permanece pouco conhecida (BRAGA; BORNATOWSKI; VITULE, 2012).

A costa Atlântica da América do Sul é a região com maior concentração de espécies de elasmobrânquios ameaçados de extinção, sendo uma área prioritária para conservação do grupo (DULVY et al.,

2014). Por sua vez, a região sul do Brasil abriga uma comunidade de tubarões e raias com alta riqueza e endemismo (DULVY et al., 2014; LUCIFORA; GARCIA; WORM, 2011), além de atuar como área de berçário para diversas espécies (BORNATOWSKI, 2010; KOTAS et al., 2008; KOTAS; SANTOS; SCALCO, 2017; MAZZOLENI, 2006). No entanto, a depleção de estoques de elasmobrânquios demersais e de tubarões pelágicos de grande porte devido a crescente pressão de pesca é notável na região (BORNATOWSKI et al., 2018; KOTAS et al., 2008; MIRANDA; VOOREN, 2003), embora as consequências desta sobreexploração no Atlântico Sul permaneçam pouco compreendidas (BORNATOWSKI et al., 2018).

A análise do padrão de uso de recurso alimentar por espécies de elasmobrânquios simpátricos é um aspecto ainda pouco explorado de sua ecologia alimentar (WHETERBEE; CORTÉS, 2004). Assim, esta dissertação teve como objetivo investigar tanto o uso de recurso de elasmobrânquios coocorrentes na região sul do Brasil, quanto a partição e a sobreposição de nicho trófico entre estas espécies. Considerando a hipótese da compressão, esperamos que espécies que apresentem uso de habitat similar, e portanto ocorrem em alto grau de simpatria, apresentem maior sobreposição de nicho trófico. Adicionalmente, esperamos que espécies em baixo grau de simpatria apresentem uma dieta mais diferenciada entre si e, conseqüentemente, uma menor sobreposição de nicho trófico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. COLETA DE DADOS

A compilação das espécies de tubarões e raias com registro de ocorrência no sul do Brasil foi realizada a partir de publicações com dados de ocorrência e distribuição (BORNATOWSKI; ABILHOA, 2012; COMPAGNO, 2001; GADIG, 2001; GOMES et al., 2010; ROSA; GADIG, 2014; SOTO, 2001). Quando em dúvida, a distribuição das espécies foram conferidas com dados disponíveis no site da IUCN (2018) e no *FishBase* (FROESE; PAULY, 2018). Posterior à compilação, as informações sobre a dieta das espécies foram obtidas através de busca ativa de artigos. Utilizando como palavras-chave o nome de cada espécie, “*diet*” e “*feeding*”, foram procuradas publicações com dados sobre a composição da dieta dos elasmobrânquios, obtidas através de análise de conteúdo estomacal, nas bases de dados: *Scopus*,

Web of Science e *Google Acadêmico*. Somente artigos que disponibilizavam dados quantitativos foram selecionados (e.g. número, frequência e peso dos recursos alimentares consumidos), e apenas foram incluídas nas análises espécies que tiveram mais de 30 estômagos analisados. Nesta etapa não foram delimitadas restrições espaciais para a busca de publicações acerca da dieta de elasmobrânquios ocorrentes no sul do Brasil, sendo avaliados estudos realizados em qualquer localização mundial. No entanto, visando minimizar a influência regional na dieta das espécies e auxiliar o cálculo da composição de dieta padronizada, os itens alimentares foram agrupados em 11 categorias (adaptado de EBERT; BIZZARRO, 2007; CORTES, 1999) (Tabela 1).

Tabela 1. Categorias de presas determinadas.

FISH	Peixes teleósteos
CHON	Peixes cartilaginosos (tubarões, raias e quimeras)
BIR	Aves marinhas
REP	Répteis marinhos (tartarugas)
MAM	Mamíferos marinhos (cetáceos, pinípedes e mustelídeos)
CEPH	Cefalópodes (polvos, lulas, náutilos e sépias)
MOL	Moluscos (exceto cefalópodes) e moluscos não identificados
CRU	Crustáceos decápodos (camarões, caranguejos, siris e lagostas)
OCRUST	Outros crustáceos não decápodos e não identificados
POLY	Poliquetas e demais vermes marinhos
INV	Demais invertebrados

Considerando que para a maioria das espécies foram encontrados mais de um artigo que atendia os critérios citados anteriormente, calculou-se um índice de composição de dieta padronizada conforme proposto por Cortes (1999) e aplicado por Ebert e Bizzarro (2007). Este índice é baseado no tamanho relativo de amostragem e determina a proporção de cada categoria alimentar na dieta das espécies, sendo calculado através da fórmula:

$$P_{jk} = \sum_{i=1}^n (P_{ij} * Ni) / \sum_{j=1}^m * \sum_{i=1}^n (P_{ij} * Ni), \text{ onde:}$$

P_{ij} é a proporção da categoria alimentar j obtida no artigo i para a espécie k ;

N_i é o número de estômagos da espécie k analisados que continham itens alimentares no artigo i ;

n é o número de artigos;

m é o número total de categorias alimentares.

Assim, a soma de P_{jk} é igual a 1. De acordo com o proposto por Ebert e Bizzarro (2007), o seguinte critério hierárquico foi utilizado para obtenção da proporção de cada categoria alimentar (P_{ij}) para cada espécie k : quando disponível, foi usado o índice de importância relativa padronizado (IRI%) ou o índice alimentar (IAi%), calculados através das fórmulas:

$$IRI\% = (N\% + W\%) * (FO\%), \text{ onde:}$$

$N\%$ é porcentagem do número (frequência relativa) de um determinado item alimentar;

$W\%$ é a porcentagem da biomassa de um determinado item alimentar;

$FO\%$ é a porcentagem de ocorrência do item alimentar nos estômagos analisados.

$$IAi\% = ((FOi\% * Wi\%) / \sum(FOt\% * W\%t)) * 100, \text{ onde:}$$

$FOi\%$ é a porcentagem de ocorrência de um determinado item alimentar;

$Wi\%$ é a porcentagem de biomassa de um determinado item alimentar

$FOt\%$ é a soma da ocorrência dos recursos alimentares encontrados;

$Wt\%$ é a biomassa total dos recursos alimentares encontrados.

Caso estes índices compostos não tenham sido determinados, ou mais de um índice simples tenha sido usado para descrever a dieta (e. g. biomassa relativa (BR%) e frequência relativa (FR%)), um índice geométrico de importância foi calculado obtendo-se a média destes, como sugerido por Assis (1996) (e. g. $(FR\% + BR\%)/2$); caso somente um índice simples estivesse disponível, este foi utilizado. Quando somente a frequência de ocorrência, um índice de proporções não-aditivo, estava disponível esta foi padronizada de forma a equalizar a contribuição de cada índice para a composição da dieta. A fórmula para cálculo da frequência de ocorrência e a fórmula utilizada para padronização dos valores foram, respectivamente:

$$FO\% = \left(\frac{n}{N}\right) * 100, \text{ onde}$$

n = número de estômagos em que o item alimentar ocorreu;

N = número total de estômagos analisados.

$F\% = ((FOi\% * 100)/(FOt\%))$, onde
FOi% é a porcentagem de ocorrência do item alimentar;
FOt% é a soma da porcentagem de ocorrência de todos os itens alimentares.

Não foi considerada na análise matéria orgânica não identificada e materiais ingeridos acidentalmente, como sedimentos, detritos e matéria vegetal. Da mesma forma, não foram considerados itens consumidos com baixa frequência, possivelmente acidentalmente, tendo sido identificados como aqueles que possuíam contribuição numérica de menos de 0,01%. Este valor também visou evitar o descarte de itens alimentares consumidos intencionalmente, mesmo que em baixa frequência.

Por fim, a classificação das espécies quanto ao seu uso de habitat foi determinada de acordo com a classificação disponibilizada pelo *FishBase* (FROESE; PAULY, 2018). Nesta classificação as espécies podem ser atribuídas a seis ambientes diferentes (demersal, associado a recife, pelágico oceânico, batipelágico, batidemersal ou bentopelágico). Considerando as espécies ocorrentes no sul do Brasil, foram categorizadas como com alto grau de simpatria as que apresentaram uso de habitat similar, e baixo grau de simpatria as que diferiram neste aspecto.

2.2. ANÁLISE DE DADOS

A sobreposição de nicho trófico entre as espécies foi examinada por análise de redes de sobreposição de nicho alimentar, proposta por Araújo et al. (2008). Para isto, foi construída uma rede unipartida, na qual os nós representam espécies e estes podem estar conectados entre si por arestas que representam a sobreposição de dieta entre pares de espécies. Assim, espécies que consomem recursos alimentares em comum foram conectadas por uma aresta. A matriz adjacência desta rede é quadrada, sendo que o número de linhas e colunas é igual ao número de espécies da comunidade, e os valores contidos na matriz representam a sobreposição de dieta entre a espécie da linha *x* com a da coluna *y*. Este grau de sobreposição de nicho alimentar, representado pela espessura da aresta conectando duas espécies, foi calculado utilizando o índice *W_{ij}*:

$$W_{ij} = 1 - 0.5 \sum_{k=1}^k |P_{ik} - P_{jk}|, \text{ onde:}$$

P_{ik} é a frequência da categoria de presa *k* na dieta da espécie *i*;

P_{jk} é a frequência da categoria de presa k na dieta da espécie j .

Esta fórmula foi adaptada de Schoener (1968) por Araújo et al. (2008). O índice W_{ij} varia de 0 a 1, sendo que 0 indica ausência de sobreposição de dieta e 1 indica sobreposição total. Dessa forma, espécies que apresentem um maior grau de sobreposição de nicho trófico vão ser conectadas por arestas mais espessas que aquelas que apresentem baixa sobreposição. Os cálculos dos valores de W_{ij} foram realizados no programa DIETA1 (ARAÚJO et al., 2008).

Utilizando a rede unipartida, o grau de especialização de dieta da comunidade de elasmobrânquios foi testado mediante o índice E (ARAÚJO et al., 2008). Este índice baseia-se na densidade média de conexões entre as espécies da rede, sendo calculado através da equação:

$$E = 1 - \bar{O}; \text{ onde:}$$

\bar{O} é a densidade média de conexões da rede, calculada através da fórmula:

$$O = (\sum W_{ij}) / (n(n-1)/2), \text{ onde:}$$

$\sum W_{ij}$ é a soma do grau de sobreposição de dieta entre todas as espécies; $(n(n-1)/2)$ é o número total possível de arestas de uma rede com n espécies.

O índice E varia de 0 a 1, sendo que 0 representa ausência de variação de dieta entre espécies e 1 representa variação total de dieta entre espécies (ARAÚJO et al., 2008). O teste de significância do valor de E encontrado para a comunidade foi realizado utilizando procedimento de reamostragem por *bootstrap*, com 10.000 iterações. A hipótese nula de ausência de especialização de dieta na comunidade pôde ser rejeitada quando o valor de E observado (E_{obs}) foi maior que 95% da distribuição de referência dos valores de E gerados por reamostragem (E_{boot}). O índice E ajustado (E_{adj}), ou seja a média dos valores de E gerados para matriz reamostrada, é utilizado para balancear a estocasticidade das amostragens para análise de dieta (e.g. CARVALHO-ROCHA; LOPES; NECKEL-OLIVEIRA, 2018). Assim, o valor de E_{adj} foi utilizado como métrica do grau de especialização de dieta observada por toda a comunidade. O cálculo e teste de significância do índice E foi realizado no programa R (R CORE TEAM, 2017), com auxílio do pacote RInSp (ZACCARELLI; MANCINELLI; BOLNICK, 2013).

Para avaliar o padrão de uso de recurso alimentar das espécies da comunidade, foi criada uma rede bipartida de consumidor-recurso, na qual as linhas da matriz de dados representam as espécies enquanto que

as colunas representam as categorias de presas, caracterizando duas distintas classes de elementos que interagem exclusivamente uma com a outra e não entre a própria classe. Assim, elementos de classes diferentes podem estar conectados por arestas, representando a presença ou ausência do consumo da categoria alimentar x pela espécie y .

Se a comunidade estiver organizada em grupos de espécies que compartilham um determinado conjunto de itens alimentares entre si, mas que pouco se sobrepõem com o conjunto consumido por outros grupos a rede bipartida poderá apresentar topologia modular (ARAÚJO et al., 2008). Neste caso, esta é organizada em subconjuntos que apresentam alta densidade de conexões entre os nós (espécies) que os compõem, mas estão fracamente conectados com os demais (ARAÚJO et al., 2008). Seguindo as previsões da hipótese da compressão, estes subconjuntos representariam grupos de espécies com mesmo uso de habitat, com alta sobreposição de dieta entre si e baixa com as demais.

Alternativamente, as espécies podem apresentar grande sobreposição de dieta independentemente do seu uso de habitat e apresentar uma topologia aninhada da rede bipartida. Isto ocorre quando espécies especialistas tendem a interagir com subconjuntos de espécies que, por sua vez, também interagem com espécies generalistas (ALMEIDA-NETO et al., 2008). Neste caso, o padrão aninhado sugere que a dieta de espécies especialistas representa um subconjunto da dieta de espécies generalistas (CARVALHO-ROCHA; LOPES; NECKEL-OLIVEIRA, 2018).

Para quantificar modularidade da rede bipartida, foi utilizado o índice Q_B proposto por Barber (2007), utilizando o algoritmo *simulated annealing* (GUIMERÀ; AMARAL, 2005), de forma a maximizar o valor de Q . O cálculo de Q_B é dado através da fórmula:

$$Q_B = \sum_{i=1}^{N_M} \left[\frac{E_i}{E} - \left(\frac{K_i^C * K_i^R}{E^2} \right) \right], \text{ onde:}$$

N_M é o número de módulos;

E_i é o número de arestas no módulo i ;

E é o número total de arestas na rede;

K_i^C é o número total de arestas das espécies dentro do módulo i que pertencem à classe C (consumidores);

K_i^R é o número total de ligações das espécies dentro do módulo i que pertencem à classe R (recursos).

Já para quantificar aninhamento entre as dietas das espécies constituintes da comunidade, utilizamos a métrica *NODF*, a qual utiliza somente dados de presença e ausência (ALMEIDA-NETO et al., 2008).

Este índice pode variar de 0 (nenhum aninhamento) a 100 (totalmente aninhado).

Para testar a significância dos valores de Q e $NODF$ utilizamos um modelo nulo probabilístico que permuta a presença de consumo de categorias alimentares por elasmobrânquios nas redes bipartidas, utilizando a soma das linhas (número de categorias alimentares consumidas por uma espécie) e das colunas (número de espécies que consumiram determinada categoria alimentar) (modelo nulo 2; BASCOMPTE et al., 2003). O número de replicações utilizadas para cada métrica foi de 1000, criando uma distribuição teórica de valores de Q e $NODF$. Os valores empíricos encontrados foram considerados significativos caso estejam fora do intervalo de confiança de 95% das distribuições teóricas geradas pelo modelo nulo. O cálculo e teste de significância de Q foram realizados no programa MODULAR (MARQUITTI et al., 2014), e o cálculo e teste de significância do índice $NODF$ foi realizado no programa R (R CORE TEAM, 2017), com auxílio dos pacotes vegan (OKSANEN et al., 2015) e igraph (CSARDI; NEPUSZ, 2006).

Para verificar se a composição de dieta entre espécies com uso de habitat distinto diferiram entre si, foram realizadas 10 PERMANOVAS, de maneira a testar todas as combinações de todos os ambientes par a par. Não foi incluso nessa análise o ambiente batipelágico, pois somente uma espécie foi classificada com este uso de habitat (*Isistius brasiliensis*). O índice de dissimilaridade utilizado para a realização da análise foi o de Bray-Curtis, e o nível de significância foi de 0,05. As análises PERMANOVAS foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2017), com auxílio do pacote vegan (OKSANEN et al., 2015). A rede bipartida de interação espécies-categorias de presas e a unipartida de interação entre espécies foram projetadas no programa PAJEK 28 (<http://vlado.fmf.uni-lj.si/pub/networks/pajek/>). Já a matriz bipartida de espécie-categoria alimentar foi construída no programa R (R CORE TEAM, 2017) através do pacote bipartite (DORMANN; GRUBER; FRUEND, 2008).

3. RESULTADOS

Foram encontrados registros de ocorrência de 103 espécies de elasmobrânquios (65 tubarões e 38 raias) na região sul do Brasil (Apêndice 1). No entanto, apenas 58 espécies (39 tubarões e 19 raias) apresentaram dados de composição de dieta suficientes para serem incluídas nas análises (Tabela 2). Para calcular o índice de composição de dieta padronizada para cada espécie, analisaram-se, no total, 99 artigos, uma tese e um capítulo de livro (Apêndice 2).

Tabela 2. Lista de espécies com dieta analisada em ordem alfabética. N = número de artigos examinados; Ne = soma de estômagos com conteúdo estomacal observados nos artigos; N% = abundância relativa de presas; F%= frequência relativa de presas; P%= peso relativo de presas; IRI%= índice de importância relativa padronizado; IAi%= índice alimentar. Números sobrescritos representam a referência dos artigos analisados (Apêndice 2).

Espécie	N	Ne	Dados
<i>Alopias superciliosus</i>	2	151	IRI% ^[50,51]
<i>Alopias vulpinus</i>	1	107	N% ^[52] , P% ^[52]
<i>Atlantoraja castelnaui</i>	1	255	IRI% ^[12]
<i>Atlantoraja cyclophora</i>	2	392	IRI% ^[13] , IAi% ^[14]
<i>Atlantoraja platana</i>	2	834	N% ^[15] , P% ^[15] , IRI% ^[16]
<i>Bathyraja brachyurops</i>	2	463	IRI% ^[17] , N% ^[18]
<i>Carcharhinus brachyurus</i>	2	296	N% ^[69,70] , P% ^[69,70]
<i>Carcharhinus brevipinna</i>	2	87	F% ^[68] , IRI% ^[72]
<i>Carcharhinus falciformis</i>	1	443	N% ^[71] , P% ^[71]
<i>Carcharhinus isodon</i>	2	75	IRI% ^[72] , F% ^[73]
<i>Carcharhinus leucas</i>	2	92	F% ^[74,75]
<i>Carcharhinus limbatus</i>	3	374	IRI% ^[72,76] , F% ^[77]
<i>Carcharhinus obscurus</i>	3	1455	IRI% ^[48] , N% ^[69] , P% ^[69] , F% ^[78]
<i>Carcharhinus plumbeus</i>	3	627	IRI% ^[79,80] , F% ^[81]
<i>Carcharhinus porosus</i>	1	171	F% ^[82]
<i>Carcharhinus signatus</i>	1	215	N% ^[83] , P% ^[83]

Espécie	N	Ne	Dados
<i>Carcharias taurus</i>	2	142	IRI% ^[48] , N% ^[49]
<i>Carcharodon carcharias</i>	1	225	IRI% ^[53]
<i>Deania profundorum</i>	1	43	N% ^[34] , P% ^[34] , F% ^[34]
<i>Discopyge tschudii</i>	2	266	IRI% ^[8,9]
<i>Echinorhinus brucus</i>	1	113	IRI% ^[33]
<i>Etmopterus granulosus</i>	1	53	N% ^[34] , P% ^[34] , F% ^[34]
<i>Etmopterus lucifer</i>	1	67	F% ^[44]
<i>Galeocerdo cuvier</i>	3	312	F% ^[84,86] , IRI% ^[85]
<i>Galeorhinus galeus</i>	2	352	IRI% ^[63,64]
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	1	41	N% ^[47]
<i>Heptranchias perlo</i>	1	88	IRI% ^[58]
<i>Hexanchus griseus</i>	1	96	N% ^[59] , P% ^[59] , F% ^[59]
<i>Isistius brasiliensis</i>	1	42	F% ^[45]
<i>Isurus oxyrinchus</i>	3	705	IRI% ^[54,56] , N% ^[55]
<i>Lamna nasus</i>	1	501	P% ^[57]
<i>Mustelus canis</i>	2	475	IRI% ^[48,65]
<i>Mustelus schmitti</i>	2	924	IRI% ^[66] , N% ^[67] , P% ^[67]
<i>Myliobatis goodei</i>	2	151	IRI% ^[29,30]
<i>Myliobatis ridens</i>	1	48	IRI% ^[29]
<i>Narcine brasiliensis</i>	2	155	IAi% ^[10] , IRI% ^[11]
<i>Notorynchus cepedianus</i>	2	248	IRI% ^[60,61]
<i>Prionace glauca</i>	4	1409	IRI% ^[90] , N% ^[88,89] , P% ^[89] , F% ^[87]
<i>Psammobatis bergi</i>	1	130	IRI% ^[19]
<i>Psammobatis extenta</i>	2	693	IRI% ^[20, 21]
<i>Pseudobatos horkelii</i>	1	30	N% ^[1]
<i>Pseudobatos percellens</i>	4	343	N% ^[2] , P% ^[2] , IRI% ^[3,4] , IAi% ^[5]
<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	2	186	IRI% ^[27] , N% ^[28] , P% ^[28]
<i>Rhinoptera bonasus</i>	2	105	IRI% ^[31] , N% ^[32] , P% ^[32]
<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	3	218	IRI% ^[91,92] , N% ^[93]
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	1	187	IRI% ^[94]
<i>Rioraja agassizii</i>	3	1223	IRI% ^[20,22,23]

Espécie	N	Ne	Dados
<i>Schroederichthys bivius</i>	2	1226	N% ^[36] , P% ^[62]
<i>Sphyrna lewini</i>	5	1268	IRI% ^[95,96,97,98,99]
<i>Sphyrna zygaena</i>	3	191	IRI% ^[101] , IAi% ^[100] , N% ^[69] , P% ^[69]
<i>Squalus acanthias</i>	3	9707	F% ^[35] , N% ^[36] , IRI% ^[37]
<i>Squalus blainville</i>	3	653	N% ^[41,43] , P% ^[41,42] IRI% ^[38,40] , N% ^[34,39] , P% ^[34] ,
<i>Squalus megalops</i>	4	701	F% ^[34]
<i>Squatina guggenheim</i>	1	556	N% ^[46] , F% ^[46]
<i>Sympterygia acuta</i>	1	301	IRI% ^[25]
<i>Sympterygia bonapartii</i>	1	1024	IRI% ^[24]
<i>Zapteryx brevirostris</i>	3	399	IRI% ^[4,6] , IAi% ^[7]
<i>Zearaja chilensis</i>	1	671	IRI% ^[26]

A categoria alimentar mais consumida foi a de peixes teleósteos (FISH; 48,51%), seguida pela de crustáceos decápodos (CRU; 19,54%), moluscos cefalópodes (CEPH; 11,88%), demais crustáceos (OCRUST; 5,29%), poliquetas (POLY; 5,20%), demais moluscos (MOL; 3,13%), condrichthyes (CHON; 3,11%), , mamíferos marinhos (MAM; 1,87%), demais invertebrados (INV; 0,94%), répteis marinhos (REP; 0,31%) e aves marinhas (BIR; 0,22%). As proporções de cada categoria na dieta das espécies analisadas estão demonstradas na Figura 1, e encontram-se detalhadas no Apêndice 3.

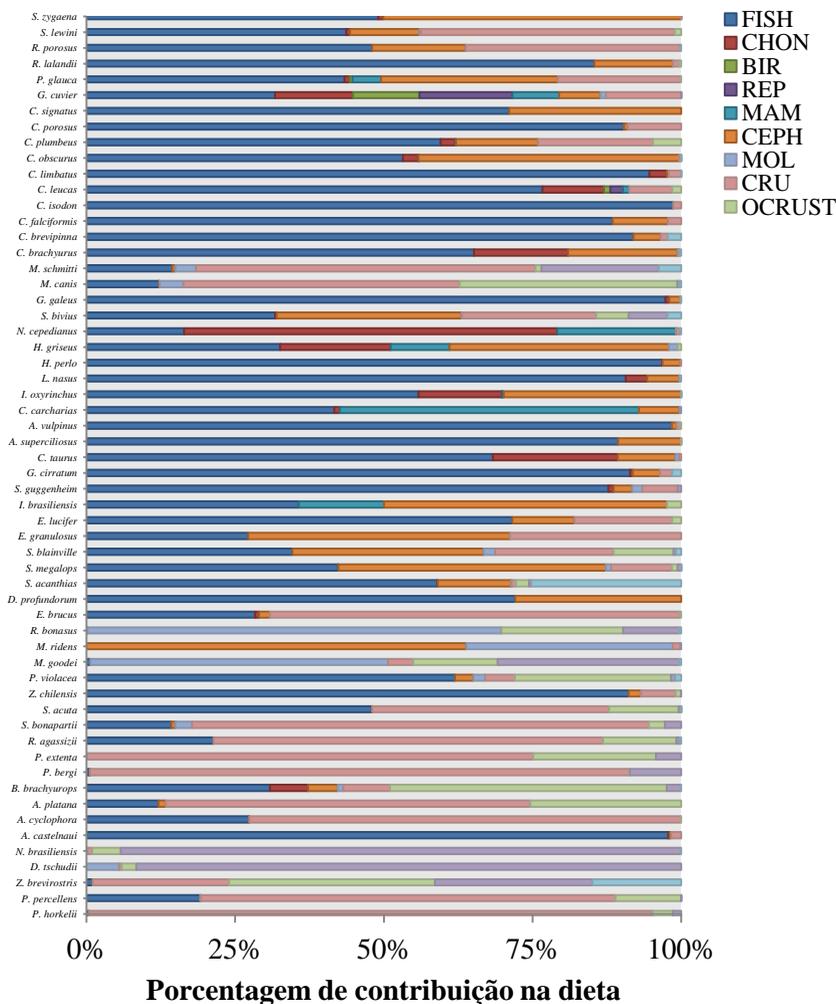


Figura 1. Representação das proporções de cada categoria de presas na dieta das espécies de elasmobrânquios analisadas. FISH: peixes teleosteos; CHON: peixes cartilaginosos; BIR: aves marinhas; REP: répteis marinhos; MAM: mamíferos marinhos; CEPH: cefalópodes; MOL: moluscos (exceto cefalópodes) e moluscos não identificados; CRU: crustáceos decápodos; OCRUST: outros crustáceos (não decápodos) e crustáceos não identificados; POLY: poliquetas e demais vermes marinhos; INV: demais invertebrados.

A média de sobreposição de nicho trófico da comunidade (58 espécies de elasmobrânquios ocorrentes no sul do Brasil) apresentou valor intermediário entre os extremos do índice ($\overline{W_{ij}} = 0,40 \pm 0,29$) (Figura 2). Já a densidade média de arestas da rede unipartida de sobreposição de nicho entre espécies foi menor do que esperada ao acaso ($E = 0,67$; $E_{boot} = 0,28$; $p < 0,001$), sugerindo especialização de dieta para os elasmobrânquios. No entanto, utilizando como parâmetro o valor do índice ajustado conforme a média esperada pela reamostragem de bootstrap ($E_{adj} = 0,54$), esta especialização mostra-se moderada, uma vez que as espécies ainda compartilhariam aproximadamente 46% de suas dietas.

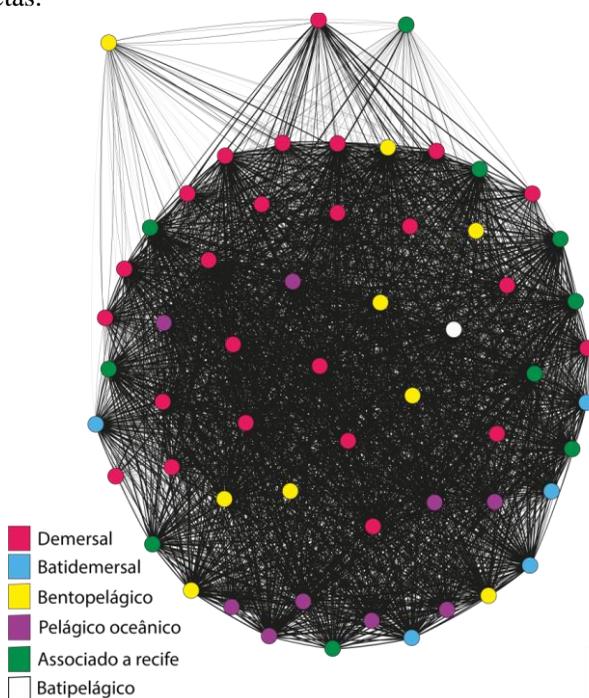


Figura 2. Representação gráfica da rede de interação quantitativa entre espécies de tubarões e raias. Nós representam cada uma das 58 espécies e a espessura das arestas representam o grau de sobreposição de nicho trófico entre espécies. Cores representam o uso de habitat dos elasmobrânquios conforme classificação do *FishBase* (FROESE; PAULY, 2018).

A modularidade da rede bipartida apresentou um valor baixo e marginalmente significativo ($Q_B = 0,204$; $IC_{nulo} = 0,163 - 0,201$); Figura 3A). Já o aninhamento das colunas da rede bipartida de dados de presença/ausência de consumo das categorias alimentares pelas espécies de elasmobrânquios apresentou um valor alto e maior do que esperado ao acaso ($NODF = 70,14$; $IC_{nulo} = 51,11 - 59,86$; Figura 3B e 4).

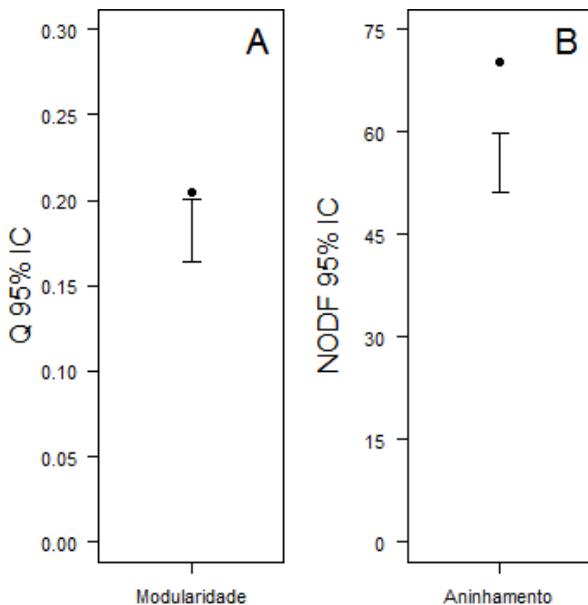


Figura 3. A) Modularidade (Q_B) da rede bipartida de consumidor-recurso. B) Aninhamento ($NODF$) da rede bipartida de dados de presença-ausência de consumo das categorias alimentares pelas espécies. Em ambos os gráficos o intervalo da reta representa a distribuição teórica gerada pelo modelo nulo e o ponto representa o valor empírico de cada métrica.

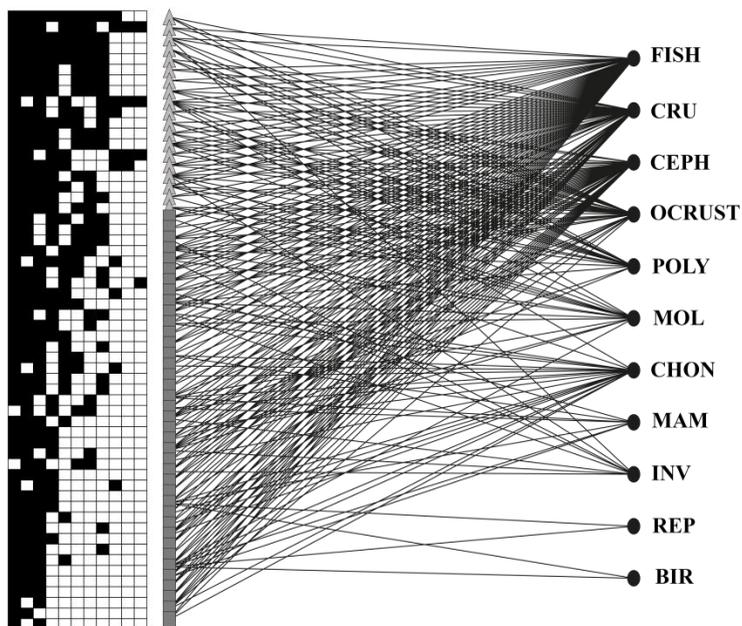


Figura 4. Matriz e rede bipartida de interação qualitativa entre espécies e categorias de recursos alimentares em representação gráfica. Na matriz, as linhas representam as espécies, enquanto as colunas representam as categorias de presas e as células pretas indicam o consumo da determinada categoria por uma determinada espécie. Na rede, os triângulos escuros representam espécies de tubarões, quadrados claros representam espécies de raias, os círculos pretos representam as categorias de recursos alimentares e retas de ligação representam o consumo de uma categoria por uma espécie. A ordem das categorias de presas na matriz é a mesma representada na rede de interação. FISH: peixes teleosteos e agnatas; CHON: peixes cartilaginosos; BIR: aves marinhas; REP: répteis marinhos; MAM: mamíferos marinhos; CEPH: cefalópodes; MOL: moluscos (exceto cefalópodes) e moluscos não identificados; CRU: crustáceos decápodos; OCRUST: outros crustáceos (não decápodos) e crustáceos não identificados; POLY: poliquetas e demais vermes marinhos; INV: demais invertebrados.

As análises PERMANOVA indicaram diferença significativa de dieta entre espécies de habitat demersal com espécies de habitat associado a recife, pelágico oceânico e bentopelágico (Tabela 3). As

comparações entre a composição da dieta dos elasmobrânquios de todos os demais habitats não demonstraram diferença significativa (Tabela 3). A discriminação de quais espécies foram atribuídas a quais habitats de acordo com a classificação disponibilizada no *FishBase* (FROESE; PAULY, 2018) encontra-se no Apêndice 4.

Tabela 3. Resultados da PERMANOVA sobre a diferença de composição de dieta entre espécies de elasmobrânquios com diferente uso de habitat conforme informações do *FishBase* (FROESE; PAULY, 2018).

Habitat	F	R²	P
Demersal vs Associado a recife	5,62	0,15	< 0,01
Demersal vs Batidemersal	2,00	0,69	0,13
Demersal vs Pelágico oceânico	5,44	0,15	< 0,01
Demersal vs Bentopelágico	3,03	0,09	0,03
Associado a recife vs Batidemersal	1,47	0,10	0,18
Associado a recife vs Pelágico oceânico	0,78	0,04	0,65
Associado a recife vs Bentopelágico	1,71	0,09	0,14
Batidemersal vs Pelágico oceânico	1,02	0,08	0,36
Batidemersal vs Bentopelágico	1,13	0,09	0,38
Pelágico oceânico vs Bentopelágico	1,85	0,10	0,18

4. DISCUSSÃO

Este estudo sugere grande sobreposição de nicho trófico entre espécies de elasmobrânquios do sul do Brasil, indicando também que este padrão é encontrado independentemente do uso de habitat destas, refutando as hipóteses do trabalho. Resultados semelhantes foram encontrados por Viana, Valentin e Vianna (2017), apontando uma alta sobreposição de nicho trófico entre cinco espécies de tubarões e raias com mesmo uso de habitat na costa sul do Rio de Janeiro. No entanto, outro estudo evidenciou uma baixa sobreposição de dieta entre espécies de tubarões coexistentes em alto grau de simpatria, enquanto espécies com distribuições distintas apresentaram grande sobreposição (PAPASTAMATIOU et al., 2006). Devemos ressaltar, porém, que a carência de trabalhos realizados com um maior número de espécies de tubarões e raias é um fator que influencia na comparação de resultados desta natureza, uma vez que estes não refletem a complexidade de

relações tróficas da comunidade. Adicionalmente, vimos que a dieta das espécies constituintes desta comunidade de elasmobrânquios apresentou uma baixa modularidade, sugerindo que não há a formação de grupos de espécies que consomem preferencialmente os mesmos tipos de recursos alimentares, os quais se sobrepõem pouco com outros grupos (ARAÚJO et al., 2008). No entanto, foi observado um alto aninhamento de dieta, sendo que a composição das presas consumidas por espécies mais especializadas representou um subconjunto da composição de presas consumidas pelas mais generalistas. Este padrão também foi observado em estudos intrapopulacionais de dieta de tubarões (e.g. ABRANTES; BARNETT; 2011; MATICH; HEITHAUS; LAYMAN, 2011) e outros grupos de vertebrados (e.g. ARAÚJO et al., 2010; CANTOR et al., 2013; CARVALHO-ROCHA; LOPES; NECKEL-OLIVEIRA, 2018), assim como em comunidades marinhas, terrestres e lacustres (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010).

4.1. A HIPÓTESE DA COMPRESSÃO E A SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS ALIMENTAR

A hipótese da compressão sugere que predadores em alto grau de simpatria tendem a demonstrar uma grande sobreposição de nicho trófico, visto que as espécies tendem a manter ou aumentar os tipos de presas consumidas (MACARTHUR; PIANKA, 1966; MACARTHUR; WILSON, 1967; PERRY; PIANKA, 1997; SCHOENER; HUEY; PIANKA, 1979). Já para predadores em baixo grau de simpatria, a hipótese indica que haveria uma menor sobreposição de dieta, pois estes animais tenderiam a se especializar em diferentes tipos de presa (MACARTHUR; PIANKA, 1966; MACARTHUR; WILSON, 1967; PERRY; PIANKA, 1997; SCHOENER; HUEY; PIANKA, 1979). Nossos resultados demonstraram que alguns grupos de espécies com diferentes usos de habitat realmente diferiram quanto à composição da sua dieta. No entanto, não consideramos que a hipótese da compressão foi atendida, uma vez que o coeficiente de determinação (R^2) de todas as análises PERMANOVA apresentou valor muito próximo a 0 (zero), apontando que a variação de dieta só pôde ser de 9 a 13% explicada pelo uso de habitat. Adicionalmente, quando analisamos a rede de representação da sobreposição trófica entre as espécies da comunidade, vimos que não há formação de grupos que apresentem grande sobreposição de dieta entre si e baixa com demais espécies, indiferentemente do habitat atribuído a estas. Estes resultados podem ter sido observados por diversos motivos. Existem quatro dimensões para a

partição de recursos alimentares entre predadores, que consistem em: microhabitat (e.g. profundidade e substrato de ocorrência), habitat estrutural (tipo de ambiente; e.g. recifal), táxon e tamanho da presa (SCHOENER; HUEY; PIANKA, 1979). Assim, como o presente estudo analisou a partição e sobreposição de nicho em relação a somente duas destas dimensões (habitat estrutural e taxon da presa), é possível que os tubarões e raias estejam diferenciando-se quanto às demais (microhabitat, no caso de espécies simpátricas; e tamanho da presa, para espécies alopátricas), que poderiam ser investigadas em estudos futuros. Ademais, como os táxons de presas foram agrupados em categorias mais abrangentes, nuances de diferenciação de dieta dentro de uma determinada categoria podem ter sido desconsideradas.

Complementarmente, as predições da hipótese da compressão podem deixar de ser observadas quando as espécies não são similares no seu potencial de competição (DICKMAN, 1986). Considerando que elasmobrânquios possuem uma grande variação quanto às características morfológicas da cabeça, onde há uma concentração de órgãos sensoriais (e.g. diferenças no comprimento e largura da região oronasal), sua capacidade de detecção de presas pode variar (BARBINI; SABADIN; LUCIFORA, 2018; MOTTA, 2004). Isto já foi observado para espécies de tubarão-martelo, uma vez que possuem uma cabeça achatada dorsoventralmente e alongada lateralmente, a qual eleva sua habilidade de detectar presas quando em comparação com demais espécies (KAJIURA, 2001; KAJIURA; HOLLAND, 2002), possivelmente tornando-os competitivamente superiores nesse quesito. Raias com a região oronasal alongada também demonstraram habilidades de captura de presas superiores às demais, visto que conseguem consumir um recurso alimentar disponível, mas não utilizado por outras espécies (BARBINI; LUCIFORA, 2016). Este é o caso da raia de pequeno-médio porte *Sympterygia acuta*, a qual consome majoritariamente teleósteos, enquanto espécies similares em tamanho se alimentam principalmente de crustáceos, e eventualmente de cefalópodes e teleósteos (EBERT; COWLEY; COMPAGNO, 1991; BIZZARRO et al., 2007; TRELOAR; LAURENSEN; STEVENS, 2007; BARBINI; LUCIFORA, 2016). Uma vez que esta dieta baseada especialmente em peixes é observada também para vários gêneros de espécies de focinho alongado, como em *Dipturus* (KYNE; COURTNEY; BENNETT, 2008), *Zearaja* (LUCIFORA et al., 2000; KOEN ALONSO et al., 2001) e *Raja* (ROBINSON; CAILLIET; EBERT, 2007), sugere-se que o focinho alongado pode auxiliar na captura de teleósteos através do aumento da capacidade sensorial das

espécies (BARBINI; LUCIFORA, 2016). Assim, espécies competitivamente superiores não necessariamente apresentariam uma partição de nicho trófico ou espacial quando ocorrendo em simpatria com competidores inferiores. Consequentemente, tais competidores inferiores tenderiam a maximizar sua aptidão procurando um meio termo (*trade-off*) entre conseguir evitar a competição interespecífica e sobreviver com recursos alimentares de menor qualidade energética (DICKMAN, 1986). Como resultado, ainda que influenciadas pela competição, a partição e sobreposição de nicho não apresentaria o padrão esperado pela hipótese da compressão.

A abundância de recursos alimentares no ambiente é outro fator que influencia diretamente na competição entre espécies, e na composição da dieta destas (BORNATOWSKI et al., 2014a; HEITHAUS, 2004; MARTINHO et al., 2012). A hipótese da compressão tem como premissa que todos os ambientes ocupados por espécies simpátricas apresentam os mesmos recursos limitantes (PERRY; PIANKA, 1997; SCHOENER; HUEY; PIANKA, 1979). No entanto, quando estes recursos encontram-se em abundância, a competição deixa de ocorrer (BORNATOWSKI et al., 2014a), e as espécies podem atender seus requerimentos energéticos sem estarem sujeitas às limitações espaciais ou tróficas. Nesse caso, não seria esperado encontrar um padrão de compartilhamento de itens alimentares conforme predito pela hipótese do trabalho. No presente estudo, vimos que a categoria de presas mais consumida pelas espécies da comunidade foi a de peixes teleósteos (49,97%), sugerindo que este pode ser o recurso mais abundante na área, ainda que esta seja a categoria de presas que apresenta o maior número de espécies agrupadas. Adicionalmente, elasmobrânquios são peixes com grande mobilidade (SIMPENDORFER; HEUPEL, 2004), podendo apresentar uma pequena área de sobreposição espacial mesmo entre espécies com mesmo uso de habitat. Esta baixa sobreposição pode ser um dos motivos para que a comunidade não tenha apresentado o padrão de compartilhamento de dieta esperado, uma vez que as espécies podem estar consumindo recursos alimentares de áreas diferenciadas considerando que estes animais são predadores ativos. De fato, isto foi apontado por Dickman (1986) como uma das justificativas para a ausência do padrão de sobreposição de nicho trófico esperado pela hipótese da compressão em seu estudo com marsupiais da Austrália.

4.2. O PADRÃO DE USO DE RECURSO ALIMENTAR

O valor da modularidade na dieta das espécies de tubarões e raias foi baixo e marginalmente significativo. Assim, este sugere a ausência de grupos de espécies que compartilham recursos alimentares semelhantes entre si e diferentes dos demais, quanto a presença de poucas espécies oportunistas na comunidade (ARAÚJO et al., 2008). De fato, a observação da rede unipartida de sobreposição de nicho trófico entre espécies e da rede bipartida de consumo das categorias alimentares aponta para um padrão de uso de recursos não modular. Quando analisamos a matriz bipartida de consumo das categorias alimentares pelas espécies, o uso de recurso pela comunidade de elasmobrânquios mostrou um padrão aninhado. Isso indica que tubarões e raias com dietas mais especializadas consumiram um subconjunto dos recursos alimentares utilizados por espécies mais generalistas. Este padrão já foi observado em diversas cadeias alimentares, sugerindo que a presença de aninhamento em grupos com interações antagônicas (e.g. predador-presa) é mais comum do que anteriormente teorizado (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010).

Dois dos mecanismos apontados por Kondoh, Kato e Sakato (2010) como possíveis precursores do aninhamento baseiam-se na Teoria do Forrageamento Ótimo (MACARTHUR; PIANKA, 1966) e na presença de uma hierarquia entre espécies da teia trófica delimitada através de diferenças biológicas, as quais irão determinar os papéis de predador e presa (COHEN; BRIAND; NEWMAN, 1990).

A Teoria do Forrageamento Ótimo (TFO) prevê que predadores tendem a decidir por uma estratégia de forrageio e seleção de presa que proporciona uma maior taxa líquida de ingestão de energia (i.e. taxa de ingestão de energia bruta menos os custos energéticos gastos na procura, perseguição e assimilação da presa) (MACARTHUR; PIANKA, 1966). Assim, a diversidade de espécies com requerimentos energéticos distintos e de recursos alimentares energeticamente diferentes poderia favorecer o surgimento de uma estrutura aninhada na teia trófica (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010). Neste caso, espécies com um maior requerimento de energia (e.g. maior tamanho ou que possuem estratégia de forrageio energeticamente dispendiosa) priorizariam o consumo de recursos mais valiosos (especializando-se), enquanto espécies com menor requerimento de energia utilizariam uma maior gama de recursos, apresentando uma dieta mais generalista (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010).

Elasmobrânquios possuem uma alta diversidade de comportamentos de forrageio (e.g. perseguição ativa, emboscada, necrofagia e filtração) e consomem uma grande variedade de tipos de presas (e.g. teleósteos, crustáceos e moluscos) (GARLA et al, 2017; MOTTA, 2004; WETHERBEE; CORTÉS, 2004). Assim, a composição da dieta das espécies é provavelmente resultado da seletividade de itens alimentares em prol da maximização do ganho de energia (HEITHAUS, 2004). De fato, evidências de seleção de presas energeticamente vantajosas, conforme previsto pela TFO, já foram observadas em diferentes espécies de tubarões e raias (HEITHAUS, 2004). Stokes e Holland (1992) notaram que indivíduos de *Hypanus americanus* se alimentavam preferencialmente de anfioxos com um maior tamanho corporal, e Stillwell e Kohler (1982) observaram que tubarões mako (gênero *Isurus*) demonstraram uma preferência pelo consumo de grandes anchovas, aumentando seu ganho energético. No mesmo sentido, Hussey et al. (2012) observaram também a queda dos eventos de predação de tubarões brancos sobre focas quando carcaças de baleia estavam disponíveis, uma vez que a captura destes pequenos e ágeis animais mostra-se mais difícil e energeticamente dispendiosa. Desta forma, com o intuito de maximizar a taxa líquida de ingestão de energia, a seleção de presas pelas espécies da comunidade pode estar agindo como mecanismo estruturador de um padrão aninhado no uso de recursos alimentares.

Alternativamente, a presença de uma hierarquia entre as espécies componentes da teia trófica também pode possibilitar o aninhamento nesta (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010). Esta hierarquia pode ser delimitada por diferenças nas características biológicas dos componentes da teia, como tamanho corporal (COHEN; BRIAND. NEWMAN, 1990). Assim, espécies maiores, situadas no topo da hierarquia, atuam como consumidores generalistas, enquanto espécies pequenas atuam como recursos consumidos mais genericamente (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010).

A interação entre espécies com diferentes tamanhos corporais já foi apontada como fator de influência na estruturação de um padrão aninhado de dieta em teias tróficas (NORDSTROM et al., 2015; WOODWARD et al., 2005). De fato, Nordstrom et al. (2015) observaram que conforme o tamanho corporal do predador aumentava, este tendia a consumir uma maior gama de recursos alimentares, tornando-se mais generalista – fenômeno observado não somente em ambientes marinhos mas também em ecossistemas terrestres e lacustres (DIGEL; RIEDE; BROSE, 2011). Enquanto isso, predadores de menor

porte apresentaram dietas mais especializadas (NORDSTROM et al., 2015), indo de encontro aos apontamentos de Yvon-Durocher et al. (2008) de que espécies menores tendem a possuir uma dieta composta por uma menor diversidade de táxons e presas de tamanho e biomassa diminutos. No entanto, no presente trabalho, foram encontrados resultados contrastantes. Observamos que algumas espécies de grande porte realmente consumiram uma maior variedade de categorias de presas (e.g. *Galeocerdo cuvier*, *Isurus oxyrinchus*, *Carcharodon carcharias*), porém espécies menores também apresentaram consumo de uma alta diversidade de recursos alimentares (e.g. *Squalus sp. do grupo megalops*, *Rioraja agassizii*, *Psammobatis bergi*). Entretanto, o agrupamento de presas em categorias abrangentes e o fato de o número de categorias de presas consumidas não levar em consideração a proporção de uso destas, podem enviesar a análise dos resultados. De fato, o tamanho corporal já foi apontado como fator influente na estruturação do nicho trófico de elasmobrânquios, sendo que mudanças ontogenéticas de dieta já foram observadas para diversas espécies de tubarões (e.g. BORNATOWSKI et al., 2014a; PRETI et al., 2012) e raias (e.g. BARBINI; LUCIFORA, 2011; BRICKLE et al., 2003; SPATH; BARBINI; FIGUEROA, 2013). Esta variação pode estar relacionada com alterações na demanda energética, uma maior experiência na obtenção de presas e aumento do tamanho da mandíbula, assim como com uma mudança de uso de habitat e diminuição da vulnerabilidade a predadores (WHETERBEE; CORTÉS, 2004; LUCIFORA et al., 2009; BORNATOWSKI et al., 2014a). Desta forma, tanto as tomadas de decisão das espécies baseadas na TFO quanto a presença de uma hierarquia entre os componentes da teia trófica podem ter auxiliado na estruturação de um padrão aninhado de uso de recurso da comunidade.

A presença de um padrão aninhado em interações consumidor-recurso de redes tróficas aumenta a sobreposição de dieta entre os consumidores da teia (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010). Considerando que a teoria da similaridade limitante sugere que uma alta sobreposição de nicho entre espécies diminui as chances da coexistência destas (MACARTHUR; LEVINS, 1967; ROUGHGARDEN, 1976), espera-se que o aninhamento influencie negativamente na estabilidade de sistemas de interações tróficas antagonísticas (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010; THÉBAULT; FONTAINE, 2010) e interfira no funcionamento da comunidade (e.g. reduzindo a produção de biomassa do sistema; POISOT; MOUQUET; GRAVEL, 2013). No entanto, a observação de uma estrutura aninhada em diversas comunidades

biológicas sugere que diferentes mecanismos que compensem possíveis efeitos negativos na coexistência de espécies podem estar agindo e possibilitando a persistência da comunidade (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010). A partição temporal de recursos compartilhados por consumidores pode aumentar a transferência de energia na comunidade, por exemplo (NORDSTROM et al., 2010), e mecanismos de compensação podem surgir também de interações e espécies não descritas nas redes tróficas bipartidas de consumidor-recurso (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010). O controle da densidade de populações de espécies de elasmobrânquios competidoras por um determinado predador poderia diminuir os efeitos negativos da coexistência destas espécies, por exemplo.

A diferenciação do nicho alimentar de elasmobrânquios em aspectos temporais e espaciais já foi observada em diferentes estudos (e.g. KUBODERA; WATANABE; ICHII, 2007; MARTINHO et al., 2012; PAPASTAMATIOU et al., 2006). No entanto, as forças modeladoras possivelmente precursoras do padrão aninhado observado em diferentes comunidades não necessariamente são comuns para todas estas (KONDOH; KATO; SAKATO, 2010), assim como os mecanismos de compensação que podem estar auxiliando na estabilidade da teia trófica. Dessa forma, não somente a análise de dieta, mas também a da abundância de recursos locais, assim como do padrão temporal e espacial do uso destes pelas espécies deve ser realizada de maneira a possibilitar a determinação dos processos modeladores dos padrões observados em diferentes comunidades.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo revelou grande sobreposição de nicho trófico entre espécies de tubarões e raias coocorrentes no sul do Brasil, e que os padrões de dieta destas apresentam uma estruturação aninhada, ou seja, espécies mais especializadas consumiram um subconjunto das presas consumidas por espécies mais generalistas. No entanto, este trabalho possui limitações devido a generalização dos itens alimentares em categorias mais abrangentes, e a obtenção de dados através de literatura sem restrições geográficas. Ainda assim, tal padrão de uso de recurso alimentar ainda não havia sido documentado para uma comunidade composta exclusivamente por elasmobrânquios, trazendo novas e importantes informações sobre os hábitos alimentares destes animais. Mesmo tratando-se de espécies que majoritariamente apresentam algum grau de ameaça de extinção, ainda há uma grande lacuna de

conhecimento sobre aspectos básicos da dieta de elasmobrânquios. Portanto, evidenciamos aqui a necessidade da realização de estudos mais aprofundados e com maior nível de detalhamento sobre a ecologia alimentar de tubarões e raias, especialmente em um nível local.

Informações sobre o padrão de uso temporal e espacial de recursos alimentares também podem auxiliar a compreensão geral de como estas espécies interagem no ambiente, assim como permitir a investigação dos processos que moldaram a estrutura atual de uso e compartilhamento de recursos. É importante também que estudos de descrição de dieta contenham grande detalhamento taxonômico e biométrico dos itens alimentares encontrados, possibilitando, assim, a análise da partição de nicho trófico em dimensões como táxon e tamanho da presa. Complementarmente, pesquisas abrangendo um maior número de espécies podem trazer uma melhor compreensão dos padrões de uso de recursos alimentares pelas comunidades de elasmobrânquios. Esta compreensão, por sua vez, pode auxiliar nas medidas de manejo e tomadas de decisão a respeito da conservação destas espécies, através da disponibilização de informações referentes à partição de recurso, uso de habitat, seleção de presa, efeitos de risco, competição e transferência de energia.

6. REFERÊNCIAS

ABRANTES, K. G.; BARNETT, A. Intrapopulation variations in diet and habitat use in a marine apex predator, the broadnose sevengill shark *Notorynchus cepedianus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 442, p. 133 – 148, 2011.

ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES-JÚNIOR, P. R.; LOYOLA, R. D.; ULRICH, W. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, Copenhagen, v. 117, p. 1227-1239, 2008.

ARAUJO, M. S.; GUIMARÃES JR., P. R.; SVANBÄCK, R.; PINHEIRO, A.; GUIMARÃES, P.; REIS, S. F.; BOLNICK, D. I. Network analysis reveals contrasting effects of intraspecific competition on individual vs. population diets. **Ecology**, v. 89, n. 7, p. 1981 – 1993, 2008.

ARAUJO, M. S.; MARTINS, E. G.; CRUZ, L. D.; FERNANDES, F. R.; LINHARES, A. X.; DOS REIS, S. F.; GUIMARÃES-JÚNIOR, P. R. Nested diets: a novel pattern of

individuallevel resource use. **Oikos**, Copenhagen, v. 119, p. 81-88, 2010.

ASRAFUZZAMAN, S.; MAHAPATRA, S.; ROUT, J.; SAHOO, G. Dietary assessment of five species of anuran tadpoles from northern Odisha, India. **Journal of Threatened Taxa**, v. 10, n. 10, p. 12382 – 12388, 2018.

ASSIS, C. A. A generalized index for stomach contents analysis in fish. **Scientia Marina**, v. 60, p.385–389, 1996.

BADE, L. M.; BALAKRISHNAN, C. N.; PILGRIM, E. M.; MCRAE, S. B.; LUCZKOVICH, J. J. A genetic technique to identify the diet of cownose rays, *Rhinoptera bonasus*: analysis of shellfish prey items from North Carolina and Virginia. **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, p. 999 – 1012, 2014.

BARBER, M. J. Modularity and community detection in bipartite networks. **Physical Review E**, v. 76, n. 6, 2007.

BARBINI, S. A.; LUCIFORA, L. O. Big fish (and a smallish skate) eat small fish: diet variation and trophic level of *Sympterygia acuta*, a medium-sized skate high in the food web. **Marine Ecology**, v. 37, p. 283 – 293, 2016.

BARBINI, S. A.; SABADIN, D. E.; LUCIFORA, L. O. Comparative analysis of feeding habits and dietary niche breadth in skates: the importance of body size, snout length and depth. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 28, p. 625 – 636, 2018.

BARBINI, S.; LUCIFORA, L. O. Feeding habits of the Rio skate, *Rioraja agassizi* (Chondrichthyes: Rajidae), from off Uruguay and north Argentina. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, p. 1175 – 1184, 2011.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; MELIÁN, C. J.; OLESEN, J. M. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, p. 9383-9387, 2003.

BIZZARRO, J. J.; ROBINSON, H. J.; RINEWALT, C. S.; EBERT, D. A. Comparative feeding ecology of four sympatric skate species off central California, USA. **Environmental Biology of Fishes**, v. 80, p. 197–220, 2007.

BORNATOWSKI, H. **Ecologia trófica e reprodução do cação-frango *Rhizoprionodon lalandii* (Elasmobranchii, Carcharhinidae), capturado no sul do Brasil**. 2010. 58 f. Mestrado em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BORNATOWSKI, H.; ABILHOA, V. **Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no Paraná: guia de identificação**. Curitiba: Hori Consultoria Ambiental, 1 ed., 2012.

BORNATOWSKI, H.; ANGELINI, R.; COLL, M.; BARRETO, R. R. P.; AMORIM, A. F. Ecological role and historical trends of large pelagic predators in a subtropical marine ecosystem of the South Atlantic. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 28, n. 1, p. 241 – 259, 2018.

BORNATOWSKI, H.; BRAGA, R. R.; ABILHOA, V.; CORRÊA, M. F. M. Feeding ecology and trophic comparisons of six shark species in a coastal ecosystem off southern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 85, p. 246-263, 2014a.

BORNATOWSKI, H.; WOSNICK, N.; CARMO, W. P. D.; CORREA, M. F. M.; ABILHOA, V. Feeding comparisons of four batoids (Elasmobranchii) in coastal waters of southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 94, n. 7, p. 1491 – 1499, 2014b.

BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. R. S. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 22, p. 915-929, 2012.

BRICKLE, P.; LAPTIKHOVSKY, V.; POMPERT, J.; BISHOP, A. Ontogenetic changes in the feeding habits and dietary overlap between three abundant rajid species on the Falkland Island's shelf. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 83, p. 1119 – 11125, 2003.

CANTOR, M.; PIRES, M. M.; LONGO, G. O.; GUIMARÃES JÚNIOR, P. R.; SETZ, E. Z. F. Individual variation in resource use by opossums leading to nested fruit consumption. **Oikos**, Copenhagen, v. 122, p. 1085-1093, 2013.

CARVALHO-ROCHA, V.; LOPES, B. C.; NECKEL-OLIVEIRA, S. Interindividual patterns of resource use in three subtropical Atlantic Forest frogs. **Austral Ecology**, v. 43, n. 2, p. 150 – 158, 2018.

COHEN, J. E.; BRIAND, F.; NEWMAN, C. M. Community food webs: data and theory. Springer-Verlag, Berlin, Germany, 1990.

COMPAGO, L. J. V. **Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date**. Vol. 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). FAO Spec. Cat. Fish. Purp. 269 p. FAO, Rome. 2001.

CORTES, E. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. **ICES Journal of Marine Science**, v. 56, p. 707 – 717, 1999.

CSARDI, G.; NEPUSZ, T. The igraph software package for complex network research. **InterJournal**, v. Complex Systems, p. 1695, 2006.

DICKMAN, C. R. Niche compression: two tests of an hypothesis using narrowly sympatric predator species. **Australian Journal of Ecology**, v. 11, n. 2, p. 121 – 134, 1986.

DIGEL, C.; RIEDE, J. O.; BROSE, U. Body sizes, cumulative and allometric degree distributions across natural food webs. **Oikos**, v. 120, p. 503–509, 2011.

DORMANN, C. F.; GRUBER, B.; FRUEND, J. Introducing the bipartite Package: analyzing ecological networks. **R news**, v. 8, n. 2, 8–11, 2008.

DULVY, N. K.; FOWLER, S. L.; MUSICK, J. A.; CAVANAGH, R. D.; KYNE, P. M.; HARRISON, L. R.; CARLSON, J. K.; DAVIDSON, L. N. K.; FORDHAM, S. V.; FRANCIS, M. P.; POLLOCK, C. M.; SIMPFENDORFER, C. A.; BURGESS, G. H.; CARPENTER, K. E.; COMPAGNO, L. J. V.; EBERT, D. A.; GIBSON, C.; HEUPEL, M. R.; LIVINGSTONE, S. R.; SANCIANGCO, J. C.; STEVENS, J. D.; VALENTI, S.; WHITE, W. T. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. **eLife**, v. 3, p. 1 – 34, 2014.

EBERT, D. A.; BIZZARRO, J. J. Standardized diet compositions and trophic levels of skates (Chondrichthyes: Rajiformes: Rajoidei). **Environmental Biology of Fishes**, v. 80, p. 221 – 237, 2007.

EBERT, D. A.; COWLEY, P. O.; COMPAGNO, L. J. A preliminary investigation of the feeding ecology of skates (Batoidea: Rajidae) off west coast of southern Africa. **South African Journal of Marine Science**, v. 10, p. 71–81, 1991.

EBERT, D.; FOWLER, S.; COMPAGNO, L. **Sharks of the world: a fully illustrated guide**. Wild Nature Press, 2013.

ESPINOZA, M.; MUNROE, S. E. M.; CLARKE, T. M.; FISK, A. T.; WEHRTMANN, I. S. Feeding ecology of common demersal elasmobranch species in the Pacific coast of Costa Rica inferred from stable isotope and stomach content analyses. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 470, p. 12 – 25, 2015.

FARIA, F. A.; ALBERTONI, E. F.; BUGONI, L. Trophic niches and feeding relationships of shorebirds in southern Brazil. **Aquatic Ecology**, v. 52, n. 4, p. 281 – 296, 2018.

FRAZZETTA, T. H. Feeding mechanisms in sharks and other elasmobranchs. **Advances in Comparative and Environmental Physiology**, v. 18, p. 31–57, 1994.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. *FishBase*: worldwide web electronic publication. 2018 Disponível em: <https://fishbase.org/>

GADIG, O. B. F. **Tubarões da Costa Brasileira**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro. 2001. 343 f.

GARLA, R. C.; GADIG, O. B. F.; GARCIA JR, J.; VERAS, L. B.; GARRONE-NETO, D. Hunting tactics of the lemon shark, *Negaprion brevirostris*, in shallow waters of an oceanic insular area in western equatorial Atlantic. **Neotropical Ichthyology**, v. 15, n. 1, 2017.

GOMES, U. L.; SIGNORI, C. N.; GADIG, O. B. F.; SANTOS, H. R. S. **Guia para identificação de tubarões e raias do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 1 ed., 2010.

HEITHAUS, M. R. Predator-prey interactions. In: CARRIER, J. C.; MUSICK, J. A.; HEITHAUS, M. R. **Biology of Sharks and Their Relatives**. Boca Ratón: CRC Press, 2004. P. 487 – 522.

HUSSEY, N. E.; MCCANN, H. M.; CLIFF, G.; DUDLEY, S. F. J.; WINTNER, S. P.; FISH, A. T. Size-based analysis of diet and trophic position of the White Shark, *Carcharodon carcharias*, in South African Waters. In: DOMEIER, M. L. **Global perspectives on the biology and life history of the White Shark**. CRC Press: New York, 2012.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology**, v. 22, p.415-427, 1957.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. 2018. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>

KAJIURA, S. M. Head morphology and electrosensory pore distribution of carcharhinid and sphyrnid sharks. **Environmental Biology of Fishes**, v. 61, p. 125–133, 2001.

KAJIURA, S. M.; HOLLAND, K. N. Electroreception in juvenile scalloped hammerhead and sandbar shark. **Journal of Experimental Biology**, v. 205, p. 3609–3621, 2002.

KOEN ALONSO, M.; CRESPO, E. A.; GRACÍA, N. A.; PEDRAZA, S. N.; MARIOTTI, P. A.; BERÓN VEGA, B.; MORA, N. J. Food habits of *Dipturus chilensis* (Pisces: Rajidae) off Patagonia, Argentina. **ICES Journal of Marine Science**, v. 58, p. 288–297, 2001.

KONDOH, M.; KATO, S.; SAKATO, Y. Food webs are built up with nested subwebs. **Ecology**, v. 91, n. 11, p. 3123 – 3130, 2010.

KOTAS, J. E.; PETRERE JR, M.; FIEDLER, F.; MASTROCHIRICO, V.; SALES, G. A pesca de emalhe-de-superfície em Santa Catarina direcionada à captura dos tubarões-martelo, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) e *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758). **Atlântica**, v. 30, n. 2, p. 113 – 128, 2008.

KOTAS, J. E.; SANTOS, A. C. N.; SCALCO, A. C. S. Elasmobrânquios demersais da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, SC (Brasil). **Revista CEPSUL – Biodiversidade e Conservação Marinha**, v. 6, 2017.

KUBODERA, T.; WATANABE, H.; ICHII, T. Feeding habits of the blue shark, *Prionace glauca*, and salmon shark, *Lamna ditropis*, in the transition region of the Western North Pacific. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 17, p. 111 – 124, 2007.

KYNE, P. M.; COURTNEY, A. J.; BENNETT, M. B. Aspects of reproduction and diet of the Australian endemic skate *Dipturus polyommata* (Ogilby) (Elasmobranchii: Rajidae), by-catch of a commercial prawn trawl fishery. **Journal of Fish Biology**, v. 72, p. 61–77, 2008.

LARA-MENDOZA, R. E.; MÁRQUEZ-FARÍAS, J. F.; ROMÁN-REYES, J. C. Feeding habits of the speckled guitarfish *Rhinobatos glaucostigma* (Elasmobranchii: Rhinobatidae). **Journal of Fish Biology**, v. 87, p. 311 – 322, 2015.

LAST, P. R.; WHITE, W.; CARVALHO, M.; SÉRET, B.; STEHMANN, M.; NAYLOR, G. **Rays of the world**. Ithaca: Csiro Publishing, 1 ed., 2016.

LEIGH, S. C.; PAPASTAMATIOU, Y. P.; GERMAN, D. P. Seagrass digestion by a notorious ‘carnivore’. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 285, n. 1886, 2018.

LOGAN, J. M.; LUTCAVAGE, M. E. Stable isotopes dynamics in elasmobranch fishes. **Hydrobiologia**, v. 644, p. 231 – 244, 2010.

LUCIFORA, L. O.; GARCÍA, V. B.; MENNI, R. C.; ESCALANTE, A. H.; HOZBOR, N. M. Effects of body size, age and maturity stage on diet in a large shark: ecological and applied implications. **Ecological Research**, v. 24, p. 109 – 118, 2009.

LUCIFORA, L. O.; GARCIA, V. B.; WORM, B. Global Diversity Hotspots and Conservation Priorities for Sharks. **PLoS One**, v. 6, n. 5, p. 1 – 7, 2011.

LUCIFORA, L. O.; VALERO, J. L.; BREMEC, C. S.; LASTA, M. L. Feeding habits and prey selection by the skate *Dipturus chilensis* (Elasmobranchii: Rajidae) from the south-western Atlantic. **Journal of**

the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 80, p. 953–954, 2000.

MACARTHUR, R. H.; LEVINS, R. Limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **American Naturalist**, v. 101, p. 377–385, 1967.

MARQUITTI, F. M. D.; GUIMARÃES JR, P. R.; PIRES, M. M.; BITTENCOURT, L. F. MODULAR: software for the autonomous computation of modularity in large network sets. – **Ecography**, v. 37, p. 221 – 224, 2014.

MARTINHO, F.; SÁ, C.; FALCÃO, J.; CABRAL, H. N.; PARDAL, M. A. Comparative feeding ecology of two elasmobranch species, *Squalus blainville* and *Scyliorhinus canicula*, off the coast of Portugal. **Fishery Bulletin**, v. 110, n. 1, p.71 – 84, 2012.

MATICH, P.; HEITHAUS, M. R.; LAYMAN, C. A. Contrasting patterns of individual specialization and trophic coupling in two marine apex predators. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, p. 294 – 305, 2011.

MAZZOLENI, R. C. **Identificação de área de berçário para três espécies de tubarões (*Rhizoprionodon lalandii*, *Sphyrna lewini* e *Carcharhinus obscurus*) no litoral centro-norte de Santa Catarina**. 2006. 90 f. Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, UNIVALI, Itajaí.

MACARTHUR, R. H.; PIANKA, E. R. On optimal use of a patchy environment. **The American Naturalist**, v. 100, p. 603 – 609, 1966.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MIRANDA, L. V.; VOOREN, C.M. Captura e esforço da pesca de elasmobrânquios demersais no sul do Brasil nos anos de 1975 a 1997. **Frente Marítimo**, v. 19, p. 217–231, 2003.

MOSS, S. A. The feeding mechanism of sharks of the family Carcharhinidae. **Journal of Zoology**, v. 167, p. 423–436, 1972.

MOTTA, P. J. Prey capture behavior and feeding mechanics of elasmobranchs. In: CARRIER, J. C.; MUSICK, J. A.; HEITHAUS, M. R. **Biology of Sharks and Their Relatives**. Boca Ratón: CRC Press, 2004. P. 165 – 202.

MOTTA, P. J.; MASLANKA, M.; HUETER, R. E.; DAVIS, R. L.; DE LA PARRA, R.; MULVANY, S. L.; HABEGGER, M. L.; STROTHER, J. A.; MARA, K. R.; GARDINER, J. M.; TYMINSKI, J. P.; ZEIGLER, L. D. Feeding anatomy, filter-feeding rate, and diet of

whale sharks *Rhincodon typus* during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. **Zoology**, v. 113, p. 199 – 212, 2010.

MOTTA, P. J.; WILGA, C. D. Advances in the study of feeding behaviors, mechanisms, and mechanics of sharks. **Environmental Biology of Fishes**, v. 60, p. 131–156, 2001.

NORDSTROM, M. C.; AARNIO, A.; TORNROOS, A.; BONSDORFF, E. Nestedness of trophic links and biological traits in a marine food web. **Ecosphere**, v. 6, n. 9, p. 1 – 14, 2015.

NORDSTROM, M. C.; LINDBLAD, K.; AARNIO, K.; BONSDORFF, E. A neighbour is a neighbour? Consumer diversity, trophic function, and spatial variability in benthic food webs. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 391, p. 101–111, 2010.

OKSANEN, J.; BLANCHET, G. B.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. vegan: **Community Ecology Package**. R package version 2.3-0, 2015.

OLIVAR, M. P.; BODE, A.; LÓPEZ-PÉREZ, C.; HULLEY, P. A.; HERNÁNDEZ-LEÓN, S. Trophic position of lanternfishes (Pisces: Myctophidae) of the tropical and equatorial Atlantic estimated using stable isotopes. **ICES Journal of Marine Science**, p. 1 – 13, 2018.

PAPASTAMATIOU, Y. P.; WETHERBEE, B. M.; LOWE, C. G.; CROW, G. L. Distribution and diet of four species of carcharhinid shark in the Hawaiian Islands: evidence for resource partitioning and competitive exclusion. **Marine Ecology Progress Series**, v. 320, p. 239 – 251, 2006.

PERRY, G.; PIANKA, E. R. Animal foraging: past, present and future. **Tree**, v. 12, p. 360-364, 1997.

PETHYBRIDGE, H. R.; PARRISH, C. C.; BRUCE, B. D.; YOUNG, J. W.; NICHOLS, P. D. Lipid, fatty acid and energy density profiles of white sharks: insights into the feeding ecology and ecophysiology of a complex top predator. **Plos One**, v. 9, n. 5, p. 1 – 10, 2014.

PIANKA, E. R. Niche overlap and diffuse competition. **Proceeding of the National Academy of Sciences**, v. 71, n. 5, p. 2141 – 2145, 1974.

POISOT, T.; MOUQUET, N.; GRAVEL, D. Trophic complementarity drives the biodiversity-ecosystem functioning relationship in food webs. **Ecology Letters**, v. 16, p. 853–861, 2013.

PRETI, A.; SOYKAN, C. U.; DEWAR, H.; WELLS, D.; SPEAR, N.; KOHIN, S. Comparative feeding ecology of shortfin mako,

blue and thresher sharks in the California Current. **Environmental Biology of Fishes**, v. 95, p. 127 – 146, 2012.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2017. Disponível em < <https://www.R-project.org/>>.

ROBINSON, H. J.; CAILLIET, G. M.; EBERT, D. A. Food habits of the longnose skate, *Raja rhina* (Jordan and Gilbert, 1880), in central California waters. **Environmental Biology of Fishes**, v. 80, p. 165–179, 2007.

ROSA, R. S.; GADIG, O. B. F. Conhecimento da diversidade dos Chondrichthyes marinhos no Brasil: a contribuição de José Lima de Figueiredo. **Arquivos de Zoologia**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, v. 45, p. 89-104, 2014.

ROUGHGARDEN, J. Resource partitioning among competing species: a coevolutionary approach. **Theoretical Population Biology**, v. 9, p. 388-424, 1976.

SCHOENER, T. W. The *Anolis* lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. **Ecology**, v. 49, p.704-726, 1968.

SCHOENER, T. W.; HUEY, R. B.; PIANKA, E. R. A biogeographic extension of the Compression Hypothesis: competitors in narrow sympatry. **The American Naturalist**, v. 113, n. 2, p. 295 – 298, 1979.

SIMPFENDORFER, C. A.; HEUPEL, M. R. Assessing habitat use and movement. In: CARRIER, J. C.; MUSICK, J. A.; HEITHAUS, M. R. **Biology of Sharks and Their Relatives**. Boca Ratón: CRC Press, 2004. P. 553 – 572.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distribution of species. **Ecology Letters**, v. 10, p. 1-9, 2007.

SOMMERVILLE, E.; PLATELL, M. E.; WHITE, W. T.; JONES, A. A.; POTTER, I. C. Partitioning of food resources by four abundant, co-occurring elasmobranch species: relationships between diet and both body size and season. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, p. 54 – 65, 2011.

SOTO, J. M. R. Annotated systematic checklist and bibliography of the coastal and oceanic fauna of Brazil. I. Sharks. **Mare Magnum**, v. 1, p. 51 – 120, 2001.

SPATH, M. C.; BARBINI, S. A.; FIGUEROA, D. E. Feeding habits of the apron ray, *Discopyge tschudii* (Elasmobranchii: Narcinidae), from off Uruguay and northern Argentina. **Journal of the**

Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 93, n. 2, p. 291 – 297, 2013.

SPITZ, J., CHEREL, Y., BERTIN, S., KISZKA, J., DEWEZ, A., RIDOUX, V. Prey preferences among the community of deep-diving odontocetes from the Bay of Biscay, Northeast Atlantic. **Deep-Sea Research I**, v. 58, p. 273-282, 2011.

STILLWELL, C. E.; KOHLER, N. E. Food, feeding habits, and estimates of daily ration of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Northwest Atlantic. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 39, p. 407–414, 1982.

STOKES, M. D.; HOLLAND, N. D. Southern stingray (*Dasyatis americana*) feeding on lancelets (*Branchiostoma floridae*). **Journal of Fish Biology**, v. 41, p. 1043–1044, 1992.

TEMU, S. E.; NAHONYO, C. L.; MOEHLMAN, P. D. Diet composition of the golden jackal (*Canis aureus*) in the Ngorongoro Crater, Tanzania. **Tanzania Journal of Science**, v. 44, n. 1, 2018.

THÉBAULT, E.; FONTAINE, C. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. **Science**, v. 329, n. 5993, p. 853-856, 2010.

TRELOAR, M. A.; LAURENSEN, L. J. B.; STEVENS, J. D. Dietary comparisons of six skate species (Rajidae) in south-eastern Australian waters. **Environmental Biology of Fishes**, v. 80, p. 181–196, 2007.

VIANA, A. F.; VALENTIN, J. L.; VIANNA, M. Feeding ecology of elasmobranch species in southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 15, n. 2, 2017.

WEIGMANN, S. Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. **Journal of Fish Biology**, v. 88, p. 837 – 1037, 2016.

WETHERBEE, B. M.; CORTÉS, E. Food consumption and feeding habits. In: CARRIER, J. C.; MUSICK, J. A.; HEITHAUS, M. R. **Biology of Sharks and Their Relatives**. Boca Ratón: CRC Press, 2004. P. 225 - 246.

WOODWARD, G.; EBENMAN, B.; EMMERSON, M.; MONTOYA, J. M.; OLESEN, J. M.; VALIDO, A.; WARREN, P. H. Body size in ecological networks. **TRENDS in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 7, p. 402 – 409, 2005.

YICK, J. L.; TRACEY, S. R.; WHITE, R. W. G. Niche overlap and trophic resource partitioning of two sympatric batoids co-inhabiting

an estuarine system in southeast Australia. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 27, p. 1272 – 1277, 2011.

YVON-DUROCHER, G.; MONTOYA, J. M.; EMMERSON, M. C.; WOODWARD, G. Macroecological patterns and niche structure in a new marine food web. **Central European Journal of Biology**, v. 3, p. 91–103, 2008.

ZACCARELLI, N.; MANCINELLI, G.; BOLNICK, D. I. RInSp: an R package for the analysis of individual specialization in resource use. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 4, n. 11, p. 1018-1023, 2013.

7. APÊNDICES

Apêndice 1. Espécies de tubarões e raias com registro de ocorrência na região sul do Brasil (BORNATOWSKI; ABILHOA, 2012; COMPAGNO, 2001; GADIG, 2001; GOMES et al., 2010; ROSA; GADIG, 2014; SOTO, 2001), e suas respectivas classificações conforme a IUCN (2018). NE: *not evaluated*; DD: *data deficient*; LC: *least concern*; NT: *near threatened*; VU: *vulnerable*; EN: *endangered*; CR: *critically endangered*.

Ordem	Família	Espécie	Status IUCN
RHINOBATIFOR MES	Rhinobatidae	<i>Pseudobatos horkelii</i>	CR
		<i>Pseudobatos percellens</i>	NT
		<i>Zapteryx brevirostris</i>	VU
TORPEDINIFOR MES	Narcinidae	<i>Benthobatis krefftii</i>	VU
		<i>Discopyge tschudii</i>	NT
		<i>Narcine brasiliensis</i>	DD
	Torpedinidae	<i>Tetronarce puelcha</i>	DD
	RAJIFORMES	Rajidae	<i>Atlantoraja castelnaui</i>
<i>Atlantoraja cyclophora</i>			VU
<i>Atlantoraja platana</i>			VU
<i>Bathyraja brachyurops</i>			LC
<i>Bathyraja schroederi</i>			DD
<i>Dipturus leptocauda</i>			DD
<i>Dipturus mennii</i>			VU

Ordem	Família	Espécie	Status IUCN
		<i>Gurgesiella dorsalifera</i>	VU
		<i>Psammobatis bergi</i>	LC
		<i>Psammobatis extenta</i>	LC
		<i>Psammobatis lentiginosa</i>	DD
		<i>Psammobatis rutrum</i>	DD
		<i>Rajella sadowskii</i>	DD
		<i>Rioraja agassizii</i>	VU
		<i>Sympterygia bonapartii</i>	DD
		<i>Sympterygia acuta</i>	VU
		<i>Zearaja chilensis</i>	VU
MYLIOBATIFOR MES			
	Aetobatidae		
		<i>Aetobatus narinari</i>	NT
	Dasyatidae		
		<i>Bathytoshia centroura</i>	LC
		<i>Hypanus guttatus</i>	DD
		<i>Dasyatis hypostigma</i>	DD
		<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	LC
	Gymnuridae		
		<i>Gymnura altavela</i>	VU
	Myliobatidae		
		<i>Myliobatis freminvillei</i>	DD
		<i>Myliobatis goodei</i>	DD
		<i>Myliobatis ridens</i>	NE
	Rhinopterae		
		<i>Rhinoptera bonasus</i>	NT
		<i>Rhinoptera brasiliensis</i>	EN

Ordem	Família	Espécie	Status IUCN
	Mobulidae		
		<i>Mobula birostris</i>	VU
		<i>Mobula hypostoma</i>	DD
		<i>Mobula thurstoni</i>	NT
SQUALIFORMES			
	Echinorhinidae		
		<i>Echinorhinus brucus</i>	DD
	Centrophoridae		
		<i>Deania profundorum</i>	LC
	Squalidae		
		<i>Cirrhigaleus asper</i>	DD
		<i>Squalus cubensis</i>	DD
		<i>Squalus acanthias</i>	VU
		<i>Squalus megalops</i>	DD
		<i>Squalus blainville</i>	DD
	Etmopteridae		
		<i>Etmopterus bigelowi</i>	LC
		<i>Etmopterus gracilispinis</i>	LC
		<i>Etmopterus granulosus</i>	LC
		<i>Etmopterus hillianus</i>	LC
		<i>Etmopterus lucifer</i>	LC
	Somniosidae		
		<i>Centroscymnus owstoni</i>	VU
		<i>Somniosus antarcticus</i>	LC
	Dalatiidae		
		<i>Isistius brasiliensis</i>	LC
		<i>Isistius plutodus</i>	LC
		<i>Squaliolus laticaudus</i>	LC

Ordem	Família	Espécie	Status IUCN
SQUATINIFORMES			
	Squatinaidae		
		<i>Squatina argentina</i>	EN
		<i>Squatina guggenheim</i>	EN
		<i>Squatina occulta</i>	EN
ORECTOLOBIFORMES			
	Ginglymostomatidae		
		<i>Ginglymostoma cirratum</i>	DD
	Rhincodontidae		
		<i>Rhincodon typus</i>	EN
LAMNIFORMES			
	Odontaspidae		
		<i>Carcharias taurus</i>	VU
		<i>Odontaspis noronhai</i>	DD
	Pseudocarchariasinidae		
		<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	NT
	Megachasmidae		
		<i>Megachasma pelagios</i>	LC
	Alopiidae		
		<i>Alopias superciliosus</i>	VU
		<i>Alopias vulpinus</i>	VU
		<i>Cetorhinus maximus</i>	VU
	Lamnidae		
		<i>Carcharodon carcharias</i>	VU
		<i>Isurus oxyrinchus</i>	VU
		<i>Isurus paucus</i>	VU
		<i>Lamna nasus</i>	VU

Ordem	Família	Espécie	Status IUCN
HEXANCHIFOR MES			
	Hexanchidae		
		<i>Heptranchias perlo</i>	NT
		<i>Hexanchus griseus</i>	NT
		<i>Notorynchus cepedianus</i>	DD
CARCHARHINIFORMES			
	Scyliorhinidae		
		<i>Galeus mincaronei</i>	VU
		<i>Schroederichthys bivius</i>	DD
		<i>Schroederichthys saurisqualus</i>	VU
		<i>Scyliorhinus haeckelii</i>	DD
	Triakidae		
		<i>Galeorhinus galeus</i>	VU
		<i>Mustelus canis</i>	NT
		<i>Mustelus fasciatus</i>	CR
		<i>Mustelus schmitti</i>	EN
	Carcharhinidae		
		<i>Carcharhinus acronotus</i>	NT
		<i>Carcharhinus altimus</i>	DD
		<i>Carcharhinus brachyurus</i>	NT
		<i>Carcharhinus brevipinna</i>	NT
		<i>Carcharhinus falciformis</i>	VU
		<i>Carcharhinus isodon</i>	LC
		<i>Carcharhinus leucas</i>	NT
		<i>Carcharhinus limbatus</i>	NT

Ordem	Família	Espécie	Status IUCN
		<i>Carcharhinus longimanus</i>	VU
		<i>Carcharhinus obscurus</i>	VU
		<i>Carcharhinus plumbeus</i>	VU
		<i>Carcharhinus porosus</i>	DD
		<i>Carcharhinus signatus</i>	VU
		<i>Galeocerdo cuvier</i>	NT
		<i>Prionace glauca</i>	NT
		<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	DD
		<i>Rhizoprionodon porosus</i>	LC
	Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>	EN
		<i>Sphyrna media</i>	DD
		<i>Sphyrna tudes</i>	VU
		<i>Sphyrna zygaena</i>	VU

Apêndice 2. Lista das referências dos artigos, tese e capítulo de livro analisados.

[01] SOARES, L. S. H.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; ALVARES, L. M. C.; MUTO, E. Y.; GASALLA, M. L. A. Grupos tróficos de peixes demersais da plataforma continental interna de Ubatuba, Brasil. I. Condricthyes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 40, n. 1, 1992.

[02] POLO-SILVA, C. J.; GRIJALBA-BENDECK, M. Espectro trófico de la raya Guitarra *Rhinobatos percellens* (Walbaum, 1792) (Elasmobranchii: Rhinobatidae) em Santa Marta, Caribe, Colombia. **Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales**, v. 169, p. 21 – 33, 2008.

[03] CARMO, W. P. D.; BORNATOWSKI, H.; OLIVEIRA, E. C.; FAVARO, L. L. Diet of the chola guitarfish, *Rhinobatos percellens* (Rhinobatidae), in the Paranaguá Estuarine complex. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 2, p. 721 – 731, 2015.

[04] BORNATOWSKI, H.; WOSNICK, N.; CARMO, W. P. D.; CORREA, M. F. M.; ABILHOA, V. Feeding comparisons of four batoids (Elasmobranchii) in coastal waters of southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 94, n. 7, p. 1491 – 1499, 2014.

[05] BORNATOWSKI, H.; ROBERT, M. C.; COSTA, L. Feeding of guitarfish *Rhinobatos percellens* (Walbaum, 1972) (Elasmobranchii: Rhinobatidae), the target of artisanal fishery in southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 1, p. 45 – 52, 2010.

[06] BARBINI, S. A.; LUCIFORA, L. O.; HOZBOR, N. M. Feeding habits and habitat selectivity of the shortnose guitarfish, *Zapteryx brevirostris* (Chondrichthyes, Rhinobatidae), off north Argentina and Uruguay. **Marine Biology Research**, v. 7, p. 365 – 377, 2011.

[07] BORNATOWSKI, H.; ABILHOA, V.; FREITAS, M. O. Alimentação da raia-viola *Zapteryx brevirostris* na baía de Ubatuba-enseada, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil. **Estudos de Biologia**, v. 27, n. 61, p. 31 – 36, 2005.

[08] SPATH, M. C.; DELPIANI, G.; FIGUEROA, D. E. Feeding ecology of the apron ray *Discopyge tschudii* (Elasmobranchii, Narcinidae) in San Jorge Gulf, Patagonia, Argentina. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 5, p. 1093 – 1099, 2016.

- [09] SPATH, M. C.; BARBINI, S. A.; FIGUEROA, D. E. Feeding habits of the apron ray, *Discopyge tschudii* (Elasmobranchii: Narcinidae), from off Uruguay and northern Argentina. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 2, p. 291 – 297, 2013.
- [10] BORNATOWSKI, H. ABILHOA, V.; FREITAS, M. O. Sobre a alimentação de *Narcine brasiliensis* na baía Ubatuba-enseada, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil. **Estudos de Biologia**, v.28, n. 62, p. 57 – 60, 2006.
- [11] FERREIRA, L. C.; VOOREN, C. M. Diet of the lesser electric ray *Narcine brasiliensis* (Olfers, 1831) (Elasmobranchii, Narcinidae) in southern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 7, n. 1, p. 37 – 44, 2012.
- [12] BARBINI, S. A.; LUCIFORA, L. O. Feeding habits of a large endangered skate from south-west Atlantic: the spotback skate, *Atlantoraja castelnaui*. **Marine and Freshwater Research**, v. 63, p. 180 – 188, 2012.
- [13] BARBINI, S. A.; LUCIFORA, L. O. Diet composition and feeding habits of the eyespot skate, *Atlantoraja cyclophora* (Elasmobranchii: Arhynchobatidae), off Uruguay and northern Argentina. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 3, 2016.
- [14] VIANA, A. F.; VIANNA, M. The feeding habits of the eyespot skate *Atlantoraja cyclophora* (Elasmobranchii: Rajiformes) in southeastern Brazil. **Zoologia**, v. 31, n. 2, p. 119 – 125, 2014.
- [15] SCHWINGEL, P. R.; ASSUNÇÃO, R. Hábitos alimentares da raia *Atlantoraja platana* (Günther, 1880) (Elasmobranchii: Rajidae) no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, n. 4, p. 446 – 455, 2009.
- [16] COLLER, N. M. Biología, ecología e explotación de la raya platana *Atlantoraja platana* (Günther, 1880), (Chondrichthyes, Rajidae), del Golfo San Matías. Tese – doctor em ciencias naturales. Facultad. De ciencias naturales y museo – universidad nacional de La Plata. P. 179, 2012.
- [17] BELLEGGIA, M.; MABRAGAÑA, E.; FIGUEROA, D. E.; SCENNA, L. B.; BARBINI, S. A.; ASTARLOA, J. M. D. Food habits of the broad nose skate, *Bathyraja brachyurops* (Condriichthyes, Rajidae), in the south-west Atlantic. **Scientia Marina**, v. 72, n. 4, p. 701 – 710, 2008.
- [18] BRICKLE, P.; LAPTIKHOVSKY, V.; POMPERT, J.; BISHOP, A. Ontogenetic changes in the feeding habits and dietary

overlap between three abundant rajid species on the Falkland Island's shelf. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 83, p. 1119 – 1125, 2003.

[19] SAN MARTIN, M. J.; BRACCINI, J. M.; TAMINI, L. L.; CHIARAMONTE, G. E.; PEREZ, J. E. Temporal and sexual effects in the feeding ecology of the marbled sand skate *Psammobatis bergi* Marini, 1932. **Marine Biology**, v. 151, p. 505 – 513, 2007.

[20] MUTO, E. Y.; SOARES, L. S. H.; GOITEIN, R. Food resource utilization of the skates *Rioraja agassizii* (Müller & Henle, 1841) and *Psammobatis extenta* (Garman, 1913) on the continental shelf off Ubatuba, south-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 217 – 238, 2001.

[21] BRACCINI, J. M.; PEREZ, J. E. Feeding habits of the sand skate *Psammobatis extenta* (Garman, 1913): sources of variation in dietary composition. **Marine and Freshwater Research**, v. 56, p. 495 – 403, 2005.

[22] BARBINI, S.; LUCIFORA, L. O. Feeding habits of the Rio skate, *Rioraja agassizi* (Chondrichthyes: Rajidae), from off Uruguay and north Argentina. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, p. 1175 – 1184, 2011.

[23] MOTTA, N. S.; DELLA-FINA, N.; SOUZA, C. C. A.; RODRIGUES, E. S.; AMORIN, A. F. Analysis of food habits of skate *Rioraja agassizii* (Elasmobranchii, Rajidae) from southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 2, p. 469 – 475, 2016.

[24] ESTALLES, M. L.; PERIER, M. R.; GIÁCOMO, E. E. D. Trophic ecology of the smallnose fanskate *Sympterygia bonapartii* in the San Matías Gulf, northern Patagonia, Argentina. **Ichthyological Research**, v. 63, p. 207 – 217, 2016.

[25] BARBINI, S. A.; LUCIFORA, L. O. Big fish (and a smallish skate) eat small fish: diet variation and trophic level of *Sympterygia acuta*, a medium-sized skate high in the food web. **Marine Ecology**, v. 37, p. 283 – 293, 2016.

[26] BELLEGGIA, M.; ANDRADA, N.; PAGLIERI, S.; CORTÉS, F.; MASSA, A. M.; FIGUEROA, D. E.; BREMEC, C. Trophic ecology of yellownose skate *Zearaja chilensis*, a top predator in the south-western Atlantic Ocean. **Journal of Fish Biology**, v. 88, p. 1070 – 1087, 2016.

[27] LIPEJ, L.; MAVRIC, B.; PALISKA, D.; CAPAPÉ, C. Feeding habits of the pelagic stingray *Pteroplatytrygon violacea* (Chondrichthyes: Dasyatidae) in the Adriatic Sea. **Journal of Marine**

Biological Association of the United Kingdom, v. 93, n. 2, p. 285 – 290, 2013.

[28] VÉRAS, D. P.; JUNIOR, T. V.; HAZIN, F. H. V.; LESSA, R. P.; TRAVASSOS, P. E.; TOLOTTI, M. T.; BARBOSA, T. M. Stomach contents of the pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*) (Elasmobranchii: Dasyatidae) from the tropical Atlantic. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 4, p. 339 – 343, 2009.

[29] REZENDE, G. A.; CAPITOLI, R. R.; VOOREN, C. M. Dieta e morfologia da cabeça, boca e denteição de duas raias simpátricas, *Myliobatis goodei* e *M. ridens* (Batoidea: Myliobatiformes). **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 37, n. 3, p. 255 – 270, 2015.

[30] MOLINA, J. M.; CAZORLA, A. L. Biology of *Myliobatis goodei* (Springer, 1939), a widely distributed eagle ray, caught in northern Patagonia. **Journal of Sea Research**, v. 95, p. 106 – 114, 2015.

[31] COLLINS, A. B.; HEUPEL, M. R.; HUETER, R. E.; MOTTA, P. J. Hard prey specialists or opportunistic generalists? An examination of the diet of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*. **Marine and Freshwater Research**, v. 58, p. 135 – 144, 2007.

[32] SMITH, J. W.; MERRINER, J. V. Food habits and feeding behavior of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, in Lower Chesapeake Bay. **Estuaries**, v. 8, n. 3, p. 305 – 310, 1985.

[33] AKHILESH, K. V.; BINEESH, K. K.; WHITE, W. T.; SHANIS, C. P. R.; HASHIM, M.; GANGA, U.; PILLAI, N. G. K. Catch composition, reproductive biology and diet of the bramble shark *Echinorhinus brucus* (Squaliformes: Echinorhinidae) from the south-eastern Arabian Sea. **Journal of Fish Biology**, 2013.

[34] EBERT, D. A.; COMPAGNO, L. J. V.; COWLEY, P. D. A preliminary investigation of the feeding ecology of Squaloid sharks off the west coast of Southern Africa. **South African Journal of Marine Science**, v. 12, n. 1, p. 601 – 609, 1992.

[35] JONES, B. C.; GEEN, G. H. Food and feeding of Spiny Dogfish (*Squalus acanthias*) in British Columbia Waters. . **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 34, p. 2067-2078, 1977.

[36] LAPTIKHOVSKY, V. V.; ARKHIPKIN, A. I.; HENDERSON, A. C. Feeding habits and dietary overlap in spiny dogfish *Squalus acanthias* (Squalidae) and narrowmouth catshark *Schroederichthys bivius* (Scyliorhinidae). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 81, p. 1015 – 1018, 2001.

[37] ALONSO, M. K.; CRESPO, E. A.; GARCIA, N. A.; PEDRAZA, S. N.; MARIOTTI, P. A.; MORA, N. J. Fishery and ontogenetic driven changes in the diet of the spiny dogfish, *Squalus acanthias*, in Patagonian waters, Argentina. **Environmental Biology of Fishes**, v. 63, p. 193 – 202, 2002.

[38] BRACCINI, J. M.; GILLANDERS, B. M.; WALKER, T. I. Sources of variation in the feeding ecology of the piked spurdog (*Squalus megalops*): implications for inferring predator-prey interactions from overall dietary composition. **Journal of Marine Science**, v. 62, p. 1076 – 1094, 2005.

[39] PETHYBRIDGE, H.; DALEY, R. K.; NICHOLS, P. D. Diet of demersal sharks and chimaeras inferred by fatty acids profiles and stomach content analysis. **Journal of Experimental Marine Ecology and Biology**, v. 409, p. 290 – 299, 2011.

[40] HUH, S.; PARK, J. M.; PARK, S. C.; KIM, J. H.; BAECK, G. W. Feeding habits of 6 shark species in the Southern Sea of Korea. **Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 43, n. 3, p. 254 – 261, 2010.

[41] MARTINHO, F.; SÁ, C.; FALCÃO, J.; CABRAL, H. N.; PARDAL, M. A. Comparative feeding ecology of two elasmobranch species, *Squalus blainville* and *Scyliorhinus canicula*, off the coast of Portugal. **Fishery Bulletin**, v. 110, n. 1, p.71 – 84, 2012.

[42] KOUSTENI, V.; KARACHLE, P. K.; MEGALOFONO, P. Diet and trophic level of the longnose spurdog *Squalus blainville* (Risso, 1826) in the deep waters of the Aegean Sea. **Deep-Sea Research Part I**, v. 124, p. 93 – 102, 2017.

[43] BONICCI, L.; BONELLO, J. J.; SCHEMBRI, P. J. Diet and trophic level of the longnose spurdog, *Squalus blainville* (Risso, 1826) in the 25-nautical mile Fisheries Management Zone around the Maltese Islands. **Regional Studies in Marine Science**, v. 19, p. 33 – 42, 2018.

[44] GALLAND, A. R.; Demographics of *Etmopterus lucifer* (lucifer dogfish). A thesis submitted to the Victoria University of Wellington in fulfilment of the requirements for the degree of Masters of Science ;Victoria University of Wellington 2015.

[45] JAHN, A. E.; HAEDRICH, R. L. Notes on the Pelagic Squaloid Shark *Isistius brasiliensis*. **Biological Oceanography**, v. 5, p. 297 – 309, 1987.

[46] VOGLER, R.; MILESSI, A. C.; QUIÑONES, R. A. Trophic ecology of *Squatina guggenheim* on the continental shelf off Uruguay and northern Argentina. **Journal of Fish Biology**, v. 62, 1254 – 1267, 2003.

[47] CASTRO, J. I. The biology of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, off the Florida east coast and the Bahama Islands. **Environmental Biology of Fishes**, v. 58, p. 1 – 22, 2000.

[48] GELSLEICHTER, J.; MUSICK, J. A.; NICHOLS, S. Food habits of the smooth dogfish, *Mustelus canis*, dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terranova*, and the sand tiger, *Carcharias Taurus*, from the northwest Atlantic Ocean. **Environmental Biology of Fishes**, v. 54, 205 – 217, 1999.

[49] SMALE, M. J. The diet of the ragged-tooth shark *Carcharias taurus* Rafinesque 1810 in the Eastern Cape, South Africa. **African Journal of Marine Science**, v. 27, n. 1, p. 331 – 335, 2005.

[50] PRETI, A.; KOHIN, S.; DEWAR, H.; RAMON, D. Feeding habits of the bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*) sampled from the California-based drift gillnet fishery. **California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations**, v. 49, 2008.

[51] POLO-SILVA, C.; RENDÓN, L.; GALVÁN-MANGAÑA, F. Descripción de la dieta de los tiburones zorro (*Alopias pelagicus*) y (*Alopias superciliosus*) durante la época lluviosa em aguas ecuatorianas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, n. 4, p. 556 – 571, 2009.

[52] PRETI, A.; SMITH, S. E.; RAMON, D. A. Feeding habits of the common thresher shark (*Alopias vulpinus*) sampled from the California-based drift gillnet fishery, 1998-1999. **California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations**, v. 42, 2001.

[53] HUSSEY, N. E.; MCCANN, H. M.; CLIFF, G.; DUDLEY, S. F. J.; WINTNER, S. P.; FISH, A. T. Size-based analysis of diet and trophic position of the White Shark, *Carcharodon carcharias*, in South African Waters. In: DOMEIER, M. L. **Global perspectives on the biology and life history of the White Shark**. CRC Press: New York, 2012.

[54] PORSMOQUER, S. B.; BANARU, D.; BEAREZ, P.; DEKEYSER, I.; FORNELINO, M. M.; BOUDOURESQUE, C. F. Unexpected headless and tailless fish in the stomach content of Shortfin Mako *Isurus oxyrinchus*. **Plos One**, v. 9, n. 2, p. 1 – 6, 2014.

[55] GROENEVELD, J. C.; CLIFF, G.; DUDLEY, S. F. J.; FOULIS, A. J.; SANTOS, J.; WINTNER, S. P. Population structure and biology of shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the south-west Indian Ocean. **Marine and Freshwater Research**, v. 65., p. 1045 – 1058, 2014.

[56] PRETI, A.; SOYKAN, C. U.; DEWAR, H.; WELLS, D.; SPEAR, N.; KOHIN, S. Comparative feeding ecology of shortfin mako, blue and thresher sharks in the California Current. **Environmental Biology of Fishes**, v. 95, p. 127 – 146, 2012.

[57] JOYCE, W. N.; CAMPANA, S. E.; NATANSON, L. J.; KOHLER, N. E.; PRATT JR, H. L.; JENSEN, C. F. Analysis of stomach contents of the porbeagle shark (*Lamna nasus* Bonnaterre) in the northwest Atlantic. **Journal of Marine Science**, v. 59, p. 1263 – 1269, 2002.

[58] BRACCINI, M. J. Feeding ecology of two high-order predators from south-eastern Australia: the coastal broadnose and the deepwater sharpnose sevengill sharks. **Marine Ecology Progress Series**, v. 371, p. 273 – 284, 2008.

[59] EBERT, D. A. Diet of the sixgill shark *Hexanchus griseus* off southern Africa. **South African Journal of Marine Science**, v. 14, n. 1, p. 213 – 218, 1994.

[60] BARNETT, A.; ABRANTES, K.; STEVENS, J. D.; YICK, J. L.; FRUSHER, S. D.; SEMMENS, J. M. Predator-prey relationships and foraging ecology of a marine apex predator with a wide temperate distribution. **Marine Ecology Progress Series**, v. 416, p. 189 – 200, 2010.

[61] LUCIFORA, L. O.; MENNI, R. C.; ESCALANTE, A. H. Reproduction, abundance and feeding habits of the broadnose sevengill shark *Notorynchus cepedianus* in north Patagonia, Argentina. **Marine Ecology Progress Series**, v. 289, p. 237 – 244, 2005.

[62] SANCHÉZ, F.; MARÍ, N. R.; BERNARDELE, J. C. Distribución, abundancia relativa y alimentación de pintarroja *Schroederichthys bivius* Müller & Henle, 1838 en el Océano Atlántico sudoccidental. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 44, n. 2, p. 453 – 466, 2009.

[63] LUCIFORA, L. O.; GARCÍA, V. B.; MENNI, R. C.; ESCALANTE, A. H. Food habits, selectivity, and foraging modes of the school shark *Galeorhinus galeus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 315, p. 259 – 270, 2006.

[64] MORATO, T.; SOLÀ, E.; GRÓS, M. P.; MENEZES, G. Diets of thornback ray (*Raja clavata*) and tope shark (*Galeorhinus galeus*) in the bottom longline fishery of the Azores, northeastern Atlantic. **Fishery Bulletin**, v. 101, n. 3, p. 590 – 602, 2003.

[65] MONTEMARANO, J. J.; HAVELIN, J.; DRAUD, M. Diet composition of the smooth dogfish (*Mustelus canis*) in the waters of Long Island, New York, USA. **Marine Biology Research**, 2016.

[66] MOLINA, J. M.; CAZORLA, A. L. Trophic ecology of *Mustelus schmitti* (Springer, 1939) in a nursery area of northern Patagonia. **Journal of Sea Research**, v. 65, p. 381 – 389, 2011.

[67] BELLEGGIA, M.; FIGUEROA, D. E.; SÁNCHEZ, F.; BREMEC, C. The feeding ecology of *Mustelus schmitti* in the southwestern Atlantic: geographic variations and dietary shifts. **Environmental Biology of Fishes**, v. 95, p. 99 – 114, 2012.

[68] STEVENS, J. D.; MCLOUGHLIN, K. J. Distribution, size and sex composition, reproductive biology and diet of sharks from Northern Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 42, p. 151 – 199, 1991.

[69] SMALE, M. J. Occurrence and feeding of three shark species, *Carcharhinus brachyurus*, *C. obscurus* and *Sphyrna zygaena*, on the Eastern Cape coast of South Africa. **South African Journal of Marine Science**, v. 11, n. 1, p. 31 – 42, 1991.

[70] LUCIFORA, L. O.; GARCÍA, V. B.; MENNI, R. C.; ESCALANTE, A. H.; HOZBOR, N. M. Effects of body size, age and maturity stage on diet in a large shark: ecological and applied implications. **Ecological Research**, v. 24, p. 109 – 118, 2009.

[71] DUFFY, L. M.; OLSON, R. J.; LENNERT-CODY, C. E.; GALVÁN-MAGAÑA, F.; BOCANEGRA-CASTILLO, N.; KUHNERT, P. M. Foraging ecology of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, captured by the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. **Marine Biology**, v. 162, p. 571 – 593, 2015.

[72] BETHEA, D. M.; BUCKEL, J. A.; CARLSON, J. K. Foraging ecology of the early life stages of four sympatric shark species. **Marine Ecology Progress Series**, v. 268, p. 245 – 264, 2004.

[73] HOFFMAYER, E. R.; PARSONS, G. R. Food habits of three sharks species from the Mississippi Sound in the northern Gulf of Mexico. **Southeastern Naturalist**, v. 2, n. 2, p. 271 – 280, 2003.

[74] TUMA, R. E. An investigation of the feeding habits of the Bull Shark, *Carcharhinus leucas*, in the Lake Nicaragua-Rio San Juan System. **Investigations of the Ichthyofauna of Nicaraguan Lakes**, v. 39, p. 533 – 538, 1976.

[75] SNELSON, F. F.; MULLIGAN, T. J.; WILLIAMS, S. E. Food habits, occurrence, and population structure of the Bull Shark, *Carcharhinus leucas*, in Florida coastal lagoons. **Bulletin of Marine Science**, v. 34, n. 1, p. 71 – 80, 1984.

[76] BARRY, K. P.; CONDREY, R. E.; DRIGGERS III, W. B.; JONES, C. M. Feeding ecology and growth of neonate and juvenile

blacktip sharks *Carcharhinus limbatus* in the Timbalier-Terrebone Bay complex, LA, U.S.A. **Journal of Fish Biology**, v. 73, p. 650 - 662, 2008.

[77] CASTRO, J. I. Biology of the blacktip shark, *Carcharhinus limbatus*, off the southeastern United States. **Bulletin of Marine Science**, v. 59, n. 3, p. 508 – 522, 1996.

[78] SIMPFENDORFER, C. A.; GOODREID, A.; MCAULEY, R. B. Diet of three commercially important sharks species from Western Australian waters. **Marine Freshwater Research**, v. 52, p. 975 – 985, 2001.

[79] ELLIS, J. K.; MUSICK, J. A. Ontogenetic changes in the diet of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in lower Chesapeake Bay and Virginia (USA) coastal waters. **Environmental Biology of Fishes**, v. 80, p. 51 – 67, 2007.

[80] SAIDI, B.; BRADAI, M. N.; BOUAIN, A.; CAPAPE, C. Feeding habits of the sandbar shark *Carcharhinus plumbeus* (Chondrichthyes: Carcharhinidae) from the Gulf of Gabes, Tunisia. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 48, p. 139 – 144, 2007.

[81] MCELROY, W. D.; WETHERBEE, B. M.; MOSTELLO, C. S.; LOWE, C. G.; CROW, G. L.; WASS, R. C. Food habits and ontogenetic changes in the diet of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in Hawaii. **Environmental Biology of Fishes**, v. 76, p. 81 – 92, 2006.

[82] LESSA, R.; ALMEIDA, Z. Analysis of stomach contents of the smalltail shark *Carcharhinus porosus* from northern Brazil. **Cybium**, v. 21, n. 2, p. 123 – 133, 1997.

[83] JUNIOR, T. V.; VOOREN, C. M.; LESSA, R. P. Feeding strategy of the night shark (*Carcharhinus signatus*) and scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) near seamounts off northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 2, p. 97 – 104, 2009.

[84] SIMPFENDORFER, C. A.; GOODREID, A. B.; MCAULEY, R. B. Size, sex and geographic variation in the diet of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, from Western Australian waters. **Environmental Biology of Fishes**, v. 61, p. 37 – 46, 2001.

[85] BORNATOWSKI, H.; ROBERT, M. C.; COSTA, L. Dados sobre a alimentação de jovens de tubarão-tigre, *Galeocerdo cuvier* (Péron & Lesueur) (Elasmobranchii, Carcharhinidae), do sul do Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, n. 3, p. 10 – 13, 2007.

[86] PAPASTAMATIOU, Y. P.; WETHERBEE, B. M.; LOWE, C. G.; CROW, G. L. Distribution and diet of four species of carcharhinid shark in the Hawaiian Islands: evidence for resource partitioning and competitive exclusion. **Marine Ecology Progress Series**, v. 320, p. 239 – 251, 2006.

[87] MCCORD, M. E.; CAMPANA, S. E. A quantitative assessment of the diet of the blue shark (*Prionace glauca*) off Nova Scotia, Canada. **Journal of Northwest Atlantic Fishery Science**, v. 32, p. 57 – 63, 2003.

[88] KUBODERA, T.; WATANABE, H.; ICHII, T. Feeding habits of the blue shark, *Prionace glauca*, and salmon shark, *Lamna ditropis*, in the transition region of the Western North Pacific. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 17, p. 111 – 124, 2007.

[89] MARKAIDA, U.; SOSA-NISHIZAKI, O. Food and feeding habits of the blue shark *Prionace glauca* caught off Ensenada, Baja California, Mexico, with a review on its feeding. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 5, p. 977 – 994, 2010.

[90] LOPEZ, S.; BARRIA, P.; MELENDEZ, R. Feeding and trophic relationships of two highly migratory sharks in the eastern south of Pacific Ocean. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 7, n. 1, p. 50 – 56, 2012.

[91] TAGLIAFICO, A.; RAGO, N.; BARANY, M.; RANGEL, S. Biología de *Rhizoprionodon lalandii* (Elasmobranchii: Carcharhinidae) capturado en la pesca artesanal de Isla de Margarita, Venezuela. **Revista de Biología Tropical**, v. 63, n. 4, p. 1091 – 1103, 2015.

[92] BORNATOWSKI, H.; HEITHAUS, M. R.; ABILHOA, V.; CORREA, M. F. M. Feeding of the Brazilian sharpnose shark *Rhizoprionodon lalandii* (Müller & Henle, 1839) from southern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, p. 1 – 5, 2012.

[93] LIMA, G. H. L.; DAROS, F. A.; MAZZOLENI, R.; HOSTIM-SILVA, M. Aspectos da alimentação natural do cação-frango *Rhizoprionodon lalandii* (Valenciennes, 1841) (Elasmobranchii, Carcharhinidae) no município de Barra Velha, Santa Catarina. **Notas Técnicas Facimar**, v. 4, p. 91 – 96, 2000.

[94] SILVA, C. M. L.; ALMEIDA, Z. S. Alimentação de *Rhizoprionodon porosus* (Elasmobranchii: Carcharhinidae) da costa do Maranhão, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 27, n. 2, p. 201 – 207, 2001.

[95] BORNATOWSKI, H.; BRAGA, R. R.; ABILHOA, V.; CORREA, M. F. M. Feeding ecology and trophic comparisons of six shark species in a coastal ecosystem off southern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 85, p. 246 – 263, 2014.

[96] TORRES-ROJAS, Y. E.; HERNÁNDEZ-HERRERA, A.; GALVÁN-MAGAÑA, F.; ALATORRE-RAMIREZ, V. G. Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlán, Mexico. **Aquatic Ecology**, v. 44, p. 301 – 308, 2010.

[97] CESAROTTO, I. Z.; GARRO, A. L.; VARGAS, R. A. La alimentación de tiburones martillo juvenes (*Sphyrna lewini*) capturados en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. **Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras**, v. 39, n. 2, p. 447 – 453, 2010.

[98] ESTUPIÑÁN-MONTAÑO, C.; CEDEÑO-FIGUEROA, L. G.; GALVÁN-MAGAÑA, F. Hábitos alimentarios del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) (Chondrichthyes) en el Pacífico ecuatoriano. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 44, n. 2, p. 379 – 386, 2009.

[99] BUSH, A. Diet and diel feeding periodicity of juvenile scalloped hammerhead sharks, *Sphyrna lewini*, in Kane'ohe Bay, O'ahu, Hawaii. **Environmental Biology of Fishes**, v. 67, p. 1 – 11, 2003.

[100] BORNATOWSKI, H.; COSTA, L.; ROBERT, M. C.; PINA, J. V. Hábitos alimentares de tubarões-martelo juvenes, *Sphyrna zygaena* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae), no litoral sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 213 – 216, 2007.

[101] BORNATOWSKI, H.; SCHWINGEL, P. R. Sobre a alimentação do tubarão-martelo, *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758), capturado por espinhel pelágico no sudeste e sul do Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 42, n. 2, p. 89 – 92, 2009.

Apêndice 3. Tabela com as proporções de cada categoria alimentar na dieta das espécies de tubarões e raias analisadas no presente trabalho. FISH: peixes teleósteos e agnatas; CHON: peixes cartilaginosos; BIR: aves marinhas; REP: répteis marinhos; MAM: mamíferos marinhos; CEPH: cefalópodes; MOL: moluscos (exceto cefalópodes) e moluscos não identificados; CRU: crustáceos decápodos; OCRUST: outros crustáceos (não decápodos) e crustáceos não identificados; POLY: poliquetas e demais vermes marinhos; INV: demais invertebrados.

Espécie	FISH	CHON	BIR	REP	MAM	CEPH	MOL	CR	OCRUST	POLY	INV
<i>P_horkelii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,95	0,03	0,01	0,00
<i>P_percellens</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,70	0,11	0,00	0,00
<i>Z_brevirostris</i>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,35	0,26	0,15
<i>D_tschudii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,02	0,92	0,00
<i>N_brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,94	0,00
<i>A_castelnaui</i>	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>A_cyclophora</i>	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,73	0,00	0,00	0,00
<i>A_platana</i>	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,61	0,25	0,00	0,00
<i>B_brachyurops</i>	0,31	0,06	0,00	0,00	0,00	0,05	0,01	0,08	0,47	0,02	0,00
<i>P_bergi</i>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	0,00	0,09	0,00
<i>P_extenta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,21	0,04	0,00
<i>R_agassizii</i>	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,65	0,12	0,01	0,00
<i>S_bonapartii</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,77	0,03	0,03	0,00
<i>S_acuta</i>	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	0,00
<i>Z_chilensis</i>	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,06	0,01	0,00	0,00
<i>P_violacea</i>	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02	0,05	0,26	0,01	0,01
<i>M_goodei</i>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,04	0,14	0,30	0,00
<i>M_ridens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,35	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>R_bonassus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,70	0,00	0,21	0,09	0,00
<i>E_brucus</i>	0,28	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,69	0,00	0,00	0,00
<i>D_profundorum</i>	0,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>S_acanthias</i>	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,01	0,02	0,00	0,25
<i>S_megalops</i>	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	0,01	0,10	0,01	0,01	0,00
<i>S_blainville</i>	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,02	0,20	0,10	0,00	0,01
<i>E_granulosus</i>	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00
<i>E_lucifer</i>	0,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,16	0,01	0,00	0,00
<i>I_brasiliensis</i>	0,36	0,00	0,00	0,00	0,14	0,48	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
<i>S_guggenheim</i>	0,88	0,01	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02	0,06	0,00	0,01	0,00
<i>G_cirratum</i>	0,91	0,01	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,02	0,00	0,00	0,02
<i>C_taurus</i>	0,68	0,21	0,00	0,00	0,00	0,10	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>A_superciliosus</i>	0,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>A_vulpinus</i>	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>C_carcharias</i>	0,42	0,01	0,00	0,00	0,50	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>I_oxyrinchus</i>	0,56	0,14	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>L_nasus</i>	0,91	0,04	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>H_perlo</i>	0,97	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>H_griseus</i>	0,33	0,19	0,00	0,00	0,10	0,37	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00
<i>N_cepedianus</i>	0,16	0,63	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>S_bivius</i>	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,00	0,23	0,05	0,07	0,02
<i>G_galeus</i>	0,97	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>M_canis</i>	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,46	0,37	0,00	0,00
<i>M_schmitti</i>	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,57	0,01	0,20	0,04
<i>C_brachyurus</i>	0,65	0,16	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>C_brevipinna</i>	0,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02
<i>C_falciformis</i>	0,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>C_isodon</i>	0,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>C_leucas</i>	0,77	0,10	0,01	0,02	0,01	0,00	0,00	0,07	0,01	0,00	0,00
<i>C_limbatus</i>	0,95	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>C_obscurus</i>	0,53	0,03	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>C_plumbeus</i>	0,60	0,02	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,19	0,05	0,00	0,00
<i>C_porosus</i>	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00
<i>C_signatus</i>	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>G_cuvier</i>	0,32	0,13	0,11	0,16	0,08	0,07	0,01	0,13	0,00	0,00	0,00
<i>P_glauca</i>	0,43	0,01	0,00	0,00	0,05	0,30	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00

<i>R_lalandii</i>	0,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>R_porosus</i>	0,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00
<i>S_lewini</i>	0,44	0,01	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,43	0,01	0,00	0,00
<i>S_zygaena</i>	0,49	0,01	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Apêndice 4. Classificação do habitat das espécies analisadas conforme disponibilizado no *FishBase* (FROESE; PAULY, 2018).

Habitat	Espécie
Recifal	<i>Narcine brasiliensis</i>
	<i>Ginglymostoma cirratum</i>
	<i>Carcharias taurus</i>
	<i>Carcharhinus brachyurus</i>
	<i>Carcharhinus brevipinna</i>
	<i>Carcharhinus falciformis</i>
	<i>Carcharhinus leucas</i>
	<i>Carcharhinus limbatus</i>
	<i>Carcharhinus obscurus</i>
	<i>Rhizoprionodon porosus</i>
Batidemersal	<i>Echinorhinus brucus</i>
	<i>Deania profundorum</i>
	<i>Etmopterus granulosus</i>
	<i>Heptranchias perlo</i>
	<i>Hexanchus griseus</i>
Batipelágico	<i>Isistius brasiliensis</i>
Bentopelágico	<i>Myliobatis goodei</i>
	<i>Myliobatis ridens</i>
	<i>Rhinoptera bonasus</i>
	<i>Squalus acanthias</i>
	<i>Etmopterus lucifer</i>
	<i>Galeorhinus galeus</i>
	<i>Carcharhinus plumbeus</i>
	<i>Carcharhinus signatus</i>
<i>Galeocerdo cuvier</i>	
Demersal	<i>Pseudobatos horkelii</i>
	<i>Pseudobatos percellens</i>
	<i>Zapteryx brevirostris</i>

Discopyge tschudii
Atlantoraja castelnaui
Atlantoraja cyclophora
Atlantoraja platana
Bathyraja brachyurops
Psammobatis bergi
Psammobatis extenta
Rioraja agassizii
Sympterygia bonapartii
Sympterygia acuta
Zearaja chilensis
Squalus megalops
Squalus blainville
Squatina guggenheim
Notorynchus cepedianus
Schroederichthys bivius
Mustelus canis
Mustelus schmitti
Carcharhinus isodon
Carcharhinus porosus
Rhizoprionodon lalandii

Pelágico oceânico

Pteroplatytrygon violacea
Alopias superciliosus
Alopias vulpinus
Carcharodon carcharias
Isurus oxyrinchus
Lamna nasus
Prionace glauca
Sphyrna lewini
Sphyrna zygaena
