



UFRGS
UNIVERSIDADE FEDERAL
DO RIO GRANDE DO SUL



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

RODRIGO MACHADO

**RELAÇÕES TRÓFICAS ENTRE MAMÍFEROS MARINHOS COSTEIROS E
A PESCA COMERCIAL NO SUL DO BRASIL**

PORTO ALEGRE

2017

RODRIGO MACHADO

RELAÇÕES TRÓFICAS ENTRE MAMÍFEROS MARINHOS COSTEIROS E
A PESCA COMERCIAL NO SUL DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Biologia Animal.

Área de concentração: Biodiversidade

Orientador: Prof. Dr. Márcio Borges Martins

PORTO ALEGRE

2017

RODRIGO MACHADO

RELAÇÕES TRÓFICAS ENTRE MAMÍFEROS MARINHOS COSTEIROS E
A PESCA COMERCIAL NO SUL DO BRASIL

Aprovada em ____ de _____ de ____.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Murilo Guimarães Rodrigues

Dr. Renato Azevedo Matias Silvano

Dr. David Valença Dantas

Não avalie uma possibilidade. Ou outra. Avalie todas as possibilidades. Sempre, na sua cabeça.

Nenhuma é melhor ou pior que a outra.

Trecho modificado de Game of Thrones

AGRADECIMENTOS

Eu gostaria de agradecer:

A minha esposa (Fabrícia), mãe (Vera) e irmã (Camila) que são as pessoas que me deram todo o apoio possível e impossível para que eu estivesse aqui hoje. Depois de todas as dificuldades que passamos sem dúvida esta conquista é de vocês também.

Gostaria de agradecer profundamente aos meus amigos e colegas de Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul. Sem dúvida a oportunidade que o Gemars me deu em 2002 foi a primeira grande oportunidade profissional e tenho muito a agradecer ao grupo, em especial a Lari, Paulo, Dani, Márcio, Jana, Federico, Luquinhas. E a todos os pesquisadores e estagiários que passaram pelo Gemars ao longo de seus mais de 25 anos, e que contribuíram de alguma forma para a execução do trabalho e da minha formação.

Gostaria de agradecer o apoio logístico que o Ceclimar deu ao longo de muitos anos ao Gemars, que foi fundamental para o desenvolvimento do presente trabalho.

Pelo empréstimo de material biológico, gostaria de agradecer ao Museu de Ciências Naturais (MUCIN) do Ceclimar, em nome de seu curador o senhor Me. Mauricio Tavares.

Aos profs Manuel Haimovici e Luiz Gustavo Cardoso, pelas dicas e principalmente pelos dados que foram fundamentais para a construção do presente trabalho.

Gostaria de agradecer ao Prof. Eduardo Secchi, pelas inúmeras conversas e dicas desde o início, quando o tema de tese era apenas uma ideia.

Ao meu amigo Pablo Denuncio e a Ale Romero pelas conversas e dicas importantes sobre ecologia trófica.

A Danielle Franco e principalmente a profa Helena Romanwski pelas dicas e ajudas quanto as análises dos índices de Riqueza e diversidade.

Gostaria de agradecer a profa. Maria João por me acolher em seu laboratório durante os anos de desenvolvimento da tese e a todos os colegas e amigos que fiz lá.

As contribuições das profs Maria João e Clarice Fialho durante o acompanhamento do desenvolvimento da tese.

A Fabrícia e Ana Pont pela ajuda na elaboração da coleção de referência de otólitos desenvolvida, ainda lá em 2011/2012.

Ao Prof. Dr. Santiago Montealegre Quijano pela identificação dos elasmobrânquios, a Dra. Roberta Aguiar do Santos pelos ensinamentos na identificação dos cefalópodes, a o Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba e a Profa. Dra. Maria Claudia Malabarba pela identificação dos Tetraodontiformes.

Gostaria de agradecer as pessoas que ajudaram nas triagens dos estômagos, em especial ao Bernardo, Gabriel Zilli, Suhyen, Anna e principalmente ao Luquinhas que triou muitos estômagos e analisou algumas estruturas em seu Tcc. E a Gabi Haubert que foi fundamental nesta reta final com um auxílio importantíssimo para o desenvolvimento do trabalho.

A Fabrícia pela grande ajuda nos ajustes finais da tese.

A banca desta tese, Prof. Dr. David V. Dantas e o Prof. Dr. Renato Silvano e o Dr. Murilo Guimarães, por terem aceitado o convite e pelas excelentes contribuições.

Eu não poderia deixar de agradecer a todas as instituições que vem financiando os projetos de pesquisa do Gemars nos últimos 25 anos, como o Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA-MMA), Fundação Grupo Boticário de Proteção a Natureza (O Boticário), Fundação Oswaldo Cruz (FIOcruz), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Yaqu Pacha Foundation e Cetacean Society International, Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (Funbio), bem como, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela bolsa concedida.

A todas as outras pessoas que não foram citadas aqui, mas que de alguma forma fizeram parte desta construção.

E por fim, ao Prof Márcio, que me acolheu no meio do desenvolvimento do doutorado, aceitou o desafio e que sem dúvida contribui muito para o desenvolvimento da tese. Obrigado professor!!

Muito Obrigado!!!

TRABALHOS PUBLICADOS DURANTE O DESENVOLVIMENTO DA TESE

PUBLICAÇÕES RELACIONADAS COM A TESE

DENUNCIO, P., MANDIOLA, A.M., SALLES, S.B.P., **MACHADO, R.**, OTT, P. H., OLIVEIRA, L. R., RODRIGUEZ, D.H. Marine debris ingestion by the South American Fur Seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 122, p. 420-425. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.013>

DENUNCIO, P., PASO-VIOLA, M.N., MACHOVSKY-CAPUSKA, G.E., RAUBENHEIMER, D., BLASINA, G., **MACHADO, R.**, POLIZZI, P., GERPE, M., CAPPOZZO, H.L., RODRIGUEZ, D.H. Population variance in prey, diets and their macronutrient composition in an endangered marine predator, the Franciscana dolphin. *Journal of Sea Research* DOI: 10.1016/j.seares.2017.05.008, 2017.

MILMANN, L.C., DANILEWICZ, D., **MACHADO, R.**, SANTOS R. A., OTT, P. H. Feeding ecology of the common bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil: analyzing its prey and the **potential overlap with fisheries**. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 64, p. 415-422, 2016.

MACHADO, R., OTT, P. H., MORENO, I. B., DANILEWICZ, D., TAVARES, M., CRESPO, E. A., SICILIANO, S., OLIVEIRA, L. R. Operational interactions between South American sea lions and gillnet fishing in southern Brazil. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*. v.26, p.108–120, 2016.

PONT A.C., MARCHINI S., ENGEL M.T. **MACHADO R.**, OTT P.H., CRESPO H.A. COSCARELLA M., DALZUCHIO, M.S. OLIVEIRA, L.O. The human dimension of the conflict between fishermen and South American sea lions in southern Brazil. *Hydrobiologia*. v. 525, p.261-272, DOI 10.1007/s10750-015-2576-7, 2016.

DRAGO, M., FRANCO-TRECU, V., ZENTENO, L., SZTEREN, D, CRESPO, E.A., RIET-SAPRIZA, F.G., OLIVEIRA, L.R., **MACHADO, R.**, INCHAUSTI, P., CARDONA, L. Sexual foraging segregation in South American sea lions increases during the pre-breeding period in the Río de la Plata plume. *Marine Ecology. Progress Series (Halstenbek)*, v.525, p.261 - 272, 2015.

MACHADO, R., OLIVEIRA, L.R., MONTEALEGRE-QUIJANO, S. **Incidental catch** of South American sea lion in a pair trawl off southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*. v.10, p.43 - 47, 2015

DEMAIS PUBLICAÇÕES

MACHADO, R., DALA-CORTE, R.B., CARVALHO-NETO, P., SILVA, E.B., OTT, P.H. Ocorrência de peixes não-nativos no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Eletrônica Científica da UERGS*. v.1, n.1, p.36 - 42, 2015.

MOURA, J.F., ACEVEDO-TREJOS, E., TAVARES D.C., MEIRELLES, A.C.O. SILVA, C.P.N., OLIVEIRA, L.R., SANTOS, R.A., WICKERT, J.C., **MACHADO, R.**, SICILIANO, S., MERICO, A. Stranding Events of *Kogia* Whales along the Brazilian Coast. *Plos One* DOI: 10.1371/journal.pone.0146108 – 2016.

HORN, T.S., **MACHADO, R.**, WEISS, C.V.C., GIORA, J., MALABARBA, L.R. Analysis of an astounding aggregation of *Ranzania laevis* (**Molidae: Actinopterygii**) in the Southwestern Atlantic. *Journal of Fish Biology* DOI:10.1111/jfb.13119 – 2016

ENGEL, M.T., MARCHINI, S., PONT, A.C., **MACHADO, R.**, OLIVEIRA, L.R. Perceptions and attitudes of **stakeholders towards** the Wildlife Refuge of Ilha dos Lobos, a Marine Protected Area in Brazil. *Marine Policy*., v.45, p.45 - 51, 2014.

LEAL, M.E., SCHULZ, U.H., LEHMANN, P., **MACHADO, R.**, OTT, P.H. First Record of Partial Albinism in two **Catfish Species of Genidens (Siluriformes: Ariidae)** in an Estuary of Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology (Impresso)*., v.56, p.237-240, 2013.

ABREU, M., **MACHADO, R.**, BARBIERI, F., FREITAS, N. S., OLIVEIRA, L.R. Anomalous colour in Neotropical mammals: a review with new records for *Didelphis* sp. (Didelphidae, Didelphimorphia) and *Arctocephalus australis* (Otariidae, Carnivora). *Brazilian Journal of Biology (Online)*. v.73, p.185 - 194, 2013.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1: Introdução geral.

Figura 1: Espécies de mamíferos marinhos analisados no presente estudo. A - *Arctocephalus australis* (foto R. Machado); *Otaria flavescens* (foto R. Machado); C *Pontoporia blainvillei* (foto R. Machado); *Tursiops truncatus* (foto acervo Gemars); *Tursiops gephyreus* (foto F. Sucunza). 47

Figura 2: Desembarques anuais registados no Rio Grande no sul do Brasil pela pesca industrial realizada na plataforma continental e pela pesca artesanal no estuário da Lagoa de Patos entre 1945 e 2011 (Haimovici & Cardoso 2016). 48

Figura 3: Embarcações típicas de emalhe oceânico (A, embarcação maior), costeiro (A, embarcação menor), cerco (B) e arrasto de tangone que operam na região sul do Brasil (Fotos R. Machado). 49

Figura 4: Número total de barcos e desembarques agrupados das seis pescarias monitoradas no presente estudo (emalhes costeiro e oceânico, cerco e arrastos de parelha, de tangones e simples) frota sediada no porto de Rio Grande entre os anos de 1993 e 2011..... 50

Figura 5: Área de estudo: monitoramento de praia para a coleta dos mamíferos marinhos, prospecção pesqueiros e pesca no norte de influência da Convergência Subtropical do Oceano Atlântico. 50

Capítulo 2: Sobreposição trófica entre mamíferos marinhos e pescarias no sul do Brasil

- Figura 1:** Área de monitoramento de praia para a coleta dos mamíferos marinhos, prospecção pesqueiros e pesca no norte de influência da Convergência Subtropical do Oceano Atlântico. 79
- Figura 2.** Índice de Eletividade de Jacobs' (D) das cinco espécies de mamíferos marinhos analisados no presente estudo no sul do Brasil. Linha pontilhada ($D > 0,20$) indica que a presa é selecionada pelo predador (presa preferencial) (Hayward et al., 2011). 80
- Figura 3:** Curva cumulativa de espécies de presas (Riqueza de presas) na dieta das cinco espécies mais abundantes de mamíferos marinhos no sul do Brasil. 81
- Figura 4:** Importância das diferentes presas (%IIR) de acordo com seus grupos ecológicos na dieta das cinco espécies mais abundantes de mamíferos marinhos no sul do Brasil. 81
- Figura 5:** Índice de Sobreposição Específica (SO) entre na dieta das cinco espécies mais abundantes de mamíferos marinhos no sul do Brasil e as seis atividades pesqueiras analisadas no presente estudo. Valores a esquerda representam a curva de utilização dos recursos alimentares dos mamíferos marinhos que se sobrepõem as curvas de exploração dos recursos pesqueiros pelas pescarias. Valores a direita representam a curva de utilização dos recursos pesqueiros das pescarias que se sobrepõem a curva de utilização dos recursos alimentares dos mamíferos marinhos. 82
- Figura 6:** Análise de Correspondência (CA) para interações entre os recursos, mamíferos marinhos e as atividades pesqueiras. Associação de *Pontoporia blainvillei* com *Doryteuthis* spp. e *Stelifer* spp. (elipse cinza); *Arctocephalus australis*, *Tursipos gephyreus* e *Tursipos truncatus* com *Trichiurus lepturus* (elipse verde); *Tursipos gephyreus* e *Tursipos truncatus* com *Mugil liza* e Tetraodontiformes (elipse azul); *Otaria flavescens*, emalhe costeiro, emalhe oceânico, arrasto de parelha e arrasto simples com *Cynoscion guatucupa*, *Micropogonia furnieri*, *Macrodon atricauda* e *Umbrina canosai* (elipse vermelha); arrasto de tangones com *Artemesia longinaris*, *Pleoticus muelleri* e *Paralichthys* spp. (elipse preto); pesca de cerco com *Mugil liza*, *Pomatomus saltatrix*, *Scomber japonicus* e *Trachurus lathami* (elipse amarela). *Doryteuthis* spp. (Dr. spp), *Stelifer* spp. (St. spp), *Trichiurus lepturus* (T.lep), *Mugil liza* (M.liz), *Tetraodontifoeme*

(Tet), <i>Cynoscion guatucupa</i> (C.gua), <i>Micropogonia furnieri</i> (M.fur), <i>Macrodon atricauda</i> (M.atr), <i>Umbrina canosai</i> (U.can), <i>Artemesia longinaris</i> (A.lon), <i>Pleoticus muelleri</i> (P.mue), <i>Paralichthys spp</i> (Pa.spp), <i>Pomatomus saltatrix</i> (P.sal), <i>Scomber japonicus</i> (S.jap), <i>Trachurus lathami</i> (T.lat), <i>Paralonchurus brasiliensis</i> (P.bra), <i>Menticirrhus sp.</i> (Me.sp), <i>Cynoscion jamaicensis</i> (C.jam), <i>Pogonias cromis</i> (P.cro), <i>Urophycis brasiliensis</i> (U.bra), <i>Genidens sp.</i> (Ge.sp), <i>Prionotus sp.</i> (Pr.sp), <i>Squatina sp.</i> (Sq.sp), <i>Porichthys porosissimus</i> (P.por), <i>Merluccius hubbsi</i> (M.hub), <i>Octopus sp.</i> (Oc.sp).	83
--	----

Capítulo 3: Changes in the feeding ecology of South American sea lion evidence the effects of excessive fishing over the trophic ecology of marine top predators in southern Brazil

Figure 1. Study area. Coverage of monitored beaches for stranded South American sea lions (<i>Otaria flavescens</i>), fish prospects and fisheries in the subtropical western South Atlantic Ocean.	123
---	-----

Figure 2. Jacobs' Electivity Index (<i>D</i>) of preys ingested by the South American sea lion (<i>Otaria flavescens</i>) in Southern Brazil. Dotted line ($D > 0.20$) indicate that a given prey is selected by the predator (preferential prey) (Hayward et al., 2011).	123
---	-----

Figure 3. Comparison of mean values ($p = 0.033$) of Schoener trophic niche overlap indexes between the South American sea lion (<i>Otaria flavescens</i>) and six fisheries over the two decades assessed in the present study in Southern Brazil.	124
---	-----

Figure 4. Cumulative number of species preyed by the South American sea lion (<i>Otaria flavescens</i>) in Southern Brazil. Dotted line indicated confidence interval (95%).....	124
---	-----

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1: Introdução geral.

Tabela 1. Principais recursos pesqueiros desembarcados no porto de Rio Grande entre os anos de 1999 a 2001. É a presentedo a produção pesqueira em porcentagem (%). As principais espécies nas capturas estão indicadas em preto, espécies frequentes e ocasionalmente abundantes em cinza e pouco frequentes ou ausentes estão indicadas em branco (dados extraídos e modificados de Haimovici et al 2006). 48

Capítulo 2: Sobreposição trófica entre mamíferos marinhos e pescarias no sul do Brasil

Não há tabelas no corpo do capítulo 2.

Capítulo 3: Changes in the feeding ecology of South American sea lion evidence the effects of excessive fishing over the trophic ecology of marine top predators in southern Brazil

Table 1. Diet composition of the South American sea lion (*Otaria flavescens*) at the northern limits of its distribution in the subtropical western South Atlantic Ocean. Ecological groups (EG): D/B = demersal and benthic, P = pelagic, BP/DP = benthic-pelagic and demersal-pelagic. *D* = Jacobs' Electivity Index. *N* = total number of prey. %*FN* = Numeric frequency. %*FO* = Frequency of occurrence. %*M* = Percentage of biomass contribution. %*E* = Percentage of energetic contribution. %*IRI* = Percentage of index of relative importance. NA not evaluate. 120 e 121

Table 2: Models that better explain the consumption of the main prey categories of the South American sea lion (*Otaria flavescens*) at the northern limits of its distribution in the subtropical western South Atlantic Ocean. AIC: Akaike information criteria; *w*: Akaike weights; Standard errors are between parentheses. Periods: 1993-2003 versus 2004-2014; Seasons (summer/autumn and winter/spring) and ontogenetic categories (Juveniles and Adults). 122

Table 3: The Schoener trophic niche overlap indexes between the South American sea lions (*Otaria flavescens*) and the six fisheries over the two decades assessed in the present study in Southern Brazil. 122

Table 4: Comparison of the total lengths (mm) of the prey consumed by the South American sea lion (*Otaria flavescens*) in the two decades of study in southern Brazil. Key to abbreviations: No = Number, Min. = Minimum, Max. = Maximum. 122

LISTA DE APÊNDICES (Material Suplementar)

Capítulo 1: Introdução geral.

Não há material suplementar no corpo do capítulo 1.

Capítulo 2: Sobreposição trófica entre mamíferos marinhos e pescarias no sul do Brasil

Tabela 1: Presas encontradas nos estômagos das cinco espécies de mamíferos marinhos analisados no presente estudo no sul do Brasil. Separados por espécies e agrupados com todos os mamíferos juntos. Grupos ecológicos (GE): D/B = demersais e bentônicos, P = pelágicos, BP/DP = bento-pelágicos/demerso- pelágicos. D = Índice de Eletividade de Jacobs. M = Biomassa estimada por presa. $\%FM$ = Porcentagem de contribuição de biomassa. $\%IIR$ = Porcentagem índice de importância relativa. 84 a 86

Tabela 2: Sobreposição trófica entre os mamíferos marinhos e as atividades pesqueiras no sul do Brasil. GO : índice de sobreposição general, GOa : índice de sobreposição general ajustado, V : valor do teste estatístico, gl : graus de liberdade, $SOik$: índice de sobreposição específico do grupo i sobre o grupo k , U : valor do teste estatístico. Ranking: aponta as sobreposições mais altas e baixas (ordem crescente) na probabilidade da curva de amplitude de nicho dos mamíferos se sobrepor com a curva de amplitude de exploração dos recursos pesqueiros (ranking 1) e vice-versa (ranking 2). 87 a 88

Figura 1: Distribuição da frequência relativa do comprimento total (mm) dos peixes importantes para o leão-marinho sul-americano (*Otaria flavescens*) e para cinco atividade pesqueiras importante no sul do Brasil. 89 a 90

Figura 2: Distribuição da frequência relativa do comprimento total (mm) dos peixes importantes para a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e para cinco atividade pesqueiras importante no sul do Brasil. 91

Figura 3: Distribuição da frequência relativa do comprimento total (mm) dos peixes importantes para o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e o boto-de-Lahille (*Tursiops gephyreus*) e para seis atividade pesqueiras importante no sul do Brasil. 92

Capítulo 3: Changes in the feeding ecology of South American sea lion evidence the effects of excessive fishing over the trophic ecology of marine top predators in southern Brazil

Table I: Energetic information used to estimate the energetic contribution of each prey species in the South American sea lion's diet (*Otaria flavescens*) at the northern edge of your distribution in the subtropical Western South Atlantic Ocean. kj/g1 = energetic value. 125

Figure I. Comparison of size frequency distribution of main species of teleosts preyed by the South American sea lion (gray bars) and captured by the bottom trawls fishing prospects (black bars) in southern Brazil, subtropical western South Atlantic Ocean. . 126

LISTA DE ANEXOS

Anexo I: Mamíferos marinhos analisados no presente estudo. GEMARS exemplares tombados na coleção científica do Grupo de Estudos de Mamíferos aquáticos do Rio Grande do Sul. MUCIN exemplares cedidos pelo Museu de Ciências Naturais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. * exemplares Jovens; ** exemplares adultos..... 130 a 132

Anexo II: Dados de biomassa das capturas das seis atividades pesqueiras (emalhe costeiro, emalhe oceânico, cerco, arrasto de parelha, arrasto simples e arrasto de tangones) desembarcadas em Rio Grande de foram utilizados no presente estudo (Ibama/Ceperg 1993 -2011). 133 e 134

Anexo III: Guia de otólitos. Este guia foi elaborado a partir da coleta de exemplares das espécies ocorrentes na área de estudo e capturados pela atividade pesqueira acompanhada nos portos de Imbé e Passo de Torres. O guia é composto por 25 espécies de teleósteos. Além do nome científico e do nome popular de cada espécie, são apresentadas, informações como os caracteres morfométricos dos peixes (comprimento total – CT e massa) e dos otólitos *sagitta* esquerdo (comprimento total – CO e largura total – LO), como também a foto de cada otólito. Os peixes estão organizados por família. As informações consultadas na presente coleção de referência foram extraídas do site Fishbase (<http://www.fishbase.org/search.php>). 135 a 143

Anexo IV: Equações de regressão utilizadas para a reconstrução do comprimento total (TL) e a biomassa (WT) dos peixes e o comprimento do manto (ML) e a biomassa dos cefalópodes (WL) das presas do leão-marinho-sul-americano (*Otaria flavescens*) no litoral norte-médio do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil. r^2 = coeficiente de regressão, N = número de indivíduos medidos para a construção das equações. 144 e 145

SUMÁRIO

Capítulo 1: Introdução Geral	20
Introdução	20
Mamíferos Marinhos	20
A pesca no sul do Brasil	24
Conflitos entre mamíferos marinhos e pescarias	27
Objetivo	30
Objetivos específicos	30
Materiais e Método	31
Área de estudo	31
Coleta dos dados	31
Análise de dados	32
Referências	39
Capítulo 2: Sobreposição trófica entre mamíferos marinhos e pescarias no sul do Brasil	51
Introdução	53
Material e métodos	56
Área de estudo	56
Seleção dos mamíferos marinhos	56
Coleta dos dados	57
Análise de dados	58
Resultados	62
Ecologia alimentar dos mamíferos marinhos	62
Relações tróficas dos mamíferos marinhos com as pescarias	63
Discussão	65
Referências	72
Material Suplementar	84
Capítulo 3: Changes in the feeding ecology of South American sea lion evidence the effects of excessive fishing over the trophic ecology of marine top predators in southern Brazil	93
Introduction	95
Material and methods	97
Study area and data collection	97
Data analysis	99
Results	103
Prey selectivity and general diet composition	103
Seasonal, ontogenetic and prey habits variation on the diet	104
Niche overlap and interdecadal variation on the diet	105
Discussion	106
Prey selectivity and general diet composition	106
Seasonal, ontogenetic and prey habits variation on the diet	108
Niche overlap and interdecadal variation on the diet	109
References	112
Supplementary Data	125
Capítulo 4: Conclusão	127
Anexos	130

RESUMO

A presente tese tem como tema de investigação as relações tróficas dos mamíferos marinhos costeiros com a pescaria comercial no sul do Brasil. A área de estudo abrangeu a área norte de influência da Convergência Subtropical do Oceano Atlântico, que se estende desde o Uruguai ao Farol de Santa Marta Grande, Laguna, no sul do Brasil. Nesta região há a interação entre a Corrente do Brasil e a Corrente das Malvinas e o grande aporte de água doce das bacias hidrográficas do Rio de La Plata e do sistema Patos-Mirim, tornando esta região uma importante área de criação e alimentação para inúmeros organismos marinhos. Consequentemente, se torna uma região com grande potencial pesqueiro e de importância para a alimentação de inúmeros predadores de topo. Para a análise da dieta, estômagos de 229 animais encontrados mortos na praia foram coletados entre as localidades de Torres e o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, em Tavares entre os anos de 1993 a 2016. Os dados de biomassa das capturas de seis atividades pesqueiras (emalhe costeiro, emalhe oceânico, cerco, arrasto de parelha, arrasto simples e arrasto de tangones) foram extraídos dos relatórios de desembarques entre os anos de 1993 e 2011 do Centro de Pesquisa e Gestão dos Recursos Pesqueiros Lagunares e Estuarinos (Ibama/Ceperg 1993 – 2011). Estas atividades pesqueiras operam regulamente entre as localidades de Laguna e Chuí. Além de uma introdução geral (capítulo 1 - as referências deste capítulo estão formatadas de acordo com as normas do periódico *Fish and Fisheries*) esta tese apresenta mais dois capítulos: o segundo aborda as sobreposições tróficas entre mamíferos marinhos e as pescarias no sul do Brasil (as referências deste capítulo estão formatadas de acordo com o periódico *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*); o terceiro capítulo demonstra que a excessiva pressão pesqueira nas últimas décadas no sul do Brasil afetou a ecologia alimentar de *Otaria flavescens* na região (as referências deste capítulo estão de acordo com o periódico *Fish and Fisheries*). O segundo capítulo está sendo preparado para a submissão no periódico *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. O capítulo três da tese está sendo preparando para a submissão no periódico *Fish and Fisheries*.

Palavras-chave: *Otaria flavescens*; *Arctocephalus australis*; *Pontoporia blainvillei*; *Tursiops truncatus*; *Tursiops geophysus*; Interação com a pesca; Sobreposição trófica; Sobre-pesca;

ABSTRACT

The present thesis aims to investigate the trophic relations between the coastal marine mammals and the commercial fishery in Southern Brazil. The study area encompassed the northern area of the influence of the Subtropical Convergence Zone of the Atlantic Ocean that extends from Uruguay to the Santa Marta Grande Cape, municipality of Laguna, Southern Brazil. In this region there is an interaction between the Brazil Current and the Malvinas Current and the contribution of freshwater from the large hydrographic basins of the La Plata River and the Patos-Mirim system, making this region an important breeding and feeding area for several marine organisms. Consequently, this becomes an area of high fishery potential and of great importance as feeding resource for several top-chain predators. For the diet analysis of marine mammals the stomachs of 229 dead animals found stranded on beaches were collected between the municipality of Torres and the Lagoa do Peixe National Park, at the municipality of Tavares, between 1993 and 2016. Biomass data of captures on six fishing activities (Coastal Gillnet, Oceanic Gillnet, Purse Seine, Pair Trawl, Bottom Trawl and Double-rig Trawl) were extracted from the landing reports of the federal fishery research center in Rio Grande from 1993 to 2011 (Ibama/Ceperg 1993 – 2011). These fishing activities operate regularly between the municipalities of Laguna and Chuí. In addition to a general introduction (Chapter 1 – references of this chapter are formatted according to the guidelines of the journal *Fish and Fisheries*), this thesis presents two other chapters: the second addresses the trophic overlap between marine mammals and fisheries in Southern Brazil (references of this chapter are formatted according to the guidelines of the journal *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*); the third chapter demonstrates that the excessive fishing pressure over the last decades in Southern Brazil has affected the feeding ecology of the *Otaria flavescens* in this region (references of this chapter are formatted according to the guidelines of the journal *Fish and Fisheries*). The second chapter is under preparation for submission to the journal *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. The third chapter is under preparation for submission to the journal *Fish and Fisheries*.

Key-words: *Otaria flavescens*; *Arctocephalus australis*; *Pontoporia blainvillei*; *Tursiops truncatus*; *Tursiops gephyreus*; Fishing Interaction; Trophic overlap; Overfishing

Introdução Geral

Introdução

Mamíferos marinhos

Mamíferos marinhos são representados por animais aquáticos ou semiaquáticos que estão inseridos em três ordens distintas Cetartiodactyla (Cetáceos - golfinhos e baleias), Carnivora (pinípedes - lobos, leões-marinhos, focas e elefantes-marinhos) e Sirenia (manatis e peixe-boi) (Rice, 1998; Jefferson et al., 2007; Perrin et al., 2009), não formando um grupo monofilético, tendo linhagens evolutivas separadas, a partir de diferentes grupos de mamíferos terrestres (Jefferson et al., 2007). Estão entre os grupos de mamíferos que sofreram maiores adaptações morfofisiológicas no processo adaptativo ao meio aquático (Bastida et al., 2007). De um modo geral, são considerados predadores de topo de cadeia alimentar, predando sobre uma grande variedade de presas que podem variar de pequenos crustáceos a lulas gigantes e até mesmo outras espécies de mamíferos marinhos (Pauly et al., 1998; Barros & Clarke, 2009). Porém, de um modo geral, a maioria das espécies predam peixes e cefalópodes, para isso, estes predadores utilizam distintas estratégias de forrageio (Heithaus & Dill, 2009).

Atualmente, cerca de 130 espécies de mamíferos marinhos são reconhecidas. As espécies são bem adaptadas a diferentes habitats, ocupando uma grande variedade de ecossistemas, podendo ser encontradas desde zonas temperadas a polares, incluindo regiões de água doce, costeiras de baixa profundidade e pelágicas profundas (Rice, 1998; Jefferson et al., 2007; Perrin et al., 2009). No Brasil são registradas cerca de 55 espécies, sendo que 42 destas ocorrem no extremo sul do país (Ott et al., 2009, 2013; Oliveira et al., 2013). Esta alta riqueza de espécies encontrada na região sul do Brasil está intimamente relacionada com a zona de convergência subtropical (Ott et al., 2009), onde as zonas costeiras e oceânicas estão sob influência da circulação de águas temperadas provenientes do sul vinculadas à Corrente Marinha das Malvinas e do norte por águas tropicais vinculadas à Corrente Marinha do Brasil (Seeliger et al., 1998). A interação entre a Corrente Marinha do Brasil e a Corrente das Malvinas e o grande aporte de água doce

das bacias hidrográficas do Rio de La Plata e do sistema Patos-Mirim (Seeliger & Odebrecht, 1998), tornam esta região uma importante zona biogeográfica para a criação e alimentação de inúmeros organismos marinhos (Seeliger & Odebrecht, 1998).

Apesar da alta riqueza de espécies na região sul do Brasil, muitas são oceânicas e difíceis de serem encontradas e estudadas. Neste sentido, a maioria dos estudos com mamíferos marinhos na região se referem a espécies costeiras, devido à facilidade de encontro dos animais mortos encalhados nas praias. Entre estas podemos destacar duas espécies de pinípedes, o lobo-marinho sul-americano (*Arctocephalus australis* – figura A) e o leão-marinho sul-americano (*Otaria flavescens* – figura B) e entre os cetáceos, a toninha (*Pontoporia blainvillei* – figura C), o golfinho-mariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus* – figura D) e o boto de Lahille (*Tursiops gephyreus* – figura E).

Arctocephalus australis – No Oceano Atlântico sul-ocidental *A. australis* se distribui desde o sul do Brasil até a Terra do Fogo, na Argentina até o sul do Brasil (e.g. Vaz-Ferreira, 1982; Bastida et al., 2008), existindo registros nas regiões sudeste e nordeste do país (e.g. Moura et al., 2011; Siciliano et al., 2016; Mayorga et al., 2016). No Brasil não existem colônias reprodutivas de *A. australis*, contudo anualmente animais de todas as fases do desenvolvimento ontogenético são encontrados na região sul do país, sendo os jovens os mais abundantes. Acredita-se que os espécimes de *A. australis* ocorrentes no Brasil sejam oriundos das colônias reprodutivas do Uruguai (Pinido, 1990). No passado, a principal ameaça a conservação da espécie foi a caça para a comercialização da pele e genitália (machos), a qual se encerrou em 1991 (Ponce de León, 2000). Atualmente a espécie encontra-se listada no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Selvagens (CITES). A população do Uruguai (Uruguai-Brasil) encontra-se em recuperação, com um crescimento anual entorno de 1,5% e com cerca de 130.000 indivíduos.

Otaria flavescens – No Oceano Atlântico sul-ocidental a espécie se distribui desde o sul do Brasil até o Cabo Horn (55°58'S; 67°16'W) no extremo sul da América do Sul (Vaz-Ferreira, 1982; Bastida et al., 2007). Assim como *A. australis*, não existem colônias reprodutivas de *O. flavescens* no Brasil, contudo a espécie é encontrada todos os anos na região, sendo Torres e águas adjacentes o limite norte de sua distribuição (Rosas et al 1994; Machado et al., 2016). A população ocorrente no Brasil é predominantemente composta por machos de todas as fases do desenvolvimento ontogenético (Rosas et al., 1994; Sanfelice et al., 1999). Acredita-se que os espécimes de *O. flavescens* ocorrentes no Brasil sejam oriundos das colônias reprodutivas do Uruguai (Pinido, 1990). A

população total da espécie no Oceano Atlântico sul-ocidental está estimada em aproximadamente 500.000 indivíduos (Crespo et al., 2012). Atualmente *O. flavescens* é listada pela União Internacional para a Conservação da Natureza com “menor preocupação” de conservação (*Least Concern* - LC) (Cárdenas-Alayza et al., 2016). No entanto, algumas evidências sugerem que a população uruguaia (Uruguai-Brasil) esteja declinando a uma taxa anual de 2,0%, com um total estimado de 12.000 a 13.000 indivíduos (Páez, 2005). Assim, *O. flavescens* está listada como uma das espécies com maior prioridade de conservação no Uruguai (Soutullo et al., 2009). Apesar das causas deste declínio da população serem desconhecidos, acredita-se que possa estar relacionado com as suas interações com as atividades de pesca (Crespo et al., 2012; Cardenas-Alayza et al., 2016).

Pontoporia blainvillei – A toninha ou franciscana é endêmica do Oceano Atlântico sul-ocidental, ocorrendo desde Itaúnas (18°25’S; 39°42’W), estado do Espírito Santo (Siciliano, 1994), até Golfo Nuevo (42°35’S; 64°48’W), província de Chubut, Argentina (Crespo et al., 1998). Ao longo de sua distribuição a espécie é dividida em quatro unidades de manejo (FMAs – *Franciscana Management Areas*), criadas com base em informações bioecológicas (e.g. distribuição geográfica, contaminantes, carga parasitaria, taxas vitais e informações fenotípicas e genotípicas) (Secchi et al., 2003): Área de Manejo I (FMA I), se estende do Espírito Santo e Norte do Rio de Janeiro; Área de Manejo II (FMA II) de São Paulo e Santa Catarina; Área de Manejo III (FMA III) no Rio Grande do Sul e Uruguai; e Área de Manejo IV (FMA IV) na Argentina). É uma espécie costeira ocorrendo principalmente até os 30 metros de profundidade. O principal problema de conservação de *P. blainvillei* (vulnerável – VU – IUCN, Reeves et al 2012) são as capturas acidentais na pesca de emalhe costeiro ao longo de toda a sua área de distribuição (Ott et al., 2002; Secchi et al., 2003). Em 2004 foi estimado um total de 6.839 (CI = 3.709 –12.594) toninhas na população da FMA III, segundo os autores devido aos altos índices de mortalidade por pesca esta não seria uma população viável nas próximas décadas (Danilewicz, 2007).

Golfinhos do gênero *Tursiops* apresentam uma taxonomia confusa, o que vem gerando polêmica e debate no meio científico (Perrin et al., 2013). Neste contexto, recentemente foi redescrito *T. gephyreus* (espécie descrita por Lahille em 1908 baseado em dois espécimes, e que acabou sendo considerado sinonímia de *T. truncatus*), a partir da análise morfológica de crânios antes atribuídos a *T. truncatus* (Wickert et al., 2016). No estudo de Wickert et al. (2016), os autores analisaram 280 crânios de golfinhos do

gênero *Tursiops* e encontraram evidências morfológicas que sustentam a hipótese que ocorra duas espécies do gênero no Oceano Atlântico sul-ocidental. Ainda, segundo os autores, as duas espécies coexistem na região sul do Brasil, contudo são escassas as informações quanto a seus requerimentos ecológicos. É muito provável que estudos no extremo sul do Brasil que foram atribuídos a *T. truncatus* sejam referentes à *T. gephyreus*.

Tursiops truncatus – No Oceano Atlântico sul-ocidental *T. truncatus* distribui-se desde o estado do Pará, norte do Brasil até a província de Buenos Aires na Argentina (Wickert et al. 2016). Contudo registros na Argentina e no Uruguai são extremamente raros, e mais de 98% dos registros ocorreram até o município de Tavares (31°20'S; 51°01'W) no Rio Grande do Sul, Brasil (Wickert et al., 2016). Ao longo de sua área de distribuição, a espécie pode ser encontrada em águas costeiras e em mar aberto e no entorno de ilhas oceânicas (Baracho et al., 2007; Oliveira et al., 2016). A espécie é considerada atualmente pela União Internacional para a Conservação da Natureza na categoria de “menor preocupação” (*Least Concern* - LC), sendo as capturas acidentais em redes de pesca e a degradação de habitat suas principais ameaças (Hammond et al., 2012).

Tursiops gephyreus – A espécie se distribui desde o estado do Paraná no sul do Brasil até a Província de Chubut na Argentina (Wickert et al., 2016). *Tursiops gephyreus* parece ter um padrão de distribuição mais restrito, sendo encontrada em águas extremamente costeiras de baixa profundidade (Giacomo et al., 2017) geralmente associadas a regiões estuarinas e águas adjacentes (Wickert et al., 2016). Em algumas regiões estuarinas (Laguna, Torres e Tramandaí), a espécie interage com os pescadores artesanais que utilizam tarrafas, através de uma pesca cooperativa, quando ambos se beneficiam (Simões-Lopes et al., 1998; Peterson et al., 2008; Zappes et al., 2011). Atualmente *T. gephyreus* está listado como vulnerável (VU) na lista vermelha de espécies ameaçadas do estado do Rio Grande do Sul sendo atribuído a si, como uma população costeira de *T. truncatus* (RIO GRANDE DO SUL, 2014), pois quando avaliado seu status a espécie ainda não havia sido redescrita por Wickert et al. (2016).

A pesca no sul do Brasil

Globalmente, a pesca é uma atividade comercial extremamente importante. Desde o final da década de 1990, tem sido observado o colapso de várias populações naturais de peixes (e.g. Pauly et al., 1998; Pauly & Zeller, 2016), como consequência do aumento do esforço de pesca, falta de manejo pesqueiro adequado, impacto das pescarias nos ecossistemas naturais (Pauly & Zeller, 2003) e a sobrepesca de estoques importantes (Haimovici, 1998; Pauly et al., 1998; Pauly & Zeller, 2017). Este cenário parece não ser diferente no Brasil, a produção pesqueira marinha nacional chegou ao seu ápice com 700 mil toneladas anuais na metade dos anos 1980, com um rápido declínio até o final dos anos 1990 (Haimovici et al., 2014). Desde então, muitos dos principais estoques foram sobrexplotados e alguns, os mais frágeis, colapsaram, deixando de ter importância comercial (e.g. Haimovici, 1998, Haimovici et al., 2006; Haimovici & Cardoso, 2016). A queda de produção observada a partir do fim da década de 1980 mostra os limites de produtividade do litoral brasileiro, que embora extenso é relativamente pouco produtivo devido ao aporte limitado de nutrientes quando comparado com outras regiões biogeográficas do mundo (Haimovici et al., 2014). No entanto, a região sul do Brasil, é uma das regiões de maior potencial pesqueiro do país, com importantes pescarias bem estabelecidas há décadas (e.g. Haimovici, 1998; Haimovici & Cardoso, 2016). Isto se dá, conforme mencionado anteriormente, devido a zona de convergência subtropical, e o grande aporte de água doce das bacias hidrográficas do Rio de La Plata e do sistema Patos-Mirim, o que torna esta região uma importante zona biogeográfica para a criação e alimentação de inúmeros organismos marinhos (Seeliger & Odebrecht, 1998).

Nos últimos anos, as áreas e o esforço de pesca na região sul do Brasil têm aumentado paulatinamente (Boffo & Reis, 2003; Moreno et al., 2009; Cardoso & Haimovici, 2011; Machado et al., 2016), decorrente desta intensa exploração e da falta de manejo adequado. Como efeito, os volumes de capturas desembarcadas na região vêm diminuindo gradativamente desde a década de 1970 (Figura 2; Haimovici & Cardoso, 2016). Na última década, cerca de 32% das pescarias na região sul do Brasil estavam colapsadas (e.g. Vasconcellos et al., 2007). Alguns recursos extremamente importantes entraram em colapso no início dos anos 1980 (e.g. *Genidens barbatus*, *Pogonias cromis* e *Rhinobatos horkelii*) e atualmente estão listados como ameaçados de extinção (RIO GRANDE DO SUL, 2014). Os peixes pelágicos *Pomatomus saltatrix* e *Mugil liza* estão no limite sustentável de exploração, e os peixes cienídeos *Micropogonia furnieri*,

Macrodon atricauda, *Umbrina canosai* e *Cynoscion guatucupa*, que juntos representam mais da metade dos desembarques de peixes marinhos no sul do Brasil, estão sobreexplotados (MMA, 2004; Haimovici & Cardoso, 2016).

No extremo sul do Brasil (Laguna: 28°30'S ao Chuí: 33°43'S) a pesca de pequena escala (artesanal) e de grande escala (industrial) são bem desenvolvidas, esta última pode ser dividida em pesca semi-industrial ou de média escala e pesca industrial (Reis, 1993; Klippel et al., 2005a, b; Haimovici et al., 2006; Moreno et al., 2009; Cardoso & Haimovici, 2011). As diferenças entre as pescarias semi-industriais e industriais está em sua magnitude de atuação, onde as pescarias industriais são compostas por embarcações maiores, com maior autonomia de pesca e captura (Reis, 1993; Klippel et al., 2005a, b; Haimovici et al., 2006; Moreno et al., 2009). Nesta região de pesca, quatro portos de pesca são utilizados para os desembarques das pescarias semi-industrial e industriais, são eles: o porto de Rio Grande (32° 11'S, 52° 04'W), o maior porto da região; o porto de Imbé/Tramandaí (29°58'S, 50°07'W), o menor da região; o porto de Torres/Passo de Torres que se encontra na divisa entre os Estados do Rio Grande do Sul (Torres) e Santa Catarina (Passo de Torres) (29°19'S, 49°43'W); e por fim, o porto de Laguna (28° 29'S, 48° 46'W) no estado de Santa Catarina. As pescarias artesanais embarcadas, além de utilizarem estes portos para desembarque, também operam ao longo de toda a costa. Além destes barcos sediados nestes portos de pesca, frequentemente embarcações do centro e norte do Estado de Santa Catarina utilizam esta região como áreas de pesca (Sunye & Morisson, 2006).

Os principais estoques explorados na região na última década foram camarões, peixes demersais como os cienídeos, cações e alguns peixes ósseos pelágicos. Na tabela 1 são apresentados os principais recursos desembarcados por atividade de pesca no porto de Rio Grande entre os anos de 1999 a 2001 (Haimovici et al., 2006). As principais pescarias industriais e semi-industriais que operam na região costeira e na plataforma continental são: o emalhe costeiro, emalhe oceânico, cerco, arrasto de parelha, arrasto simples e arrasto de tangones (figura 3). Estas, como outras pescarias da região sul do Brasil, operam entre as localidades de Laguna e o Chuí. Os desembarques pesqueiros realizados no porto de Rio Grande vêm sendo monitorados desde a década de 1940 pelo Centro de Pesquisa e Gestão dos Recursos Pesqueiros Lagunares e Estuarino, vinculado ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. O número médio de embarcações destas seis atividades de pesca que operam no referido porto entre os anos de 1993 e 2011 foi de 257 (mínimo = 163 e máximo = 366) e a média de

desembarque por ano foi de 1137 toneladas (mínimo = 252 e máximo = 1746) (figura 4; Ibama/Ceperg, 1993 -2011).

O emalhe costeiro opera com redes de superfície de deriva e redes fixas de fundo, atuando principalmente sobre o estoque de corvina (*Micropogonia furnieri*), castanha (*Umbrina canisai*), pescada-olhuda (*Cynoscion guatucupa*), enchova (*Pomatomus saltatrix*) e cações. Sua área de atuação na região sul do Brasil não ultrapassa os 50 m de profundidade (e.g Klippel et al., 2005a; Haimovici et al., 2006). Os emalhes oceânicos operam com redes de superfície de deriva e redes fixas de fundo, até o início dos anos 2000 atuaram principalmente sobre o estoque de cações, corvina e castanha. Contudo, com a proibição da pesca sobre muitas espécies de cações, as pescarias direcionaram seus esforços para as mesmas espécies alvo da pesca de emalhe costeiro. Sua área de atuação na região sul do Brasil não ultrapassa os 200 m de profundidade (e.g Klippel et al., 2005a; Haimovici et al., 2006). As pescarias de cerco são realizadas por duas embarcações, sendo uma delas uma embarcação auxiliar “panga”, que auxilia na operação de pesca. Esta pescaria teve um grande incremento do potencial pesqueiro nas últimas décadas, com a incorporação de equipamentos como *power-block*, equipamentos acústicos e de posicionamento. Atua principalmente sobre o estoque de corvina, enchova e tainha (*Mugil liza*). Sua área de atuação na região sul do Brasil não ultrapassa os 100 m de profundidade (Haimovici et al., 2006). O arrasto de parelha é realizado por duas embarcações com uma única rede sem portas, atuando principalmente sobre o estoque de castanha, pescada-olhuda, corvina, pescadinha (*M. atricauda*) e cabrinha (*Prionotus* sp.). Sua área de atuação na região sul do Brasil varia entre os 9 e 120 m de profundidade (e.g Klippel et al., 2005a; Haimovici et al., 2006). O arrasto simples é realizado por uma embarcação com uma única rede com portas, atuando principalmente sobre o estoque de castanha, pescada-olhuda, corvina, cabrinha e abrótea (*Urophycis brasiliensis*). Sua área de atuação na região sul do Brasil varia entre os 40 e 110 m de profundidade (e.g Klippel et al., 2005a; Haimovici et al., 2006). O arrasto de tangones é realizado por uma embarcação com duas redes com portas, atuando principalmente sobre os estoques de camarões-barba-ruça (*Artemesia longinaris*), cabrinha, abrótea, linguado (*Paralichthys brasiliensis*) e corvina. Sua área de atuação na região sul do Brasil varia entre os 20 e 60 m de profundidade (e.g Klippel et al., 2005a; Haimovici et al., 2006).

Conflitos entre mamíferos marinhos e pescarias

Os conflitos entre os mamíferos marinhos e a pesca podem ocorrer quando as áreas de alimentação, reprodução e migração destes animais e as de pesca coincidem (e.g. Perrin, 1988; Wickens, 1995; Lavigne, 2003). As interações caracterizam-se pela disputa direta ou indireta pelo recurso, e podem ser classificadas como operacionais ou biológicas (e.g. Perrin, 1988; Wickens, 1995; Lavigne, 2003).

As interações operacionais se caracterizam por um contato direto dos animais com as atividades pesqueiras, ocorrendo quando os mamíferos marinhos causam danos às capturas (mordendo ou consumindo totalmente peixes) e/ou às redes (rompendo as mesmas). Além disso, também são consideradas interações operacionais a captura incidental dos animais, o emalramento dos mesmos em matérias de pesca descartados no mar, e as agressões por parte dos pescadores contra os mamíferos marinhos (Wickens, 1995; Lavigne, 2003). Estas interações constituem um problema a nível mundial, e podem resultar em uma série de consequências negativas para ambas as partes (Perrin, 1988; Wickens, 1995; Lavigne, 2003), ocasionando prejuízos econômicos para o setor pesqueiro (e.g. Szterem & Páez, 2002, Sepúlveda et al., 2007), além da mortalidade de inúmeros animais (Rosas et al., 1994, Sechhi et al., 2003; Reyes et al., 2013, Machado et al., 2015).

As interações biológicas não incluem o contato direto entre mamíferos marinhos e pescarias, mas sim se referem aos efeitos indiretos da utilização dos mesmos recursos (e.g. Wickens, 1995; Lavigne, 2003). Estas interações podem se intensificar quando a disponibilidade de recursos no ambiente é limitada para ambas as partes (pescadores e mamíferos marinhos), gerando uma potencial competição (Wickens, 1995; Lavigne, 2003).

Em várias regiões do mundo, pescadores consideram algumas espécies de mamíferos marinhos potenciais consumidores de espécies-alvo das pescarias (e.g. Wickens, 1995; Lavigne, 2003). Segundo Plaganyi & Butterworth (2002), os mamíferos marinhos podem reduzir significativamente o potencial pesqueiro através do consumo de peixes comerciais, principalmente as grandes baleias ou populações de outras espécies extremamente abundantes. A Baleia-minke (*Balaenoptera acutorostrata*) é abundante no Mar de Barents, no Atlântico Norte, onde preda principalmente sobre três espécies de peixes (*Gadus morhua*, *Clupea harengus* e *Mallotus villosus*) podendo reduzir em até cinco toneladas o potencial anual de capturas de *Gadus morhua* e *Clupea harengus*

(Plaganyi & Butterworth, 2002). Na Islândia, as baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e baleias-fin (*Balaenoptera physalus*) causam um impacto considerável nos estoques de bacalhau, um importante recurso pesqueiro na região. Uma alternativa apontada para a recuperação dos estoques deste recurso, seria a diminuição do tamanho das populações das duas espécies de baleia (Young, 2000). O golfinho-comum (*Delphinus delphis*) no Mar Mediterrâneo tem sido considerado um potencial competidor com as pescarias de arrasto e redes de cerco (IWC, 2003).

Por outro lado, os efeitos da diminuição da disponibilidade de recursos nos ecossistemas decorrente da depleção dos estoques devido à pesca excessiva, podem gerar grandes prejuízos energéticos para os predadores. Esta situação pode levar a uma redução do tamanho corporal, redução das taxas de natalidade, aumento da mortalidade de neonato e jovens, modificações comportamentais (e.g. viagens de forrageio mais longas) e alteração na condição corporal (Trites & Donnelly, 2003).

Em simulações ecossistêmicas, Trites et al. (2004) sugerem que populações de mamíferos marinhos poderiam ser reduzidas rapidamente pela diminuição das abundâncias de suas presas. O declínio de algumas populações de mamíferos marinhos vem sendo atribuído ao efeito da depleção de alguns estoques pesqueiros (e.g. Notarbartolo et al., 2002; Beatriz et al., 2003). Notarbartolo et al. (2002) em uma revisão dos principais impactos ocasionados pelas atividades humanas às populações de cetáceos no Mar do Mediterrâneo e Mar Negro, mencionam que pelo menos quatro espécies (*D. delphis*, *Stenella coeruleoalba*, *Phocoena phocoena* e *T. truncatus*) sofram um forte impacto pela depleção dos estoques de suas principais presas. O golfinho comum (*D. delphis*) teve uma drástica redução na sua abundância nas áreas de ocupação no Mar Mediterrâneo nas últimas décadas. Uma das hipóteses sugeridas para tal declínio está associada à depleção de alguns estoques pesqueiros que potencialmente seriam chaves para este predador (Beatriz et al., 2003). A população do leão-marinho sul-americano no Uruguai é composta por cerca de 12.000 indivíduos e está declinando em uma taxa anual de 2 % (Páez, 2005). Uma das hipóteses atribuída a este declínio seriam as interações biológicas e operacionais com as atividades pesqueiras (Franco-Treco et al., 2017).

Seria esperado que, antes destes efeitos negativos agirem nas populações de mamíferos marinhos devido à mudança na disponibilidade de alimento em função da pesca, as populações apresentassem alguma resposta comportamental. A teoria do forrageio ótimo e a competição interespecífica por recursos, sugere que predadores oportunistas são mais propensos a ajustar seus hábitos alimentares, podendo ampliar seu

nicho trófico sob uma redução na disponibilidade de recursos (MacArthur, 1972; Pianka, 1999). Por outro lado, predadores seletivos são mais vulneráveis às mudanças na disponibilidade de recursos.

As interações biológicas entre mamíferos marinhos e as pescarias são complexas e pouco estudadas, e compreender estas interações nos permite entender como os predadores de topo coexistem em um ecossistema com contínuas pressões humanas. Um ponto crucial para compreender os níveis de interações biológicas, é através do grau de sobreposição entre a utilização dos recursos entre ambos (mamíferos marinhos e pescarias). Neste sentido, os índices de sobreposição trófica, apesar de não medirem competição, podem trazer aproximações dos níveis de interações biológicas (Dans et al., 2003; Szteren et al., 2004; Romero et al., 2011; Riet-Sapriza et al., 2012), que deveriam ser fundamentais para tomada de decisão de manejos pesqueiros e de conservação das populações de mamíferos marinhos. Segundo Oliveira et al. (2008), qualquer medida de manejo para reduzir a problemática dos conflitos entre mamíferos marinhos e atividades pesqueiras deve levar em consideração o hábito alimentar das espécies, bem como suas relações com as atividades pesqueiras. Neste sentido, entender as interações tróficas dos mamíferos marinhos com as atividades pesqueiras, auxiliaria na compreensão dos potenciais efeitos que a depleção dos estoques pode estar causando no presente ou futuro nas populações destes predadores de topo.

Como mencionado anteriormente a região sul do Brasil possui grande potencial pesqueiro (e.g. Haimovici, 1998; Haimovici & Cardoso, 2016) e ao mesmo tempo, é uma área de significativa importância para a alimentação de inúmeras espécies de mamíferos marinhos (e.g. Secchi et al., 2003, 2016; Oliveira et al., 2008, Milmann et al., 2016) e conseqüentemente, é uma região que apresenta grandes conflitos entre ambos, através das interações operacionais (Rosas et al., 1994; Secchi et al., 2003; Machado et al., 2016; Ponte et al., 2016). Contudo, nesta região, assim como em toda a América do Sul, há uma carência de informações que avaliem as interações biológicas entre as pescarias e os mamíferos marinhos. É importante mencionar que os planos de Ações para a conservação das espécies de Mamíferos Marinhos apontam estas investigações como prioritárias para um maior entendimento das interações entre estes predadores e as pescarias no Brasil (ICMBio 2010, 2011, 2011).

Objetivo

A presente tese tem como objetivo geral avaliar as relações tróficas de cinco espécies de mamíferos marinhos costeiros (pinípedes: lobo-marinho sul-americano (*Arctocephalus australis*) e o leão-marinho sul-americano (*Otaria flavescens*) e cetáceos, a toninha (*Pontoporia blainvillei*), o golfinho-mariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e o boto de Lahille (*Tursiops gephyreus*)) com seis atividades de pesca comercial (cerco, emalhes costeiro e oceânico e arrastos de parelha, tangones e simples) no sul do Brasil, identificando os potenciais efeitos que as pescarias causam as populações destas espécies.

Objetivos específicos

1. Identificar as presas mais importantes para as espécies de mamíferos marinhos (capítulo 2);
2. Identificar as estratégias alimentares dos mamíferos marinhos (oportunista vs. seletivo, generalista vs. especialista e habitat de forrageio: demersal e/ou pelágico (capítulo 2);
3. Identificar as espécies de mamíferos marinhos que estão mais relacionadas com as pescarias, bem como as pescarias que estão mais relacionadas com as espécies de mamíferos marinhos (capítulo 2);
4. Identificar os potenciais impactos tróficos que as pescarias podem causar às espécies de mamíferos marinhos através da utilização dos seus recursos (capítulo 2);
5. Identificar a dieta de leão-marinho sul-americano em uma escala temporal e ontogenética (capítulo 3).
6. Identificar se houve alteração na ecologia alimentar do leão-marinho sul-americano, através da variação temporal no consumo de presas e na amplitude de nicho trófico nas últimas décadas, devido à sobrepesca no sul do Brasil (capítulo 3).

Materiais e Método

Área de estudo

A área norte de influência da Convergência Subtropical do Oceano Atlântico se estende desde o Uruguai (Lat 34°40'S) ao Farol de Santa Marta Grande (Lat 28°40'S), no sul do Brasil (Figura 5; Seeliger & Odebrecht, 1998). Sendo uma região com grande potencial pesqueiro (Haimovici et al., 1996) e de importância para a alimentação de inúmeros predadores de topo (e.g. Secchi et al., 2003, 2016; Bugoni & Vooren, 2004, Colabuono & Vooren, 2007, Oliveira et al., 2008, Milmann et al., 2016).

Coleta dos dados

Para a análise da dieta dos mamíferos marinhos, foram coletados e analisados 229 estômagos, sendo 39 de *Otaria flavescens*, 61 de *Arctocephalus australis*, 76 de *Pontoporia blainvillei*, 25 de *Tursiops truncatus* e 28 de *Tursiops geophysus*. Os exemplares foram coletados durante monitoramentos de praia no litoral norte e médio do estado do Rio Grande do Sul, entre Torres (29°20'S, 49°43'W) e o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, em Tavares (31°21'S, 51°02'W) (Figura 5), no período entre janeiro de 1993 e dezembro de 2016. Para cada espécime coletado, foram registradas: coordenadas geográficas, sexo, comprimento total, além de ter o crânio, estômago e amostras de tecido coletados de acordo com a *American Society of Mammalogists* (Norris, 1961). Os materiais-testemunho (Anexo I) foram depositados na coleção científica do *Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (Gemars)*.

As abundâncias relativas dos teleósteos demersais foram estimadas através de prospecção pesqueira pelo Navio Oceanográfico Atlântico Sul entre os anos de 1981 e 1983. Neste período 156 lances com rede de arrasto em seis cruzeiros foram realizados na plataforma continental entre os 10 e 60 metros de profundidade, cobrindo uma superfície de 32.732 km² entre as localidades de Tavares (30°43') e Chuí (32°10'), sul do Brasil (Figura 5). Foram utilizadas duas redes de arrasto de fundo, com a malha variando entre 40 e 50mm, entre nós. Uma das redes com 31,32m de tralha superior e 52,90m de tralha inferior, a outra rede com 39,70m de tralha superior e 49,30m de tralha inferior (para uma descrição detalhada ver Haimovici et al., 1996).

Os dados de biomassa das capturas de seis atividades pesqueiras (emalhe costeiro, emalhe oceânico, cerco, arrasto de parelha, arrasto simples e arrasto de tangones; Anexo II) foram extraídos dos relatórios de desembarques entre os anos de 1993 e 2011 do Centro de Pesquisa e Gestão dos Recursos Pesqueiros Lagunares e Estuarinos (Ibama/Ceperg, 1993 -2011). Estas atividades pesqueiras operam regulamente entre as localidades de Laguna (28°30'S) e Chuí (33°43'S). Uma descrição detalhada das pescarias pode ser encontrada em Klippel et al. (2005) e Haimovici et al. (2006). Os dados de comprimento dos peixes capturados pelas atividades pesqueiras foram coletados durante os desembarques de pesca nos portos de Rio Grande (32°08'S, 52°05'W), Imbé (29°58'S, 50°07'W) e Passo de Torres (29°19'S, 49°43'W). Os comprimentos das tainhas (*Mugil liza*) foram extraídos da literatura e são referentes aos desembarques das pescarias artesanais (arte de pesca desconhecido) e industriais (pesca de cerco) realizadas ao longo da costa dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Lemos, 2015).

Análise de dados

Análise da dieta

Os estômagos coletados foram seccionados em laboratório e seus conteúdos lavados através de uma peneira de 0.5 mm de malha. Os itens alimentares encontrados foram separados em grupos taxonômicos superiores (peixes, cefalópodes e crustáceos). Sempre que foi encontrada uma presa inteira, seu comprimento total e massa foram medidos. Otólitos e estruturas ósseas características do sínclâneo (e.g. osso supraoccipital, mandíbula, maxila) foram armazenados a seco. Elasmobrânquios inteiros e/ou fragmentos, bicos córneos de cefalópodes e exoesqueleto de crustáceos foram preservados em etanol 70%. Para a identificação dos itens diagnósticos foi consultada a coleção de referência de otólitos do GEMARS (Anexo III) e guias de identificação (Rossi-Wongtschowski et al., 2014).

A estimativa do número mínimo de teleósteos predados foi calculada em função do número total de otólitos *saggita* do lado (esquerdo ou direito) mais representativo para cada espécie em cada estômago. Quando não foi possível determinar o lado de uma parcela de otólitos, foi subtraído um número necessário de otólitos até equiparar os valores dos lados direito e esquerdo, o restante foi dividido na metade e adicionado a estimativa. Em adição, para as espécies *Trichiurus lepturus* e *Pomatomus saltatrix*

também foi utilizado o número total de ossos supraoccipital, mandíbular ou maxilar (sempre o lado mais representativo) respectivamente. Elasmobrânquios foram estimados pela contagem direta dos exemplares parcialmente digeridos nos estômagos. Cefalópodes foram estimados com base no número máximo de bicos córneos superiores ou inferiores de cada espécie encontrada, enquanto que os crustáceos foram estimados a partir do número total de cefalotórax.

Os otólitos que não apresentavam um grau elevado de desgaste (*e.g.* Recchia & Read, 1989) e os bicos de cefalópodes foram medidos com auxílio de um microscópio estereoscópico com lente ocular milimétrica de 10 x e objetivas entre 0,8 x e 3,5 x. Os ossos do sincrânio foram medidos com o auxílio de um paquímetro digital de precisão de 0,01 mm. Para a estimativa de comprimento total (ct) e biomassa (g) dos peixes ósseos foi utilizado o comprimento total dos otólitos, das mandíbulas ou maxilas no caso de *P. saltatrix* e do osso supraoccipital para *T. lepturus*. Para os cefalópodes foi utilizado o comprimento rostral e comprimento do escudo dos bicos córneos. Para tanto, foram utilizadas equações de regressão específicas para cada táxon existentes na literatura (Anexo IV). Para estimar a biomassa dos peixes que os otólitos apresentavam um grau elevado de desgaste, foi utilizada a média geral da biomassa encontrada no estômago do predador para a espécie de presa em questão. Quando todos os otólitos de determinada presa apresentavam um elevado grau de desgaste em um estômago, foi utilizada a média da biomassa desta presa encontrada em todos os estômagos. Em ambas estimativas, quando os otólitos eram muito pequenos, ficando muito abaixo do tamanho médio observado para a espécie em questão, foi gerada uma média da biomassa somente para os otólitos pequenos e a mesma foi utilizada.

Análise estatística

Os dados dos dois capítulos subsequentes foram analisados independentemente, desta forma as análises realizadas foram direcionadas para responder as hipóteses de cada um dos trabalhos. O capítulo dois trata das relações tróficas entre cinco espécies de mamíferos marinhos e seis atividades de pesca, sendo realizado em um intervalo de tempo de 24 anos (1993-2014). Já o terceiro capítulo, o período temporal foi dividido em dois (1993-2003 e 2003-2014) para uma comparação das potenciais diferenças ao longo dos anos.

A composição da dieta e a importância das presas dos mamíferos marinhos foram estimada através de índices de acordo com Pinkas et al. (1971), Hyslop (1980), Cortés, 1997, Chambellant et al. (2013): (1) Frequência numérica (%FN = $[N = \text{número total estimado da presa } i / \text{número total de presas de todas as espécies}] * 100$); (2) Frequência de ocorrência (%FO = $[O = \text{número de estômagos com a presa } i / \text{número total de estômagos}] * 100$); (3) porcentagem de contribuição de biomassa (% M = $[M = \text{biomassa estimada da presa } i / \text{total estimado de biomassa}] * 100$); (4) porcentagem de contribuição de energia (%E = $[\text{energia da presa } i / \text{total energia das presas}] * 100$); índice de importância relativa (IIR = $(\%FN + \%M) \times (\%FO)$), este índice também foi expressado em porcentagem (%IIR).

Para que a porcentagem de contribuição de energia pudesse ser calculada foi estimada a contribuição energética de cada presa ($E = \text{energia da presa } i \text{ em } \text{kJ g}^{-1} * \text{biomassa total estimada da presa } i \text{ em } \text{g}$). O valor energético (kJ g^{-1}) de cada presa foi obtido a partir de informações disponíveis na literatura.

Os índices foram calculados por espécie de presa, grupos zoológicos e grupos ecológicos. Os grupos zoológicos foram divididos em teleósteos, elasmobrânquios, moluscos (cefalópodes) e crustáceos. Grupos ecológicos foram definidos de acordo com o hábito de vida da presa: espécies exclusivamente associadas ao fundo (demersais e bentônicos), espécies que nadam livres na coluna d'água (pelágicos) e espécies que utilizam tanto o fundo como a coluna d'água (bento-pelágicos e demerso-pelágicos) (Carvalho-Filho, 1999, Haimovici & Perez, 1991, Romero et al., 2011).

Adicionalmente, a porcentagem do índice de importância relativa foi comparada a fim de avaliar as potenciais diferenças em uma escala temporal e ontogenética (apenas para o capítulo 3). Na análise temporal, os dados foram agrupados em dois períodos (1993/2003 e 2004/2014). Para a análise da sazonalidade, os dados foram separados em duas estações, levando em consideração às mudanças na variação da abundância das potenciais presas na área de estudo (Haimovici et al., 1996, Haimovici & Perez, 1991). Para tanto as estações foram divididas em verão/outono (novembro a abril) e inverno/primavera (maio a outubro).

Para avaliar a seletividade de presas pelos mamíferos marinhos em relação à disponibilidade de recurso (i.e. comportamento oportunista *versus* seletivo), foi calculado o Índice de Eletividade de Jacobs (D) (Jacobs, 1974), que é definido como: $D = R_i - P_i / (R_i + P_i) - (2 \cdot R_i \cdot P_i)$. Onde “ i ” representa determinada categoria alimentar e “ R ” e “ P ” representam a proporção dessa categoria na dieta e no ambiente, respectivamente. O valor

de D varia de -1 (evasão máxima) a +1 (preferência máxima) (Jacobs, 1974). Os valores do índice igual a zero indicam que as espécies de presas são consumidas em proporção semelhantes à sua abundância, sendo que valores positivos e superiores a 0,20 ($D > 0,20$) indicam que determinada presa é selecionada pelos predadores (presa preferencial) (Hayward et al., 2011).

A amplitude de nicho trófico das espécies de mamíferos marinhos foi estimada através do Índice de Amplitude de Nicho Trófico de Levins (B) (Krebs, 1999), definido por: $B = 1 / \sum p_i^2$, onde, p equivale à proporção de indivíduos de um determinado recurso i encontrado na dieta. Este índice foi padronizado (B_s), que limita o índice a uma escala de 0 a 1 de acordo com a seguinte equação: $B_s = (B-1) / (n-1)$, onde, n representa o número itens alimentares. Este índice é expresso na escala de zero a um, sendo que valores mais elevados indicam uma maior amplitude de nicho, indicando um predador generalista (Krebs, 1999).

A riqueza das espécies de presas encontrada nos estômagos dos mamíferos marinhos foi estimada através da abordagem da cobertura de amostragem foi padronizada por completo com base na entropia (q estatística, Chao and Jost, 2012) com dados de abundância no software on-line iNEXT (<https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/> - Chao et al., 2016). Esta análise utilizou uma estimativa da cobertura da amostra sugerida por Chao et al. (2013). Adicionalmente foram calculados os índices de diversidade de espécies de Simpson e Shannon com base no número de presas de cada espécie encontrada nos estômagos dos leões-marinhos para os dois períodos, e comparada através de uma rarefação baseada em intervalos de confiança de 95% no software PAST versão 3.0.

Para comparar as frequências de tamanhos dos peixes consumidos pelos mamíferos marinhos com o tamanho dos peixes capturados pelas atividades pesqueiras foi utilizado um *teste G* no *software* BioEstat 5.0 (apenas para o capítulo 2). O *teste G* também foi utilizado para comparar as frequências de tamanhos dos peixes consumidos pelo leão-marinho sul-americano com o tamanho dos peixes capturados nas prospecções pesqueiras. Adicionalmente, para avaliar potenciais mudança nos tamanhos dos peixes predados pelos leões-marinhos nos dois deferentes períodos (1993-2003 e 2004-2014) de estudo, os comprimentos totais estimados dos peixes predados foram comparados através do teste não paramétrico de Mann-Whitney, sendo que a mediana foi utilizada como a medida de tendência central.

Uma Análise de Correspondência (CA) foi utilizada para avaliar associações entre as espécies de mamíferos marinhos e as pescarias. Para tanto foi utilizado a %M das presas mais importantes para os mamíferos e das principais capturas desembarcadas pelas pescarias. A análise de Correspondência foi testada utilizando o *software* PAST versão 3.0.

Para as principais presas e grupos ecológicos dos predadores, foram construídos modelos utilizando as abundâncias numéricas como variáveis de resposta, sendo os períodos, as estações e as categorias ontogenéticas as variáveis testadas. Também foram testados modelos combinando estas variáveis (*e.g.* período + estações + classes ontogenéticas e todas as combinações). Modelos sem nenhuma das variáveis independentes foram ajustados (modelos nulos) para testar a hipótese que nenhuma das variáveis teve efeito na abundância de presas. A variável resposta dos modelos com número de presas teve uma grande variância por causa do grande número de valores zero nas amostras, portanto, uma distribuição de erro binomial negativa foi especificada (Crawley, 2005). Um *link log* foi utilizado nos modelos porque as variáveis de resposta só poderiam ter zero ou valores positivos (Crawley, 2005). Para cada modelo ajustado foi calculado o Critério de Informação de Akaike (AIC) e o peso de AIC (w). O AIC é uma ferramenta estatística de identificação e seleção de modelos e representa a quantidade de informações perdidas quando se ajusta um modelo determinado (Franklin et al., 2001). Neste sentido, o modelo com menor AIC é o que melhor explica os dados observados.

Sobreposição de nicho trófico

A potencial sobreposição trófica entre diferentes espécies de mamíferos marinhos e as atividades pesqueiras foi comparada utilizando índices de sobreposição de nicho (Petraitis, 1979; Ludwig & Reynolds, 1988). Para tanto, foi aplicado o índice de sobreposição geral (GO) e o índice de sobreposição específico (SO) (Petraitis, 1979; Ludwig & Reynolds, 1988). Os dados utilizados para a análise de sobreposição trófica (GO e SO) foram a massa das presas dos mamíferos marinhos (tabela 1) e capturas das pescarias (Suplemento tabela 1) de todas as espécies que apresentaram uma % M maior que 1 % em pelo menos um dos dois grupos comparados.

O GO é um índice simétrico ($GO_{BA} = GO_{AB}$) que representa a probabilidade da curva de utilização de nicho trófico de cada predador decorra da curva de utilização comum de todos os predadores. O GO é definido como:

$$GO = e^{\left(\frac{\sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^r n_{ij} (\ln c_j - \ln p_{ij})}{\sum_{i=1}^s N_i} \right)}$$

Sendo:

$$c_j = \frac{\sum_{i=1}^s n_{ij}}{\sum_{i=1}^s N_i} \quad e \quad p_{ij} = \frac{n_{ij}}{N_i}$$

onde: s = número total de predadores, r = número total de classes de recurso, n_{ij} = número de ocorrência da presa j no predador i , N_i = a soma de n_{ij} no predador i . Com isto, a hipótese nula de uma sobreposição trófica completa entre ambos os predadores ($H_0: GO = 1$ versus $H_a: GO \neq 1$) foi testada através da análise V (Ludwig & Reynolds, 1988), que segue uma distribuição $X^2 (S-1) (r-1)$, que é definida como:

$$v = -2 \left(\sum_{i=1}^s N_i \right) \ln GO$$

Em nível de comparação o GO gera um índice ajustado (GO_a), que varia de zero a um (Ludwig & Reynolds, 1988). Como o índice de sobreposição geral só permite avaliar a hipótese de sobreposição trófica completa entre ambos os predadores, foi utilizado o índice ajustado deste cálculo (GO_a) para comparar o grau de sobreposição trófica de acordo com a escala de Langton (1982), a qual indica a intensidade da sobreposição: de 0 a 0,29 baixa, de 3 a 6 a sobreposição é moderada e maior que 6 a sobreposição é considerada alta.

Também foi calculado o índice de sobreposição específico, que representa a probabilidade da curva de amplitude de nicho de um predador se sobrepor completamente pela do outro predador. Assim foi calculada e testada a sobreposição específica (SO) de uma curva pela outra e vice-versa. Isto representa que a curva de amplitude de um

predador i pode explicar a curva do predador m (OS_{im}), mas não necessariamente que o inverso ocorra (Petraitis, 1979). O OS_{im} também varia de zero a um e é definido como:

$$SO_{im} = e^{\left(\sum_{j=1}^r (p_{ij} \ln p_{mj}) - \sum_{j=1}^r (p_{ij} \ln p_{ij}) \right)}$$

onde: pmj = representa a presa j do predador m , da mesma forma que a presa j do predador i . A partir disto a hipótese nula de uma sobreposição trófica específica completa entre ambos os predadores (Ho: $SO_{im} = 1$ versus Ha: $SO_{im} \neq 1$) foi testada através da análise U (Ludwig & Reynolds, 1988), que segue uma distribuição $X^2(r-1)$ que é define como:

$$U_{im} = -2N_i \ln SO_{im}$$

A sobreposição trófica entre leão-marinho sul-americano e as atividades pesqueiras para cada um dos períodos foi testada utilizando o índice de sobreposição trófica de Schoener (C) (Schoener, 1970). O índice de Schoener é definido como: $C = 1 - 0.5 (\sum |W_{xi} - W_{yi}|)$. Onde W_{xi} é a proporção da massa do item i utilizado pelos leões-marinhos e W_{yi} é a proporção da massa do item i utilizado por determinada atividade pesqueira. O valor do índice de Schoener varia entre zero e um, onde valores iguais a zero indicam que não houve sobreposição, enquanto que valores iguais a 1 indicam uma sobreposição total. A fins de avaliar a intensidade das sobreposições tróficas entre os leões-marinhos e as pescarias, os valores do índice de Schoener foram comparados com a escala de Langton (1982), a qual indica a intensidade da sobreposição: de 0,1 a 0,29 a sobreposição é baixa, de 0,3 a 0,6 a sobreposição é moderada e maior que 0,6 a sobreposição é considerada alta. Para cada um dos períodos (1993-2003 e 2004-2014), foi calculada a média dos valores dos índices de sobreposição trófica do leão-marinho sul-americano com as seis pescarias, sendo comparadas através de um teste t no software PAST versão 3.0.

Referências

- Baracho, C. S., Cipolotti, E. Marcovaldi, M. Apolinário, & Silva, M. B. (2007). The occurrence of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the biological reserve of Atol das Rocas in north-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 1, 1–4.
- Bastida, R., Rodríguez, D., Secchi, E. & Silva V. (2007). *Mamíferos Acuáticos de Sudamérica y Antártida*. (1a ed). Buenos Aires. 368 p.
- Barros, N. B., & Clark, M. (2009). Diet. In Perrin, W. F., Wursig, B. & Thewissen, J. G. M. (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp 311-316), San Diego, CA: Academic Press.
- Bearzi, G., & Reeves, R. R., Notarbartolo-di-Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzi, A., & Mussi, B. (2003). Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea. *Mamm. Rev.* 33, 224 – 252.
- Boffo, M. S. & Reis, E. G. (2003). Atividade pesqueira da frota de média escala no extremo sul do Brasil. *Atlântica* 25, 171-178.
- Bugoni, L. & Vooren, C. M. (2004). Feeding ecology of the Common tern *Sterna hirundo* in a wintering area in southern Brazil. *Ibis*, 146, 438–453.
- Cárdenas-Alayza, S., Crespo, E. & Oliveira, L. (2016). *Otaria byronia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41665A61948292. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41665A61948292.en>. Downloaded on 15 September 2017.
- Cardoso, L. G. & Haimovici, M. (2011). Caracterização tecnológica, social, econômica e ecológica da atividade pesqueira sediada em Passo de Torres, Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 37, 275–288.
- Carvalho-Filho, A. (1999). *Peixes: costa brasileira*. Melro, São Paulo. 320 p.
- Chambellant, M., Stirling, I., & Ferguson, S. H. (2013). Temporal variation in western Hudson Bay ringed seal *Phoca hispida* diet in relation to environment. *Marine Ecology Progress Series*, 481, 269–287.
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547.
- Chao, A., Wang, Y. T., & Jost, L. (2013). Entropy and the species accumulation curve: A novel estimator of entropy via discovery rates of new species. *Methods Ecol. Evol.*, 4, 1091–1110.
- Chao, A., Ma, K. H., & Hsieh, T. C. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User's Guide published at (http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/) (accessed April 2017).
- Colabuono, F. I., & Vooren, C. M. (2007). Diet of Black-browed *Thalassarche melanophris* and Atlantic Yellow-nosed *T. chlororhynchos* Albatrosses and White-chinned *Procellaria aequinoctialis* and Spectacled *P. conspicillata* Petrels off southern Brazil. *Marine Ornithology*, 35, 9–20.
- Cortes, E. (1997), A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 726-738.
- Crawley, M. J. (2005). *Statistics: an introduction using R*. Wiley, Chichester. 327 p.

- Crespo, E. A., Harris, G., & González, R. (1998). Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science*, 14, 845–849.
- Crespo, E. A., Oliva, D., Dans, S. L., & Sepúlveda, M. (2012). *Current status of the South American sea lion along the distribution range*. Valparaíso, Chile. Universidad de Valparaíso Press.
- Danilewicz, D. (2007). *A toninha, Pontoporia blainvillei (Mammalia:Cetacea), no litoral norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância populacional e perspectivas para a da espécie*. (Tese de doutorado), Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 98 pp.
- Dans, S. L., Koen-Alonso, M., Crespo, E. A., Pedraza, S. N., & García, N. A. (2003). Interactions between marine mammals and high seas fisheries in Patagonia: an integrated approach. In Gales, N., Hindell, M. & Kirkwood, R. (Eds.), *Marine mammals: fisheries; tourism and management issues* (pp. 88-103). Victoria: CSIRO Publishing.
- Franco-Trecu, V., Drago, M., Szteren, D., & Riet-Sapriza, F. Q. (2017). Population ecology and conservation status of the South American sea lion in Uruguay. In Alava, J. J. (Ed.), *Tropical Pinnipeds: Bio-Ecology, Threats and Conservation* (pp. 194-210). CRC Press Taylor & Francis Group.
- Franklin, A. B., Shenk, T. M., Anderson, D. R., & Burnham, K.P. (2001). Statistical model selection: an alternative to null hypothesis testing. In Shenk, T.M., Franklin, A.B. (Eds.), *Modeling in Natural Resource Management: Development, Interpretation, and Application* (pp. 75–90). Washington: Island Press.
- Giacomo, A. B., Machado, R., Martins, A. S., & Ott, P. H. (2016). Patterns of occurrence and habitat use of common bottlenose dolphins in the Mampituba River and adjacent coastal waters, in Southern Brazil. Working paper. II Workshop sobre a Pesquisa e Conservação de *Tursiops truncatus* no Atlântico Sul Ocidental (ASO), Data: 06 a 08 de abril de 2017, Cassino, Rio Grande, RS, Brasil
- Haimovici, M., & Perez, J. A. A. (1991). Coastal cephalopod fauna of Southern Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 49 (1-2), 221-230.
- Haimovici, M., Martins, A. S., & Vieira, P.C. (1996). Distribuição e abundancia de peixes teleósteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 56, 27–50.
- Haimovici, M. (1998). Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 5, 277-290.
- Haimovici, M., Vasconcellos, M., Kalikoski, D. C., Abdalah, P., Castello, J. P., & Hellebrandt, D. (2006). Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Rio Grande do Sul. In Isaac, V. J., Martins, A.S., Haimovici, M., Andriquetto Filho, J.M. (Eds.), *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais* (pp. 157–180). Belém: Universitária UFPA.
- Haimovici M., Andriquetto-Filho, J. M. & Sunye P. S. (2014). *A Pesca Marinha e Estuarina no Brasil: Estudos de caso Multidisciplinares*. Rio Grande: Editora da FURG, 191 pp
- Haimovici, M. & Cardoso, L. G. (2017). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research*, 13, 135–150.

- Hammond, P. S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K. A., Karkzmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M. D., Wang, J. Y., Wells, R. S. & Wilson, B. (2012). *Tursiops truncatus*. A Lista Vermelha da IUCN de Espécies Ameaçadas 2012: e.T22563A17347397. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T22563A17347397.en> . Transferido em 12 de setembro de 2017.
- Hayward, M. W., Hayward, G. J., Tambling, C. J., & Kerley, G. I. H. (2011). Do Lions *Panthera leo* actively select prey or do prey preferences simply reflect chance responses via evolutionary adaptations to optimal foraging? *PlosOne*, 6, e 23607.
- Heithaus, M. R. & Dill, M. L. (2009). Feeding strategies and tactics. In Perrin, W. F., Wursig, B., & Mthewissen, J. J. (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp 415-423). San Diego, CA: Academic Press.
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 441-429.
- ICMBio (2010). Plano de ação nacional para a conservação do pequeno cetáceo Toninha: *Pontoporia blainvillei*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Série Espécies Ameaçadas*, nº 10, p. 76.
- ICMBio (2011). Plano de ação nacional para a conservação dos grandes cetáceos e pinípedes. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Série Espécies Ameaçadas*, nº 14, p. 156.
- ICMBio (2011). Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos: pequenos cetáceos. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Série Espécies Ameaçadas*, nº 18, p. 132.
- IWC (2003). Report of the scientific committee. Technical Report 55 International Whaling commission Berlin.
- Jacobs, J. (1974). Quantitative measurement of food selection - a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia*, 14, 413-417.
- Jefferson, T. A., Webber, M. A. & Pitman, R.L. (2007). *Marine Mammals of the world: A comprehensive guide to their identification*. Elsevier.
- Klippel, S. Vooren, C. M.; Lamónaca, A. F., & Peres, M. B. (2005a). A pesca industrial no sul do Brasil. In Vooren, C.M. e Klippel, S. (Eds.), *Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*, (pp.135-177). Porto Alegre: Igaré.
- Klippel, S., Peres, M. B., Vooren, C. M., & Lamónaca, A. F. (2005b). A pesca artesanal na costa da plataforma Sul. In Vooren, C. M., & Klippel, S. (Eds.). *Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*, (pp. 178-197). Porto Alegre: Igaré.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (2nd ed.) Menlo Park: Benjamin/Cummings.
- Langton, R. W. (1982). Diet overlap between Atlantic cod, *Gadus morhua*, silver hake, *Merluccius bilinearis*, and fifteen other northwest Atlantic finfish. *Fishery Bulletin*, 80, 745-759.
- Lavigne, D. M. (2003). Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. In Gales, N., Hindell, M., & Kirkwood, R. (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries Tourism and Management Issues*, (pp. 31-47), Australia: CSIRO publications.

- Lemos, V. M., Varela Jr, A. S., Schwingel, P. R., Muelbert, J. H., & Vieira, J. P. (2014). Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. *J. Fish Biol.*, 85, n. 3, 671-687.
- Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F. (1988). *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. New York: John Wiley & Sons.
- MacArthur, R. H. (1972). *Geographical Ecology: patterns in the distribution of species*. New York: Harper & Row.
- Machado, R., Oliveira, L. R., & Montealegre-Quijano, S. (2015). Incidental catch of South American sea lion in a pair trawl off southern Brazil. *Neotropical Biological Conservation*, 10,43-47.
- Machado, R., Ott, P. H., Moreno, I. B., Danilewicz, D., Tavares, M., Crespo, H. A., Siciliano, S., & Oliveira, L. R. (2016). Operational interactions between South American sea lions and gillnet fishing in southern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 108–120.
- Mayorga, L. F. S. P., Hurtado, R., Vanstreels, R. E. T., Bhering, R. C. C., & Junior, J. L. R. (2016). A review of the recent records of pinnipeds (Mammalia, Carnivora) on the coast of Espírito Santo state, Brazil. *Check List*, 12, 6p.
- Milman, L., Danilewicz, D., Machado, R., Santos, R. A., & Ott, P. H. (2016). Feeding ecology of the common bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil: analyzing its prey and the potential overlap with fisheries. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64, 415-422.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2004). Instrução normativa IBAMA Nº 05, de 21 de maio de 2004. Reconhece como espécies ameaçadas de extinção e espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração, os invertebrados aquáticos e peixes, constantes dos Anexos a esta Instrução Normativa. Diário Oficial da União, Brasília. No. 102.
- Moura, J. F., Dario, B. P., & Siciliano, S. (2011). Occurrence of pinnipeds on the coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 4, 1–10.
- Moreno, I. B., Tavares, M., Danilewicz, D., Ott, P. H. & Machado, R. (2009). Descrição da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul: comunidades pesqueiras de Imbé/Tramandaí e Passo de Torres/Torres. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35, 129–140.
- Norris, K. S. (1961). Standardized methods for measuring and recording data on the smaller cetaceans. *Journal of Mammalogy*, 42, 471-476.
- Notarbartolo di Sciara, G., Aguilar, A., Bearzi, G., Birkun, A. Jr., & Frantzis, A. (2002). Overview of known or presumed impacts on the different species of cetaceans in the Mediterranean and Black Seas. In Notarbartolo di Sciara, G. (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies*, (section 17, 4 p), Monaco: ACCOBAMS Secretariat.
- Oliveira, L. R., Ott, P. H., & Malabarba, L. R. (2008). Ecologia alimentar dos pinípedes do sul do Brasil e uma avaliação de suas interações com atividades pesqueiras. In Reis, N.R., Peracchi, A.L., Santos, G.A.S.D. (Eds.), *Ecologia de mamíferos* (pp. 93–109). Londrina: Technical Books Editora.

- Oliveira, L. R. (2013). Carnívoros marinhos. In Weber, M. M., Roman, C., & Cáceres, N. C. (Eds.), *Mamíferos do Rio Grande do Sul*. Santa Maria, Rio Grande do Sul: UFSM, Santa Maria.
- Oliveira, L. R., Ott, P. H., Moreno, I. B., Tavares, M., Siciliano, S., & Bonatto, S. L. (2016) Effective population size of an offshore population of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, from the São Pedro and São Paulo Archipelago, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 11, 162-169. <http://dx.doi.org/10.5597/00225>
- Ott, P. H., Secchi, E. R., Moreno, I. B., Danilewicz, D., Crespo, E. A., Bordino, P., Ramos, R., Di Benedetto, A. P., Bertozzi, C., Bastida, R., Zanellato, R., Perez, J., & Kinas, P. G. (2002). Report of the working group on fishery interaction. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 1, n. 1, 55-64.
- Ott, P. H., Tavares, M., Oliveira, L. R., Moreno, I. B., Danilewicz, D., Martins, M. B., Machado, R. & Wickert, J. C. (2009). Mamíferos marinhos do litoral gaúcho. In Wurdig, N. L., Freitas, S. M. (Eds.), *Ecossistemas e biodiversidade do Litoral do Rio Grande do Sul* (pp. 236-257). Porto Alegre: Nova Prova Editora.
- Ott, P. H., Tavares, M., Secchi, E. R., & Di Tullio, J. C. (2013). Cetacea. In Weber, M. M., Roman, C., & Cáceres, N.C. (Eds.), *Mamíferos do Rio Grande do Sul*. Santa Maria, Rio Grande do Sul: UFSM, Santa Maria.
- Páez, H. (2005). Situación de la administración del recurso lobos y leones marinos en Uruguay. In Menafrá, R., Gallgo, L. R., Scarabina, F., & Conde, D. (Eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. (pp. 557–581). *Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza: Vida Silvestre*.
- Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E. & Christensen, V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science* 55, 467–481.
- Petraltis, P. S. (1979). Likelihood measures of niche breadth and overlap. *Ecology*, 60, 703-710.
- Pauly, D., & Zeller, D. (2003). The global sheries crisis as a rationale for improving the fao's database of sheries statistics. *Fisheries Centre Research Reports*, 11, n. 6, 1-9.
- Pauly, D. & Zeller, D. (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Compunction*, 7:10244. Doi: 10.1038/ncomms10244.
- Pauly, D., & Zeller, D. (2017). Comments on FAOs state of world fisheries and aquaculture (SOFIA). *Marine Policy*, 77, 176–181.
- Plaganyi, E. E., & Butterworth, D. S. (2002). *Encyclopedia of Marine Mammals chapter Competition with Fisheries*. San Diego.
- Perrin, W.F. (1988). *Dolphins, Porpoises, and Whales, An Action Plan for the Conservation of Biological Diversity: 1988-1992*, p. 30.
- Perrin, W. F., Wursig, B. & Thewissen, J. G. M. (2009) *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, CA.
- Perrin, W. F., Rosel, P. E., & Cipriano, F. (2013). How to contend with paraphyly in the taxonomy of the delphinine cetaceans? How to contend with paraphyly in the taxonomy of the delphinine cetaceans? *Marine Mammal Science*, 29, 567–588.
- Peterson, D., Hanazaki, N., & Simões-Lopes, P. C. (2008) Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in

- Laguna, Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 51, 469-475. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.04.003>
- Petraltis, P. S. (1979). Likelihood measures of niche breadth and overlap. *Ecology*, 60, 703 - 710.
- Pianka, E. R. (1999). *Evolutionary ecology*. San Francisco: Addison Wesley Longman, 512p.
- Pinedo, M. C. (1990). Ocorrência de pinípedes na costa brasileira. *Garcia de Orla Serie Zoologia*, 15, 37-48.
- Pinkas, L., Oliphant, M. S. & Iverson, I. L. K. (1971). Food habits of albacore, Bluefin tuna and bonito in California waters. *Fishery Bulletin*, 152, 1-105.
- Ponce De León, A. (2000). *Sinopsis de la Biología y Ecología de las Poblaciones de Lobos Finos y Leones Marinos de Uruguay. Pautas para su Manejo y Administración*. Montevideo: INAPE, MGAP, PNUD. 21 p. Available at: <http://www.dinara.gub.uy/files/lobos_marinos.pdf>. [Accessed on: 15 jun. 2017].
- Pont, A. C., Marchini, S., Engel, M. T., Machado, R., Ott, P. H., Crespo, E. A., Coscarella, M., Dalzochio, M. S., & Oliveira, L. R. (2016). The human dimension of the conflict between fishermen and South American sea lions in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 770, 89-104.
- Recchia, C. A., & Read, A. J. (1989). Stomach contents of harbour porpoise, *Phocoena phocoena* (L.), from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology*, 65, 2140-2145.
- Reis, E. G. (1993). Classificação das atividades pesqueiras na costa do Rio Grande do Sul e qualidade das estatísticas de desembarque. *Atlântica*, 15, 107-114.
- Reyes, P., Hucke-Gaete, R., & Torres-Florez, J. P. (2013). First observation of operational interactions between bottom trawling fisheries and South American sea lion, *Otaria flavescens* in south-central Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93, 1-6.
- Rice, D. W. (1998). *Marine Mammals of the World: Systematics and Distribution. Special publication No. 4*. Lawrence, Kansas: The Society for Marine Mammalogy, Allen Press, 231p.
- Riet-Sapriza, F. G., Costa, D. P., Franco-Trecu, V., Yamandú, M., Chocca, J., Gonzáles, B., Beathyate, G., Chilvers, B. L. & Hückstadt, L. A. H. (2013). Foraging behaviour of lactating South American sea lions (*Otaria flavescens*) and spatial-temporal resource overlap with the Uruguayan fisheries. *Deep-Sea Research II*, 88-89, 106-119.
- Rio Grande do Sul (estado). (2014). Provincial Decree No 51.797, from 08 September 2014, of the state of Rio Grande do Sul, Brazil, related to endangered wildlife species. Porto Alegre, 2014.
- Romero, M. A. Dans, S., González, R., Svendsen, G., García, N. & Crespo, E. (2011). Solapamiento trófico entre el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* y la pesquería de arrastre demersal del golfo San Matías, Patagonia, Argentina. *Latin american journal of aquatic research*, 39, 344-358.
- Rosas, F. C. W., Pinedo, M. C., Marmontel, M., & Haimovici, M. (1994). Seasonal movements of the South American sea lion (*Otaria flavescens*, Shaw) off the Rio Grande do Sul coast. *Brazil. Mammalia*, 58, 51-59.

- Rossi-Wongtschowski, C. L. B., Siliprandi, C. C., Brenha, M. R., Gonsales, S. A., Santificetur, C., & Vaz-Dos-Santos, A. M. (2014). Atlas of marine bony fish otoliths (sagittae) of southeastern-southern Brazil Part I: Gadiformes (Macrouridae, Moridae, Bregmacerotidae, Phycidae and merlucciidae); Part II: Perciformes (Carangidae, Sciaenidae, Scombridae and Serranidae). *Brazilian Journal of Oceanography*, 62, 1-103.
- Sanfelice, D., Vasques, V. C., & Crespo, E. A. (1999). Ocupação sazonal por duas espécies de Otariidae (Mammalia, Carnivora) da Reserva Ecológica Ilha dos Lobos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, 87: 101-110.
- Schoener, T. W. (1972). Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2, 369-404.
- Secchi, E. R., Ott, P. H., & Danilewicz, D. S. (2003). Effects of fishing by-catch and conservation status of the Franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In Gales, N., Hindell, M., Kirkwood, R. (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues* (pp. 174–91). Melbourne: CSIRO Publishing.
- Secchi, E. R., Botta, S., Weigand, M. M., Lopes, L. A., Fruet, P. F., Genoves, R. C., & Di Tullio, J. (2016). Long-term and gender-related variation in the feeding ecology of common bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary and the adjacent marine coast in western South Atlantic. *Marine Biology Research*. doi.org/10.1080/17451000.2016.1213398.
- Seeliger, U., & Odebrecht, C. (1998). Introdução e aspectos gerais. In Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P. (Eds.), *Subtropical Convergence Environments - The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. New York, NY: Springer-Verlag.
- Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello, J. P. (1998). *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Rio Grande: Editora Ecoscientia. 341 pp.
- Sepúlveda, M., Perez, M. J., Sielfed, W., Oliva, D., Durán, L. R., Rodríguez, L., Araos, V., & Buscaglia, M. (2007). Operational interactions between South American sea lions *Otaria flavescens* and artisanal (small-scale) fishing in Chile: results from interview surveys and on-board observations. *Fisheries Research*, 83, 332-340.
- Siciliano, S. (1994). Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. *Reports of the International Whaling Commission (special issue)*, 15, 241-250.
- Siciliano, S., Barbosa-Filho, M. L. V., & Oliveira, L. R. (2016). Human consumption of a vagrant South American Fur Seal *Arctocephalus australis* (Carnivora: Otariidae) in Brazil. **Journal of Threatened Taxa**, 8, 8728 – 8731.
- Simões-Lopes, P. C., Fábian, M. E. & Menegheti, J. O., (1998) Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira Zoologia* 15, 709-726.
- Soutullo, A., Alonso, E., Arrieta, D., Beyhaut, R., Carreira, S., Clavijo, C., Cravino, J., Delfino, L., Fabiano, G., Fagundez, C., Haretche, F., Marchesi, E., Passadore, C., Rivas, M., Scarabino, F., Sosa, B., & Vidal, N. (2009). *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay*. Montevideo: Serie documentos de trabajo N° 16.
- Sunye, P. S. & Morisson, T. C. (2006). Diagnóstico da pesca no litoral do Estado de Santa Catarina. In Isaac, V. J., Martins, A. S., Haimovici, M., & Andriguetto Filho, J. M. (Eds.), *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais*. Belém: Universitária UFPA.

- Szteren, D., Naya, D. & Arim, M. (2004). Overlap between pinniped summer diet and artisanal fishery catches in Uruguay. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 3, 119-125.
- Szteren, D. & Páez, E. (2002). Predation by southern sea lions (*Otaria flavescens*) on artisanal fishing catches in Uruguay. *Marine and Freshwater Research*, 53, 1161-1167.
- Trites, A. W., & Donnelly, C. P. (2003). The decline of Steller sea lions *Eumetopias jubatus* in Alaska: a review of the nutritional stress hypothesis. *Mammal Review*, 33, 3–28.
- Trites, A. W., Coombs, A. P., & Bredesen, E. L. (2004). Whales, whaling and ecosystem change in the antarctic and eastern bering sea: insights from ecosystem models. In Monograph, C. W., (Ed.), *Investigating the roles of cetaceans in marine ecosystems* (v. 25 page 144), Monaco: CIESM.
- Vasconcellos, M.; Diegues, A. C. & Sales, R. R. (2007). Limites e possibilidades na gestão da pesca artesanal costeira. In Costa, A. L. (org.). *Nas redes da pesca artesanal* (pp. 2-70). Brasília: IBAMA.
- Vaz-Ferreira, R. (1982). *Otaria flavescens* (Shaw), South American sea lion. Mammals of the seas: small cetaceans, seals, sirenians and otters. *FAO Fisheries Series*, 4, 477–495.
- Wickens, P. A. A. (1995) *Review of operational interactions between pinnipeds and fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper. N°. 346, 86 pp.
- Wickert, J. C., Maillard, S. V. E., Oliveira, L. R., & Moreno, I. B. (2016). Revalidation of *Tursiops gephyreus* Lahille, 1908 (Cetartyodactyla: Delphinidae) from the Southwestern Atlantic Ocean. *J Mammal*, 97 (6), 1728-1737.
- Young, J. W. (2000). Do large whales have an impact on commercial Fishing in the south Pacific Ocean? *Journal of International Wildlife Law & Policy*, 3, 32.
- Zappes, C. A., Andriolo, A., Simões-Lopes, P. C. & Di Benedetto, A. P. M. (2011). Humandolphin (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) cooperative fishery and its influence on cast net fishing activities in Barra de Imbé/Tramandaí, Southern Brazil. *Ocean Coastal Management*, 54, 427 – 432.



Figura 1: Espécies de mamíferos marinhos analisados no presente estudo. A - *Arctocephalus australis* (foto R. Machado); *Otaria flavescens* (foto R. Machado); C *Pontoporia blainvillei* (foto R. Machado); *Tursiops truncatus* (foto acervo Gemars); *Tursiops gephyreus* (foto F. Sucunza).

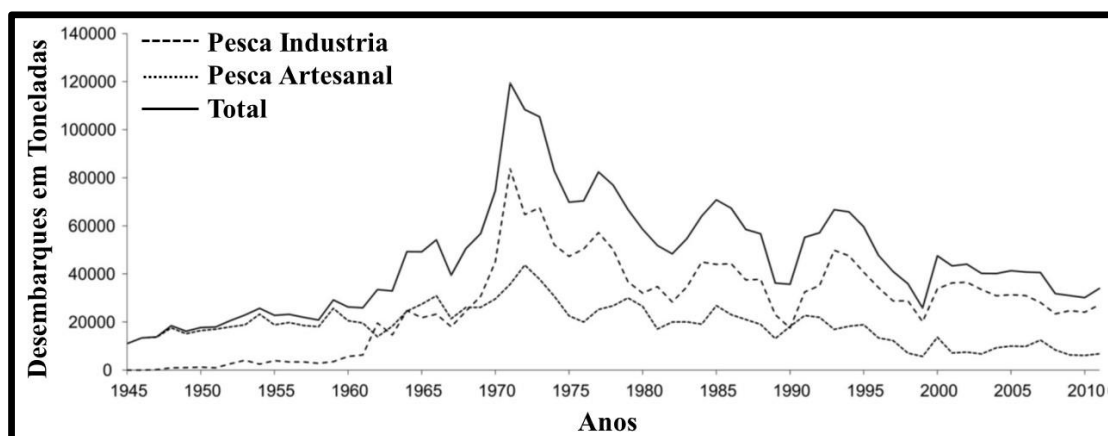


Figura 2: Desembarques anuais registrados no Rio Grande no sul do Brasil pela pesca industrial realizada na plataforma continental e pela pesca artesanal no estuário da Lagoa de Patos entre 1945 e 2011 (Haimovici & Cardoso, 2016).

Tabela 1: Principais recursos pesqueiros desembarcados no porto de Rio Grande entre os anos de 1999 a 2001. É a apresentado a produção pesqueira em porcentagem (%). As principais espécies nas capturas estão indicadas em preto, espécies frequentes e ocasionalmente abundantes em cinza e pouco frequentes ou ausentes estão indicadas em branco (dados extraídos e modificados de Haimovici et al., 2006).

Recurso pesqueiro	% Produção	%									
		Artesanal Estuarino	Artesanal Costeiro	Arrasto Simples	Arrasto de Parelha	Arrasto de Tangone	Emalhe Costeiro	Emalhe Oceanico	Vara e Isca Viva	Espinhel Superficie	Cerco
Corvina <i>Micropogonias furnieri</i>	20										
Castanha <i>Umbrina canosai</i>	14										
Pescada-olhuda <i>Cynoscion guatucupa</i>	14										
Bonito <i>Auxis thazard, Euthynnus alleteratus,</i>	14										
Camarão-rosa <i>Katsuwonus pelamis</i>	7										
Pescadinha <i>Penaeus brasiliensis</i>	5										
Enchova <i>Macrodon ancylodon</i>	4										
Tainha <i>Pomatomus saltatrix</i>	3										
Camarão-barba-ruça <i>Mugil liza</i>	3										
Abrótea <i>Artemesia longinaris</i>	2										
Albacora-lage <i>Urophycis brasiliensis</i>	2										
Cabrinha <i>Thunnus albacares</i>	2										
Cações <i>Prionotus punctatus e Prionotus nudigula</i>	2										
Camarão-santana <i>Pleoticus muelleri</i>	2										
Linguado <i>Paralichthys brasiliensis</i>	1										
Outros	6										

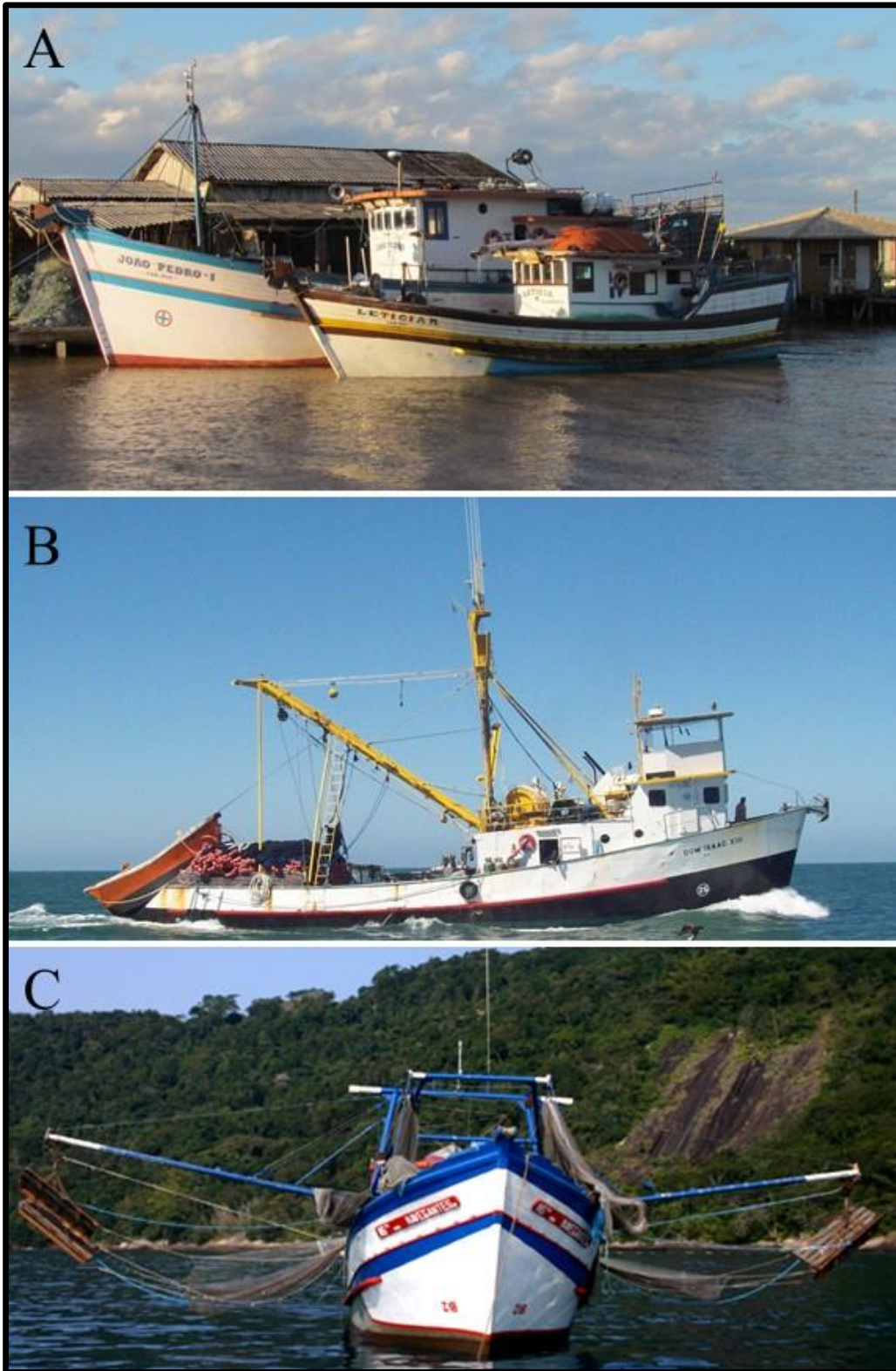


Figura 3: Embarcações típicas de emalhe oceânico (A, embarcação maior), costeiro (A, embarcação menor), cerco (B) e arrasto de tangone (C) que operam na região sul do Brasil (Fotos R. Machado).

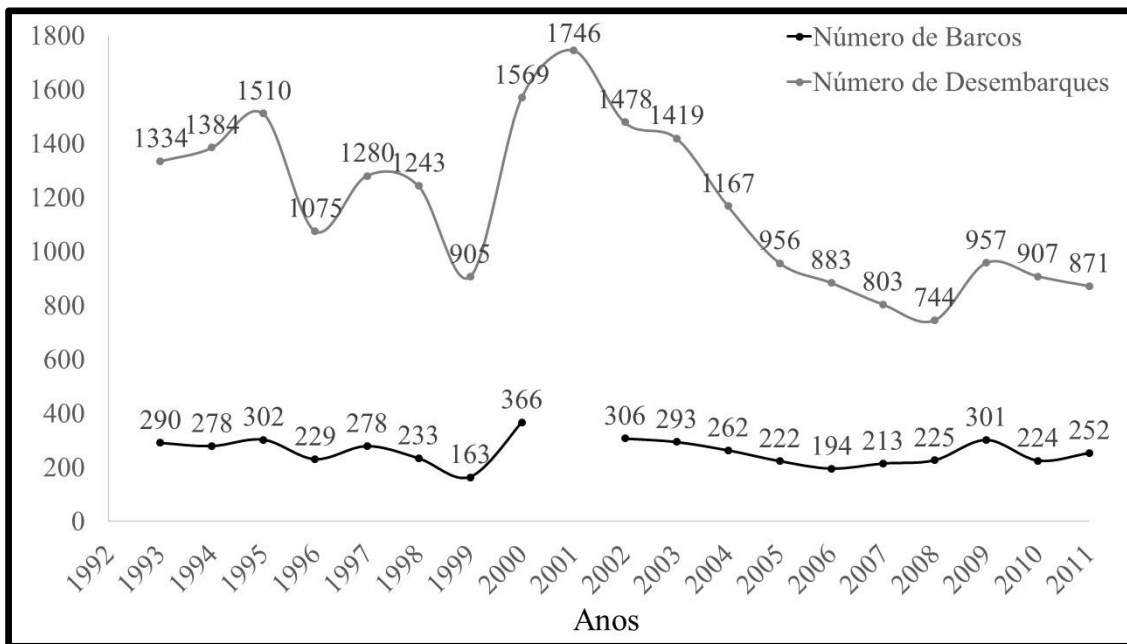


Figura 4: Número total de barcos e desembarques agrupados das seis pescarias monitoradas no presente estudo (emalhes costeiro e oceânico, cerco e arrastos de parelha, de tangones e simples) frota sediada no porto de Rio Grande entre os anos de 1993 e 2011.

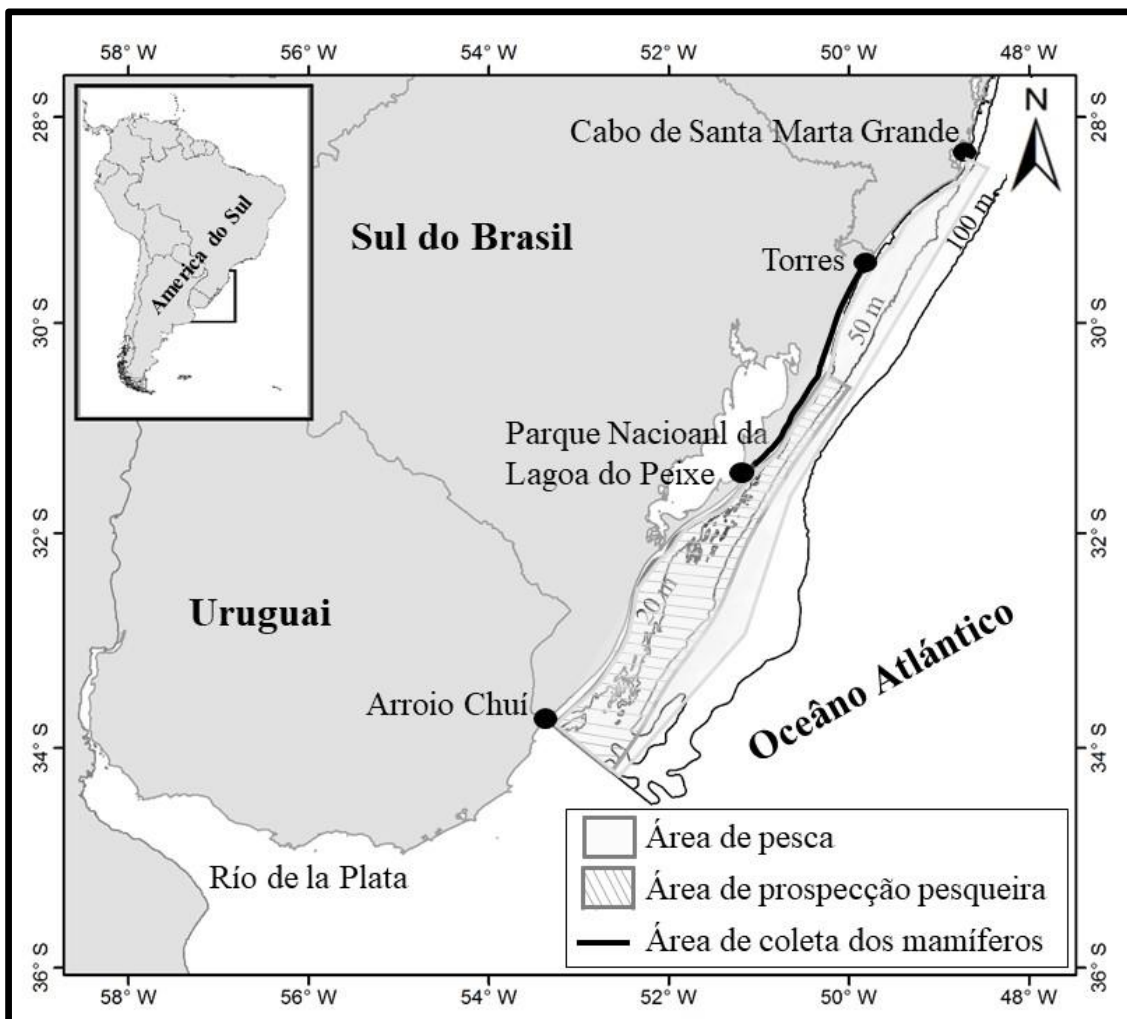


Figura 5: Área de estudo: monitoramento de praia para a coleta dos mamíferos marinhos, prospeção pesqueiros e pesca no norte de influência da Convergência Subtropical do Oceano Atlântico.

Sobreposição trófica entre mamíferos marinhos e pescarias no sul do Brasil

Rodrigo Machado ^{a,b,c,*} & Márcio Borges-Martins ^{a,b}

^a Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Av. Bento Gonçalves n° 9500, Bloco IV, Prédio 43435, Porto Alegre, RS 91501-970, Brazil

^b Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul, Bento Gonçalves, n° 165, sala 1002, Torres, RS 95560-000, Brazil

^c Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Centro de Educação Superior da Região Sul. Rua Cel. Fernandes Martins, 270, sala 3-4, Laguna, SC, CEP:88790-000, Brazil.

* Corresponding Author: Rodrigo Machado. Email: ecomachado@gmail.com

Resumo

1. A intensa utilização dos recursos pelas pescarias e pelos mamíferos marinhos (MM) pode gerar conflitos importantes. Neste sentido entender as relações tróficas entre ambos é um aspecto fundamental para compreender a magnitude destas interações. Sendo indispensável para compreender como os predadores de topo coexistem em um ecossistema com contínuas pressões humanas.

2. A região sul do Brasil é uma área com grande potencial pesqueiro com inúmeras pescarias bem desenvolvidas a décadas. Contudo é observado um grande esforço de pesca e conseqüentemente alguns recursos importantes estão sobre-explorados. Esta região também se caracteriza por ser de grande importância para a alimentação de inúmeros MM (*Otaria flavescens*, *Arctocephalus australis*, *Pontoporia blainvillei*, *Tursiops truncatus* e *Tursiops gephyreus*). Nesta perspectiva, pretendemos avaliar as relações tróficas dos MM com seis atividades pesqueiras (cerco, emalhes costeiros e oceânicos, arrastos de parelha, duplo e tangones).

3. Os dados foram coletados entre Laguna (28°30'S) e Chuí (33°43'S), no sul do Brasil de 1993 a 2016. Para as análises, foram utilizados os dados de biomassa das presas presentes nos estômagos dos MM e das capturas pesqueiras. Foram utilizados os índices de sobreposição de nicho trófico geral (GO e GOa) e específico (SO). As frequências de comprimento dos peixes predados pelos MM foram comparadas através de um teste G com as capturas.

4. Os resultados sugerem que não há uma sobreposição total na utilização dos recursos, indicando uma sobreposição moderada/alta ($GO=6,7$ e $GOa=5,9$). Pode-se destacar uma maior sobreposição específica de *O. flavescens* e *T. truncatus*, com os emalhes e o arrasto de parelha. Foi possível observar que existe sobreposições de tamanhos dos peixes utilizados por *O. flavescens* e *T. truncatus* com as pescarias de pesca.

5. Uma diminuição crescente na disponibilidade de recursos, devido ao excesso do esforço pesqueiro, poderia acarretar em sérios riscos para as populações de mamíferos marinhos no futuro. Como alternativa de manejo uma redução dos esforços pesqueiros seria fundamental.

Palavras-chave: *Otaria flavescens*; *Arctocephalus australis*; *Pontoporia blainvillei*; *Tursiops truncatus*; *Tursiops gephyreus*; Pesca comercial; Sobre-pesca; Manejo Pesqueiro

Introdução

Globalmente, a pesca é uma atividade comercial extremamente importante. Desde o final da década de 1990, tem sido observado o colapso de várias populações naturais de peixes (e.g. Pauly, Trites, Capuli & Christensen, 1998; Pauly & Zeller, 2016), como consequência do aumento do esforço de pesca, falta de manejo pesqueiro adequado, impacto das pescarias nos ecossistemas naturais (Pauly & Zeller, 2003) e a sobrepesca de estoques importantes (Haimovici, 1998; Pauly, Trites, Capuli & Christensen, 1998; Pauly & Zeller, 2017). Este cenário parece não ser diferente no sul do Brasil, uma das regiões de maior potencial pesqueiro do país, com importantes pescarias bem estabelecida há décadas (e.g. Haimovici, 1998; Haimovici & Cardoso, 2016). Nos últimos anos, as áreas e o esforço de pesca têm aumentado paulatinamente (Boffo & Reis, 2003; Moreno, Tavares, Danilewicz, Ott & Machado, 2009; Cardoso & Haimovici, 2011; Machado et al., 2016) em decorrência da intensa exploração e da falta de manejo adequado. Apesar deste aumento no esforço, os volumes de capturas desembarcadas na região vêm diminuindo gradativamente desde a década de 1970 (Haimovici & Cardoso, 2016). Alguns recursos entraram em colapso no início dos anos 1980 (e.g. *Genidens barbatus*, *Pogonias cromis* e *Rhinobatos horkelii*) e atualmente estão listados como ameaçados de extinção (RIO GRANDE DO SUL, 2014; MMA, 2014). Os peixes pelágicos *Pomatomus saltatrix* e *Mugil liza* estão no limite sustentável de exploração, e os peixes cienídeos *Micropogonia furnieri*, *Macrodon atricauda*, *Umbrina canosai* e *Cynocion guatucupa*, que juntos representam mais da metade dos desembarques de peixes marinhos no sul do Brasil, estão sobre-explorados (MMA 2004; Haimovici & Cardoso, 2016).

A região sul do Brasil tem como uma das principais características o encontro de duas correntes marinhas: a corrente do Brasil com águas quentes e pobres em nutrientes e a corrente das Malvinas com águas frias e ricas em nutrientes (Seeliger et al., 1998). A interação entre estas duas correntes e o grande aporte de água doce das bacias hidrográficas do Rio de La Plata e do sistema Patos-Mirim, tornam esta região uma importante zona biogeográfica para a criação e alimentação de inúmeros organismos marinhos (Seeliger & Odebrecht, 1998). Consequentemente a região possui grande potencial pesqueiro (e.g. Haimovici, 1998; Haimovici & Cardoso, 2016) e importância para a alimentação de inúmeros predadores de topo, como aves (e.g. Bugoni & Vooren, 2004; Colabuono & Vooren, 2007) e mamíferos marinhos (e.g. Secchi, Ott & Danilewicz,

2003, Secchi et al., 2016; Oliveira, Ott & Malabarba, 2008, Milmann, Danilewicz, Machado, Santos & Ott, 2016).

Mamíferos marinhos não formam um grupo monofilético, tendo linhagens evolutivas separadas, a partir de diferentes grupos de mamíferos terrestres (Jefferson, Webber & Pitman, 2007), tendo requerimentos ecológicos semelhantes por utilizar o ambiente aquático. Os mamíferos marinhos estão inseridos em três ordens distintas, são elas: Cetartiodactyla (Cetáceos - golfinhos e baleias), Carnivora (pinípedes - lobos, leões-marinhos, focas e elefantes-marinhos) e Sirenia (manatis e peixe-boi) (Rice, 1998; Jefferson, Webber & Pitman, 2007; Perrin, Wursig & Thewissen, 2009). De um modo geral, são considerados predadores de topo de cadeia alimentar, predando sobre uma grande variedade de presas, que podem variar de pequenos crustáceos a outras espécies de mamíferos marinhos (Pauly, Trites, Capuli & Christensen, 1998; Barros & Clarke, 2009). Porém, a maioria das espécies predam sobre peixes e cefalópodes (Pauly, Trites, Capuli & Christensen, 1998; Barros & Clarke, 2009), e podem utilizar distintas estratégias de alimentação e diferentes habitats durante seu forrageio (Heithaus & Dill, 2009). Neste sentido, algumas espécies são oportunistas e em certas situações podem interagir com atividades humanas para capturar presas mais facilmente. Estas interações podem ser positivas ou negativas. Interações positivas ocorrem quando ambos se beneficiam, como no caso da pesca cooperativa entre o boto-de-Lahille (*Tursiops gephyreus* – Wickert, Maillard, Oliveira & Moreno, 2016) e os pescadores artesanais que ocorre em estuários no sul do Brasil (Simões-Lopes, Fabian, & Menegheti, 1998; Peterson, Hanazaki & Simões-Lopes, 2008; Zappes, Andriolo, Simões-Lopes & Di Benedetto, 2011). Por outro lado, na maioria dos casos, as interações são negativas, constituindo um problema de abrangência mundial. Estas interações são caracterizadas pela disputa direta (interações operacionais) ou indireta (interações biológicas) pelos recursos pesqueiros (e.g. Wickens, 1995; Lavigne, 2003). As interações operacionais se caracterizam por um contato direto dos animais com as atividades pesqueiras, e podem resultar em uma série de consequências negativas para ambas as partes, ocasionando prejuízos econômicos para o setor pesqueiro (e.g. Szterem & Páez, 2002, Sepúlveda et al., 2007; Pont et al., 2016), além da mortalidade de inúmeros animais (Rosas, Pinedo, Marmontel & Haimovici, 1994, Secchi et al., 2003; Reyes, Hucke-Gaete & Torres-Florez, 2013; Machado, Oliveira & Montealegre-Quijano, 2015). As interações biológicas não incluem o contato direto entre mamíferos marinhos e pescarias, mas sim se referem aos efeitos indiretos da utilização dos mesmos recursos (e.g. Wickens, 1995;

Lavigne, 2003). Os efeitos da diminuição da disponibilidade de recursos nos ecossistemas decorrente da depleção dos estoques podem gerar grandes prejuízos energéticos para os predadores, o que poderia acarretar em diversos efeitos, tais como: diminuição do tamanho corporal dos predadores (e.g. Drago, Crespo, Grandi & Aguilar, 2010), modificação da dieta (Secchi, Ott & Danilewicz, 2003; Secchi et al., 2016), alteração na ecologia alimentar (Machado, capítulo 3 desta tese) e a diminuição da abundância relativa dos predadores devido ao estresse nutricional (e.g. Trites & Donnelly, 2003).

As relações tróficas (interações biológicas) entre mamíferos marinhos e as pescarias são complexas e pouco estudadas. Compreender estas interações é fundamental para entender como os predadores de topo coexistem em um ecossistema com contínuas pressões humanas. Um aspecto crucial para a compreensão do nível destas interações biológicas é a mensuração do grau de sobreposição entre a utilização dos recursos por mamíferos marinhos e pescarias. Neste sentido, os índices de sobreposição trófica, apesar de não medirem competição, podem trazer aproximações dos níveis de interações biológicas (Dans, Koen-Alonso, Crespo, Pedraza, & García, 2003; Szteren, Naya & Arim, 2004; Romero et al., 2011; Riet-Sapriza et al., 2012), que deveriam ser fundamentais para tomada de decisão de manejos pesqueiros e de conservação das populações de mamíferos marinhos.

A região sul do Brasil, por possuir grande potencial pesqueiro (e.g. Haimovici, 1998; Haimovici & Cardoso, 2016) e ao mesmo tempo ser uma área de significativa importância para a alimentação de inúmeras espécies de mamíferos marinhos (e.g. Secchi, Ott & Danilewicz, 2003; Secchi et al., 2016; Oliveira, Ott & Malabarba, 2008, Milmann, Danilewicz, Machado, Santos & Ott, 2016) (Ott et al., 2009; Ott et al., 2013; Oliveira, 2013) é uma região que apresenta grandes conflitos entre ambos, através das interações operacionais (Rosas, Pinedo, Marmontel & Haimovici, 1994; Secchi, Ott & Danilewicz, 2003; Machado et al., 2016; Ponte et al., 2016). Contudo, nesta região, há uma carência de informações a respeito das interações biológicas entre as pescarias e os mamíferos marinhos. Segundo Oliveira, Ott & Malabarba (2008), qualquer medida de manejo para reduzir a problemática dos conflitos entre mamíferos marinhos e atividades pesqueiras deve levar em consideração o hábito alimentar das espécies, bem como suas relações com as atividades pesqueiras. Neste sentido, compreender as interações tróficas dos mamíferos marinhos com as atividades pesqueiras, auxiliaria na compreensão dos potenciais efeitos que a depleção dos estoques pode estar causando no presente ou futuro nas populações destes predadores de topo. Sendo assim, o presente estudo pretende avaliar as relações

tróficas de cinco espécies de mamíferos marinhos juntamente com seis atividades pesqueiras comerciais consideradas importantes na região sul do Brasil. Com isto, o estudo tem o intuito de avaliar quais são os potenciais impactos tróficos que as pescarias podem estar causando às espécies de mamíferos marinhos através da utilização dos seus recursos e assim fornecer subsídios apropriados para o manejo pesqueiro, no sentido de minimizar estes impactos nas populações destes predadores.

Material e métodos

Área de estudo

A área norte de influência da Convergência Subtropical do Oceano Atlântico se estende desde o Uruguai (34°40'S) ao Farol de Santa Marta Grande (28°40'S), no sul do Brasil (Figura 1; Seeliger & Odebrecht, 1998). Esta área se estende por cerca de 950 km de costa e compreende em torno de 100.000 km² entre a região costeira, na plataforma continental e no talude (Seeliger & Odebrecht, 1998). Devido a suas características oceanográficas e aporte de nutrientes das lagoas costeiras (Seeliger et al., 1998; Seeliger & Odebrecht, 1998) é uma área de grande importância para o setor pesqueiros (Haimovici, Martins & Vieira, 1996) e para a alimentação de inúmeros predadores de topo (e.g. Secchi, Ott & Danilewicz, 2003; Secchi et al., 2016; Bugoni & Vooren, 2004, Colabuono & Vooren, 2007, Oliveira, Ott & Malabarba, 2008, Milmann, Danilewicz, Machado, Santos & Ott, 2016).

Seleção dos mamíferos marinhos

Para avaliar as relações tróficas entre os mamíferos marinhos e sua relação com as pescarias foram selecionadas as espécies costeiras mais abundantes na região sul do Brasil (Ott et al., 2009; Ott et al., 2013; Oliveira, 2013). O leão-marinho sul-americano (*Otaria flavescens*) apresenta grandes conflitos com o setor pesqueiros devido as interações operacionais (e.g. Szteren & Paez, 2002; Sepulveda et al., 2007; Machado et al., 2016; Pont et al., 2016). Este conflito se caracteriza pelo consumo de peixes emalhados nas redes de pesca pelos leões-marinhos (Szteren & Paez, 2002; Sepulveda et al., 2007; Machado et al., 2016), pelas capturas acidentais (Machado, Oliveira & Montealegre-Quijano, 2015) e pelas agressão e morte intencional de animais por parte

dos pescadores (e.g. Rosas, Pinedo, Marmontel & Haimovici, 1994). O lobo-marinho sul-americano (*Arctocephalus australis*) não apresenta fortes interações com o setor pesqueiro, apenas alguns registros de capturas acidentais e consumo de peixes nas redes (De María, Golluchi & Szteren, 2012). A toninha (*Pontoporia blainvillei*), pequeno golfinho ameaçado de extinção (vulnerável – VU – IUCN, Reeves et al., 2012), apresenta altos índices de mortalidade em capturas acidentais na pesca de emalhe costeiro (Ott et al., 2002; Secchi, Ott & Danilewicz, 2003). O golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) é uma espécie com ampla distribuição, e na região sul do Brasil não existem informações referentes a conflitos com o setor pesqueiro. *Tursiops truncatus* apresenta uma taxonomia confusa, o que vem gerando polêmica e debate no meio científico (Perrin, Rosel & Cipriano, 2013). No Brasil, esta espécie tem o Rio Grande do Sul como limite sul de sua distribuição (Wickert, Maillard, Oliveira & Moreno, 2016) e coexiste na região sul do Brasil com outra espécie do gênero, *Tursiops gephyreus* (boto de Lahille). Esta espécie foi recentemente revalidada e tem a região sul do Brasil como limite norte de ocorrência no Oceano Atlântico Ocidental (Wickert, Maillard, Oliveira & Moreno, 2016). A população de *T. gephyreus* na região adjacente ao estuário da Lagoa dos Patos, no extremo sul do Brasil sofre com capturas acidentais no emalhe costeiro (e.g. Fruet et al., 2010; Di Tulio et al., 2015). Atualmente *T. gephyreus* está listado como vulnerável (VU) na lista vermelha de espécies ameaçadas do estado do Rio Grande do Sul como uma população costeira de *T. truncatus* (RIO GRANDE DO SUL, 2014).

Coleta dos dados

Para a análise da dieta dos mamíferos marinhos, foram coletados e analisados os estômagos de animais encontrados mortos na praia. Os exemplares foram coletados durante monitoramentos de praia no litoral norte e médio do estado do Rio Grande do Sul, entre Torres (29°20'S, 49°43'W) e o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, em Tavares (31°21'S, 51°02'W) (Figura 1), no período entre janeiro de 1993 e dezembro de 2016. Para cada espécime coletado, foram registradas: coordenadas geográficas, sexo, comprimento total, além de ter o crânio, estômago e amostras de tecido coletados de acordo com a *American Society of Mammalogists* (Norris, 1961). Os materiais-testemunho (Anexo I) foram depositados na coleção científica do *Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (Gemars)*.

Foram utilizados os dados de abundâncias relativas dos teleósteos demersais estimadas através de prospecção pesqueira pelo Navio Oceanográfico Atlântico Sul entre os anos de 1981 e 1983 por Haimovici, Martins & Vieira (1996). Neste período 156 lances com rede de arrasto em seis cruzeiros foram realizados na plataforma continental entre os 10 e 60 metros de profundidade, cobrindo uma superfície de 32.732 km² entre as localidades de Tavares (30°43') e Chuí (32°10'), sul do Brasil (Figura 1). Foram utilizadas duas redes de arrasto de fundo, com a malha variando entre 40 e 50mm, entre nós. Uma das redes com 31,32m de tralha superior e 52,90m de tralha inferior, a outra rede com 39,70m de tralha superior e 49,30m de tralha inferior (para uma descrição detalhada ver Haimovici, Martins & Vieira, 1996).

Os dados de biomassa das capturas (Anexo II) de seis atividades pesqueiras (emalhe costeiro, emalhe oceânico, cerco, arrasto de parelha, arrasto simples e arrasto de tangones) foram extraídos dos relatórios de desembarques entre os anos de 1993 e 2011 do Centro de Pesquisa e Gestão dos Recursos Pesqueiros Lagunares e Estuarinos (Ibama/Ceperg, 1993 -2011). Estas atividades pesqueiras operam regulamente entre as localidades de Laguna (28°30'S) e Chuí (33°43'S). Uma descrição detalhada das pescarias pode ser encontrada em Machado (capítulo 1 desta tese), Klippel, Vooren, Lamónaca & Peres (2005) e Haimovici et al., (2006). Os dados de comprimento dos peixes capturados pelas atividades pesqueiras foram coletados durante os desembarques de pesca nos portos de Rio Grande (32°08'S, 52°05'W), Imbé (29°58'S, 50°07'W) e Passo de Torres (29°19'S, 49°43'W). Os comprimentos das tainhas (*Mugil liza*) foram extraídos da literatura e são referentes aos desembarques das pescarias artesanais (arte de pesca desconhecido) e industriais (pesca de cerco) realizadas ao longo da costa dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Lemos, Varela, Schwingel, Muelbert & Vieira, 2014).

Análise de dados

Análise da dieta

Os estômagos coletados foram seccionados em laboratório e seus conteúdos lavados através de uma peneira de 0.5 mm de malha. Para a identificação dos itens diagnósticos (peixes parcialmente digeridos, otólitos e osso de peixes, bicos de cefalópodes e exoesqueletos de crustáceos) foi consultado coleções de referência do

Gemars (Anexo III) e guias de identificação (Barros, 1990; Rossi-Wongtschowski et al., 2014).

A estimativa do número mínimo de teleósteos predados foi calculada em função do número total de otólitos *saggita* do lado (esquerdo ou direito) mais representativo para cada espécie em cada estômago. Quando não foi possível determinar o lado de uma parcela de otólitos, foi subtraído um número necessário de otólitos até equiparar os valores dos lados direito e esquerdo, o restante foi dividido na metade e adicionado a estimativa. Em adição, para as espécies *Trichiurus lepturus* e *Pomatomus saltatrix* também foi utilizado o número total de ossos supraoccipital, mandíbula ou maxila respectivamente. Elasmobrânquios foram estimados pela contagem direta dos exemplares parcialmente digeridos nos estômagos. Cefalópodes foram estimados com base no número máximo de bicos córneos superiores ou inferiores de cada espécie encontrada, enquanto que os crustáceos foram estimados a partir do número total de cefalotórax.

Os otólitos que não apresentavam um grau elevado de desgaste (e.g. Recchia & Read, 1989) e os bicos de cefalópodes foram medidos com auxílio de um microscópio estereoscópico com lente ocular milimétrica de 10 x e objetivas entre 0,8 x e 3,5 x. Os ossos do sincrânio foram medidos com o auxílio de um paquímetro digital de precisão de 0,01 mm. Para a estimativa de comprimento total (ct) e biomassa (g) dos peixes ósseos foi utilizado o comprimento total dos otólitos, das mandíbulas ou maxilas no caso de *P. saltatrix* e do osso supraoccipital para *T. lepturus*. Para os cefalópodes foi utilizado o comprimento rostral e comprimento do escudo dos bicos córneos. Para tanto, foram utilizadas equações de regressão específicas para cada táxon existente na literatura (Anexo IV). Para estimar a biomassa dos peixes que os otólitos apresentavam um grau elevado de desgaste, foi utilizada a média geral da biomassa encontrada no estômago do predador para a espécie de presa em questão. Quando todos os otólitos de determinada presa apresentavam um elevado grau de desgaste em um estômago, foi utilizada a média da biomassa desta presa encontrada em todos os estômagos. Em ambas estimativas, quando os otólitos eram muito pequenos, ficando muito abaixo do tamanho médio observado para a espécie em questão, foi gerada uma média da biomassa somente para os otólitos pequenos.

Análise estatística

A importância das presas dos mamíferos marinhos foi estimada através da porcentagem do índice de importância relativa ($IIR = (\%FN + \%FM) \times (\%FO)$) (Pinkas, Oliphant & Iverson, 1971; Hyslop, 1980; Cortés, 1997). O IIR leva em consideração a frequência numérica ($\%FN = [N = \text{número total estimado da presa } i / \text{número total de presas de todas as espécies}] \times 100$); a frequência de ocorrência ($\%FO = [O = \text{número de estômagos com a presa } i / \text{número total de estômagos}] \times 100$); e a porcentagem de contribuição de biomassa ($\%FM = [M = \text{biomassa estimada da presa } i / \text{total estimado de biomassa}] \times 100$).

Os índices de %IIR, %FM, %FO e %FN foram calculados agrupando todas as espécies de mamíferos marinhos e também por espécies de predador separadamente, sendo analisados por espécie de presa e grupos ecológicos. Os índices “Grupos ecológicos” foram definidos de acordo com o hábito de vida da presa: espécies exclusivamente associadas ao fundo (demersais e bentônicos), espécies que nadam livres na coluna d’água (pelágicos) e espécies que utilizam tanto o fundo como a coluna d’água (bento-pelágicos e demerso-pelágicos) (Carvalho-Filho, 1999, Haimovici & Perez, 1991, Romero et al., 2011).

Para avaliar a seletividade de presas pelos mamíferos marinhos em relação à disponibilidade de recursos (i.e. comportamento oportunista *versus* seletivo), foi calculado o Índice de Eletividade de Jacobs (D) (Jacobs, 1974), que é definido como: $D = R_i - P_i / (R_i + P_i) - (2 \cdot R_i \cdot P_i)$. Onde “ i ” representa determinada categoria alimentar e “ R ” e “ P ” representam a proporção dessa categoria na dieta e no ambiente, respectivamente. O valor de D varia de -1 (evasão máxima) a +1 (preferência máxima) (Jacobs, 1974). Os valores do índice igual a zero indicam que as espécies de presas são consumidas em proporção semelhante à sua abundância, sendo que valores positivos e superiores a 0,20 ($D > 0,20$) indicam que determinada presa é selecionada pelos predadores (presa preferencial) (Hayward, Hayward, Tambling & Kerley, 2011).

A amplitude de nicho trófico das espécies de mamíferos marinhos foi estimada através do Índice de Amplitude de Nicho Trófico de Levins (B) (Krebs, 1999), definido por: $B = 1 / \sum p_i^2$, onde, p equivale à proporção de indivíduos de um determinado recurso i encontrado na dieta. Este índice foi padronizado (B_s), que limita o índice a uma escala de 0 a 1 de acordo com a seguinte equação: $B_s = (B-1) / (n-1)$, onde, n representa o número de itens alimentares. Este índice é expresso na escala de zero a um, sendo que valores

mais elevados indicam uma maior amplitude de nicho, indicando um predador generalista (Krebs, 1999).

Para avaliar a riqueza das espécies de presas encontrada nos estômagos dos leões-marinhos para os dois períodos, a abordagem da cobertura de amostragem foi padronizada por completo com base na entropia (q estatística, Chao & Jost, 2012) com dados de abundância no software on-line iNEXT (<https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/> - Chao, Ma & Hsieh, 2016). Esta análise utilizou uma estimativa da cobertura da amostra sugerida por Chao, Wang & Jost (2013).

Para comparar as frequências de tamanhos dos peixes consumidos pelos mamíferos marinhos com o tamanho dos peixes capturados pelas atividades pesqueiras foi utilizado um *teste G* no *software* BioEstat 5.0.

Uma Análise de Correspondência (CA) foi utilizada para avaliar associações entre as espécies de mamíferos marinhos e as pescarias. Para tanto foi utilizado a %FM das presas mais importantes para os mamíferos e das principais capturas desembarcadas pelas pescarias. A análise de Correspondência foi testada utilizando o *software* PAST versão 3.0.

A potencial sobreposição trófica entre as diferentes espécies de mamíferos marinhos e as atividades pesqueiras foi comparada utilizando índice de sobreposição geral (GO) e o índice de sobreposição específico (SO) (Petraitis, 1979; Ludwig & Reynolds, 1988). Os dados utilizados para a análise de sobreposição trófica (GO e SO) foram a massa das presas dos mamíferos marinhos (Suplemento, T1) e capturas das pescarias (Anexo II) de todas as espécies que apresentaram uma %FM maior que 1 % em pelo menos um dos dois grupos comparados.

O GO é um índice simétrico ($GO_{BA} = GO_{AB}$) que representa a probabilidade de que a curva de utilização de nicho trófico de cada predador decorra da curva de utilização comum de todos os predadores. Com isto, a hipótese nula de uma sobreposição trófica completa entre todos os mamíferos marinhos e as pescarias (Ho: $GO = 1$ versus Ha: $GO \neq 1$) foi testada através da análise V (Ludwig & Reynolds, 1988), que segue uma distribuição $X^2 (S-1) (r-1)$. Em nível de comparação o GO gera um índice ajustado (GO_a), que varia de zero a um (Ludwig & Reynolds, 1988). Como o índice de sobreposição geral só permite avaliar a hipótese de sobreposição trófica completa entre ambos os predadores (mamíferos marinhos e pescarias), foi utilizado o índice ajustado deste cálculo (GO_a) para comparar o grau de sobreposição trófica de acordo com a escala de Langton (1982), a

qual indica a intensidade da sobreposição: de 0 a 0,29 baixa, de 0,3 a 0,6 a sobreposição é moderada e maior que 0,6 a sobreposição é considerada alta.

Também foi calculado o índice de sobreposição específico, que representa a probabilidade da curva de amplitude de nicho de um predador (e.g. mamífero marinho) se sobrepor completamente pela do outro predador (e.g. pescaria). Assim foi calculada e testada a sobreposição específica (SO) de uma curva pela outra e vice-versa. Isto representa que a curva de amplitude de um predador i pode explicar a curva do predador m (OS_{im}), mas não necessariamente o inverso ocorra (Petraitis, 1979). O OS_{im} também varia de zero a um. A partir disto a hipótese nula de uma sobreposição trófica específica completa entre ambos os predadores ($H_0: SO_{im} = 1$ versus $H_a: SO_{im} \neq 1$) foi testada através da análise U (Ludwig & Reynolds, 1988), que segue uma distribuição $X^2(r - 1)$.

Resultados

Ecologia alimentar dos mamíferos marinhos

Foram analisados um total de 229 estômagos, sendo 39 de *Otaria flavescens*, 61 de *Arctocephalus australis*, 76 de *Pontoporia blainvillei*, 25 de *Tursiops truncatus* e 28 de *Tursiops gephyreus*. A partir da análise dos conteúdos estomacais destas cinco espécies de mamíferos marinhos foi possível identificar um total de 36 espécies de presas (Suplemento, T1). Os peixes ósseos foram os mais representativos com 26 espécies, seguido por seis espécies de cefalópodes, três de elasmobrânquios e pelo menos uma de crustáceo. Os peixes da família Sciaenidae foram os mais representativos com nove espécies identificadas, correspondendo a 48,9 % da importância relativa para os mamíferos marinhos (análise agrupada). *Paralanchurus brasiliensis*, *Trichiurus lepturus*, *Doryteuthis sanpaulensis* e *Stellifer rastrifer* foram as presas mais importantes respectivamente, representando mais de 80% da importância relativa. *Paralanchurus brasiliensis* foi a presa mais importante para *O. flavescens*, enquanto, *T. lepturus*, foi para *A. australis*, *T. gephyreus* e *T. truncatus* e *D. sanpaulensis* para *P. blainvillei* (Suplemento, T1). De acordo com os resultados do Índice de Eletividade de Jacobs (D) foi possível observar que *A. australis* ($D = 0,66$), *T. gephyreus* ($D = 0,28$) e *T. truncatus* ($D = 0,23$) apresentam uma tendência a preda preferencialmente *T. lepturus*, este último mamífero marinho também seleciona *Mugil lisa* ($D = 0,22$) em uma proporção maior que a sua disponibilidade no ambiente. Contudo é importante mencionar que esta presa é uma

espécie migratória e sua disponibilidade varia ao longo do ano. *Pontoporia blainvillei* preda o cefalópode *D. sanpaulensis* ($D = 0,58$) em uma proporção maior que sua disponibilidade. Por outro lado, *O. flavescens* é a única espécie que não seleciona nenhuma presa, revelando uma tendência deste predador de consumir as presas com maior disponibilidade no ambiente ($D < 0,2$), sugerindo que ela apresente um baixo nível de seletividade (preferência) por alguma presa em particular (Suplemento, T1; figura 2).

A diversidade de espécies de presas indica que *T. truncatus* tem uma dieta mais diversa, enquanto *O. flavescens*, *P. blainvillei* e *T. gephyreus* apresentam uma diversidade de presas muito semelhante entre si (figura 3). Por outro lado, *A. australis* é a espécie que apresenta a menor diversidade trófica (figura 3), contudo é o mamífero marinho com o maior índice de amplitude de Nicho Trófico ($Bs = 0,31$), seguido por *P. blainvillei* ($Bs = 0,19$), *T. gephyreus* ($Bs = 0,17$), *T. truncatus* ($Bs = 0,13$) e *O. flavescens* ($Bs = 0,09$). Os resultados ainda demonstram que *O. flavescens* preda principalmente presas associadas ao fundo marinho. Enquanto, *A. australis* e *T. truncatus* consomem presas principalmente bento-pelágicas e demersal-pelágicas, e *P. blainvillei* e *T. gephyreus* predam tanto presas estritamente de fundo marinho (demersais e bentônicas) como presas que podem ser encontradas na coluna d'água (presas bento-pelágicas e demersal-pelágicas) (figura 4).

Relações tróficas dos mamíferos marinhos com as pescarias

Através da análise dos desembarques de pesca, foram identificados 84 recursos pesqueiros, deste total, 18 apresentaram uma importância de massa superior a 1% para pelo menos uma pescaria (Anexo II). Estes 18 recursos somados a 16 que apresentaram uma importância de massa superior a 1% para pelo menos uma das espécies de mamíferos marinhos (Suplemento, T1), representaram 26 táxons. Estes foram utilizados nas análises de sobreposição de nicho trófico (GO e SO). Os resultados de sobreposição total ($GO = 6,7$; $V = 347081630$; $p < 0,001$) sugerem que não houve uma sobreposição total na curva de utilização dos recursos alimentares dos mamíferos marinhos e das pescarias. Contudo, o valor de sobreposição total ajustado indica uma sobreposição de moderada para alta ($GOa = 5,9$; $V = 347081630$; $p < 0,001$). A análise de sobreposição específica (SO – par a par) demonstra que, mesmo que em baixa intensidade, *O. flavescens* e *T. truncatus* são as duas espécies de mamíferos marinhos que mais utilizam a curva de exploração dos recursos explorados pelas pescarias (Suplemento, T1; Figura 5). No entanto, as pescarias utilizam as curvas de exploração dos recursos destas duas espécies com maior intensidade

(Figura 5). *Otaria flavescens* se relaciona com menor intensidade com a pesca de arrasto simples e *T. truncatus* com o arrasto de tangones. *Arctocephalus australis* e principalmente *P. blainvillei* são as duas espécies de mamíferos marinhos que menos exploram os recursos pesqueiros (Suplemento, T1; Figura 5). Do mesmo modo que *P. blainvillei* e principalmente *A. australis* são os predadores que as pescarias menos exploram os seus recursos alimentares (Suplemento, T1; Figura 5). *Tursiops gephyreus* é a espécie que apresenta interações tróficas intermediárias com as pescarias, quando comparada as relações dos demais mamíferos marinhos com estas atividades. Contudo, o emalhe costeiro e o arrasto de parelha são as atividades que mais utilizam os recursos alimentares de *O. flavescens*, *T. gephyreus* e *T. truncatus* (Suplemento, T1; Figura 5).

Quando comparada a sobreposição dos comprimentos dos peixes predados pelos mamíferos marinhos e os capturados pelas pescarias, pode-se observar que, de um modo geral, os predadores consomem peixes menores que os de tamanho comercial, contudo é observado um certo intervalo de sobreposição nos tamanhos. Foi possível realizar 24 análises entre a relação das presas consumidas por *O. flavescens* e as seis categorias de pesca (Suplemento, F1). Em quatro destas foi possível observar que os leões-marinhos predaram peixes de tamanho similar aos tamanhos comercial do arrasto de parelha (*M. furnieris* e *M. atricalda*), arrasto simples (*M. furnieris*) e emalhe costeiro (*P. saltatrix*) além de duas presas de tamanho similar aos descartes do arrasto de parelha (*C. guatucupa* e *U. canosai*). *Otaria flavescens* ainda consome *M. furnieris* maiores que as descartadas no arrasto de parelha. Apesar de 17 análises indicarem que *O. flavescens* preda peixes menores que as capturas pesqueiras, em 47 % destas foi possível identificar uma alta sobreposição de tamanhos, variando entre 43,79 % a 86,56 % (Suplemento, F1).

Pontoporia blainvillei preda sobre *U. canosai*, *C. guatucupa* e *U. brasiliensis* menores que os capturados pelas atividades pesqueiras. Apenas para os descartes de *U. canosai* na pesca de arrasto de Parelha foi observado uma alta sobreposição no tamanho dos peixes (54,84 %), por outro lado *U. canosai* e *C. guatucupa* capturados nas redes de emalhe costeiro não tiveram nenhuma sobreposição nos tamanhos (Suplemento, F2). *Tursiops gephyreus* predou *U. brasiliensis* menores que os capturados pela pesca de emalhe costeiro, arrasto de parelha, arrasto simples e os descartados pela pesca de arrasto simples. Predou ainda *M. liza* menores que as capturas da pesca industrial e artesanal, não havendo nenhuma sobreposição de tamanho com a pesca industrial e uma sobreposição de 33,3 % com a pesca artesanal (Suplemento, F3). Apesar de *T. truncatus* ter predado *M. liza* em uma alta sobreposição quando comparado com a pesca artesanal (100 %) e

industrial (91,67 %) a proporção da distribuição na frequência dos tamanhos não foi similar. *Tursiops truncatus* ainda predou *C. guatucupa* em alta sobreposição de tamanho com os peixes capturados desta espécie pela pesca de emalhe costeiro (73,68 %), arrasto de parelha (81,58 %), arrasto de tangone (79,95 %), arrasto simples (57,89 %) e peixes maiores que os descartados no arrasto de parelha (Suplemento, F3).

Na análise de correspondência podemos observar seis agrupamentos (Figura 6). Demonstrando que *P. blainvillei* apresenta maior correlação com os cefalópodes da família Loliginidae (*D. sanpaulensis* e *Doryteuthis plei*) e com o Cienídeo *S. rastrifer*. *Arctocephalus australis*, *T. gephyreus* e *T. truncatus* tiveram maior correlação com *T. lepturus* (elipse verde), além desta presa as duas espécies do gênero *Tursiops* apresentaram uma forte relação com *M. liza* e Tetraodontiformes (elipse azul). Já *O. flavescens* por sua vez esteve mais relacionado com peixes Cienídeos (*C. guatucupa*, *M. furnieri*, *M. atricauda*, e *U. canosai*) formando um agrupamento com o emalhe costeiro, emalhe oceânico, arrasto de parelha e arrasto simples (elipse vermelha). O arrasto de tangones formou um agrupamento com duas espécies de camarões (*Artemesia longinaris* e *Pleoticus muelleri*) e linguado (*Paralonchurus brasiliensis*), enquanto o cerco formou um grupo com peixes pelágicos (*Mugil liza*, *Pomatomus saltatrix*, *Scomber japonicus* e *Trachurus lathami* - elipse amarela).

Discussão

As atividades pesqueiras de emalhes costeiro e oceânico e o arrasto de parelha foram as pescarias que apresentam maiores relações tróficas com os mamíferos marinhos e afetam principalmente a curva de utilização dos recursos alimentares de *O. flavescens*, *T. gephyreus* e *T. truncatus*. As pescarias de arrasto de parelha e emalhe são as principais atividades pesqueiras costeiras na região sul do Brasil (e.g. Klippel, Vooren, Lamónaca & Peres, 2005; Haimovici et al., 2006) e vem exercem um esforço de pesca bem elevado (e.g. Klippel, Vooren, Lamónaca & Peres, 2005; Haimovici et al., 2006; Moreno, Tavares, Danilewicz, Ott & Machado, 2009). Os principais recursos pesqueiros explorados por estas atividades no sul do Brasil (e.g. *M. atricauda*, *M. furnieri*, *U. canosai*, *C. guatucupa*, *U. brasiliensis*, *P. saltatrix*) representaram 15 % da importância relativa das presas dos mamíferos marinhos agrupados (Suplemento, T1). A importância destes recursos para estes predadores pode ser preocupante, uma vez que, devido à intensa pressão de pesca sobre os estoques de peixes no sul do Brasil nas últimas décadas, os

desembarques de peixes vêm diminuindo paulatinamente desde a década de 1970 (Haimovici & Cardoso, 2016). Alguns destes recursos, como os peixes cienídeos *M. furnieri*, *M. atricauda*, *U. canosai* e *C. guatucupa*, que juntos representam mais da metade dos desembarques de peixes marinhos no sul do Brasil, estão sobre-explorados, assim como *Pomatomus saltatrix* e *Mugil liza* que estão no limite sustentável de exploração (MMA, 2004; Haimovici & Cardoso, 2016).

Apesar das principais presas dos mamíferos marinhos (*T. lepturus*, *P. brasiliensis*, *D. sanpaulensis* e *S. rastrifer*) não serem recursos pesqueiros importantes na região, *P. brasiliensis*, *Stellifer* sp. e *T. lepturus* compõem as capturas incidentais e são rejeitadas em grandes quantidades principalmente pelas pescarias de arrasto de fundo (e.g. Haimovici & Mendonça, 1996, Haimovici & Fischer, 2007, Cardoso & Haimovici, 2011). Em termos de biomassa, os descartes destas três espécies de peixes representaram um terço (33,5%) de todas as espécies descartadas em quatro viagens de arrasto de parelha monitoradas na região sul do Brasil nos anos de 2011 e 2012 (Cardoso & Haimovici, no prelo). Por outro lado, recentemente *T. lepturus* e *P. brasiliensis* estão sendo aproveitados como recurso pesqueiro com maior frequência na região (e.g. Haimovici & Fischer, 2007, Cardoso & Haimovici, 2011). Nos estados do sudeste do Brasil, *T. lepturus* corresponde a um recurso importante para a região e apresenta valores relativamente elevados de captura (e.g. Avila-da-Silva et al., 2014; FIPERJ, 2014). Com a depleção dos principais estoques no sul do Brasil, *T. lepturus* pode ser um potencial recurso para o setor pesqueiro no futuro e uma pesca excessiva sobre seu estoque poderia acarretar danos para as populações de mamíferos marinhos que utilizam este como um importante recurso alimentar.

Atualmente vem sendo sugerido que a depleção dos estoques pesqueiros mencionados anteriormente na região sul do Brasil (MMA, 2004; Haimovici & Cardoso, 2016) vem acarretando importantes efeitos nas populações de mamíferos marinhos na região. Mudanças importantes na dieta de *P. blainvillei* e *T. truncatus* (= *T. gephyreus*, Wickert, Maillard, Oliveira & Moreno, 2016) foram atribuídas a depleção dos estoques de *M. atricauda* e *M. furnieri*, nas últimas décadas (Secchi, Ott & Danilewicz, 2003; Secchi et al., 2016; Milmann, Danilewicz, Machado, Santos & Ott, 2016). Mais recentemente, foi sugerido que a depleção dos estoques pesqueiros no sul do Brasil alterou a ecologia alimentar de *O. flavescens*, forçando a população da espécie a ampliar seu nicho trófico na busca de outras alternativas alimentares (Machado, capítulo 3 desta tese). Este comportamento está de acordo com a teoria do forrageio ótimo e a competição

interespecífica por recursos, que sugere que a amplitude do nicho trófico de um predador oportunista poderia expandir sob uma redução na disponibilidade de recursos (MacArthur, 1972; Pianka, 1999). Neste contexto, predadores oportunistas são mais propensos a ajustar seus hábitos alimentares que os predadores que selecionam suas presas, podendo suportar mais as pressões por competição. Contudo, observamos aqui que as demais espécies de mamíferos marinhos apresentam um certo nível de seletividade para algum tipo de presa (figura 2) e que seriam dependentes destes recursos alimentares devido a sua elevada importância relativa (Tabela 1). Por apresentar este comportamento, talvez estes predadores não tenham a mesma eficiência ao responder a diminuição dos estoques de suas principais presas, como foi sugerido para *O. flavescens* (Machado, capítulo 3 desta tese).

Arctocephalus australis tem a menor diversidade trófica, e é extremamente dependente de *T. lepturus*, contudo esta presa parece não ser o único recurso alimentar importante para o lobo-marinho sul-americano da população Brasil-Uruguai. A dieta da espécie no Uruguai é composta por pelo menos 13 espécies de presas, além de *T. lepturus*, *Engraulis anchoita* e *C. guatucupa* parecem ter uma importância semelhante na dieta da espécie (Naya, Arim, & Vargas, 2002). Resultados de isótopos estáveis demonstram que machos adultos da espécie desta mesma população utilizam em proporções similares pelo menos quatro recursos importantes (*T. lepturus*, *Engraulis anchoita*, *C. guatucupa* e *D. sanpaulensis* – Vales et al., 2013). *Arctocephalus australis* ainda é o mamífero marinho com as menores relações com as pescarias, se alimentando de recursos bento-pelágicos e demerso-pelágicos de menor importância para estas atividades e talvez seja o predador que menos efeitos sofreria diretamente com uma contínua diminuição dos recursos na região. Resultados da análise de isótopos estáveis demonstra que a depleção nos estoques pesqueiros nas últimas duas décadas (1994 a 2011) não alterou a dieta de machos adultos da espécie da população Brasil-Uruguai, onde a proporção dos sinais isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) se manteve estáveis ao longo dos anos (Vales et al., 2013).

Pontoporia blainvillei foi o segundo mamífero com menor relação trófica com as pescarias. Contudo, como mencionado anteriormente, já foi demonstrado os efeitos da depleção do estoque de corvina (*M. furnieri*) na composição de sua dieta, onde foi observada uma redução da ocorrência desta presa entre as décadas de 1970 e 1990 (Secchi, Ott & Danilewicz, 2003). *Pontoporia blainvillei* parece ser o predador que consome as menores presas quando comparado com as pescarias. Outro fato importante está associado à sua grande dependência por *D. sanpaulensis* (Tabela 1), isso poderia estar

atribuído à estrutura morfológica dos bicos de cefalópodes que favorece a sua retenção no trato digestório dos animais (e.g. Recchia & Read, 1989) podendo levar a superestimativa do consumo e importância desta presa na composição da dieta da toninha. Contudo *D. sanpaulensis* também é importante para *P. blainvillei* em outras áreas geográficas de sua distribuição (e.g. Bittar & Di Benedetto, 2009; Denuncio et al., 2017). Além disto, análises de isótopos estáveis demonstram a importância deste cefalópode para a espécie na região sul do Brasil (Troina, Botta, Secchi & Dehairs, 2016). É importante mencionar que *D. sanpaulensis* não é um importante recurso pesqueiro na região sul do Brasil, e uma pressão excessiva em seu estoque não parece ser provável nos próximos anos.

As relações tróficas de *T. gephyreus* com as pescarias estiveram em níveis intermediários quando comparados com as demais espécies de mamíferos marinhos. Contudo, populações residentes de regiões estuarinas desta espécie no sul do Brasil apresentam uma grande interação positiva com as pescarias artesanais direcionada para a captura de *Mugil liza*, através da pesca cooperativa (e.g. Simões-Lopes, Fabian, & Menegheti, 1998; Peterson, Hanazaki & Simões-Lopes, 2008; Zappes, Andriolo, Simões-Lopes & Di Benedetto, 2011). Esta interação ocorreria em maior intensidade no período de outono (e.g. Simões-Lopes, Fabian, & Menegheti, 1998; Peterson, Hanazaki & Simões-Lopes, 2008; Zappes, Andriolo, Simões-Lopes & Di Benedetto, 2011; Di Giacomo & Ott, 2016) quando *M. liza* realiza sua migração reprodutiva para a região (Lemos, Varela, Schwingel, Muelbert & Vieira, 2014). Segundo Milmmann et al. (2016) este seria um período crítico para este recurso, uma vez que é alvo da pesca artesanal e industrial. A depleção do estoque de *M. liza* poderia causar sérios prejuízos alimentares para *T. gephyreus* (Milmmann et al., 2016). É importante mencionar que o outono é um período importante para a criação dos filhotes de *T. gephyreus*, os quais nascem no verão e estariam com poucos meses de vida (Fruet et al., 2014), e *M. liza* seria um importante recurso alimentar (Milmmann et al., 2016; Secchi et al., 2016) para suas mães lactantes neste período. Atualmente, o estoque de *M. liza* da região sul e sudeste do Brasil estaria no limite máximo de exploração (MMA, 2004; Haimovici & Cardoso, 2016). Os trabalhos atribuídos a *T. tuncatus* (Milmmann et al., 2016; Secchi et al., 2016) no sul do Brasil, foram publicados concomitantemente a revalidação da espécie *T. gephyreus* (Wickert, Maillard, Oliveira & Moreno, 2016). O estudo de Milmmann et al. (2016) foi realizado em uma área onde ambas as espécies do gênero *Tursiops* ocorrem (Wickert, Maillard, Oliveira & Moreno, 2016) e os animais foram analisados agrupados (*T.*

truncatus n=3 e *T. gephyreus* n=18). É importante mencionar que os indivíduos analisados por Milmmann et al. (2016) estão sendo utilizados no presente estudo. Já o estudo realizado por Secchi et al. (2016) atribuído a *T. truncatus* foi conduzido apenas com indivíduos de *T. gephyreus* (Secchi, comunicações pessoais). Secchi et al. (2016) observaram que as principais espécies predadas por *T. truncatus* (= *T. gephyreus*, Wickert, Maillard, Oliveira & Moreno, 2016) foram compostas por *M. furnieri*, *P. brasiliensis* e *T. lepturus* respectivamente. Os autores ainda mencionam ter encontrado evidências que esteja ocorrendo uma redução no consumo de *M. furnieri* ao longo das últimas décadas e atribuem isto à depleção do estoque da espécie pelas pescarias.

Otaria flavescens e *T. truncatus* foram as espécies de mamíferos marinhos que apresentaram maior relação trófica com as pescarias. Isto é devido aos maiores valores observados nos índices de sobreposição trófica específicos e pela sobreposição entre os tamanhos dos peixes predados e os capturados/descartados pelas pescarias. Em algumas análises de sobreposição de tamanhos dos peixes, apesar de não ter sido observado uma frequência significativa nos tamanhos, os resultados demonstram claramente uma alta sobreposição nos intervalos de tamanhos. *Otaria flavescens* ainda apresentou uma forte relação com as pescarias de emalhe costeiro e oceânico e os arrastos de parelha e simples na utilização de cienídeos demersais. Esta maior associação trófica de *O. flavescens* com as pescarias poderia ser esperada, uma vez que a espécie interage diretamente nas operações de pesca, se alimentando de peixes capturados e descartados (e.g. Szteren & Paez, 2002; Sepulveda et al., 2007; Machado, Oliveira & Montealegre-Quijano, 2015; Machado et al., 2016), utilizando as pescarias como fonte de recursos alimentares. Szteren, Naya & Arim, (2004) observaram uma baixa sobreposição trófica entre a dieta dos leão-marinho sul-americano e as pescarias artesanais de emalhe no Uruguai. Por outro lado, Riet-Sapriza et al., (2012) observaram uma alta sobreposição trófica entre a espécie e as atividades de pesca artesanal e de arrasto costeira na costa Uruguiaia. Na costa da Patagônia Argentina, as interações tróficas entre o leão-marinho sul-americano e a pesca de arrasto sugerem que a potencial competição entre ambos pela utilização dos recursos pode ser baixa (Dans, Koen-Alonso, Crespo, Pedraza, & García, 2003; Romero et al., 2011), e que a intensa pesca da merluza Argentina (*Merluccius hubbsi*) parece não estar afetando a alimentação do leão-marinho sul-americano (Drago, Cardona, Crespo & Aguilar, 2009). No entanto, como mencionado anteriormente a intensa pressão pesqueira sobre os estoques nas últimas três décadas no Sul do Brasil parece estar afetando a ecologia alimentar do leão-marinho sul-americano (Machado, capítulo 3 desta tese). Os

autores observaram que entre os períodos de 1993-2003 e 2004-2014, os leões-marinhos expandiram seu nicho trófico em busca de outras alternativas alimentares, e atribuíram esta mudança em função do declínio de muitos recursos importantes para a espécie na região.

Compreender as relações tróficas dos mamíferos marinhos com as atividades pesqueiras, nos permite entender como estes predadores de topo respondem a contínuas pressões humanas nos ecossistemas marinhos. As relações entre mamíferos marinhos e as pescarias são complexas e difíceis de serem interpretadas. Neste sentido, os índices de sobreposição trófica podem trazer aproximações dos níveis de sobreposição na utilização dos recursos por ambos (Dans, Koen-Alonso, Crespo, Pedraza, & García, 2003; Szteren, Naya & Arim, 2004; Romero et al., 2011; Riet-Sapriza et al., 2012). Contudo, efeitos indiretos através da cadeia alimentar podem estar agindo e são mais complexos de serem medidos (Trites, Christensen & Pauly, 1997), e igualmente podem causar efeitos negativos nas populações de mamíferos marinhos. Outro problema potencial e difícil de ser mensurado seriam as possíveis modificações das comunidades de peixes em um ecossistema devido as pressões pesqueiras, o que devem trazer prejuízos as populações de mamíferos marinhos.

O declínio de algumas populações de mamíferos marinhos vem sendo atribuído como efeito da depleção de alguns estoques pesqueiros (e.g. Notarbartolo, Aguilar, Bearzi, Birkun & Frantzis, 2002; Beatriz et al., 2003). Notarbartolo, Aguilar, Bearzi, Birkun & Frantzis (2002) em uma revisão dos principais impactos ocasionados pelas atividades humanas nas populações de cetáceos no Mar do Mediterrâneo e Mar Negro, mencionam que pelo menos quatro espécies (*Delphinus delphis*, *Stenella coeruleoalba*, *Phocoena phocoena* e *T. truncatus*) sofram um forte impacto pela depleção dos estoques de suas principais presas. O golfinho comum (*D. delphis*) teve uma drástica redução na sua abundância e nas áreas de ocupação no Mar Mediterrâneo nas últimas décadas. Uma das hipóteses sugeridas para tal declínio está associada à depleção de alguns estoques pesqueiros que potencialmente seriam chaves para este predador (Beatriz et al., 2003). A população do leão-marinho sul-americano no Uruguai é composta por um total de 12.000 a 13.000 indivíduos e está declinando em uma taxa anual de 2 % (Páez, 2005). Uma das hipóteses atribuída a este declínio seriam as interações biológicas e operacionais com as atividades pesqueiras (Franco-Trecu, Drago, Szteren, & Riet-Sapriza, 2017). Em simulações ecossistêmicas, Trites, Coombs & Bredesen (2004) sugerem que populações de mamíferos marinhos poderiam ser reduzidas rapidamente pela diminuição das

abundâncias de suas presas. A redução da disponibilidade das principais presas pode acarretar na redução da quantidade e/ou qualidade dos recursos alimentares disponíveis, podendo acarretar em estresse nutricional para as populações. Esta situação pode levar a uma redução do tamanho corporal, redução das taxas de natalidade, aumento da mortalidade de neonato e jovens, modificações comportamentais (e.g. viagens de forrageio mais longas) e alteração na condição corporal (Trites & Donnelly, 2003).

As alternativas de manejo pesqueiro para mitigar os efeitos da intensa pressão sobre os estoques passam por medidas técnicas, tais como a criação e/ou expansão de unidades de conservação e principalmente pela redução do esforço pesqueiro, seja pela redução da frota pesqueira, dos tamanhos das redes, tempo de pesca e na exclusão de áreas de pesca (e.g. Dani et al., 2010; Di Tulio et al., 2015). Outra medida importante, seria inverter esforços para melhor compreender a dinâmica da população de *Trichiurus lepturus* na região sul do Brasil. Traçando medidas que auxiliem na preservação deste recurso, antes que seja um estoque importante para as pescarias locais. Neste contexto, a compreensão das interações alimentares observadas neste estudo é de extrema importância e pode auxiliar na tomada de decisões relacionadas ao manejo pesqueiro, e ao planejamento de medidas de conservação para estas espécies de predadores. Uma vez que as atividades pesqueiras são globalmente o principal problema de conservação para os mamíferos marinhos. Apesar deste entendimento, no atual cenário há uma necessidade de investimentos para mais esforços na compreensão dos reais efeitos que as depleções dos principais estoques pesqueiros podem estar causando nas populações de mamíferos marinhos e inclusive de outros predadores de topo na região sul do Brasil. É provável que, se nenhuma medida for tomada para modificar o atual cenário pesqueiro (e.g. Haimovici & Cardoso, 2016) estes problemas podem ser potencializados em um futuro próximo, podendo ser esperadas modificações importantes das comunidades marinhas. Neste cenário poderia haver uma potencialização das interações atuais, gerando sérios riscos às populações de mamíferos marinhos na região sul do Brasil.

Referências

- Ávila-Da-Silva, A. O., Carneiro, M. H., Mendonça, J. T., Bastos, G. C. C., Miranda, L. V., Ribeiro, W. R. & Santos, S. (2014). Produção pesqueira marinha e estuarina do estado de São Paulo. *Informe Pesqueiro de São Paulo*, 51, 1-4.
- Barros, N. B., & Clark, M. (2009). Diet. In Perrin, W. F., Wursig, B. & Thewissen, J. G. M. (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp 311-316), San Diego, CA: Academic Press.
- Bastos, G. C. C. (1990). Morfologia de otólitos de algumas espécies de Perciformes (Teleostei) da costa sudeste-sul do Brasil. (Msc thesis), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Bearzi, G., & Reeves, R. R., Notarbartolo-di-Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A., & Mussi, B. (2003). Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea. *Mamm. Rev.* 33, 224 – 252.
- Bittar, V. T. & Di Benedetto, A. P. M. (2009). Diet and potential feeding overlap between *Trichiurus lepturus* (Osteichthyes: Perciformes) and *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia*, 26, 374-378.
- Boffo, M. S., & Reis, E. G. (2003). Atividade pesqueira da frota de média escala no extremo sul do Brasil. *Atlântica*, 25, 171-178.
- Bugoni, L., & Vooren, C.M. (2004). Feeding ecology of the Common tern *Sterna hirundo* in a wintering area in southern Brazil. *Ibis*, 146, 438–453.
- Cardoso, L. G., & Haimovici, M. (2011). Caracterização tecnológica, social, econômica e ecológica da atividade pesqueira sediada em Passo de Torres, Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 37, 275–288.
- Carvalho-Filho, A. (1999). *Peixes: costa brasileira*. São Paulo: Melro.
- Colabuono, F.I., & Vooren, C.M. (2007). Diet of Black-browed *Thalassarche melanophris* and Atlantic Yellow-nosed *T. chlororhynchos* Albatrosses and White-chinned *Procellaria aequinoctialis* and Spectacled *P. conspicillata* Petrels off southern Brazil. *Marine Ornithology*, 35, 9–20.
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547.
- Chao, A., Wang, Y. T., & Jost, L. (2013). Entropy and the species accumulation curve: A novel estimator of entropy via discovery rates of new species. *Methods Ecol. Evol.*, 4, 1091–1110.
- Chao, A., Ma, K. H., & Hsieh, T. C. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User's Guide published at (http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/) (accessed April 2017).
- Cortés, E. (1997). A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 726–738.
- Danilewicz, D., Moreno, I. B., Muelbert, M., Oliveira, L., Ott, P. H., Secchi, E. R., & Tavares, M. (2010). Toninha (*Pontoporia blainvillei*). In FNMA/MMA. (Org.). *Espécies*

da fauna ameaçadas de extinção - recomendações para o manejo e políticas públicas (pp. 87-112), Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Dans, S. L., Koen-Alonso, M., Crespo, E. A., Pedraza, S. N., & García, N. A. (2003). Interactions between marine mammals and high seas fisheries in Patagonia: an integrated approach. In Gales, N., Hindell, M. & Kirkwood, R. (Eds.), *Marine mammals: fisheries; tourism and management issues* (pp. 88-103), Victoria: CSIRO Publishing.

De María, M., Golluchi, M., & Szteren, D. (2012). Registros de *Arctocephalus australis* (Carnivora Mammalia) interaccionando con la pesca artesanal en Uruguay. *Bol.Soc. Zool. Uruguay* (2a época), 21 (1–2), 50–58.

Denuncio, P., Viola, N. M. P., Machovsky-Capuska, G. E., Raubenheimer, D., Blasina, G., Machado, R., Polizzi, P., Gerpe, M., Cappozzo, H. L., & Rodriguez, D. H. (2017). Population variance in prey, diets and their macronutrient composition in an endangered marine predator, the Franciscana dolphin. *Journal of Sea Research*, doi: 10.1016/j.seares.2017.05.008.

Di Tullio, J. C., Fruet, P. F., & Secchi, E. R. (2015). Identifying critical areas to reduce bycatch of coastal common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in artisanal fisheries of the subtropical western South Atlantic. *Endang. Species. Res.*, 29, n. 1, 35-50.

Drago, M., Cardona, L., Crespo, E. A., & Aguilar, A. (2009). Ontogenic dietary changes in South American sea lions. *Journal of Zoology*, 279, 251–261.

Drago, M., Cardona, L., Crespo, E. A., Grandi, M. F., & Aguilar, A. (2010). Reduction of skull size in South American sea lions reveals density-dependent growth during population recovery. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 253–261.

FIPERJ. (2014). Relatório final. Secretaria de estado de desenvolvimento regional, abastecimento e pesca. Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro.

Franco-Trecu, V., Drago, M., Szteren, D., & Riet-Sapriza, F. Q. (2017). Population ecology and conservation status of the South American sea lion in Uruguay. In Alava, J. J. (Ed.), *Tropical Pinnipeds: Bio-Ecology, Threats and Conservation* (pp. 194-210), CRC Press Taylor & Francis Group.

Fruet, P. F., Kinas, P. G., Da Silva, K. G., Di Tullio, J. C., Monteiro, D. S., Dalla Rosa, L., Estima, S. C., & Secchi, E. R. (2010). Temporal trends in mortality and effects of bycatch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91, 1-12.

Giacomo, A. B. & Ott, P. H. (2016). Long-term site fidelity and residency patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Tramandaí Estuary, southern Brazil. *LAJAM*, 1-2, 155-161.

Haimovici, M., & Perez, J. A. A. (1991). Coastal cephalopod fauna of Southern Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 49 (1-2), 221-230.

Haimovici, M., & Mendonça, J.T. (1996). Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto e tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica*, 18, 161-177.

Haimovici, M., Martins, A. S., & Vieira, P.C. (1996). Distribuição e abundância de peixes teleósteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 56, 27–50.

- Haimovici, M. (1998). Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 5, 277-290.
- Haimovici, M., Vasconcellos, M., Kalikoski, D. C., Abdalah, P., Castello, J. P., & Hellebrandt, D. (2006). Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Rio Grande do Sul. In Isaac, V. J., Martins, A.S., Haimovici, M., Andriguetto Filho, J.M. (Eds.), *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais* (pp. 157–180), Belém: Universitária UFPA.
- Haimovici, M., & Fischer, L. G. (2007). Avaliação de descartes na pesca de arrasto. In Haimovici, M. (Eds.), *A prospecção pesqueira e abundância de estoques marinhos no Brasil nas décadas de 1960 a 1990: Levantamento de dados e avaliação crítica* (pp. 161-179), Brasília: MMA.
- Haimovici, M., & Cardoso, L. G. (2017). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research*, 13, 135–150.
- Hayward, M. W., Hayward, G. J., Tambling, C. J., & Kerley, G. I. H. (2011). Do Lions *Panthera leo* Actively Select Prey or Do Prey Preferences Simply Reflect Chance Responses via Evolutionary Adaptations to Optimal Foraging? *PlosOne*, 6, e 23607.
- Heithaus, M. R. & Dill, M. L. (2009). Feeding strategies and tactics. In Perrin, W. F., Wursig, B., & Mthewissen, J. J. (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp 415-423), San Diego, CA: Academic Press.
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 441-429.
- Ibama/Ceperg. 2001–2011. Desembarque de pescados no Rio Grande do Sul. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Centro de Pesquisa e Gestão dos Recursos Pesqueiros Lagunares e Estuarinos. Projeto Estatística Pesqueira. <http://www.demersais.furg.br/index.php/produção-pesqueira.html>.
- Jacobs, J. (1974). Quantitative measurement of food selection - a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia*, 14, 413–417.
- Janata, H. N., & Reis, E. G. (2005). Exploração pesqueira da corvina (*Micropogonias furnieri*) no extremo sul do Brasil pela frota costeira de média escala. *Acta Biológica Leopoldensia*, 27, 115–122.
- Jefferson, T. A., Webber, M. A. & Pitman, R.L. (2007). *Marine Mammals of the world: A comprehensive guide to their identification*. Elsevier.
- Klippel, S. Vooren, C. M.; Lamónaca, A. F., & Peres, M. B. (2005). A pesca industrial no sul do Brasil. In Vooren, C.M. e Klippel, S. (Eds.), *Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*, (pp.135-177), Porto Alegre: Igaré.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (2nd ed.) Menlo Park: Benjamin/Cummings.
- Langton, R. W. (1982). Diet overlap between Atlantic cod, *Gadus morhua*, silver hake, *Merluccius bilinearis*, and fifteen other northwest Atlantic finfish. *Fishery Bulletin*, 80, 745-759.
- Lavigne, D. M. (2003). Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. In Gales, N., Hindell, M., & Kirkwood, R. (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries Tourism and Management Issues*, (pp. 31–47), Australia: CSIRO publications.

- Lemos, V. M., Varela Jr, A. S., Schwingel, P. R., Muelbert, J. H., & Vieira, J. P. (2014). Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. *J. Fish Biol.*, 85, n. 3, 671-687.
- Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F. (1988). *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. New York: John Wiley & Sons.
- MacArthur, R. H. (1972). *Geographical Ecology: patterns in the distribution of species*. New York: Harper & Row.
- Machado, R., Oliveira, L. R., & Montealegre-Quijano, S. (2015). Incidental catch of South American sea lion in a pair trawl off southern Brazil. *Neotropical Biological Conservation*, 10,43-47.
- Machado, R., Ott, P. H., Moreno, I. B., Danilewicz, D., Tavares, M., Crespo, H. A., Siciliano, S., & Oliveira, L. R. (2016). Operational interactions between South American sea lions and gillnet fishing in southern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 108–120.
- Milmann, L., Danilewicz, D., Machado, R., Santos, R. A., & Ott, P. H. (2016). Feeding ecology of the common bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil: analyzing its prey and the potential overlap with fisheries. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64, 415-422.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2004). Instrução normativa IBAMA N°. 05, de 21 de maio de 2004. Reconhece como espécies ameaçadas de extinção e espécies sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexploração, os invertebrados aquáticos e peixes, constantes dos Anexos a esta Instrução Normativa. Diário Oficial da União, Brasília. N°. 102.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2014). Portaria MMA N°. 445, de 17 de dezembro de 2014. Resolve: Art. 1º Reconhecer como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos" - Lista, conforme Anexo I da Portaria, em observância aos arts. 6º e 7º, da Portaria no 43, de 31 de janeiro de 2014.
- Montealegre-Quijano, S., & Ferreira, C. N. (2010). Scientific Note Incidental catch of a franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in a pair trawl off southern Brazil. *Pan-Amer. J. Aquatic Sci.*, 5 (3), 465–468.
- Moreno, I. B., Tavares, M., Danilewicz, D., Ott, P. H., & Machado, R. (2009). Descrição da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul: comunidades pesqueiras de Imbé/Tramandaí e Passo de Torres/Torres. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35, 129–140.
- Naya, D. E., Arim, M., & Vargas, R. (2002). Diet of South American fur seals (*Arctocephalus australis*) in Isla de Lobos, Uruguay. *Mar Mammal Sci*, 18, 734–745. doi:10.1111/j.1748-7692.2002.tb01070.x
- Notarbartolo di Sciara, G., Aguilar, A., Bearzi, G., Birkun, A. Jr., & Frantzis, A. (2002). Overview of known or presumed impacts on the different species of cetaceans in the Mediterranean and Black Seas. In Notarbartolo di Sciara, G. (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies*, (section 17, 4 p), Monaco: ACCOBAMS Secretariat.

- Oliveira, L. R., Ott, P. H., & Malabarba, L. R. (2008). Ecologia alimentar dos pinípedes do sul do Brasil e uma avaliação de suas interações com atividades pesqueiras. In Reis, N.R., Peracchi, A.L., Santos, G.A.S.D. (Eds.), *Ecologia de mamíferos* (pp. 93–109). Londrina: Technical Books Editora.
- Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E., & Christensen, V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55, 467–481.
- Pauly, D. & Zeller, D. (2003). The global sheries crisis as a rationale for improving the fao's database of sheries statistics. *Fisheries Centre Research Reports*, 11, 1-9.
- Pauly, D. & Zeller, D. (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining, *Nature Compunction* 7:10244. DOI: 10.1038/ncomms10244
- Pauly, D. & Zeller, D. (2017). Comments on FAOs state of world fisheries and aquaculture (SOFIA), *Marine Policy*, 77, 176–181.
- Perrin, W. F., Wursig, B. & Thewissen, J. G. M. (2009). *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, CA.
- Perrin, W. F., Rosel, P. E., & Cipriano, F. (2013). How to contend with parapyly in the taxonomy of the delphinine cetaceans? How to contend with parapyly in the taxonomy of the delphinine cetaceans? *Marine Mammal Science*, 29, 567–588.
- Peterson, D., Hanazaki, N., & Simões-Lopes, P. C. (2008) Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 51, 469-475. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.04.003>
- Petratis, P. S. (1979). Likelihood measures of niche breadth and overlap. *Ecology*, 60, 703-710.
- Pianka, E. R. (1999). *Evolutionary ecology*. San Francisco: Addison Wesley Longman.
- Pinkas, L., Oliphant, M. S., & Iverson, I. L. K. (1971). Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California waters. *Fishery Bulletin*, 152, 1-105.
- Pont, A. C., Marchini, S., Engel, M. T., Machado, R., Ott, P. H., Crespo, E. A., Coscarella, M., Dalzochio, M. S., & Oliveira, L. R. (2016). The human dimension of the conflict between fishermen and South American sea lions in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 770, 89–104.
- Recchia, C. A., & Read, A. J. (1989) Stomach contents of harbour propoise, *Phocoena phocoena* (L.), from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology*, 65, 2140-2145.
- Reeves, R., Dalebout, M., Jefferson, T. A., Karkzmarski, L., Laidre, K., O’Corry-Crowe, G., Rojas-Bracho, L., Secchi, E., Slooten, E., Smith, B. D., Wang, J. Y., Zerbini, A. N. & Zhou, K. (2012). *Pontoporia blainvillei*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. e.T17978A17623386. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T17978A17623386.en>. Downloaded on 09 September 2017.
- Reyes, P., Hucke-Gaete, R., & Torres-Florez, J. P. (2013). First observation of operational interactions between bottom trawling fisheries and South American sea lion, *Otaria flavescens* in south-central Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93, 1–6.

- Rice, D. W. (1998). *Marine Mammals of the World: Systematics and Distribution*. Special publication N° 4. *The Society for Marine Mammalogy*, Allen Press, Lawrence, Kansas. 231p.
- Riet-Sapriza, F. G., Costa, D. P., Franco-Trecu, V., Marín Y Chocca, J., González, B., Beathyate, G., Louise Chilvers, B., & Hückstadt, L. A. (2013). Foraging behavior of lactating South American sea lions, *Otaria flavescens* and spatial-resource overlap with the Uruguayan fisheries. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 88–89, 106–119.
- RIO GRANDE DO SUL (2014). Provincial Decree N° 51.797, from 08 September 2014, of the state of Rio Grande do Sul, Brazil, related to endangered wildlife species. Porto Alegre.
- Romero, M. A., Dans, S., Gonzalez, R., Svendsen, G., Garcia, N., & Crespo, E. (2011). Solapamiento trófico entre el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* y la pesquería de arrastre demersal del golfo San Matías, Patagonia, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39, 344–358.
- Rosas, F. C. W., Pinedo, M. C., Marmontel, M., & Haimovici, M. (1994). Seasonal movements of the South American sea lion (*Otaria flavescens*, Shaw) off the Rio Grande do Sul coast. *Brazil. Mammalia*, 58, 51–59.
- Rossi-Wongtschowski, C. L. B., Siliprandi, C. C., Brenha, M. R., Gonsales, S. A., Santificetur, C., & Vaz-Dos-Santos, A. M. (2014). Atlas of marine bony fish otoliths (sagittae) of southeastern-southern Brazil Part I: Gadiformes (Macrouridae, Moridae, Bregmacerotidae, Phycidae and merlucciidae); Part II: Perciformes (Carangidae, Sciaenidae, Scombridae and Serranidae). *Brazilian Journal of Oceanography*, 62, 1-103.
- Secchi, E. R., Ott, P. H., & Danilewicz, D. S. (2003). Effects of fishing by-catch and conservation status of the Franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In Gales, N., Hindell, M., & Kirkwood, R. (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues* (pp. 174–91). Melbourne: CSIRO Publishing.
- Secchi, E. R., Botta, S., Weigand, M. M., Lopes, L. A., Fruet, P. F., Genoves, R. C., & Di Tullio, J. (2016). Long-term and gender-related variation in the feeding ecology of common bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary and the adjacent marine coast in western South Atlantic. *Marine Biology Research*. doi.org/10.1080/17451000.2016.1213398.
- Seeliger, U., & Odebrecht, C. (1998). Introdução e aspectos gerais. In Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P. (Eds.), *Subtropical Convergence Environments - The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. New York, NY: Springer-Verlag.
- Sepúlveda, M., Perez, M. J., Sielfed, W., Oliva, D., Durán, L. R., Rodríguez, L., Araos, V., & Buscaglia, M. (2007). Operational interactions between South American sea lions *Otaria flavescens* and artisanal (small-scale) fishing in Chile: results from interview surveys and on-board observations. *Fisheries Research*, 83, 332-340.
- Simões-Lopes, P. C., Fabian, M. E. & Menegheti, J.O. (1998) Dolphin interactions with the mullet artisanal fisheries on southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(3), 709-726. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751998000300016>
- Szteren, D., & Páez, E. (2002). Predation by southern sea lions (*Otaria flavescens*) on artisanal fishing catches in Uruguay. *Marine Freshwater Research*, 53, 1161-1167.

- Szteren, D., Naya, D., & Arim, M. (2004). Overlap between pinniped summer diet and artisanal fishery catches in Uruguay. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 3, 119-125.
- Trites, A. W., Christensen, V., & Pauly, D. (1997). Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22, 173–187.
- Trites, A. W., Coombs, A. P., & Bredesen, E. L. (2004). Whales, whaling and ecosystem change in the antarctic and eastern bering sea: insights from ecosystem models. In Monograph, C. W., (Ed.), *Investigating the roles of cetaceans in marine ecosystems* (v. 25 page 144), Monaco: CIESM.
- Trites, A.W., & Donnelly, C.P. (2003). The decline of Steller sea lions *Eumetopias jubatus* in Alaska: a review of the nutritional stress hypothesis. *Mammal Review*, 33, 3–28.
- Troina, G., Botta, S., Secchi, E. R., & Dehairs, F. (2016). Ontogenetic and sexual characterization of the feeding habits of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, based on tooth dentin carbon and nitrogen stable isotopes. *Marine Mammal Science*, 32, 1115-1137.
- Vales, D. G, Saporiti, F., Cardona, L., Oliveira, L. R., dos Santos, R. A., Secchi, E. R., Aguilar, A., & Crespo, E. A. (2014). Intensive fishing has not forced dietary change in the South American fur seal *Arctophoca* (= *Arctocephalus*) *australis* off Río de la Plata and adjoining areas. *Aquatic Conserv Mar Freshw Ecosyst*, 24, 745– 759. doi:10.1002/aqc.2397.
- Wickert, J. C., Maillard, S. V. E., Oliveira, L. R. & Moreno, I. B. (2016). Revalidation of *Tursiops gephyreus* Lahille, 1908 (Cetartyodactyla: Delphinidae) from the Southwestern Atlantic Ocean. *J Mammal*, 97 (6), 1728-1737.
- Zappes, C. A., Andriolo, A., Simões-Lopes, P. C. & Di Benedetto, A. P. M. (2011). ‘Human-dolphin (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) cooperative fishery’ and its influence on cast net fishing activities in Barra de Imbé/Tramandaí, southern Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 54, 427-432. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.02.003>.

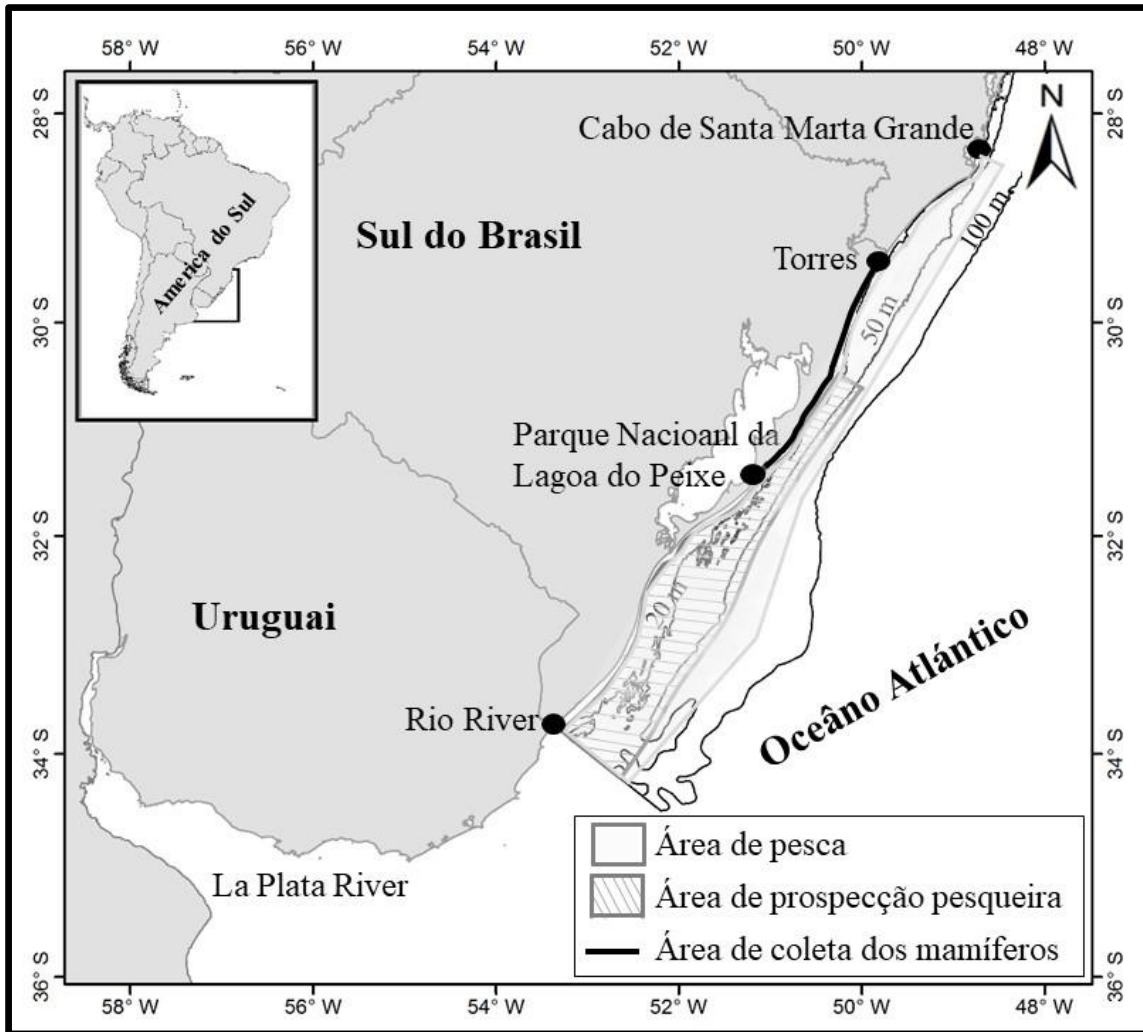


Figura 1: Área de monitoramento de praia para a coleta dos mamíferos marinhos, prospecção pesqueiros e pesca no norte de influência da Convergência Subtropical do Oceano Atlântico.

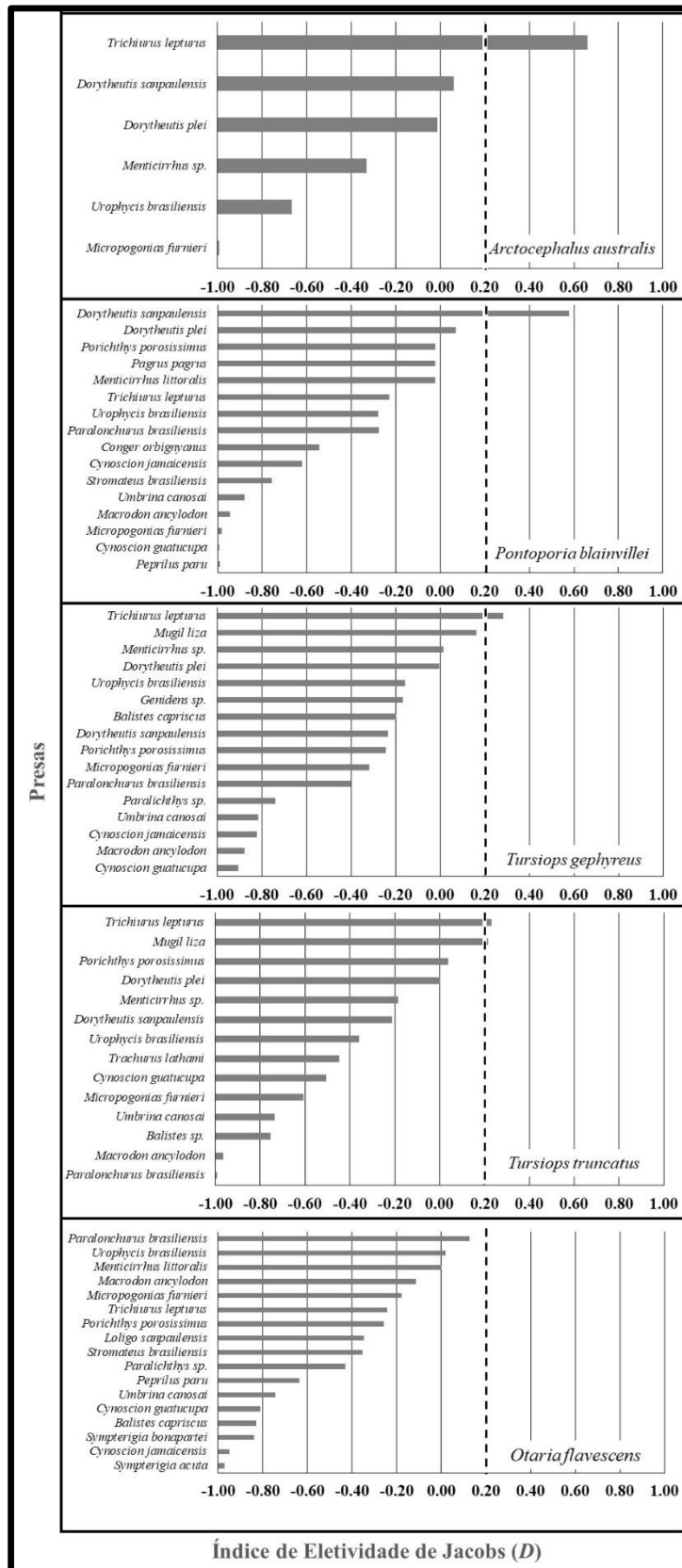


Figura 2. Índice de Eletividade de Jacobs' (D) das cinco espécies de mamíferos marinhos analisados no presente estudo no sul do Brasil. Linha pontilhada ($D > 0,20$) índia que a presa é selecionada pelo predador (presa preferencial) (Hayward, Hayward, Tambling & Kerley, 2011).

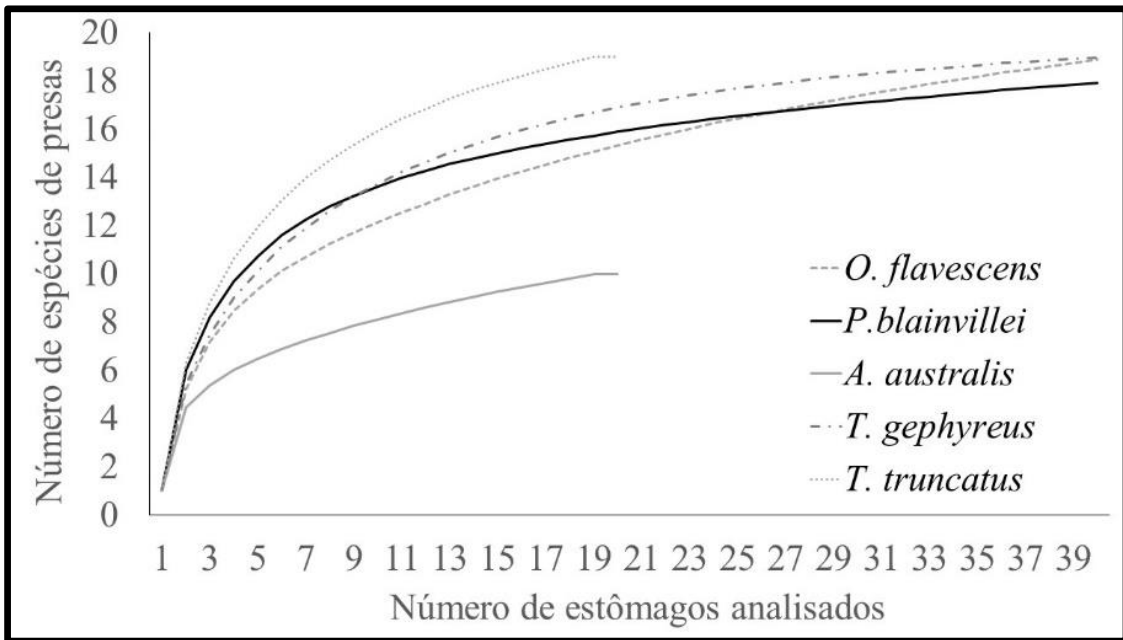


Figura 3: Curva cumulativa de espécies de presas (Riqueza de presas) na dieta das cinco espécies mais abundantes de mamíferos marinhos no sul do Brasil.

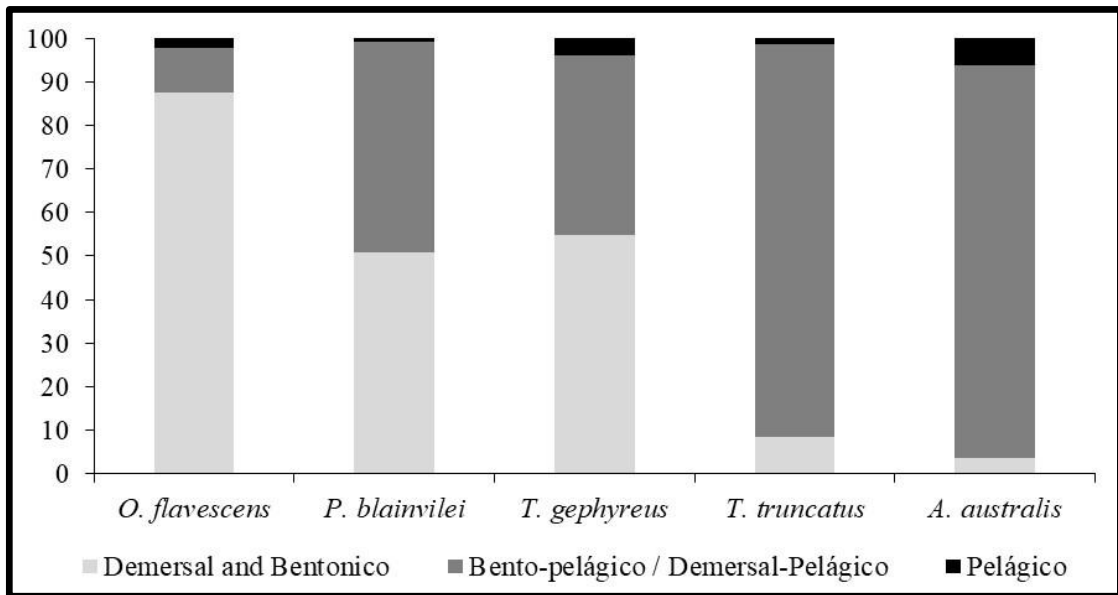


Figura 4: Importância das diferentes presas (%IIR) de acordo com seus grupos ecológicos na dieta das cinco espécies mais abundantes de mamíferos marinhos no sul do Brasil.

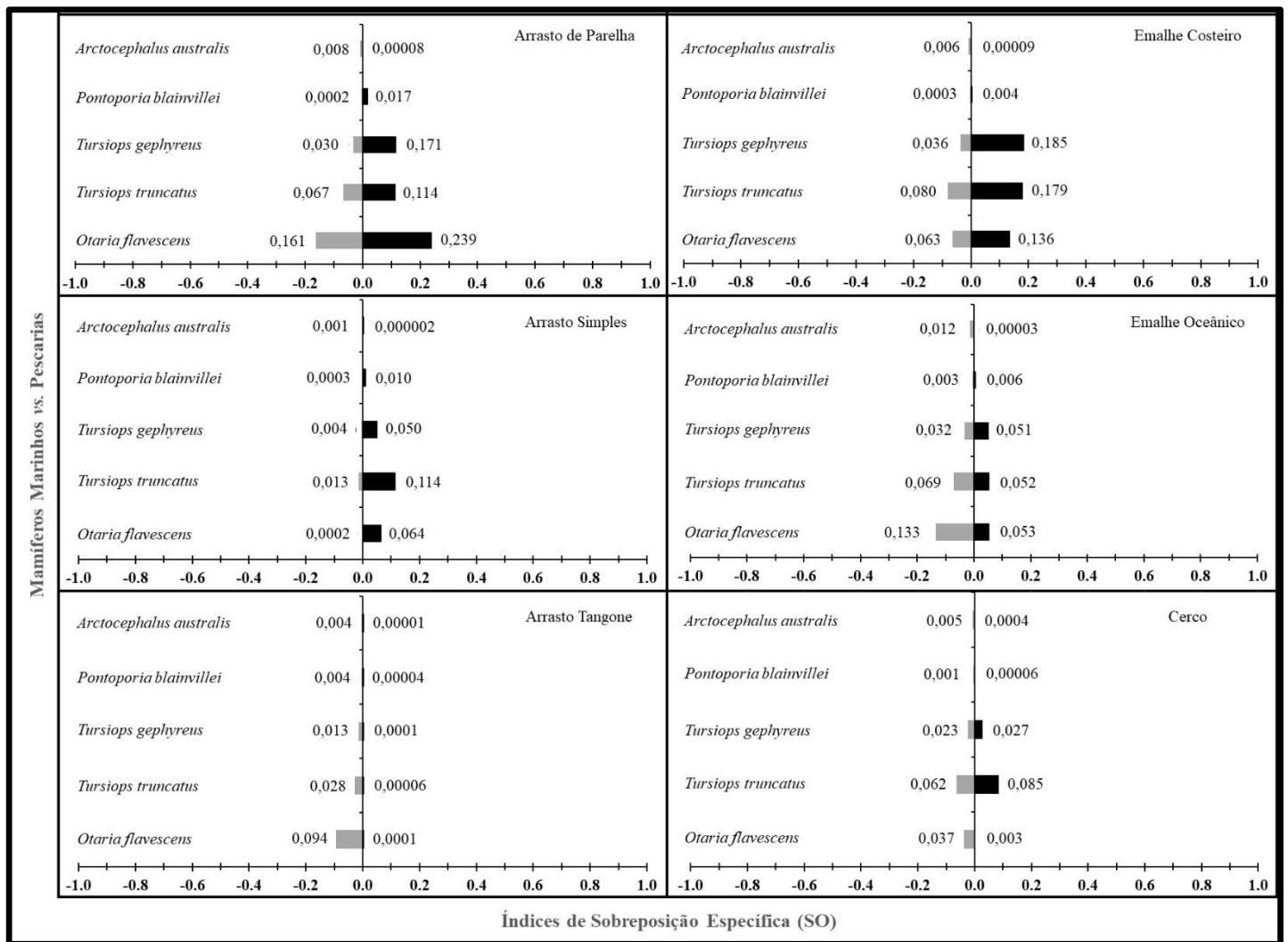


Figura 5: Índice de Sobreposição Específica (SO) entre na dieta das cinco espécies mais abundantes de mamíferos marinhos no sul do Brasil e as seis atividades pesqueiras analisadas no presente estudo. Valores a esquerda representam a curva de utilização dos recursos alimentares dos mamíferos marinhos que se sobrepõem as curvas de exploração dos recursos pesqueiros pelas pescarias. Valores a direita representam a curva de utilização dos recursos pesqueiros das pescarias que se sobrepõem a curva de utilização dos recursos alimentares dos mamíferos marinhos.

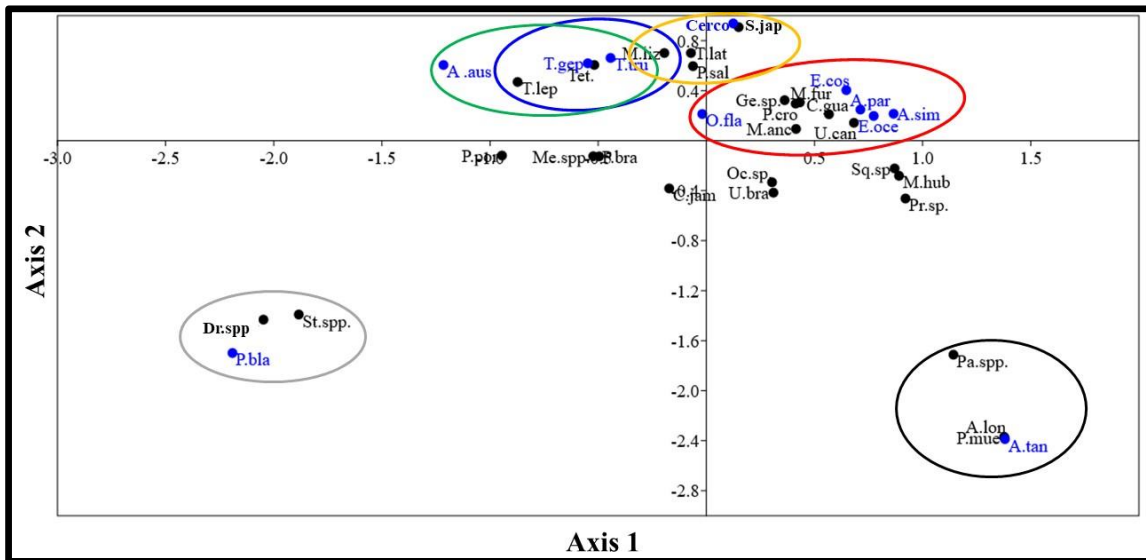


Figura 6: Análise de Correspondência (CA) para interações entre os recursos, mamíferos marinhos e as atividades pesqueiras. Associação de *Pontoporia blainvillei* com *Doryteuthis* spp. e *Stelifer* spp. (elipse cinza); *Arctocephalus australis*, *Tursipos gephyreus* e *Tursipos truncatus* com *Trichiurus lepturus* (elipse verde); *Tursipos gephyreus* e *Tursipos truncatus* com *Mugil liza* e Tetraodontiformes (elipse azul); *Otaria flavescens*, emalhe costeiro, emalhe oceânico, arrasto de parelha e arrasto simples com *Cynoscion guatucupa*, *Micropogonia furnieri*, *Macrodon atricauda* e *Umbrina canosai* (elipse vermelha); arrasto de tangones com *Artemesia longinaris*, *Pleoticus muelleri* e *Paralichthys* spp. (elipse preto); pesca de cerco com *Mugil liza*, *Pomatomus saltatrix*, *Scomber japonicus* e *Trachurus lathami* (elipse amarela). *Doryteuthis* spp. (Dr. spp), *Stelifer* spp. (St. spp), *Trichiurus lepturus* (T.lep), *Mugil liza* (M.liz), *Tetraodontiforme* (Tet), *Cynoscion guatucupa* (C.gua), *Micropogonia furnieri* (M.fur), *Macrodon atricauda* (M.atr), *Umbrina canosai* (U.can), *Artemesia longinaris* (A.lon), *Pleoticus muelleri* (P.mue), *Paralichthys* spp (Pa.spp), *Pomatomus saltatrix* (P.sal), *Scomber japonicus* (S.jap), *Trachurus lathami* (T.lat), *Paralonchurus brasiliensis* (P.bra), *Menticirrhus* sp. (Me.sp), *Cynoscion jamaicensis* (C.jam), *Pogonias cromis* (P.cro), *Urophycis brasiliensis* (U.bra), *Genidens* sp. (Ge.sp), *Prionotus* sp. (Pr.sp), *Squatina* sp. (Sq.sp), *Porichthys porosissimus* (P.por), *Merluccius hubbsi* (M.hub), *Octopus* sp. (Oc.sp).

Material Suplementar

Tabela 1: Presas encontradas nos estômagos das cinco espécies de mamíferos marinhos analisados no presente estudo no sul do Brasil. Separados por espécies e agrupados com todos os mamíferos juntos. Grupos ecológicos (GE): D/B = demersais e bentônicos, P = pelágicos, BP/DP = bento-pelágicos/demerso-pelágicos. *D* = Índice de Eletividade de Jacobs. *M* = Biomassa estimada por presa. %*FM* = Porcentagem de contribuição de biomassa. %*IIR* = Porcentagem índice de importância relativa.

Presas	GE	<i>Otaria flavescens</i>				<i>Pontoporia blainvillei</i>				<i>Arctocephalus australis</i>				<i>Tursiops geophysus</i>				<i>Tursiops truncatus</i>				Todos os mamíferos marinhos			
		M	%M	%IIR	D	M	%M	%IIR	D	M	%M	%IIR	D	M	%M	%IIR	D	M	%M	%IIR	D	%O	%N	%M	%IIR
Scianidae																									
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	D/B	31.0	21.5	34.6	0.13	3.5	6.6	5.4	-0.28					3.9	4.2	6.3	-0.40	0.02	0.02	0.02	-0.99	32.2	27.9	9.8	32.34
<i>Macrondon atricauda</i> *	D/B	21.3	14.7	17.9	-0.11	0.2	0.4	0.03	-0.94					0.8	0.8	0.6	-0.88	0.2	0.2	0.04	-0.97	13.2	4.9	5.7	2.50
<i>Micropogonias furnieri</i> *	D/B	21.5	14.9	16.9	-0.18	0.1	0.2	0.02	-0.98	0.01	0.04	0.02	-0.99	11.0	12.1	5.8	-0.32	3.4	4.7	0.6	-0.61	11.9	2.7	9.2	1.46
<i>Cynoscion guatucupa</i> *	BP/DP	6.2	4.3	6.2	-0.81	0.1	0.2	0.1	-0.99					2.2	2.4	0.6	-0.91	13.1	17.9	12.1	-0.51	18.5	3.5	5.5	2.49
<i>Cynoscion jamaicensis</i> *	D/B	0.1	0.1	0.01	-0.95	0.5	1.0	0.2	-0.62					0.3	0.4	0.1	-0.82					4.8	0.8	0.24	0.14
<i>Umbrina canosai</i> *	D/B	4.1	2.9	1.4	-0.75	0.8	1.4	0.5	-0.88					2.1	2.3	0.2	-0.82	2.6	3.6	0.8	-0.74	10.1	4.0	2.4	1.54
<i>Menticirrhus sp.</i> *	D/B	4.9	3.4	1.5	-0.01	1.7	3.2	0.7	-0.04	0.1	0.5	0.04	-0.33	5.0	5.5	3.6	0.01	0.7	1.0	0.1	-0.18	10.6	1.3	3.2	0.59
<i>Stellifer rastrifer</i>	D/B	0.5	0.4	0.2	NA	1.6	3.1	2.9	NA	0.04	0.1	0.2	NA	0.1	0.2	0.1	NA					20.7	10.5	0.6	7.81
<i>Stellifer brasiliensis</i>	D/B	0.03	0.02	0.003	NA	0.03	0.05	0.002	NA													0.88	0.04	0.016	0.00
Phycidae																									
<i>Urophycis brasiliensis</i> *	D/B	12.7	8.8	8.8	0.02	1.2	2.3	1.9	-0.28	0.2	0.5	0.1	-0.67	3.7	4.0	3.6	-0.16	1.2	1.6	0.6	-0.36	26.9	6.4	4.8	6.34
Trichiuridae																									
<i>Trichiurus lepturus</i>	BP/DP	11.5	8.0	5.7	-0.24	5.4	10.0	9.7	-0.23	25.3	79.4	85.6	0.66	38.7	42.3	61.4	0.28	27.7	37.9	72.1	0.23	45.8	12.2	27.6	20.99
Pomatomidae																									
<i>Pomatomus saltatrix</i> *	P	24.5	16.9	6.0	NA					3.3	10.2	1.1	NA	0.7	0.8	0.1	NA	0.9	1.2	0.1	NA	4.4	0.7	7.4	0.37
Paralichthyidae																									
<i>Paralichthys sp.</i> *	D/B	1.0	0.7	0.3	-0.43									0.2	0.2	0.02	-0.74					2.6	0.3	0.3	0.04
Batrachoididae																									
<i>Porichthys porosissimus</i>	D/B	0.9	0.6	0.2	-0.26	2.2	4.1	1.9	-0.02					0.8	0.8	0.2	-0.24	5.4	7.4	2.7	0.04	12.8	2.0	2.4	0.99

Tabela 1: Continuação.

Presas	GE	<i>Otaria flavescens</i>				<i>Pontoporia blainvillei</i>				<i>Arctocephalus australis</i>				<i>Tursiops gephyreus</i>				<i>Tursiops truncatus</i>				Todos os mamíferos marinhos									
		M	% M	% IIR	D	M	% M	% IIR	D	M	% M	% IIR	D	M	% M	% IIR	D	M	% M	% IIR	D	% O	% N	% M	% IIR						
Clupeidae																															
<i>Brevoortia pectinata</i>	P	0.5	0.3	0.1	NA																				0.9	0.1	0.1	0.01			
Stromateidae																															
<i>Peprius paru</i>	BP/DP	0.5	0.3	0.1	-0.64	0.003	0.01	0.002	-0.99																			1.8	0.1	0.1	0.01
<i>Stromateus brasiliensis</i>	BP/DP	0.4	0.2	0.0	-0.35																							0.4	0.1	0.1	0.00
Engraulidae																															
<i>Anchoa marini</i>	P	0.04	0.03	0.005	NA	0.1	0.2	0.1	NA	0.1	0.4	0.7	NA															5	1.6	0.1	0.31
<i>E. anchoita</i>	P					0.2	0.3	0.1	NA																			2.6	0.2	0.0	0.02
<i>L. grossidens</i>	P					0.002	0.004	0.001	NA					2.7	2.9	1.6	NA	0.3	0.4	0.2	NA							4.4	2.1	0.8	0.35
Sparidae																															
<i>Pagrus pagrus</i>	BP/DP					0.01	0.01	0.001	-0.74																			0.4	0.0	0.0	0.00
Carangidae																															
<i>Trachurus lathami</i>	BP/DP					0.5	0.9	0.1	-0.40									0.5	0.7	0.2	-0.45						2.64	0.19	0.258	0.03	
Congridae																															
<i>Conger orbigniaunus</i>	D/B					0.3	0.6	0.03	-0.54																			0.9	0.0	0.1	0.00
Mugilidae																															
<i>Mugil liza</i> *	BP/DP													15.0	16.4	14.6	0.16	15.9	21.8	9.7	0.22						6.6	1.6	7.8	0.65	
Ariidae																															
<i>Genidens sp.</i>	D/B													1.2	1.3	0.3	-0.17											1.3	0.2	0.3	0.02
Cynoglossidae																															
<i>Tetraodontifoeme</i> **	BP/DP	0.2	0.1	0.01	NA									2.7	2.9	0.7	NA	0.2	0.3	0.0	NA						2.2	0.4	0.78	0.06	
Arhynchobatidae																															
<i>Sympterygia bonaparti</i>	D/B	0.4	0.3	0.03	-0.84																							0.4	0.1	0.10	0.00
<i>Atlantoraja ps. ou Rioraja sp.</i>	D/B	0.2	0.1	0.01	NA																							0.4	0.0	0.04	0.00
<i>Sympterygia acuta</i>	D/B	0.1	0.1	0.01	-0.97																							0.4	0.0	0.02	0.00

Tabela 1: Continuação.

Presas	GE	<i>Otaria flavescens</i>				<i>Pontoporia blainvillei</i>				<i>Arctocephalus australis</i>				<i>Tursiops geophysus</i>				<i>Tursiops truncatus</i>				Todos os mamíferos marinhos							
		M	% M	% IIR	D	M	% M	% IIR	D	M	% M	% IIR	D	M	% M	% IIR	D	M	% M	% IIR	D	% O	% N	% M	% IIR				
Loliginidae																													
<i>Doryteuthis sanpaulensis</i>	BP/DP	0.2	0.1	0.03	-0.35	31.0	58.2	74.3	0.58	2.3	7.3	11.8	0.06	0.3	0.3	0.1	-0.23	0.2	0.3	0.2	-0.21	40.5	13.8	8.64	20.25				
<i>Doryteuthis plei</i>	BP/DP					3.7	6.9	1.9	0.07	0.02	0.1	0.02	-0.01	0.2	0.2	0.1	0.00	0.4	0.5	0.3	0.00	8.8	1.5	1.08	0.51				
Argonautidae																													
<i>Argonauta nodosa</i>	BP/DP					0.07	0.1	0.03	NA	0.5	1.5	0.2	NA					0.01	0.02	0.1	NA	5.3	0.5	0.14	0.10				
Thysanoteuthidae																													
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	P																	0.2	0.3	0.1	NA	0.4	0.0	0.06	0.00				
Octopodidae																													
<i>Octopus vulgaris</i>	D/B	0.04	0.0	0.004	NA																				0.44	0.0	0.011	0.00	
<i>Octopus tehuilchus</i>	D/B	1.6	1.1	0.1	NA																					0.4	0.0	0.4	0.01
Penaeidae																													
<i>Camarão</i>		0.02	0.0	0.02	NA	0.005	0.01	0.001	NA					0.03	0.03	0.02	NA	0.01	0.01	0.01	NA	3.52	0.3	0.02	0.04				

* recursos pesqueiros importantes explorados na região sul do Brasil (Citar)

** foram identificados dois peixes predados por *Otaria flavescens* e *Tursiops truncatus* como *Balistes* sp.

Tabela 2: Sobreposição trófica entre os mamíferos marinhos e as atividades pesqueiras no sul do Brasil. *GO*: índice de sobreposição general, *GOa*: índice de sobreposição general ajustado, *V*: valor do teste estatístico, *gl*: graus de liberdade, *SOik*: índice de sobreposição específico do grupo *i* sobre o grupo *k*, *U*: valor do teste estatístico. Ranking: aponta as sobreposições mais altas e baixas (ordem crescente) na probabilidade da curva de amplitude de nicho dos mamíferos se sobrepor com a curva de amplitude de exploração dos recursos pesqueiros (ranking 1) e vice-versa (ranking 2).

Índice de Sobreposição Específico							
Mamíferos marinhos vs. Pescarias							
<i>I</i>	<i>K</i>	<i>SOik</i>	<i>U</i>	<i>gl</i>	<i>P</i>	Ranking 1	Ranking 2
Leão-Marinho-sul-Americano vs. Pescarias							
<i>O. flavescens</i>	Arrasto Parelha	0.161	510	12	< 0,001	1	
Arrasto Parelha	<i>O. flavescens</i>	0.239	450385094	12	< 0,001		1
<i>O. flavescens</i>	Arrasto Simples	0.0002	2412	13	< 0,001	29	
Arrasto Simples	<i>O. flavescens</i>	0.064	143422973	13	< 0,001		9
<i>O. flavescens</i>	ArrastoTangone	0.094	664	15	< 0,001	3	
Arrasto Tangone	<i>O. flavescens</i>	0.0001	768307575	15	< 0,001		21
<i>O. flavescens</i>	Cerco	0.037	923	14	< 0,001	9	
Cerco	<i>O. flavescens</i>	0.003	413477689	14	< 0,001		19
<i>O. flavescens</i>	Emalhe Costeiro	0.063	771	12	< 0,001	7	
Emalhe Costeiro	<i>O. flavescens</i>	0.136	417397241	12	< 0,001		4
<i>O. flavescens</i>	Emalhe Oceânico	0.133	563	14	< 0,001	2	
Emalhe Oceânico	<i>O. flavescens</i>	0.053	331425115	14	< 0,001		10
Toninha vs. Pescarias							
<i>P. blainvilei</i>	Arrasto Parelha	0.0002	888	13	< 0,001	28	
Arrasto Parelha	<i>P. blainvilei</i>	0.017	1275729407	13	< 0,001		15
<i>P. blainvilei</i>	Arrasto Simples	0.00003	1081	13	< 0,001	30	
Arrasto Simples	<i>P. blainvilei</i>	0.010	241714547	13	< 0,001		16
<i>P. blainvilei</i>	ArrastoTangone	0.004	562	16	< 0,001	21	
Arrasto Tangone	<i>P. blainvilei</i>	0.00004	866069388	16	< 0,001		26
<i>P. blainvilei</i>	Cerco	0.001	750	16	< 0,001	26	
Cerco	<i>P. blainvilei</i>	0.0001	678976807	16	< 0,001		24
<i>P. blainvilei</i>	Emalhe Costeiro	0.0003	850	14	< 0,001	27	
Emalhe Costeiro	<i>P. blainvilei</i>	0.004	1135261117	14	< 0,001		18
<i>P. blainvilei</i>	Emalhe Oceânico	0.003	607	16	< 0,001	24	
Emalhe Oceânico	<i>P. blainvilei</i>	0.006	582304994	16	< 0,001		17
Lobo-marinho-sul-Americano vs. Pescarias							
<i>A. Australis</i>	Arrasto Parelha	0.008	302	11	< 0,001	18	
Arrasto Parelha	<i>A. Australis</i>	0.00001	3654458227	11	< 0,001		29
<i>A. Australis</i>	Arrasto Simples	0.001	438	10	< 0,001	25	
Arrasto Simples	<i>A. Australis</i>	0.000002	677687061	10	< 0,001		30
<i>A. Australis</i>	ArrastoTangone	0.004	344	13	< 0,001	23	
Arrasto Tangone	<i>A. Australis</i>	0.00001	986952857	13	< 0,001		28
<i>A. Australis</i>	Cerco	0.005	333	11	< 0,001	20	
Cerco	<i>A. Australis</i>	0.0004	537537895	11	< 0,001		20
<i>A. Australis</i>	Emalhe Costeiro	0.006	315	10	< 0,001	19	
Emalhe Costeiro	<i>A. Australis</i>	0.0001	1945849267	10	< 0,001		23
<i>A. Australis</i>	Emalhe Oceânico	0.012	277	12	< 0,001	17	
Emalhe Oceânico	<i>A. Australis</i>	0.00003	1175633833	12	< 0,001		27

Tabela 2: Continuação.

Índice de Sobreposição Específico							
Mamíferos marinhos vs. Pescarias							
<i>I</i>	<i>K</i>	<i>SOik</i>	<i>U</i>	<i>gl</i>	<i>P</i>	Ranking 1	Ranking 2
Boto de Lahille vs. Pescarias							
<i>T. gephyreus</i>	<i>Arrasto Parelha</i>	0.030	578	12	< 0,001	12	
<i>Arrasto Parelha</i>	<i>T. gephyreus</i>	0.117	676589056	12	< 0,001		5
<i>T. gephyreus</i>	<i>Arrasto Simples</i>	0.004	897	12	< 0,001	22	
<i>Arrasto Simples</i>	<i>T. gephyreus</i>	0.050	157221199	12	< 0,001		13
<i>T. gephyreus</i>	<i>ArrastoTangone</i>	0.013	717	15	< 0,001	15	
<i>Arrasto Tangone</i>	<i>T. gephyreus</i>	0.000	767137701	15	< 0,001		22
<i>T. gephyreus</i>	<i>Cerco</i>	0.023	624	14	< 0,001	14	
<i>Cerco</i>	<i>T. gephyreus</i>	0.027	252882296	14	< 0,001		14
<i>T. gephyreus</i>	<i>Emalhe Costeiro</i>	0.036	551	12	< 0,001	10	
<i>Emalhe Costeiro</i>	<i>T. gephyreus</i>	0.185	355865020	12	< 0,001		2
<i>T. gephyreus</i>	<i>Emalhe Oceânico</i>	0.032	572	14	< 0,001	11	
<i>Emalhe Oceânico</i>	<i>T. gephyreus</i>	0.051	336278739	14	< 0,001		12
Golfinho-nariz-de-garrafa vs. Pescarias							
<i>T. truncatus</i>	<i>Arrasto Parelha</i>	0.06673	381	11	< 0,001	6	
<i>Arrasto Parelha</i>	<i>T. truncatus</i>	0.11404	676271483	11	< 0,001		7
<i>T. truncatus</i>	<i>Arrasto Simples</i>	0.0125	614	11	< 0,001	16	
<i>Arrasto Simples</i>	<i>T. truncatus</i>	0.114	113044130	11	< 0,001		6
<i>T. truncatus</i>	<i>ArrastoTangone</i>	0.02807	502	14	< 0,001	13	
<i>Arrasto Tangone</i>	<i>T. truncatus</i>	0.00006	840753479	14	< 0,001		25
<i>T. truncatus</i>	<i>Cerco</i>	0.06150	395	12	< 0,001	8	
<i>Cerco</i>	<i>T. truncatus</i>	0.08492	171705746	12	< 0,001		8
<i>T. truncatus</i>	<i>Emalhe Costeiro</i>	0.0799	355	10	< 0,001	4	
<i>Emalhe Costeiro</i>	<i>T. truncatus</i>	0.179	358783281	10	< 0,001		3
<i>T. truncatus</i>	<i>Emalhe Oceânico</i>	0.0695	375	13	< 0,001	5	
<i>Emalhe Oceânico</i>	<i>T. truncatus</i>	0.052	333193676	13	< 0,001		11

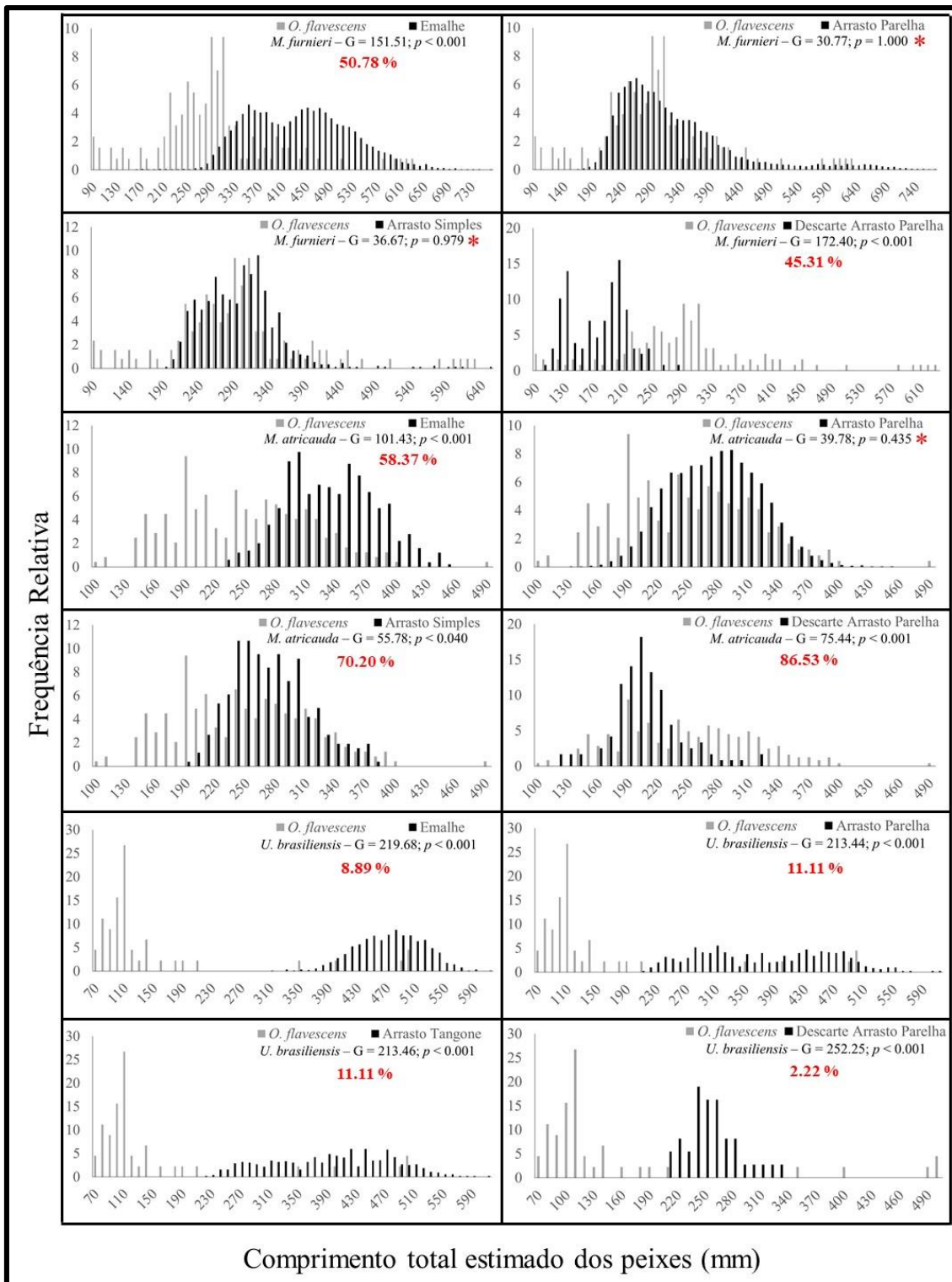


Figura 1: Distribuição da frequência relativa do comprimento total (mm) dos peixes importantes para o leão-marinho sul-americano (*Otaria flavescens*) e para cinco atividade pesqueiras importante no sul do Brasil.

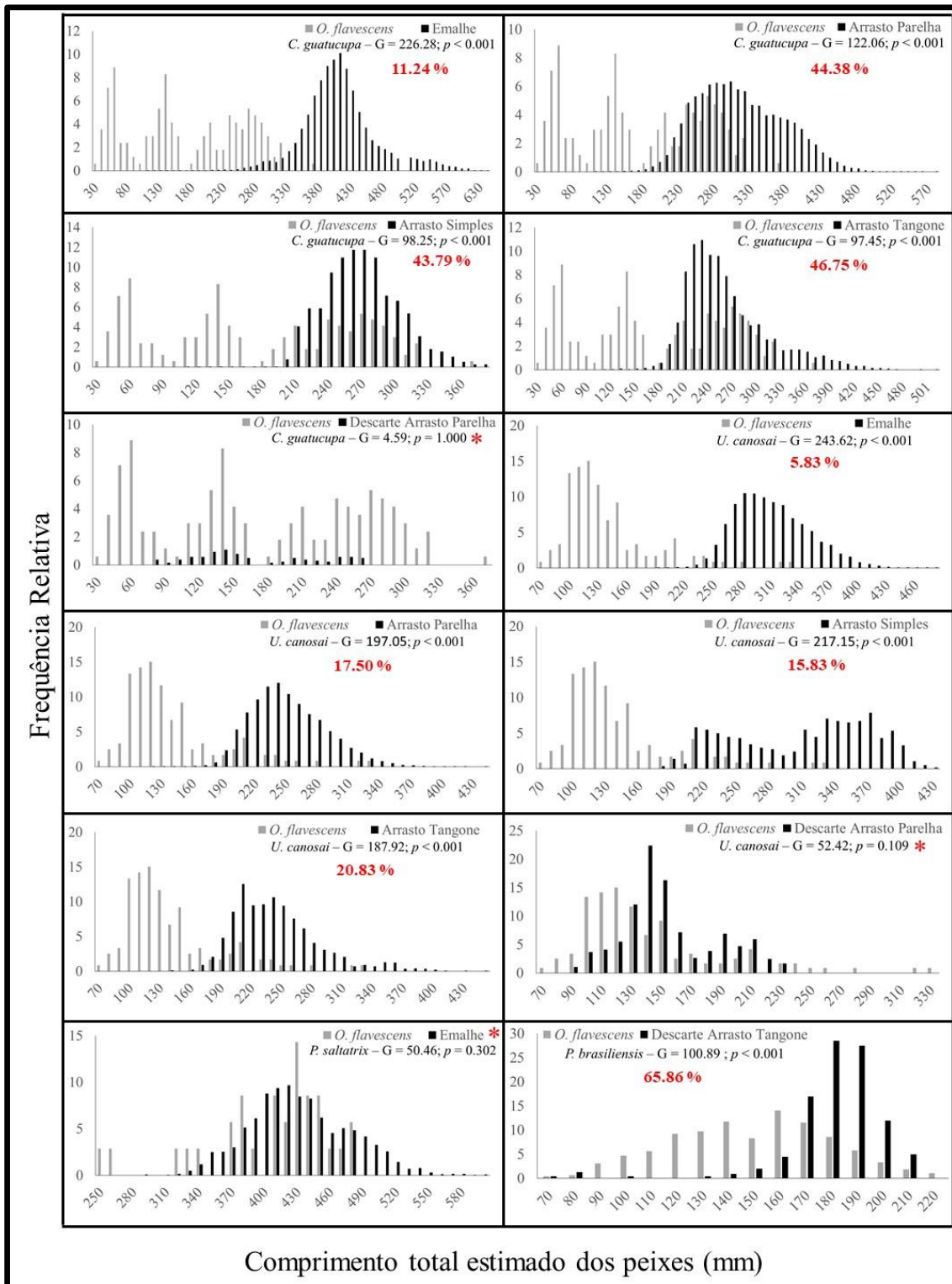


Figura 1: Continuação.

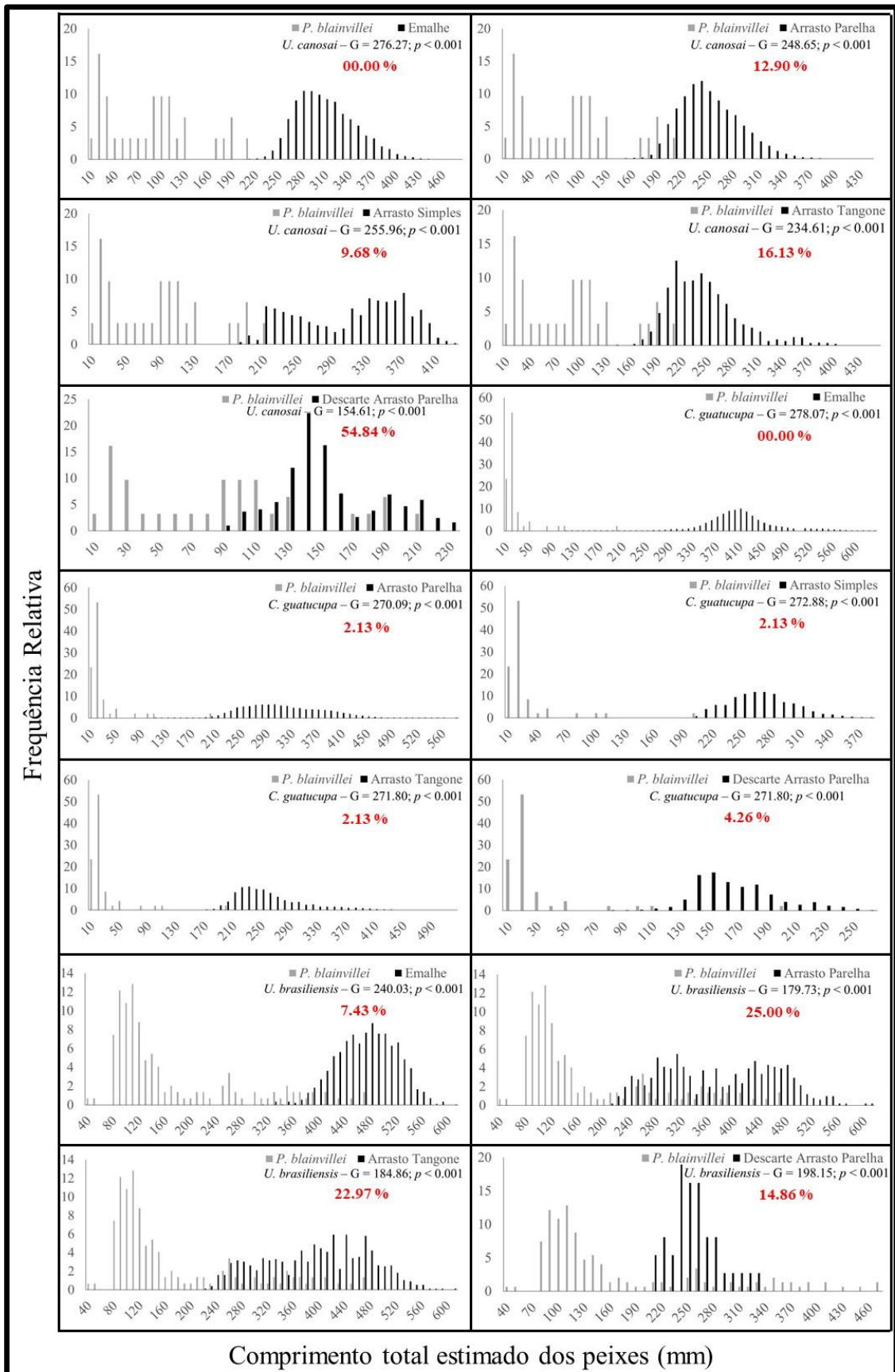


Figura 2: Distribuição da frequência relativa do comprimento total (mm) dos peixes importantes para a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e para cinco atividade pesqueiras importante no sul do Brasil.

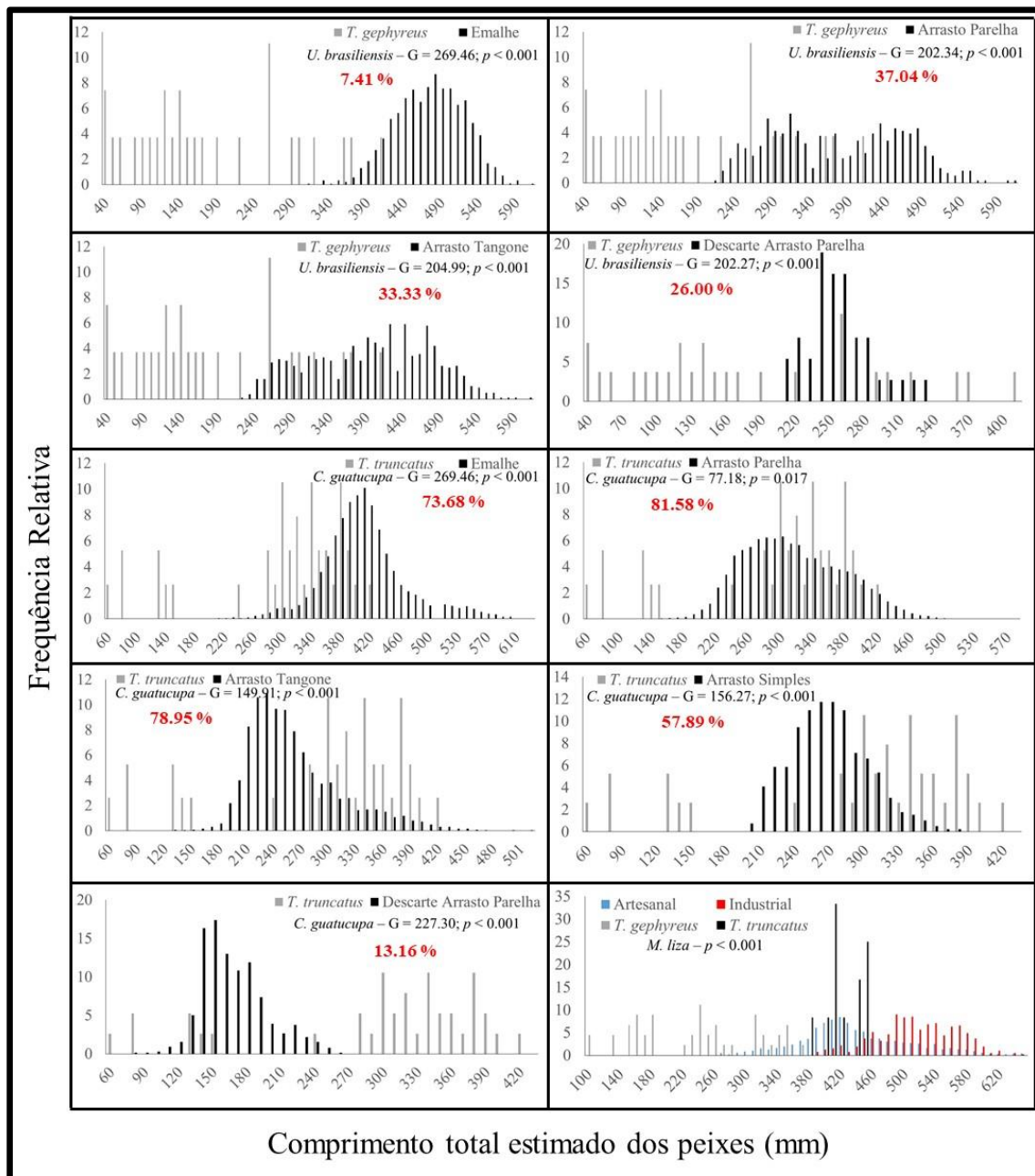


Figura 3: Distribuição da frequência relativa do comprimento total (mm) dos peixes importantes para o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e o boto-de-Lahille (*Tursiops gephyreus*) e para seis atividade pesqueiras importante no sul do Brasil.

Changes in the feeding ecology of South American sea lion evidence the effects of excessive fishing over the trophic ecology of marine top predators in southern Brazil

Rodrigo Machado ^{a,b,c,*}, Larissa Rosa de Oliveira ^{a,d}, Paulo Henrique Ott ^{a,e}, Pablo Denuncio ^{f,g}, Manoel Haimovici ⁱ, Luis Gustavo Cardoso ⁱ, Daniel Danilewicz ^{a,h}, Ignacio Benites Moreno ^{j,k}, and Márcio Borges-Martins ^{a,b}

^a Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul, Bento Gonçalves, n° 165, sala 1002, Torres, RS 95560-000, Brazil ^b Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Av. Bento Gonçalves n° 9500, Bloco IV, Prédio 43435, Porto Alegre, RS 91501-970, Brazil

^c Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Centro de Educação Superior da Região Sul. Rua Cel. Fernandes Martins, 270, sala 3-4, Laguna, SC, CEP:88790-000, Brazil.

^d Laboratório de Ecologia de Mamíferos, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Centro 2, bloco D, São Leopoldo, RS 93022-000, Brazil

^e Laboratório de Ecologia e Conservação de Organismos e Ambientes Aquáticos, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Unidade do Litoral Norte, Osório, RS 95520-000, Brazil

^f Biología, Ecología e Conservación de Mamíferos Marinhos, Instituto de Investigaciones Marinas e Costeiras. Avenida Rivadavia 1917, (C1033AAJ), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

^g Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Departamento de Ciencias Marinas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET. Funes 3350, Mar del Plata B7602AYL, Argentina.

^h Instituto Aqualie. Av. Dr. Paulo Japiassu Coelho, n° 714, Cascatinha, Juiz de Fora, MG 36033-310, Brasil

ⁱ Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Oceanografia, Laboratório de Recursos Pesqueiros Demersais e Cefalópodes, Av. Itália Km 8 n° 474, Rio Grande, RS 96201-900, Brazil

^j Laboratório de Sistemática e Ecologia de Aves e Mamíferos Marinhos (LABSMAR/UFRGS), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43435, Porto Alegre, RS 91509-900, Brazil

^k Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (CECLIMAR/IB/UFRGS), Avenida Tramandaí, 976, Imbé, RS, 95625-000, Brazil

* Corresponding Author: Rodrigo Machado. Email: ecomachado@gmail.com

Abstract:

In the last decades it has been observed a decreasing trend in the commercial fish catches and the fishing effort have increased in Southern Brazil. Some pelagic fishes may have reached its exploitation limits, while the most important commercial demersal sciaenid fishes are overexploited. Considering that marine mammals and fisheries compete for the same resources it is reasonable to suppose that the feeding ecology of this top predators are affected by the current scenario. To evaluate this hypothesis, long term variation in the South American sea lion (*Otaria flavescens*) diet was analyzed for two periods (1993-2003 versus 2004-2014) by means of trophic overlap index, index of relative importance (IRI), generalized linear models, niche breadth index, species diversity index and richness index. The trophic overlap between sea lions and fisheries was tested with the relative biomass of target species in six fishing activities. The South American sea lion has an opportunistic behavior preying on the most abundant resources (mainly sciaenids), although a small number of preys is responsible for most of its diet. A significant temporal increase in trophic overlap ($p=0.033$) between sea lions and fisheries was observed, along with an increase in prey diversity, richness and niche breadth of the sea lion diet. These changes are in accordance with the theory of optimal foraging and interspecific competition for resources, once, predators can expand its dietary preferences when facing prey reduction. So, our results present evidences that the commercial fisheries have been modifying the feeding ecology of the South American sea lion in southern Brazil. Therefore, a review and better regulation of the current fishing effort in the region is necessary to minimize the impact over the marine top predators, as well as to guarantee the maintenance of the fish stocks.

Key-words: *Otaria flavescens*, Marine Top Predator, Fishing Interaction, Trophic overlap, Niche breadth, Jacobs' Electivity Index

Introduction

The feeding habits delimit the range of food resources that a predator explores in the environment, therefore define its position in the food web and its ecological role in the ecosystem (Pauly et al., 1998; Cortés, 1999; Jaksic, 2001). In this context, predator's feeding habits typically can be described in a gradient of prey diversity and degree of selectivity (Stephens & Krebs, 1986). In any defined scale of ecological or taxonomic generalization, predators can be classified accordingly these two vectors of variation and may range from highly selective to broadly opportunistic. Opportunistic predator consumes preys in the proportion as they are available in the environment. On the other hand, selective predator selects their prey regardless its abundance (MacArthur, 1972; Pianka, 1999). Selective predators are more vulnerable to changes in the resource availability, whereas opportunists are more likely to adjust their habits and diets. Concerning the width of the trophic spectrum, generalist predators tend to have a more diverse diet, preying upon a large range of food types and displaying a large repertoire of feeding behaviors. In contrast, specialists have a less diverse diet, exploiting few resources or presenting a diet dominated by a specific range of prey types (Schoener, 1972; Sztren, 2006). The theory regarding optimal foraging and interspecific competition for resources suggests that dietary niche breadth of predators may expand (under reduced prey availability) or contract (under increased or uneven prey availability) depending on competitor characteristics (MacArthur, 1972; Pianka, 1999).

Human activities can function as a competitor sharing this same theoretical framework with marine predators. The intense overfishing on a species, that is also used as food resource by marine mammals, could lead to changes in predators' body size (e.g. Drago et al., 2010) and diet composition (e.g. Secchi et al., 2003, 2016), and result in a decrease in its own relative abundance (e.g. Trites & Donnelly, 2003). Therefore, information on the feeding habits of a predator helps to elucidate several aspects of its natural history and additionally allows to predict human-wildlife conflicts.

Globally, fishing is an extremely important commercial activity. Since the late 1990s, the world has observed the collapse of several natural fish populations (e.g. Pauly et al., 1998; Pauly & Zeller, 2016), because of an increasing fishing effort, lack of adequate fishery management, impact of fishery on natural ecosystems (Pauly & Zeller, 2003) and overexploitation of important stocks (Haimovici, 1998; Pauly et al., 1998; Pauly & Zeller, 2017) This overfishing scenario is also observed in Southern Brazil. Over the last decades,

the fishing areas as well as the fishing effort have increased (Boffo & Reis, 2003; Moreno et al., 2009; Cardoso & Haimovici, 2011; Machado et al., 2016), whereas the capture rates and the size of captured fish have declined (e.g. Haimovici & Miranda, 2005; Haimovici & Ignácio, 2005; Cardoso & Haimovici, 2011). Due to this intense pressure on the fish stocks of Southern Brazil over the last decades, landed catches in the region have gradually declined since the 1970s (e.g. Haimovici & Cardoso, 2016). The pelagic fish *Pomatomus saltatrix* and *Mugil liza* are at the limit of exploitation; the sciaenids *Micropogonias furnieri*, *Macrodon atricauda*, *Umbrina canosai* and *Cynoscion guatucupa*, which together represent more than half of the landings of local marine fish, are overexploited (MMA, 2004; Haimovici & Cardoso, 2016). Some of these species are of great importance as food resource for several top predators (e.g. Secchi et al., 2003; Bugoni & Vooren, 2004; Colabuono & Vooren, 2007; Oliveira et al., 2008, Milmann et al., 2016), and the effects of reducing densities on available food resources on such predators have been usually poorly evaluated and understood.

The South American sea lion (*Otaria flavescens*) is a predator distributed along the southern coast of South America from Torres, Southern Brazil (29°20'S, 49°43'W) in the Atlantic Ocean, to Zorritos, northern Peru (03°40'S; 80°39'W) in the Pacific Ocean (Vaz-Ferreira, 1982; Bastida et al., 2007). In southern Brazil, as in many other areas, the species faces serious conflicts with fishing activities, mainly due the predation by the species on fishes caught in the nets (e.g. Engel et al., 2014; Machado et al., 2015, 2016, Pont et al., 2016) and the great overlap between the species distribution and important fishing areas (Machado et al., 2016). Moreover, the production yield for fishermen could also decrease, because South American sea lion can either damage the captured fish (Oliveira et al., 2008, Machado et al., 2016). However, there is no strong evidence that the South American sea lions in fact have a significant impact on the fisheries, despite the complaining by the fishermen (Pont et al., 2016).

In addition to the potential impacts on the fishery yields, this competition could theoretically also lead to a decrease in the relative abundance of the South American sea lions or to a change in their feeding ecology. The diet of the species includes mainly fishes, cephalopods and crustaceans (e.g. George-Nascimento et al., 1985; Thompson et al., 1998; Koen-Alonso et al., 2000; Oliveira et al., 2008). Although prey selectivity has never been strictly evaluated for the species, most authors considered the South American sea lion an opportunistic and generalist predator, because it feeds on a wide variety of preys which are abundant in the environment (e.g. George-Nascimento et al., 1985; Thompson et al., 1998;

Suarez et al., 2005; Oliveira et al., 2008; Romero et al., 2011). However, for a more reliable approach about selective behavior it is necessary to compare the diet with the prey availability in the environment (e.g. Hückstädt & Antezana, 2006).

Therefore, considering the intense interactions with the local fisheries, the current overfishing in Southern Brazil and the need to quantify its effects on top predator's ecology, as well as the suggested generalist feeding habit for the species, the South American sea lion is an interesting model to investigate possible dietary change signals due to fish stock depletion. In this context, our main hypothesis is that the intense overfishing in southern Brazil has altered the feeding behavior of the South American sea lions in southern Brazil due to changes in resource availability. We described the diet and prey selectivity for two periods (1993-2003 *versus* 2004-2014) to find evidences of temporal variations in fish consumption by sea lions, trophic overlap between South American sea lion and local fisheries as well as the alteration of the niche breadth of the species over the last decades.

Material and methods

Study area and data collection

The study area is located in the southernmost region of Brazil. This region is in the northwestern area of influence of the Subtropical Convergence Zone of the Atlantic Ocean, which usually extends from Santa Marta Grande Cape (Lat 28°40'S), in southern Brazil, to Uruguay (Lat 34°40'S) (Seeliger & Odebrecht, 1998). The Subtropical Convergence Zone of the Atlantic Ocean extends for 950 km of coast and comprises nearly 100,000 km² from the shoreline to the slope regions of the continental shelf. The interaction between the Brazil Current and the Malvinas Current, and the contribution of freshwater from the large hydrographic basins of the La Plata River and the Patos-Mirim system, makes this region an important breeding and feeding area for several marine organisms (Seeliger & Odebrecht 1998). Consequently, this region has a high fishing potential (Haimovici 1998) and great importance as feeding grounds for several top predators (e.g. Secchi et al., 2003; Bugoni & Vooren 2004; Colabuono & Vooren, 2007; Oliveira et al., 2008, Milmann et al., 2016).

For the diet analysis of the South American sea lion, the stomach of animals found dead on beaches were collected. Specimens were collected during surveys of 270 km of

beaches on the northern coast of the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil, between the municipality of Torres and the Lagoa do Peixe National Park, at the municipality of Tavares (31°21'S, 51°02'W) (Figure 1). From January 1993 to December 2014 a total of 285 expeditions were carried out, totalizing 27,194 km of surveyed beaches. In addition to the regular expeditions, specimens were also occasionally collected after the reporting of stranded animals by the local community. Geographic coordinates, sex, and total length were recorded for each specimen during the sampling activity and the following items were collected according to the American Society of Mammalogists (Norris 1961): the skull, stomach and tissue samples. Vouchers of this material were deposited in the marine mammals' scientific collection of the *Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul* (GEMARS), in Brazil.

Information regarding relative abundances of different demersal teleosts is scarce for the studied region. Therefore, we decided to assess relative abundances in the study area from original data recorded in six demersal trawl surveys of fish prospections by the research vessel *Atlântico Sul* of the Federal University of Rio Grande (FURG), from 1981 to 1983 (Haimovici et al., 1996). For the analysis, data on relative abundance and size composition of different fishes were selected from 156 hauls in carried out at the continental shelf between 10 and 60 meters depth, covering a surface of 32,732 km² from the localities of Tavares (Lat 30°43'S) and the Chuí river mouth (Lat 33°45'S), southern Brazil (Figure 1). Two bottom trawls were used, with the mesh varying from 40 to 50 mm between knots. Headline of one of the trawls measured 31.32 m, while the ground rope measured 52.90 m; headline of the second trawl measured 39.70 m and ground rope measured 49.30 m (see Haimovici et al., 1996, for a detailed description of the collection).

In addition, the biomass data (Annex II) of the local captures in six different fishing activities (Figure 1) – Coastal Gillnet, Oceanic Gillnet, Purse Seine, Pair Trawl, Bottom Trawl and Double-rig Trawl (see Machado, chapter one of this thesis, Klippel et al. (2005) and Haimovici et al (2006) for a detailed description of the fishing in this area) – were extracted from the landing reports of the federal fishery research center in Rio Grande from 1993 to 2011 (Ibama/Ceperg, 1993 - 2011).

Data analysis

Diet analysis

The stomachs of South American sea lions collected were washed with a 0.5 mm mesh sieve and food items found were separated into higher taxonomic groups (fish, cephalopods and crustaceans). Whenever an entire prey was found, its total length and mass were taken. Otoliths and bone structures characteristic of the sinocranium (e.g. supraoccipital bone, mandible, maxilla) were stored dry. Entire and/or fragments of elasmobranchs, beaks of cephalopods and the exoskeleton of crustaceans were preserved in 70 % ethanol. Diagnostic items were identified by comparison with the fish otolith reference collection of GEMARS (Annex III) and identification guides (Rossi-Wongtschowski et al., 2014; Costa et al., 2003).

The minimum number of ingested teleosts was estimated as a function of the total number of *saggita* otoliths of the most representative side (left or right) for each species in each stomach. If it was not possible to determine the side of a set of otoliths, a given number of those were subtracted to equate the values of the right and left sides; the remaining was divided in half and added to the estimate. Additionally, for *Trichiurus lepturus* and *Pomatomus saltatrix* the total number of supraoccipital bones, mandibles or maxillae (always the most representative side), were also used. Elasmobranchs were estimated by direct count of the partially digested specimens in the stomachs. Cephalopods were estimated based on the maximum number of superior or inferior beaks of each specimen found, while crustaceans were estimated by the total number of cephalothorax.

Otoliths that were not highly damaged (e.g. Recchia & Read, 1989) and cephalopod beaks were measured under a stereoscopic microscope with 10 x millimetric ocular and 0.8 x to 3.5 x objective lenses. Sinocranium bones were measured with a digital caliper with 0.01 mm precision. Total length (mm) and biomass (g) of bony fishes were estimated from the total length of the otoliths. In the case of *P. saltatrix* and *T. lepturus* the size of the mandibles and maxillae, as well as the supraoccipital bone was also considered. The rostral length and hood length of the beaks were used to estimate size and mass of cephalopods. Specific regression equations found in the literature were used for each taxon (Annex IV). To estimate fish biomass from severely damaged otoliths, the mean general biomass of a given prey found in the predator's stomach was used. If otoliths were too

small, below the mean size observed for each species, a mean biomass was generated only for them; this mean was used on both estimates.

Statistical analysis

Diet composition and importance of prey were estimated through appropriate indexes following Pinkas et al. (1971), Hyslop (1980), Cortés (1997), and Chambellant et al. (2013): (1) Numeric frequency (%N = $[N = \text{total number estimated for prey } i / \text{total number of prey of all species}] * 100$); (2) Frequency of occurrence (%O = $[O = \text{number of stomachs containing prey } i / \text{total number of stomachs}] * 100$); (3) Percentage of biomass contribution (%M = $[M = \text{estimated biomass of prey } i / \text{total estimate of biomass}] * 100$); (4) Percentage of energy contribution (%E = $[\text{energy of prey } i / \text{total of energy of prey}] * 100$); index of relative importance (IRI = $(\%N + \%M) \times (\%O)$), this index was expressed on a percent basis (%IRI).

The energetic contribution of each prey was estimated so that the percentage of energetic contribution could be calculated ($E = \text{energy of prey } i \text{ in } \text{kJ g}^{-1} * \text{estimated total biomass of prey } i \text{ in } \text{g}$). The energetic value (kJ g^{-1}) of each prey was obtained through information available on the literature (Supplementary, Table I).

The indexes were calculated for prey species, zoological groups and ecological groups. Preys were grouped in teleosts, elasmobranchs, mollusks (cephalopods) and crustaceans. Ecological groups were defined according to the prey's habits: *demersal and benthic* for species associated exclusively to the bottom, *pelagic* species were the ones using the whole water column, excepting the bottom, and *benthic-pelagic* and *demersal-pelagic* for species that use both the bottom and the water column (Carvalho-Filho, 1999; Haimovici & Perez, 1991; Romero et al., 2011).

Additionally, the percentage of the relative importance index (%IRI) was compared to evaluate potential differences in a temporal and ontogenetic scale. For the temporal analysis, data were grouped in two periods (1993/2003 *versus* 2004/2014). For the seasonality analysis, data were divided into two seasons, summer/autumn (November to April) and winter/spring (May to October), considering the changes in the variation of abundance of potential preys of the South American sea lion in southern Brazil (Haimovici et al., 1996; Haimovici & Perez, 1991).

For the analysis of ontogenetic variation in the diet, males of the South American sea lion were grouped into two age categories, juveniles (from one to eight years) and adults

(nine or more years) (Drago et al., 2009; Grandi et al., 2010; Zenteno et al., 2015). The age of each individual was estimated (Audibert et al., 2016) through the analysis of Growth Layer Groups (GLGs). A detailed description of the method is presented by Audibert et al. (2016). Whenever teeth were not present when the skull was collected, the age category was estimated by the condyle-basal length (Drago et al., 2009) and/or total length (Grandi et al., 2010).

To evaluate the prey selectivity of the South American sea lions in relation to resource availability (i.e. opportunistic *versus* selective behavior), the Jacobs' Electivity Index (D) was calculated (Jacobs, 1974), which is defined as $D = R_i - P_i / (R_i + P_i) - (2 \cdot R_i \cdot P_i)$, where “ i ” represents a given food category, “ R ” represents the proportion of such category on the diet and “ P ” in environment. The value of D varies from -1 (maximum avoidance) to +1 (maximum preference (Jacobs, 1974). Index values of 0 indicate that prey species are consumed in proportion to their abundance, and $D > 0.20$ indicate that a given prey is selected by the predator (preferential prey) (Hayward et al., 2011). The relative frequencies of the sizes of the main demersal prey consumed by the South American sea lion and the catches on fishing prospects were also compared. The G test was used to compare frequencies of sizes of fish preyed by South American sea lions with the sizes of fish captured by fish prospectations.

Potential variations in the diet composition of South American sea lions regarding the interdecadal scale (1993/2003 *versus* 2004/2014), was tested by generalized linear models (GLM), G test to compare frequencies of the diet's IRI, niche breadth index, indexes of species diversity and richness, and the composition of total lengths of fish preyed by South American sea lions on both periods. GLM were also used to evaluate potential variations in a seasonal scale (summer/autumn and winter/spring) and age class (juveniles and adults).

Generalized linear models using numerical abundances as response variables were constructed for the main prey and ecological groups. Interdecadal periods, seasons, and ontogenetic categories were the explanatory variables tested. Models combining these variables were also tested (e.g. period + seasons + ontogenetic classes and all combinations). Models with no independent variables were adjusted (null models) in order to test the hypothesis that no variable affected the prey abundance. The response variable of models containing number of prey had a great variance because of the high numbers of zeros in the samples, therefore, a negative binomial error distribution was specified (Crawley, 2005). A *link log* was used on the models because response variables could only

be zero or have positive values (Crawley, 2005). The Akaike Information Criteria (AIC) and AIC weight (w) were calculated for each adjusted model. The AIC is a statistical tool of model identification and selection and represents the amount of information lost when adjusting a given model (Franklin et al., 2001). Therefore, the model with the lower AIC is the one that better explains the data observed. The G test was used to compare IIR frequencies of the preys of South American sea lions on both periods in the software BioEstat 5.0.

The niche breadth was estimated by the Levins Niche Breadth Index (B) (Krebs, 1999). This index is defined by: $B = 1 / \sum p_i^2$, where p means the proportion of individuals of a given i resource found in the diet. The index has a minimum at 1 when only one prey type is found in the diet and a maximum at n , where n is the total number of prey categories, each representing an equal proportion of the diet. This index was then standardized (B_s) to limit it to a 0 to 1 scale according to the following equation: $B_s = (B-1) / (n-1)$, where n means the number of food items. In the zero to one scale, higher numbers mean greater niche breadth and, therefore, characterize a generalist predator (Krebs, 1999). The species diversity indexes of Simpson and Shannon were calculated based on the number of preys of a given species found in the stomachs of South American sea lions in both periods; further they were compared through a rarefaction based on 95% confidence intervals in the software PAST 3.0.

To evaluate the richness of prey species found in the stomachs of South American sea lions in both periods, the sampling coverage approach was completely standardized based on entropy (q statistics, Chao and Jost, 2012) with abundance data in the online software iNEXT (<https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/> - Chao et al., 2016). This analysis used an estimate of the sampling coverage suggested by Chao et al. (2013).

In order to avoid individual effects in the comparison of the means of the estimated total lengths of fish predated by South American sea lions in the two different periods (1993-2003 *versus* 2004-2014), an average was calculated for each prey species found in each stomach. From these averages, the means of each prey species per period were compared by t -test in the software PAST 3.0.

The trophic overlap between South American sea lions and six fisheries activity regarding the interdecadal scale (1993/2003 *versus* 2004/2014) was tested by the Schoener trophic overlap index (C) (Schoener, 1970). This index is defined as: $C = 1 - 0.5 (\sum |W_{xi} - W_{yi}|)$, where W_{xi} is the weight proportion of item i used by South American sea lions (Table 1), and W_{yi} is the weight proportion of item i used by a given fishery (Annex III).

The value of the Schoener index varies between zero and one, where zero means no overlap and one means total overlap. To evaluate the intensity of trophic overlaps between South American sea lions and fisheries, the values of the Schoener index were compared with the Langton scale (1982), which indicates the intensity of the overlap: 0.1 to 0.29 means low overlap, 3 to 6 means moderate overlap, and values over 6 means high overlap. For each of the periods, the mean values of the trophic overlap indexes between South American sea lions and the six fisheries were calculated, and then compared in the software PAST 3.0.

Results

Prey selectivity and general diet composition

Fifty stomachs of male South American sea lion were analyzed; of those, 39 contained items that could be identified and used in the analyses (20 from 1993-2003 and 19 from 2004 to 2014). A total of 1,950 preys of 27 species were identified, with an estimated biomass of 144,850 g. The prey species richness per stomach varied from one to 10 (median = 4). The quantity of ingested prey varied from one to 495 (median = 19), while biomass varied from 9 to 18,660 g (median = 2,394 g).

Teleosts were dominant, with over 20 identified species representing 10 families, followed by elasmobranchs, cephalopods and crustaceans (Table 1). Sciaenidae was the most important (%IRI) fish family represented by nine species, which corresponds to 86.2 % of the prey. Considering the entire study period, *Paralichthys brasiliensis* was the most important species (%IRI = 51.8, %E = 21.6), followed by *Macrodon atricauda* (%IRI = 15.1, %E = 14.8) and *Micropogonias furnieri* (%IRI = 10.8, %E = 18.1). In addition, *Cynoscion guatucupa*, *Urophycis brasiliensis*, *Trichiurus lepturus*, *Pomatomus saltatrix* and *Umbrina canosai* presented %IRI values between 2 and 6, assuming a secondary importance on the species' diet (Table 1). As for the energetic contribution, these eight teleost species were the most important and represented 90% of the energy consumed. However, *P. brasiliensis*, *M. furnieri*, *M. atricauda* and *P. saltatrix* were responsible for approximately 70 % of this contribution (Table 1).

The Jacobs' Electivity Index was close to zero for most species indicating that the South American sea lion feeds in the most abundant preys in the ecosystem ($D = \text{minimum } -0.97, \text{ maximum } 0.13$), and should be classified as an opportunistic predator (Table 1, Figure 2). The South American sea lion preyed *P. brasiliensis* ($G = 4.626; gl = 24; p =$

1.000), *M. atricauda* ($G = 35.047$; $gl = 37$; $p = 0.561$) and *U. brasiliensis* ($G = 51.59$; $gl = 53$; $p = 0.530$) of sizes similar to those captured by fisheries. On the other hand, it preyed smaller individuals of *M. furnieri* ($G = 154.132$; $gl = 60$; $p < 0.001$) and larger individuals of *T. lepturus* than those captured by fisheries. Finally, for *U. canosai* ($G = 75.411$; $gl = 40$; $p < 0.001$) and *C. guatucupa* ($G = 101.501$; $gl = 49$; $p = < 0.001$) the results are significantly different, but still they show high overlap frequencies of sizes of fish preyed by South American sea lions with the sizes of fish captured by fish prospectings (Supplementary, Figure I).

Seasonal, ontogenetic and prey habits variation on the diet

No significant difference was observed in the total number of prey consumed between summer/autumn months ($n = 574$, median = 17.5) and winter/spring months ($n = 1382$, median = 14.5; $U = 168.5$; $n_1 = 12$, $n_2 = 30$, $p = 0.749$). In the summer/autumn, only two species presented relative importance higher than 15.0 % (*P. brasiliensis* %IRI = 46.5; *M. furnieri* %IRI = 15.0). On the other hand, in the months of winter/spring, only *P. brasiliensis* (%IRI = 54.6) presented this parameter higher than 15.0 %. The GLM analyses (Table 2) indicated only a slight reduction in the consumption of *U. brasiliensis* (winter/spring: %IRI = 6.5, $n = 75$; summer/autumn: %IRI = 3.5, $n = 6$) in the months of summer/autumn and showed a greater consumption of *M. furnieri* (winter/spring: %IRI = 9.5, $n = 105$; summer/autumn: %IRI = 15.0, $n = 16$) in the months of winter/spring; this was the only period of the year when *P. saltatrix* was consumed (%IRI = 4.1, $n = 31$). In the winter/spring, four species were important for energetic contribution (*P. brasiliensis*, %E = 20.9; *M. furnieri* %E = 17.8; *M. atricauda*, %E = 15.6; *P. saltatrix*, %E = 17.1), while two were important in the summer/autumn (*P. brasiliensis* %E = 20.7; *M. furnieri* %E = 16.5).

South American sea lion adult males usually consumed 25 species of prey, and the number of ingested prey ranged from one to 495 (median = 39), while the biomass ranged from 170 to 18,660 g (median = 2,659 g). *Paralonchurus brasiliensis* (% IRI = 55.11; % E = 25.35) was the most important species, followed by *M. atricauda* (% IRI = 14.23; % E = 14.08) and *M. furnieri* (% IRI = 11.38; % E = 16.78). Juvenile males preyed on 14 species, and the number of ingested prey ranged from one to 61 (median = 6), while the biomass ranged from 9 to 7,961 g (median = 1.721 g). The greatest energetic contribution for juveniles was provided by the consumption of *M. furnieri* (% E = 23.05),

although *P. brasiliensis* (% IRI = 25.95; % E = 6.95) and *T. lepturus* (% IRI = 24.23; % E = 15.36) also had a high importance in the diet composition of this age class. The trophic overlap index showed a high overlap between the diets of juveniles and adults of South American sea lions ($C = 0.66$). The GLM analyses showed a greater consumption of *P. brasiliensis*, *M. furnieri*, *U. brasiliensis* and *C. guatucupa* by adults than juveniles (Table 2).

The demersal and benthic preys had a greater importance in the diet of South American sea lions (%IRI = 88.9). Species with benthic-pelagic and demersal-pelagic habits had a low %IRI (9.5), despite the high frequency of occurrence (%O = 69.0). Pelagic prey were the less important (%IRI = 1.9). In a general manner, benthic-pelagic and demersal-pelagic prey were more important for juveniles (%IRI = 26.6) than for adults (%IRI = 7.8); however, the difference was not significant (Table 2). On the other hand, adult males consume significantly more demersal prey than juveniles (Table 2).

Niche overlap and interdecadal variation on the diet

The Schoener niche overlap indexes showed that, in the first decade of the study, the fisheries had a low trophic overlap with South American sea lions, with the exception of the Pair Trawl, which had a moderate overlap, according to the Langton scale (Langton, 1982). On the other hand, this overlap with fisheries increased in the second decade, becoming moderate, with the exception of the Bottom Trawl (Table 3) that remains without overlap. When we compared the means of the trophic overlap of both periods, we observed that this increase is significant ($p = 0.033$; Figure 3). The highest trophic overlap index was recorded for the Purse Seine in the second decade of the study ($C = 0.466$), followed by the Pair Trawl ($C = 0.444$) and the Oceanic Gillnet ($C = 0.415$). The fishery that had the lowest trophic overlap with South American sea lions was the Bottom Trawl (Table 3). The trophic overlaps of South American sea lions that had the greatest increases in magnitude over the two decades were the Purse Seine and the Ocean Gillnet, respectively (Table 3).

The GLMs analysis demonstrated little differences in the importance of the main preys consumed by the South American sea lions between both periods analyzed (1993 - 2003 *versus* 2004 - 2014), with the exception of *T. lepturus* that was preyed more in the first period than in the second one (Table 1, 2). Another interesting result was the increase of elasmobranchs and crustaceans in the latest period. (Tables 1, 2). In accordance to the results of the GLMs analyses, the *G test* also did not show significant difference in the

comparative analysis of IRI frequencies ($G = 34.423$; $gl = 25$; $p = 0.099$) between the two periods.

However, on the other hand, the ecological indexes used to evaluate potential temporal alterations in the diet of South American sea lions showed a broadening exploitation of feeding resources from the first decade to the second. The richness index (Chao and Jost, 2012) (Figure 4), Simpson's diversity index (first decade $D = 0.570$; $CI = 0.537 / 0.6001$ – second decade $D = 0.780$; $CI = 0.758 / 0.800$) and Shannon's diversity index (first decade $H = 1.320$; $CI = 1.238 / 1.395$ – second decade $H = 2.003$; $CI = 1.916 / 2.079$), showed that South American sea lions had a more rich and diverse diet on the second decade of the study. The results of Levins niche breadth, besides showing that South American sea lions from Southern Brazil are specialists ($B_s = 0,09$), indicate that the species has broadened its trophic niche in the last decade (1993 – 2003 $\rightarrow B_s = 0.09$; 2004 – 2014 $\rightarrow B_s = 0.14$).

Regarding the size of the main fish preyed by South American sea lions in both decades, there were no significant results, although it was observed that most species showed a tendency to decrease in size (Table 4).

Discussion

Prey selectivity and general diet composition

The marine protected area Wildlife Refuge of *Ilha dos Lobos*, a small island, in front of the municipality of Torres and adjacent waters, in southern Brazil, is considered the northern limit of the distribution of the South American sea lion at the western South Atlantic Ocean (Rosas et al., 1994; Machado et al., 2016). Although occurring in a relative low population density in this area (probably less than 200 animals, e.g. Sanfelice et al., 1999; Pavanato et al., 2013), the species plays an important role in the local ecosystem and it is involved in a large conflict with fishing activities (Engel et al. 2014; Machado et al. 2016; Pont et al., 2016). Despite regularly present in the Wildlife Refuge and adjacent waters, a small number of South American sea lions are found dead on the beaches, especially considering the high frequency of stranded marine mammals in this. So, it is important to highlight that the size of our sample is the result of an intense sampling effort carried out over the last 22 years, which provides valuable information on the feeding

ecology of South American sea lions and their trophic relations with fisheries in the northernmost limit of its Atlantic distribution.

Our results indicated that the South American sea lions prey upon the most abundant demersal teleost of the environment, demonstrating no prey selection during foraging and thus an opportunistic behaviour (Table 1, Figure 2). Despite the temporal difference between the collection of data on diet and prey availability (from Haimovici et al., 1996), we considered this comparison valid, once there are only a few analyses on the subject and there are indications that both had a low variation throughout this time span. The intense fishing exploitation of the last four decades led to a decrease in the abundance of the main teleost species at the continental shelf of southern Brazil, however, there is no evidence of changes in the relative abundance of different species in the last decades (Haimovici, 1998; Haimovici et al., 2006; Haimovici & Cardoso, 2016), two other results reinforce that the South American sea lions prey over the more abundant resources in the Southern Brazil: 1) the sizes of the fishes prey by the species are similar to those more representative in the environment; 2) the consumption of *P. saltatrix* only on the months of winter/spring, period when this pelagic resource is extremely abundant in southern Brazil (Haimovici & Krug, 1996). As for the diet, our results indicated a lack of important variations in the composition of main preys of the South American sea lion throughout the interdecadal interval analyzed, however, it is important to mention that the consumption of crustaceans and elasmobranchs was observed only for the most recent decade (Table 2). Similar results were observed in traces of stable isotopes (^{13}C and ^{15}N) on bones and teeth of South American sea lions between 1986 and 2009 in Southern Brazil. The isotopic signal did not support evidence of substantial variations in diet composition over the last decades. Nevertheless, they acknowledge that historical changes in the isotopic baseline may hinder the interpretation of retrospective studies and the interpretation of isotopic signals without relevant ecological data can be challenging (Zenteno et al., 2015).

Sciaenidae is the most abundant family of fish at the continental shelf of Southern Brazil (Haimovici et al., 1996; Martins & Haimovici, 2016), being an important fish resource in the region (e.g. Haimovici et al., 2006; Moreno et al., 2009; Haimovici & Cardoso, 2016). It is an important resource for several top predators in the region, including marine mammals (e.g. *Pontoporia blainvillei* – Secchi et al., 2003; *O. flavescens* – Oliveira et al., 2008; *Tursiops truncatus* – Milmann et al., 2016,) and seabirds (e.g. *Sterna hirundo* – Bugoni & Vooren, 2004; *Thalassarche melanophrys* and *T. chlororhynchos* – Colabuono & Vooren, 2007). *Paralanchurus brasiliensis* is one of the most representative species of

the family, both in number of individuals and in biomass in Southern Brazil (Martins & Haimovici, 2016), being the predominant prey of the South American sea lion in Brazil. The selectivity analysis showed that *P. brasiliensis* presented the highest index value ($D = 0.13$; Table 1, Figure 2), even though it was under the threshold of prey selectivity defined by Hayward et al. (2011) (i.e. $D > 0.20$). This high index of *P. brasiliensis* could be associated with trawling bycatch (Machado et al., 2015). It is important to mention that great amounts of *P. brasiliensis* are rejected by this fishing activity (e.g. Haimovici & Mendonça, 1996; Haimovici & Fischer, 2007). Therefore, the discarded fish could increase this resource's availability for the South American sea lions in relation to its real availability in the ecosystem evaluated during the fishing prospects, elevating the value of the Jacobs' Electivity Index observed.

Even though we observed that sea lions preyed on 25 species of prey in southern Brazil, few of those were really important for species; this was reflected by the low value of the Levins niche breadth index ($B = 0,09$). Unlike most authors who state that the South American sea lion is a generalist species based only on the number of preys, we have shown that this sea lion is a specialist species when obtaining its food resources, since a few prey species are responsible for most of its diet. A similar feeding behavior was also described for the species in Chilean waters (Hückstädt & Antezana, 2006). According to Lowry et al., (1991), a species can be a "plastic specialist" when consuming a wide variety of prey, but few being of great importance to the predator.

Seasonal, ontogenetic and prey habits variation on the diet

A greater feeding activity is reported for the South American sea lions close to the breeding grounds as the breeding period approaches (e.g. George-Nascimento et al., 1984; Bustos et al., 2012). In the present study, however, there was no increase in the consumption of prey between both periods of the year. This contrasting result could be related to the fact that no breeding activity occurs in the study area (Sanfelice et al., 1999).

Intrapopulation variation in foraging strategies and feeding habits could be beneficial for the population by minimizing effects of intraspecific competition (e.g. Breed et al., 2006; Lewis et al., 2006; Drago et al., 2015). In the present study, even though juveniles and adults of the South American sea lion present similar diet composition and a high trophic overlap, some differences observed (GLMs and ecological groups) indicated that each age class could be using different foraging strategies. A greater consumption of

demersal and benthic preys suggests that adults feed on resources associated with the bottom. The greater importance of benthic-pelagic and demersal-pelagic preys for juveniles is largely influenced by the consumption of *T. lepturus*. This corroborates previous assumptions that this ecological group could have a great importance to juvenile South American sea lions (Drago et al., 2009; Zenteno et al., 2015).

Moreover, ontogenetic variations observed in the feeding habits of the South American sea lion are associated with prey habitat. The consumption of prey associated with the bottom (benthic and demersal) increases with the ontogenetic development of the predator (Drago et al., 2009; Zenteno et al., 2015; this study). This could be associated with progressive improvement of diving skills due to the development of physiological capacity with the gain of body mass and age (Le Boeuf et al., 1996; Horning & Trillmich, 1997).

Niche overlap and interdecadal variation on the diet

The results of the present study showed that the composition of the main prey species of South American sea lions did not change over the last decades, despite the great decrease on the fish availability and overexploitation of several important fish stocks in southern Brazil (e.g. *P. saltatrix*, *M. liza*, *M. furnieri*, *M. atricauda*, *U. canosai* and *C. guatucupa*) (MMA, 2004; Haimovici & Cardoso, 2016). Similar results were observed in traces of stable isotopes (^{13}C and ^{15}N) on bones and teeth of South American sea lions between 1986 and 2009 in Southern Brazil (Zenteno et al., 2015). However, it can be clearly observed that South American sea lions as opportunistic predators are broadening their trophic niche probably in response to the resource depletion in the region. This behavior is in accordance with the theory of optimal foraging and interspecific competition for resources that suggests that dietary niche breadth of predators may expand under reduced prey availability (MacArthur, 1972; Pianka, 1999). In this context, opportunistic predators are more likely to adjust their eating habits than selective predators, and can support the competition pressure. Even though the trophic overlap indexes do not measure competition, it becomes evident that South American sea lions and fisheries are sharing and potentially competing for the same fishing resources in Southern Brazil. Clearly, as the ecological niche overlap between South American sea lions and commercial fisheries enhanced the South American sea lion broadened its trophic niche, modifying its foraging strategies.

The potential niche overlap between South American sea lions and commercial fisheries has also been evaluated using different indexes along the species distribution. Szteren et al. (2004), using Colwell and Futuyma overlap index, found a low overlap ($C = 0.22$) between the South American sea lions from “Isla de Lobos” ($35^{\circ}01'S$; $54^{\circ}53'W$) in Uruguay and the artisanal gillnet fishing. However, Riet-Sapriza et al. (2012), using the Morisita-Horn (M-H) niche overlap index, observed a high trophic overlap between sea lions and artisanal ($M-H = 0.84$) and coastal trawling ($M-H = 0.79$) fishing activities in the same regions a few years later. The discrepancy in the results observed by Szteren et al. (2004) and Riet-Sapriza et al. (2012) at the Uruguayan coast may indicate that the local population may be suffering from the same fishing effects as the population from southern Brazil. It is important to mention that the sea lion population that arrives every year on the Brazilian coast is composed by animals from Uruguay (Pinedo, 1990; Oliveira et al., 2017). Also, many fish stocks exploited in Brazil are stocks shared with Uruguay and these are suffering with same depletion effects by fisheries (e.g. Haimovici & Cardoso, 2016). On the other hand, the trophic interactions between South American sea lions and trawling at the Patagonian coast of Argentina suggests that the potential competition for resource between them may be low (Dans et al., 2003; Romero et al., 2011), and that the intense fishing of the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) in the region does not seem to be affecting the feeding of sea lions (Drago et al., 2009b).

Moreover, the occurrence of interdecadal changes in diet and / or feeding strategies of South American sea lions were also observed in the North of the Argentinean Patagonia.; Nevertheless, in that case, the modifications apparently were associated with an increase of the population density of South American sea lions (Drago et al., 2009b) in the region, and not to a decline of fishing stock due to fishing pressure (Drago et al., 2009b). This behavior would be expected for an opportunistic predator, which adapts its feeding strategies according to population density, thus minimizing intraspecific competition. Nonetheless, we do not believe that something similar occurred in this study due the low density of the species in the region (Sanfelice et al., 1999; Pavanato et al., 2013). It is important to highlight that there is evidence to suggest that the Uruguayan population is declining at a 1.6 to 2.0% annual rate. The estimates of the total number of the remaining South American sea lions range from 12,000 to 13,000 individuals (Páez, 2005; Crespo et al., 2012). Although the species occurs in low density in southern Brazil and its movements are not fully understood, we can not rule out that part of this decline could be occurring in the study area due to the conflict with the local fisheries (Machado et al., 2015).

It is noteworthy that the South American sea lion and fishing activities are in constant conflict in several areas along the distribution range of the species (e.g. Rosas et al. 1994; Szteren & Páez, 2002; Sepúlveda et al., 2007; Machado et al., 2016). These interactions may be direct, such as predation of fish caught on the fishing nets (e.g. Szteren & Páez, 2002; Sepúlveda et al., 2007; Machado et al., 2016) and mortality of animals by retaliation of fishermen or bycatch (e.g. Rosas et al., 1994; Reyes et al., 2013; Machado et al., 2015), or indirect, as in the case of South American sea lions and fishing industry using the same resources (e.g. George-Nascimento et al., 1985; Szteren et al., 2004; Koen-Alonso et al., 2000; Romero et al., 2011); however, the effects of fisheries on the feeding behavior of the South American sea lion were not demonstrated. Oliveira et al. (2008) suggested that any management measure to reduce this conflict in Southern Brazil must consider the food habits of the species, as well as its interaction with fishing activities.

Therefore, even though the index of trophic overlap do not point to a total overlap between the diet of the South American sea lion and the captures of fishing activities in Southern Brazil, fisheries are clearly modifying the feeding behavior of the sea lion in southern Brazil. This phenomenon can be expected and should be tested for other top-chain predators in the region. Moreover, excessive fishing pressure is a growing concern worldwide (e.g. Pauly et al., 2002) and is having profound direct and indirect impacts on top predators. In the present study, five of the eight main species found in the diet of South American sea lion were already considered overexploited in Brazilian waters by the Brazilian Ministry of Environment for more than a decade (MMA, 2004). Although competition, by definition, occurs only when resource is scarce, it is reasonable to assume that this ecological interaction could increase in the future. The effects of these interactions are largely unpredictable, but could be harmful for top predators (e.g. Drago et al., 2010; Secchi et al., 2003, 2016; Trites & Donnelly, 2003). Therefore, the reduction in fishing effort and the establishment and / or increase of marine protected areas may be interesting measures to minimize the effects of fisheries. Within this context, is imperative to ensure the long term monitoring of the fishing effort and the populational status of the species commercially exploited by the fishing fleet in Southern Brazil.

Acknowledgments

We would thank all our colleagues of the Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS) for their help during the necropsies and collection of specimens. Logistical support was provided by the Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos (CECLIMAR/UFRGS), in special to Mauricio Tavares and Diego Janisch Alvares for map editing support. We would also thank all our colleagues of the Birds and Mammal Laboratory for the space provided for the analysis of the diet. This paper is part of the Doctoral Thesis in Biological Animal Rodrigo Machado at Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal in Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS.

For multiple agency grants: This work was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior - CAPES (doctoral grant) for Rodrigo Machado; Fundo Nacional do Meio Ambiente - FNMA-MMA; and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq. L.R. Oliveira was supported by CNPq (no. 151307/2005-9, productivity grants no. 303813/2011-3 and 308650/2014-0).

References

- Audibert, P., Drehmer C.J., Danilewicz, D., Oliveira, L.R. (2017) Do cranial suture age and growth layer groups correlate in South American pinnipeds? *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. DOI: 10.1017/S0025315416001739
- Bastida, R., Rodríguez, D., Secchi, E., Silva V. (2007). *Mamíferos Acuáticos de Sudamérica y Antártida*. (1a ed). Buenos Aires. 368 p.
- Boffo, M.S. & Reis, E.G. (2003). Atividade pesqueira da frota de média escala no extremo sul do Brasil. *Atlântica* (Rio Grande), 25, 171-178.
- Boyd, I.L., Arnobom, T.A., Fedak, M.A. (1994). *Biomass and Energy Consumption of the South Georgia Population of Southern Elephant Seals*. In Le Boeuf BJ, Laws RM (Eds), *Elephant Seals: Population Ecology, Behavior, and Physiology*. (pp. 98-118). California: Berkeley: University of California Press.
- Oliveira, L.R (2013) Carnívoros Marinhos. In Breed, G.A., Bowen, W.D., McMillan, J.I., Leonard, M.L. (2006). Sexual segregation of seasonal foraging habitats in a non-migratory marine mammal. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273, 2319–2326.
- Bugoni, L. & Vooren, C.M. (2004). Feeding ecology of the Common Tern *Sterna hirundo* in a wintering area in southern Brazil. *Ibis* 146, 438–453.

- Bustos, R., Daneri, G., Volpedo, A., Harrington, A., Varela, E. (2012). The diet of the South American sea lion (*Otaria flavescens*) at Río Negro, Patagonia, Argentina, during the winter–spring period. *Iheringia. Série Zoologia*, 102, 394–400.
- Cardoso, L.G. & Haimovici, M. (2011). Caracterização tecnológica, social, econômica e ecológica da atividade pesqueira sediada em Passo de Torres, Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 37, 275–288.
- Carvalho-Filho, A. (1999). *Peixes: costa brasileira*. Melro, São Paulo. 320 p.
- Chambellant, M., Stirling, I., Ferguson, S.H. (2013). Temporal variation in western Hudson Bay ringed seal *Phoca hispida* diet in relation to environment. *Marine Ecology Progress Series*, 481, 269–287.
- Chao, A., & L. Jost. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547.
- Chao, A., Y. T. Wang, and L. Jost. (2013). Entropy and the species accumulation curve: A novel estimator of entropy via discovery rates of new species. *Methods Ecol. Evol.* 4, 1091–1110.
- Chao, N.L., Frédou, F.L., Haimovici, M., Peres, M.B., Polidoro, B., Raseira, M., Subirá, R., Carpenter, K. (2015). A popular and potentially sustainable fishery resource under pressure–extinction risk and conservation of Brazilian Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). *Global Ecology and Conservation*, 4, 117–126.
- Chao, A., K. H. Ma, and T. C. Hsieh. (2016). iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User’s Guide published at (http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/) (accessed April 2017).
- Colabuono, F.I. & Vooren, C.M. (2007). Diet of Black-browed *Thalassarche melanophris* and Atlantic Yellow-nosed *T. chlororhynchos* Albatrosses and White-chinned *Procellaria aequinoctialis* and Spectacled *P. conspicillata* Petrels off southern Brazil. *Marine Ornithology*, 35, 9–20.
- Cortés, E.A. (1997). A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 726–738.
- Cortés, E.A. (1999). Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science*, 56, 707–717.
- Costa, D.P. (2002). Energetics. In Perrin WF, Würsing B, Thewissen JGM (Eds.) *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 412–422). San Diego, CA: Academic Press.
- Costa, R.C., Fransozo, C.A., Melo, G.A.S., Freire, F.A.M. (2003). Chave ilustrada para identificação dos camarões Dendrobranchiata do litoral norte do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 3, 1–12.
- Crawley, M.J. (2005). *Statistics: an introduction using R*. Wiley, Chichester. 327 p.
- Crespo, E.A., Oliva, D., Dans, S.L., Sepúlveda, M. (2012). *Current status of the South American sea lion along the distribution range*. Valparaíso, Chile. Universidad de Valparaíso Press.
- Dans, S.L., Koen-Alonso, M., Crespo, E.A., Pedraza, S.N., García, N.A. (2003) Interactions between marine mammals and high seas fisheries in Patagonia: an integrated approach. In Gales, N., Hindell, M. & Kirkwood, R. (Eds.), *Marine mammals: fisheries; tourism and management issues* (pp. 88–103). Victoria: CSIRO Publishing.

- Drago, M., Cardona, L., Crespo, E.A., Aguilar, A. (2009). Ontogenic dietary changes in South American sea lions. *Journal of Zoology*, 279, 251–261.
- Drago, M., Cardona, L., Crespo, E.A., Grandi, M.F., Aguilar, A. (2010). Reduction of skull size in South American sea lions reveals density-dependent growth during population recovery. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 253–261.
- Drago, M., Franco-Trecu, V., Zenteno, L., Szteren, D., Crespo, E.A., Riet-Saprizza, F.G.R., Oliveira, L., Machado, R., Inchausti, P., Cardona, L. (2015). Sexual foraging segregation in South American sea lions increases during the pre-breeding period in the Río de la Plata plume. *Marine Ecology Progress Series*, 525: 261–272.
- Engel, M.T., Marchini, S., Pont, A.C., Machado, R., Oliveira, L.R. (2014). Perceptions and attitudes of stakeholders towards the wildlife refuge of Ilha dos Lobos, a marine protected area in Brazil. *Marine Policy*, 45, 45–51.
- Franklin, A.B., Shenk, T.M., Anderson, D.R., Burnham, K.P. (2001). Statistical model selection: an alternative to null hypothesis testing. In Shenk, T.M., Franklin, A.B. (Eds.), *Modeling in Natural Resource Management: Development, Interpretation, and Application*. (pp. 75–90) Washington: Island Press.
- George-Nascimento, M., Bustamante, R., Oyarzu, N.C. (1985). Feeding ecology of the South American sea lion *Otaria flavescens*: food contents and food selectivity. *Mar Ecol Prog Ser*, 21, 135–143.
- Grandi, M.F., Dans, S.L., Gracia, N.A., Crespo, E.A. (2010). Growth and age at sexual maturity of South American sea lions. *Mammal Biol*, 75, 427–436.
- Haimovici, M. & Perez, J.A.A. (1991). Coastal cephalopod fauna of Southern Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 49, 221-230.
- Haimovici, M., Martins, A.S., Vieira, P.C. (1996). Distribuição e abundância de peixes teleosteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 56, 27–50.
- Haimovici, M., Mendonça, J.T. (1996). Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto e tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica*, 18, 161-177.
- Haimovici, M. & Krug, L.C. (1996). Life history and fishery of the enchova *Pomatomus saltatrix* in southern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 47, 357–363.
- Haimovici, M. (1998). Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 5, 277-290.
- Haimovici, M. & Ignácio, J.M. (2005). Pesca da corvina no sul do Brasil. In Rossi, C.L.W., Cergole, M.C., A´vila-da-Silva, A.O. (Eds.), *Análise das Principais Pescarias Comerciais da Região Sudeste-Sul do Brasil: Dinâmica Populacional das Espécies em Exploração* (pp. 101–107) Série Documentos Revizee-Score Sul, IOUSP.
- Haimovici, M. & Miranda, L.V. (2005). Pesca da pescada olhuda no sul do Brasil. In Rossi, C.L.W., Cergole, M.C., A´vila-da-Silva, A.O. (Eds.), *Análise das Principais Pescarias Comerciais da Região Sudeste-Sul do Brasil: Dinâmica Populacional das Espécies em Exploração* (pp. 40–45). Série Documentos Revizee-Score Sul, IOUSP.
- Haimovici, M., Vasconcellos, M., Kalikoski, D.C., Abdalah, P., Castello, J.P., Hellebrandt, D. (2006). Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Rio Grande do Sul. In Isaac, V.J., Martins, A.S., Haimovici, M., Andriguetto Filho, J.M. (Eds.), *A pesca marinha e estuarina*

do Brasil no início do século XXI: recursos tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais (pp. 157–180). Belém: Universitária UFPA.

Haimovici, M. & Fischer, L.G. (2007). Avaliação de descartes na pesca de arrasto. In Haimovici, M. (Org.). *A prospecção pesqueira e abundância de estoques marinhos no Brasil nas décadas de 1960 a 1990: Levantamento de dados e avaliação crítica* (pp. 161-179) Brasília: MMA.

Haimovici, M. & Cardoso, L.G. (2017). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research*, 13, 135–150.

Hayward, M.W., Hayward, G.J., Tambling, C.J., Kerley, G.I.H. (2011). Do Lions *Panthera leo* Actively Select Prey or Do Prey Preferences Simply Reflect Chance Responses via Evolutionary Adaptations to Optimal Foraging? *PlosOne*, 6: e 23607.

Hyslop, E.J. (1980). Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*. 17, 441-429.

Horning, M. & Trillmich, F. (1997). Ontogeny of diving behaviour in the Galápagos fur seal. *Behaviour*, 134, 1211–1257.

Hückstädt, L.A. & Antezana, T. (2006) *The diet of Otaria flavescens in Chile: what do we know?* In Trites AW, Atkinson SK, Demaster DP, Fritz LW, GelaTT TS, Rea LD, Wynne KM (Eds), *Sea Lions of the World* (pp. 83-102). Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks, Fairbanks, USA.

Ibama/Ceperg. 1993–2011. Desembarque de pescados no Rio Grande do Sul. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Centro de Pesquisa e Gestão dos Recursos Pesqueiros Lagunares e Estuarinos. Projeto Estatística Pesqueira. <http://www.demersais.furg.br/index.php/produção-pesqueira.html> (accessed 30 November 2015).

Jacobs, J. (1974). Quantitative measurement of food selection - a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia*, 14, 413–417.

Jaksic, F.M. (2001). Ecological effects of El Niño in terrestrial ecosystems of western South America. *Ecography*, 24, 241–50.

Kinas, P.G., Silva, K.G., Estima, S.G., Monteiro, D. (2005). Generalized linear models applied to stranding data of South American sea lions (*Otaria flavescens*) and South American fur seals (*Arctocephalus australis*) in southern Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 4, 7-14.

Klippel, S., Vooren, C.M., Lamónaca, A.F., Peres, M.P. (2005) A pesca industrial no sul do Brasil. In: Vooren, C.M. & Klippel, S. (Eds.), *Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil* (p.135-177). Porto Alegre: Igaré.

Koen-Alonso, M., Crespo, E.A., Pedraza, S.N. (2000). Food habits of the South American sea lion, *Otaria flavescens*, off Patagonia, Argentina. *Fishery Bulletin*, 98, 250–263.

Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (2nd ed.). Menlo Park: Benjamin/Cummings.

Lavigne, D.M. (2003). Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. In Gales, N., Hindell, M., Kirkwood, R., (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues* (pp. 31–47). Melbourne: CSIRO Publishing.

Le Boeuf, B.J., Morris, P.A., Blackwell, S.B., Crocker, D.E., Costa, D.P. (1996). Diving behavior of juvenile northern elephant seals. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 1632–1644.

- Lewis, R., O'Connell, T.C., Lewis, M., Campagna, C., Hoelzel, A.R. (2006). Sex-specific foraging strategies and resource partitioning in the southern elephant seal (*Mirounga leonina*). *Proceedings of the Royal Society B*, 273, 2901–2907.
- Lowry, M.S., Stewart, B.S., Heath, C.B., Yochem, P.K., Rancis, J.M. (1991). Seasonal and annual variability in the diet of California sea lions *Zalophus californianus* at San Nicolas Island, California. 1981-86. *Fishery Bulletin*, 89, 331-336.
- Machado, R., Ott, P.H., Moreno, I.B., Danilewicz, D., Tavares, M., Crespo, H.A., Siciliano, S., Oliveira, L.R. (2016). Operational interactions between South American sea lions and gillnet fishing in southern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 108–120.
- Machado, R., Oliveira, L.R., Montealegre-Quijano, S. (2015). Incidental catch of South American sea lion in a pair trawl off southern Brazil. *Neotropical Biological Conservation*, 10, 43-47.
- MacArthur, R.H. (1972). *Geographical Ecology: patterns in the distribution of species*. New York: Harper & Row.
- Martins, A.S. & Haimovici M. (2017) Seasonal mesoscale shifts of demersal nekton assemblages in the subtropical South-western Atlantic. *Marine Biology Research*, 13:88–97. doi:10.1080/17451000.2016.1217025
- Milmann, L., Danilewicz, D., Machado, R., Santos, R.A., Ott, P.H. (2016) Feeding ecology of the common bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil: analyzing its prey and the potential overlap with fisheries. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64, 415-422.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2004). Instrução normativa IBAMA N° 05, de 21 de maio de 2004. Reconhece como espécies ameaçadas de extinção e espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração, os invertebrados aquáticos e peixes, constantes dos Anexos a esta Instrução Normativa. Diário Oficial da União, Brasília. No. 102.
- Moreno, I.B., Tavares, M., Danilewicz, D., Ott, P.H., Machado, R. (2009). Descrição da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul: comunidades pesqueiras de Imbé/Tramandaí e Passo de Torres/Torres. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35, 129–140.
- Norris, K.S. (1961). Standardized methods for measuring and recording data on the smaller cetaceans. *Journal of Mammal*, 42, 471-476.
- Oliveira, L.R., Ott, P.H., Malabarba, L.R. (2008). Ecologia alimentar dos pinípedes do sul do Brasil e uma avaliação de suas interações com atividades pesqueiras. In Reis, N.R., Peracchi, A.L., Santos, G.A.S.D. (Eds.), *Ecologia de mamíferos* (pp. 93–109). Londrina: Technical Books Editora.
- Oliveira, L.R. (2011). Vulnerability of South American Pinnipeds Under El Niño Southern Oscillation Event. In Casalegno S. (eds.), *Global Warming Impacts - Case Studies on the Economy, Human Health, and on Urban and Natural Environments* (pp. 237-252).
- Oliveira, L.R., Gehara, M.C.M., Fraga, L.D., Lopes, F., Túnez, J.I., Cassini, M.H. (2017). Ancient female philopatry, asymmetric male gene flow, and synchronous population expansion support the influence of climatic oscillations on the evolution of South American sea lion (*Otaria flavescens*). *PLoS ONE*, 12(6): e0179442. doi.org/10.1371/journal.pone.0179442

- Österblom, H., Olsson, O., Blenckner, T., Furness, R.W. (2008). Junk-Food in marine ecosystems. *Oikos*, 117, 967-977.
- Páez, H. (2005). Situación de la administración del recurso lobos y leones marinos en Uruguay. In Menafra, R., Gallgo, L.R., Scarabina, F., Conde, D. (Eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza: Vida Silvestre* (pp. 557–581).
- Pauly, D., Trites, A.W., Capuli, E., Christensen, V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55, 467–481.
- Pavanato, H., Silva, K.G., Estima, S.C., Monteiro, D.S., Kinas, P.G. (2013) Occupancy dynamics of South American Sea-Lions in Brazilian Haul-outs. *Brazilian Journal of Biology*, 73(4): 855–862.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U. R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller D., 2002. Towards sustainability in world sheries. *Nature*, 418: 689-695.
- Pauly, D. & Zeller, D. (2016) Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining, *Nature* *Compunction* 7:10244. DOI: 10.1038/ncomms10244
- Pianka, E.R. (1999). *Evolutionary ecology*. San Francisco, Addison Wesley Longman, 512p.
- Pinedo, M.C. (1990). Ocorrência de pinípedes na costa brasileira. *Garcia de Orla Serie Zoologia*, 15, 37–48.
- Pinkas, L., Oliphant, M.S., Iverson, I.L.K. (1971). Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California waters. *Fishery Bulletin*, 152, 1-105.
- Pont, A.C., Marchini, S., Engel, M.T., Machado, R., Ott, P.H., Crespo, E.A., Coscarella, M., Dalzochio, M.S., Oliveira, L.R. (2016). The human dimension of the conflict between fishermen and South American sea lions in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 770, 89–104.
- Recchia, C.A., Read, A.J. (1989) Stomach contents of harbour propoise, *Phocoena phocoena* (L.), from the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology*, 65, 2140-2145.
- Reid, K., Croxall, J.P., Briggs, D.R., Murphy, E.J. (2005). Antarctic ecosystem monitoring: quantifying the response of ecosystem indicators to variability in ecosystem indicators to variability in Antarctic krill. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 366 -373.
- Reyes, P., Hucke-Gaete, R., Torres-Florez, J.P. (2013). First observation of operational interactions between bottom trawling fisheries and South American sea lion, *Otaria flavescens* in south-central Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93, 1–6.
- Riet-Sapriza, F.G., Costa, D.P., Franco-Trecu, V., Marín Y Chocca, J., González, B., Beathyate, G., Louise Chilvers, B., Hückstadt, L.A. (2013). Foraging behavior of lactating South American sea lions, *Otaria flavescens* and spatial-resource overlap with the Uruguayan fisheries. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 88–89, 106–119.
- Romero, M.A., Dans, S., Gonzalez, R., Svendsen, G., Garcia, N., Crespo, E. (2011). Solapamiento trófico entre el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* y la pesquería de arrastre demersal del golfo San Matías, Patagonia, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39, 344–358.

- Rosas, F.C.W., Pinedo, M.C., Marmontel, M., Haimovici, M. (1994). Seasonal movements of the South American sea lion (*Otaria flavescens*, Shaw) off the Rio Grande do Sul coast. *Brazil. Mammalia*, 58, 51–59.
- Rossi-Wongtschowski, C.L.B., Siliprandi, C.C., Brenha, M.R., Gonsales, S.A., Santificetur, C., Vaz-Dos-Santos, A.M. (2014). Atlas of marine bony fish otoliths (sagittae) of southeastern-southern Brazil Part I: Gadiformes (Macrouridae, Moridae, Bregmacerotidae, Phycidae and merlucciidae); Part II: Perciformes (Carangidae, Sciaenidae, Scombridae and Serranidae). *Brazilian Journal of Oceanography*, 62, 1-103.
- Sanfelice, D., Vasques, V.C., Crespo, E.A. (1999). Ocupação sazonal por duas espécies de Otariidae (Mammalia, Carnivora) da Reserva Ecológica Ilha dos Lobos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, 87: 101-110.
- Schoener, T.W. (1972). Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2, 369-404.
- Seeliger, U., Odebrecht, C. (1998). Introdução e aspectos gerais. In Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P. (Eds.), *Subtropical Convergence Environments - The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. New York, NY: Springer-Verlag.
- Secchi, E.R., Ott, P.H., Danilewicz, D.S. (2003). Effects of fishing by-catch and conservation status of the Franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In Gales, N., Hindell, M., Kirkwood, R. (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues* (pp. 174–91). Melbourne: CSIRO Publishing.
- Secchi, E.R., Botta, S., Weigand, M.M., Lopes, L.A, Fruet, P.F., Genoves, R.C. and Di Tullio, J. (2016). Long-term and gender-related variation in the feeding ecology of common bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary and the adjacent marine coast in western South Atlantic. *Marine Biology Research*. doi.org/10.1080/17451000.2016.1213398.
- Seeliger, U. & Odebrecht, C. (1998). Introdução e aspectos gerais. In Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P. (Eds.), *Subtropical Convergence Environments - The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. New York, NY: Springer-Verlag.
- Sepúlveda, M., Perez, M.J., Sielfed, W., Oliva, D., Durán, L.R., Rodríguez, L., Araos, V., Buscaglia, M. (2007). Operational interactions between South American sea lions *Otaria flavescens* and artisanal (small-scale) fishing in Chile: results from interview surveys and on-board observations. *Fisheries Research*, 83, 332-340.
- Stephens, D.W., Krebs, J. R. (1986). *Foraging Theory*. Princeton, Princeton Univ. Press, 262 p.
- Suarez, A.A., Sanfelice, D., Cassini, M.H., Cappozzo, H.L. (2005). Composition and seasonal variation in the diet of the South American Sea Lion (*Otaria flavescens*) from Quequén, Argentina. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 4, 163-174.
- Szteren, D., Páez, E. (2002). Predation by southern sea lions (*Otaria flavescens*) on artisanal fishing catches in Uruguay. *Marine Freshwater Research*, 53, 1161-1167.
- Szteren, D., Naya, D., Arim, M. (2004). Overlap between pinniped summer diet and artesanal fishery catches in Uruguay. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 3, 119-125.
- Szteren, D. (2006). Predation of *Otaria flavescens* over artisanal fisheries in Uruguay: opportunism or prey selectivity? *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 5, 29–38.

Thompson, D., Duck, C.D., McConnell, B.J., Garrett, J. (1998). Foraging behaviour and diet of lactating female southern sea lions (*Otaria flavescens*) in the Falkland Islands. *Journal of Zoology* (Lond), 246, 135–146.

Trites, A.W., Donnelly, C.P. (2003). The decline of Steller sea lions *Eumetopias jubatus* in Alaska: a review of the nutritional stress hypothesis. *Mammal Review*, 33, 3–28.

Vaz-Ferreira, R. (1982). *Otaria flavescens* (Shaw), South American sea lion. Mammals of the seas: small cetaceans, seals, sirenians and otters. *FAO Fisheries Series*, 4, 477–495.

Vaz-Ferreira, R. (1981). South American sea lion, *Otaria flavescens*. In Ridgway, S.H., Harrison, R. (Eds.), *Handbook of marine mammals: the walrus, sea lions, fur seal and sea otters* (pp. 39–65). London: Academic Press.

Zenteno, L., Crespo, E., Vales, D., Silva, L., Saporiti, F., Oliveira, L.R., Secchi, E.R., Drago, M., Aguilar, A., Cardona, L. (2014). Dietary consistency of male South American sea lions (*Otaria flavescens*) in southern Brazil during three decades inferred from stable isotope analysis. *Marine Biology*, 162, 275–289.

Table 1. Diet composition of the South American sea lion (*Otaria flavescens*) at the northern limits of its distribution in the subtropical western South Atlantic Ocean. Ecological groups (EG): D/B = demersal and benthic, P = pelagic, BP/DP = benthic-pelagic and demersal-pelagic. *D* = Jacobs' Electivity Index. *N* = total number of prey. %*FN* = Numeric frequency. %*FO* = Frequency of occurrence. %*M* = Percentage of biomass contribution. %*E* = Percentage of energetic contribution. %*IRI* = Percentage of index of relative importance. NA not evaluate.

Prey Taxon	EG	Population 1993-2014							Decade: 1993-2003						Decade: 2004-2014					
		D	N	% FN	% FO	% M	% E	% IIR	N	% FN	% FO	% M	% E	% IIR	N	% FN	% FO	% M	% E	% IIR
Teleosts	GE	1920	98.46	100.00	98.01	97.66	99.80	1020	99.71	100.00	99.75	99.67	99.98	900	96.77	100.00	96.27	95.65	99.52	
Scianidae		1680	86.15	89.74	61.95	66.19	92.60	919	89.83	85.00	65.85	69.37	90.93	761	81.83	94.74	58.06	62.96	93.37	
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	D/B	0.13	1011	51.85	56.41	21.42	21.57	51.72	641	62.66	60.00	25.51	25.64	60.04	370	39.78	52.63	17.34	17.46	39.80
<i>Macrodon atricauda</i> *	D/B	-0.11	253	12.97	43.59	14.68	14.78	15.08	163	15.93	35.00	17.73	17.82	13.37	90	9.68	52.63	11.63	11.71	14.84
<i>Micropogonias furnieri</i> *	D/B	-0.18	121	6.21	41.03	14.83	18.07	10.80	53	5.18	25.00	9.98	12.14	4.30	68	7.31	57.89	19.66	23.98	20.68
<i>Cynoscion guatucupa</i> *	BP/DP	-0.81	95	4.87	51.28	4.28	3.99	5.87	34	3.32	55.00	6.10	5.68	5.88	61	6.56	47.37	2.46	2.30	5.66
<i>Umbrina canosai</i> *	D/B	-0.75	168	8.62	15.38	2.86	2.80	2.21	10	0.98	10.00	1.18	1.15	0.24	158	16.99	21.05	4.54	4.45	6.00
<i>Menticirrhus littoralis</i>	D/B	<0.01	13	0.67	15.38	3.41	4.50	0.79	7	0.68	15.00	4.91	6.47	0.95	6	0.65	15.79	1.92	2.54	0.54
<i>Stellifer rastrifer</i>	D/B	<0.00	16	0.82	20.51	0.37	0.39	0.31	9	0.88	15.00	0.36	0.39	0.21	7	0.75	26.32	0.38	0.41	0.40
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	D/B	-0.95	2	0.10	5.13	0.07	0.07	0.01	1	0.10	5.00	0.03	0.02	0.01	1	0.11	5.26	0.12	0.11	0.02
<i>Stellifer brasiliensis</i>	D/B	<0.00	1	0.05	2.56	0.02	0.02	<0.00	1	0.10	5.00	0.05	0.05	0.01						
Phycidae		80	4.10	35.90	8.78	7.57	3.22	20	1.96	40.00	10.12	8.72	3.32	60	6.45	31.58	7.44	6.43	3.09	
<i>Urophycis brasiliensis</i>	D/B	0.02	80	4.10	35.90	8.78	7.57	5.79	20	1.96	40.00	10.12	8.72	5.48	60	6.45	31.58	7.44	6.43	5.81
Trichiuridae		75	3.85	25.64	7.95	7.79	2.11	64	6.26	35.00	14.50	14.20	4.99	11	1.18	15.79	1.41	1.38	0.29	
<i>Trichiurus lepturus</i>	BP/DP	-0.24	75	3.85	25.64	7.95	7.79	3.78	64	6.26	35.00	14.50	14.20	8.24	11	1.18	15.79	1.41	1.38	0.54
Pomatomidae		31	1.59	12.82	16.90	13.48	1.65	10	0.98	10.00	8.83	7.04	0.67	21	2.26	10.53	24.94	19.91	2.02	
<i>Pomatomus saltatrix</i> *	P	NA	31	1.59	12.82	16.90	13.48	2.97	10	0.98	10.00	8.83	7.04	1.11	21	2.26	10.53	24.94	19.91	3.79
Paralichthyidae		14	0.72	12.82	0.71	0.55	0.13	2	0.20	10.00	0.24	0.19	0.03	12	1.29	15.79	1.17	0.91	0.27	
<i>Paralichthys sp.</i>	D/B	-0.43	14	0.72	12.82	0.71	0.55	0.23	2	0.20	10.00	0.24	0.19	0.05	12	1.29	15.79	1.17	0.91	0.51
Batrachoididae		9	0.46	12.82	0.63	0.49	0.10	2	0.20	10.00	0.20	0.16	0.03	7	0.75	15.79	1.06	0.82	0.20	
<i>Porichthys porosissimus</i>	D/B	-0.26	9	0.46	12.82	0.63	0.49	0.18	2	0.20	10.00	0.20	0.16	0.05	7	0.75	15.79	1.06	0.82	0.38
Clupeidae		4	0.21	5.13	0.35	0.25	0.02							4	0.43	10.53	0.69	0.49	0.08	
<i>Brevoortia pectinata</i>	P	NA	4	0.21	5.13	0.35	0.25	0.04						4	0.43	10.53	0.69	0.49	0.16	
Stromateidae		9	0.46	7.69	0.58	1.20	0.06							9	0.97	15.79	1.16	2.39	0.24	
<i>Peprilus paro</i>	BP/DP	-0.64	4	0.21	5.13	0.34	0.70	0.03						4	0.43	10.53	0.68	1.40	0.15	
<i>Stromateus brasiliensis</i>	BP/DP	-0.35	5	0.26	2.56	0.24	0.50	0.02						5	0.54	5.26	0.48	0.99	0.07	

Table 1. Continuation.

Prey Taxon		Population 1993-2014							Decade: 1993-2003						Decade: 2004-2014					
		D	N	% FN	% FO	% M	% E	% IIR	N	% FN	% FO	% M	% E	% IIR	N	% FN	% FO	% M	% E	% IIR
Teleosts	GE	1920	98.46	100.00	98.01	97.66	99.80	1020	99.71	100.00	99.75	99.67	99.98	900	96.77	100.00	96.27	95.65	99.52	
Cynoglossidae		1	0.05	2.56	0.14	0.11	<0.00							1	0.11	5.26	0.28	0.28	0.01	
<i>Balistes sp.</i>	BP/DP	-0.83	1	0.05	2.56	0.14	0.11	0.01						1	0.11	5.26	0.28	0.28	0.03	
Engraulidae		2	0.10	2.56	0.03	0.03	<0.00							2	0.22	5.26	0.06	0.06	0.01	
<i>Anchoa marinii</i>	P	NA	2	0.10	2.56	0.03	0.03	<0.00						2	0.22	5.26	0.06	0.06	0.02	
Unidentified Family		15	0.77	28.21	3	0.29	10.00	12	1.29	47.37	
Sp1		NA	3	0.15	2.56						3	0.32	5.26	
Unidentified teleosts			12	0.62	25.64	3	0.29	10.00	9	0.97	42.11
Elasmobranchs		15	0.77	7.69	0.71	0.65	0.06	1	0.10	5.00				14	1.83	21.05	1.42	1.29	0.35	
Arhynchobatidae		13	0.67	2.56	0.71	0.65	0.02							13	1.40	5.26	1.42	1.29	0.10	
<i>Sympterygia bonaparti</i>	D/B	-0.84	5	0.26	2.56	0.27	0.25	0.02						5	0.54	5.26	0.55	0.50	0.08	
<i>Atlantoraja platana ou Rioraja agassizi</i>	D/B	NA	2	0.10	2.56	0.11	0.10	0.01						2	0.22	5.26	0.22	0.20	0.03	
<i>Sympterygia acuta</i>	D/B	-0.97	1	0.05	2.56	0.05	0.05	<0.00						1	0.11	5.26	0.11	0.10	0.02	
Unidentified elasmobranchs			5	0.26	2.56	0.27	0.25	0.02						5	0.54	5.26	0.55	0.50	0.08	
Unidentified Family		2	0.10	5.13	1	0.10	5.00	4	0.43	21.05	
Unidentified elasmobranchs			2	0.10	5.13	1	0.10	5.00	4	0.43	21.05
Cephalopods		6	0.31	15.38	1.27	1.69	0.12	2	0.20	10.00	0.25	0.33	0.02	4	0.43	21.05	0.03	0.04	0.05	
Octopodidae		2	0.10	5.13	1.13	1.50	0.04							2	0.22	10.53	2.26	3.01	0.18	
<i>Octopus vulgaris</i>	D/B	0.01	1	0.05	2.56	1.10	1.46	0.04						1	0.11	5.26	2.20	2.93	0.16	
<i>Octopus tehuelchus</i>	D/B	<0.00	1	0.05	2.56	0.03	0.04	<0.00						1	0.11	5.26	0.06	0.08	0.01	
Loliginidae		4	0.21	10.26	0.14	0.18	0.02	2	0.20	10.00	0.25	0.33	0.03	2	0.22	10.53	0.03	0.04	0.02	
<i>Doryteuthis sanpaulensis</i>	BP/DP	-0.35	4	0.21	10.26	0.14	0.18	0.04	2	0.20	10.00	0.25	0.33	0.05	2	0.22	10.53	0.03	0.04	0.03
Crustaceans		9	0.46	7.69	0.01	0.01	0.02							9	0.97	15.79	0.02	0.02	0.08	
Penaeidae		9	0.46	7.69	0.01	0.01	0.03							9	0.97	15.79	0.02	0.02	0.11	
<i>Artemesia longinaris</i>	D/B	<0.00	9	0.46	7.69	0.01	0.01	0.05						9	0.97	15.79	0.02	0.02	0.21	

* Species considered as overexploited (MMA, 2004; Haimovici and Cardoso, 2016).

Table 2: Models that better explain the consumption of the main prey categories of the South American sea lion (*Otaria flavescens*) at the northern limits of its distribution in the subtropical western South Atlantic Ocean. AIC: Akaike information criteria; *w*: Akaike weights; Standard errors are between parentheses. Periods: 1993-2003 versus 2004-2014; Seasons (summer/autumn and winter/spring) and ontogenetic categories (Juveniles and Adults).

Prey	Intersection	Coef.	AIC	W
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	3.006(0.474)		258.46	0.339
<i>Macrodon atricauda</i>	1.621(0.356)		183.52	0.331
<i>Micropogonias furnieri</i>	0.883(0.456)		150.54	0.269
<i>Umbrina canosai</i>	1.307(0.537)		91.505	0.973
<i>Urophycis brasiliensis</i>	0.777(0.616)	-1.758(1.171) summer/autumn	122.97	0.191
<i>Cynoscion guatucupa</i>	0.944(0.423)		162.71	0.214
<i>Trichiurus lepturus</i>	0.900(0.564)	-1.680(0.841) period 2004-2014	112.151	0.251
<i>Pomatomus saltatrix</i>	-0.092(0.531)	-20.699(288.189) summer/autumn	60.065	0.321
Ecological Groups	Intersection	Coef.	AIC	W
Pelagic	1.302(0.256)		227.94	0.325
Benthic-pelagic and Demersal-pelagic	-0.301(0.617)		76.313	0.245
Demersal and Benthic	3.532(0.326)		383.05	0.38
Zoological Groups	Intersection	Coef.	AIC	W
Teleosts	4,955(0,740)		426.36	0.324
Elasmobranchs	-3,258(1,079)	2,913(1,292) period 2004-2014	55.706	0.295
Mollusks (cephalopods)	-1,966(0,354)		43.652	0.259
Crustaceans	-32,790(4,089)	21,89(489,201) period 2004-2014	27.306	0.183

Table 3: The Schoener trophic niche overlap indexes between the South American sea lions (*Otaria flavescens*) and the six fisheries over the two decades assessed in the present study in Southern Brazil.

Fisheries	Value of the Schoener index (C)		Increase of the index value between periods
	1993-2003	2004-2014	
Pair Trawl	0.38	0.444	+ 0.064
Bottom Trawl	0.161	0.221	+ 0.060
Double-rig Trawl	0.228	0.317	+ 0.089
Purse seine	0.235	0.466	+ 0.231
Coastal Gillnet	0.275	0.36	+ 0.085
Oceanic Gillnet	0.236	0.415	+ 0.180

Table 4: Comparison of the total lengths (mm) of the prey consumed by the South American sea lion (*Otaria flavescens*) in the two decades of study in southern Brazil. Key to abbreviations: No = Number, Min. = Minimum, Max. = Maximum.

Prey	1993-2003 (n= 20)				2004-2014 (n = 19)				Teste t <i>p</i>
	No stomach	No prey	Min/Max	Mean (SD)	No stomach	No prey	Min/Max	Mean (SD)	
<i>Macrodon atricauda</i>	6	96	171 / 253	200.8 (34.7)	10	77	88 / 299	228.9 (66.4)	0.357
<i>Micropogonias furnieri</i>	4	47	168 / 335	248.5 (89.8)	8	51	156 / 390	284.1 (87.2)	0.523
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	8	449	119 / 184	163.1 (21.5)	9	285	118 / 201	165.7 (31.4)	0.85
<i>Cynoscion guatucupa</i>	7	14	73 / 425	208.9 (137.7)	6	15	89 / 261	167.2 (68.3)	0.515
<i>Umbrina canosai</i>	2	7	141 / 187	164.0 (32.5)	3	94	111 / 134	119.7 (12.5)	0.108
<i>Urophycis brasiliensis</i>	5	12	274 / 420	356.8 (55.1)	3	37	186 / 405	297.0 (109.5)	0.331
<i>Trichiurus lepturus</i>	5	43	683 / 184	753.0 (41.2)	4	11	567 / 786	686.0 (90.4)	0.179

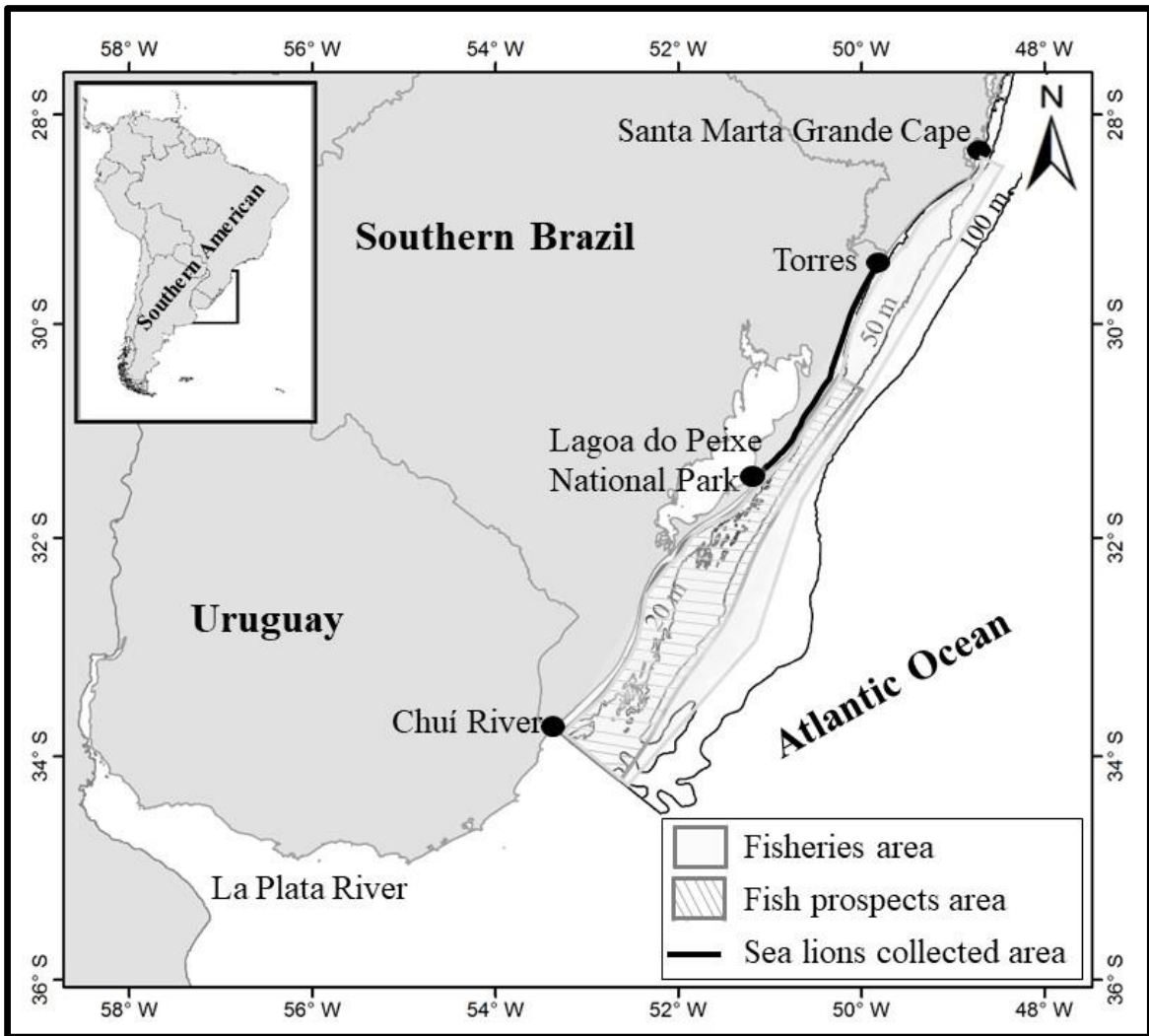


Figure 1. Study area. Coverage of monitored beaches for stranded South American sea lions (*Otaria flavescens*), fish prospects and fisheries in the subtropical western South Atlantic Ocean.

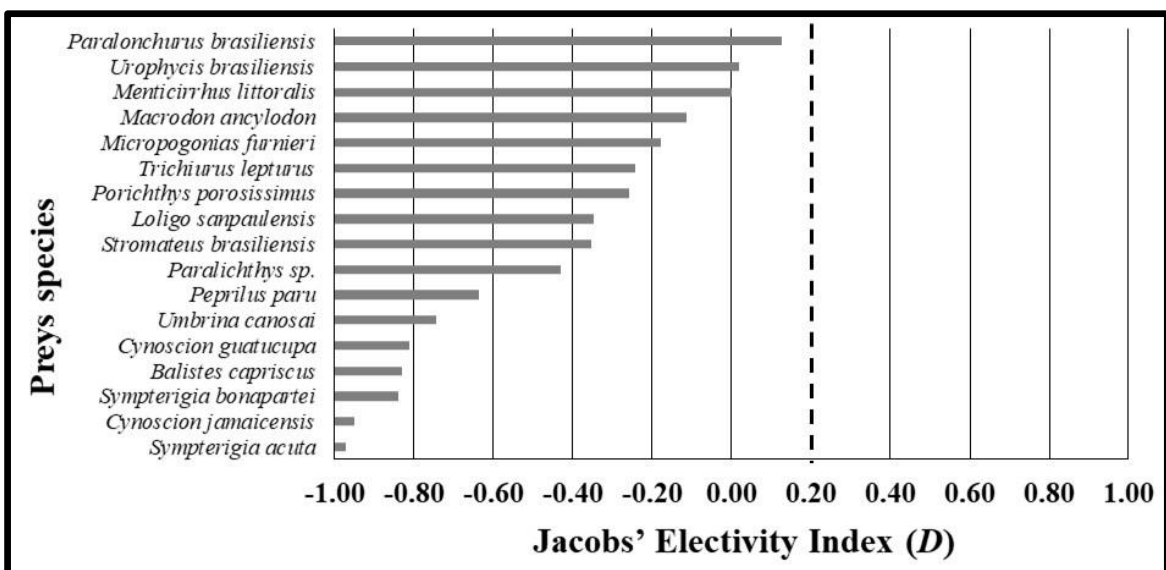


Figure 2: Jacobs' Electivity Index (D) of preys ingested by the South American sea lion (*Otaria flavescens*) in Southern Brazil. Dotted line ($D > 0.20$) indicate that a given prey is selected by the predator (preferential prey) (Hayward et al., 2011).

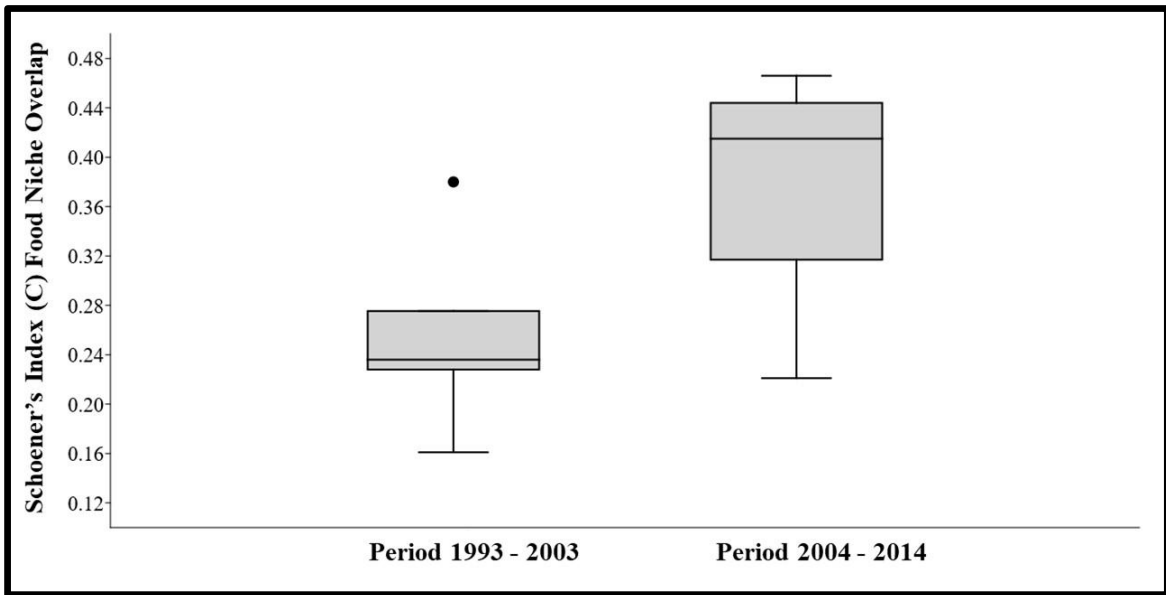


Figure 3: Comparison of mean values ($p = 0.033$) of Schoener trophic niche overlap indexes between the South American sea lion (*Otaria flavescens*) and six fisheries over the two decades assessed in the present study in Southern Brazil.

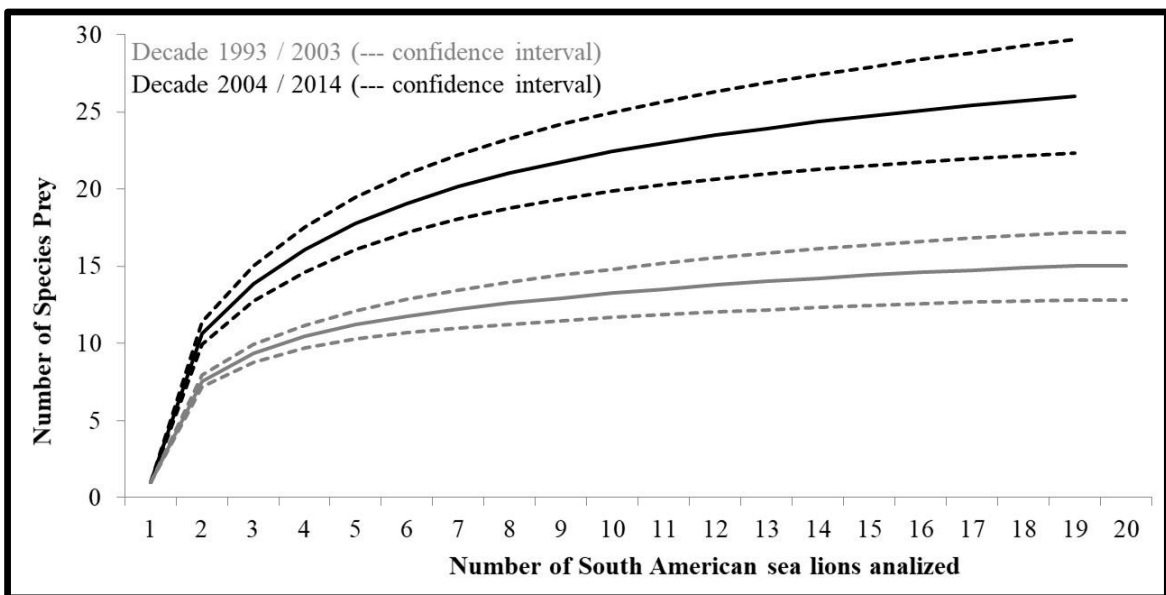


Figure 4. Cumulative number of species preyed by the South American sea lion (*Otaria flavescens*) in Southern Brazil. Dotted line indicated confidence interval (95%).

Supplementary Data

Table I: Energetic information used to estimate the energetic contribution of each prey species in the South American sea lion's diet (*Otaria flavescens*) at the northern edge of your distribution in the subtropical Western South Atlantic Ocean. kj/g1 = energetic value

Teleostei	kj/g1	Reference
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	4.86	Lopez 2014
<i>Umbrina canosai</i>	4.72	Argenfood 2010
<i>Cynoscion guatucupa</i>	4.50	Lopez 2014
<i>Micropogonias furnieri</i>	5.88	Lopez 2014
<i>Macrodon atricauda</i>	4.86	Lopez 2014
<i>Menticirrhus littoralis</i>	6.37	Lopez 2014
<i>Cynoscion jamaicensis</i> *	4.50	Lopez 2014
<i>Stellifer rastrifer</i>	5.10	Family Mean
<i>Stellifer brasiliensi</i>	5.10	Family Mean
<i>Urophycis brasiliensis</i>	4.16	Lopez 2014
<i>Pomatomus saltatrix</i>	3.85	Argenfood 2010
<i>Trichiurus lepturus</i>	4.73	Lopez 2014
<i>Paralichthys sp.**</i>	3.77	Eder & Lewis 2005
<i>Porichthys porosissimus**</i>	3.77	Eder & Lewis 2005
<i>Brevoortia pectinata</i>	3.43	Eder & Lewis 2005
<i>Balistes sp.**</i>	3.77	Eder & Lewis 2005
<i>Anchoa marinii</i>	5.40	Argenfood 2010
<i>Peprilus paro</i> ***	9.92	Eder & Lewis 2005
<i>Stromateus brasiliensis</i>	9.92	Eder & Lewis 2005
Elasmobranchs		
Arhynchobatidae	4.39	Eder & Lewis 2005
<i>Sympterygia bonaparti</i>	4.39	Eder & Lewis 2005
<i>Sympterygia acuta</i>	4.39	Eder & Lewis 2005
<i>Atlantoraja platana</i> ou <i>Rioraja agassizi</i>	4.39	Eder & Lewis 2005
Cephalopods		
<i>Doryteuthis sanpaulensis</i>	6.42	Eder & Lewis 2005
<i>Octopus tehuelchus</i>	6.42	Eder & Lewis 2005
<i>Octopus vulgaris</i>	6.42	Eder & Lewis 2005
Crustaceans		
<i>Artemesia longinaris</i>	3.81	Argenfood 2010

When the energetic information was not available for a given prey species, it was used the value for the same genus, family or class. **Cynoscion guatucupa*; ***Paralichthys patagonicus*; *** *Stromateus brasiliensis*.

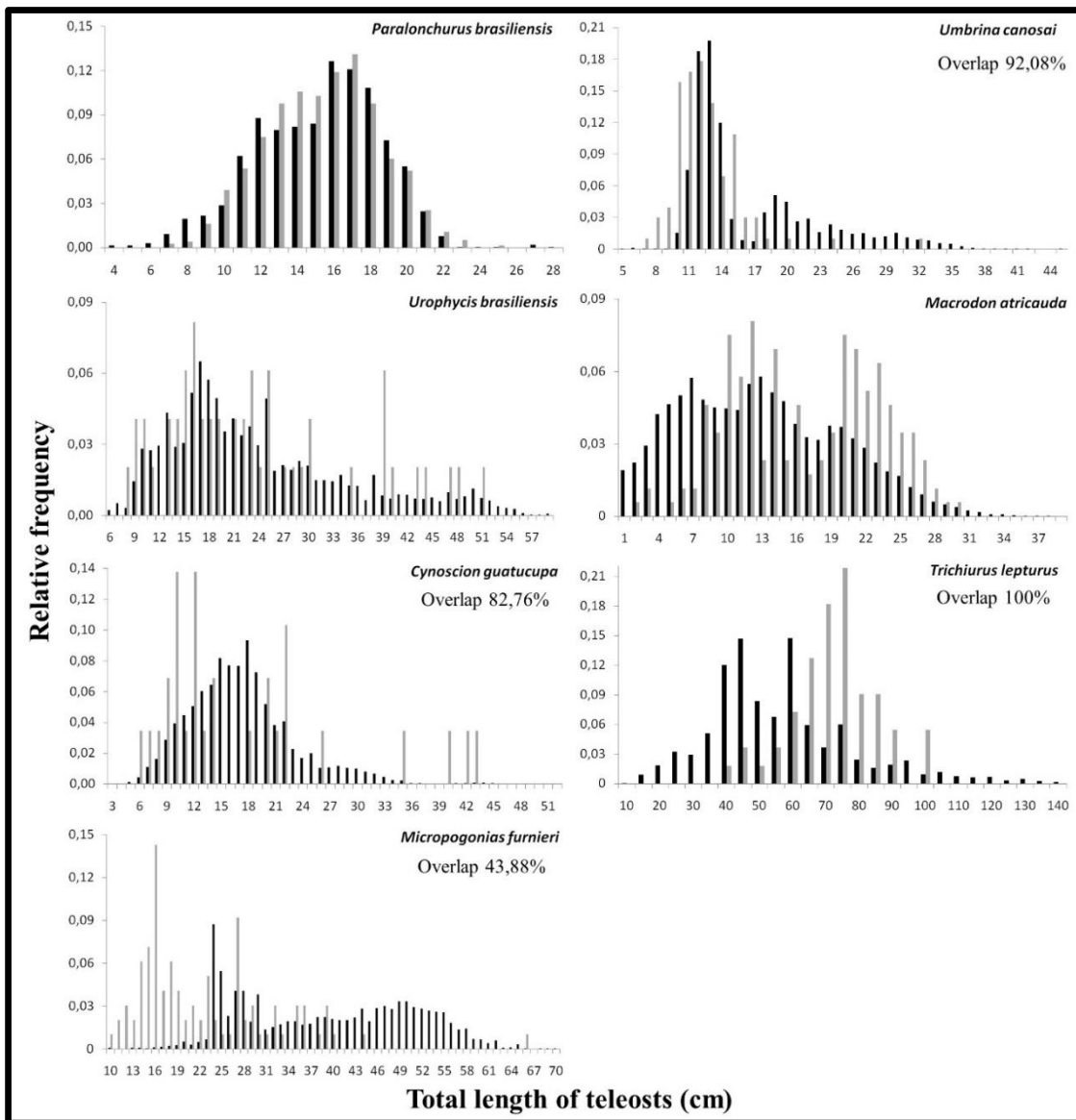


Figure I. Comparison of size frequency distribution of main species of teleosts preyed by the South American sea lion (gray bars) and captured by the bottom trawls fishing prospects (black bars) in southern Brazil, subtropical western South Atlantic Ocean.

Reference

Argenfood. (2010). Tabla de composición de alimentos, Argentina. <http://www.argenfoods.unlu.edu.ar/>

Eder, E.B. & Lewis, M.N. (2005) Proximate composition and energetic value of demersal and pelagic prey species from the SW Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 291: 43–52.

Lopez, L.A. (2014) Ecologia alimentar de dois predadores de topo em uma situação de simpatria: o boto (*Tursiops truncatus*) e o leão-marinho (*Otaria flavescens*) no estuário da Lagoa dos Patos e costa marinha adjacente. *Msc thesis*, Universidade do Rio Grande, Rio Grande.

Conclusão

A presente tese apresenta as relações tróficas entre cinco espécies de mamíferos marinhos (pinípedes: *Otaria flavescens* e *Arctocephalus australis* e cetáceos odontocetos: *Pontoporia blainvillei*, *Tursiops truncatus* e *Tursiops gephyreus*) costeiros mais comuns na região sul do Brasil (entre Laguna e Chuí) com seis atividades de pesca comercial (cerco, emalhes costeiro e oceânico e arrastos de parelha, tangones e simples) importantes para a região.

As análises de sobreposição de nicho trófico e de frequência de comprimento de tamanhos dos peixes utilizados pelos mamíferos marinhos e as pescarias, indicam que as atividades pesqueiras de emalhe costeiro e oceânico e o arrasto de parelha foram as que apresentaram maiores relações tróficas com os predadores, principalmente com *O. flavescens*, *T. truncatus* e *T. gephyreus*. As pescarias de arrasto de parelha e emalhe são as principais atividades pesqueiras costeiras na região sul do Brasil e exercem um esforço de pesca elevado, explorando recursos importantes para os mamíferos marinhos. Um incremento destas atividades pode acarretar em sérios problemas de interações biológicas entre ambos (mamíferos marinhos e pescarias).

Outro problema potencial é uma possível valorização econômica sobre o estoque de peixe-espada (*Trichiurus lepturus*), no futuro. Esta é a principal presa consumida por três das cinco espécies de predadores analisadas e a pressão pesqueira sem um manejo adequado sobre este recurso, pode acarretar um importante problema trófico para estes predadores.

Apesar da tainha (*Mugil liza*) não ser a principal presa de *T. gephyreus*, esta espécie parece ser explorada em maior proporção em períodos mais críticos para a criação dos filhotes deste predador, com isto, uma contínua pressão pesqueira sobre o estoque de tainha na região pode ser preocupante.

Demonstramos aqui que o leão-marinho sul-americano ampliou seu nicho trófico em busca de outros recursos alimentares ao longo das últimas três décadas, em detrimento a intensa pressão pesqueira nos estoques de suas principais presas. Este comportamento seria esperado para um predador oportunista, como é observado para *O. flavescens*. Contudo, predadores que selecionam suas presas podem não responder da

mesma forma e ter maiores dificuldades em ajustar seu nicho trófico. A hipótese abordada no terceiro capítulo desta tese (*Hypothesis is that the intense overfishing in southern Brazil has altered the feeding behavior of the South American sea lions in southern Brazil due to changes in resource availability*) deve ser testada para outras espécies de predadores de topo de cadeia na região, incluindo outras espécies de mamíferos marinhos.

Arctocephalus australis e *P. blainvillei* foram as espécies que estiveram menos relacionadas com as pescarias analisadas. *Arctocephalus australis* talvez seja o predador analisado que sofra menores prejuízos tróficos em detrimento de um aumento da depleção dos estoques, uma vez que este predador preda sobre recursos com pouco valor comercial. Esta situação pode ser alterada se *T. lepturus* se tornar um recurso pesqueiro importante no futuro.

Apesar de *P. blainvillei* não apresentar grandes relações tróficas com as pescarias, já foi sugerido os efeitos da depleção do estoque de corvina (*M. furnieri*) na composição de sua dieta, onde foi observada uma redução da ocorrência desta presa entre as décadas de 1970 e 1990. Com isto, uma atenção maior deve ser dispensada a este predador e uma análise mais refinada das interações tróficas de *P. blainvillei* e as pescarias seria importante.

Por fim, a criação e/ou expansão de unidades de conservação pode auxiliar na manutenção dos estoques pesqueiros na região sul do Brasil. Contudo, é fundamental para a preservação destes recursos uma redução do esforço pesqueiro, seja pela redução da frota pesqueira, dos tamanhos das redes, tempo de pesca e/ou na exclusão de áreas de pesca. Outra medida importante e preventiva seria priorizar esforços para melhor compreender a dinâmica da população de *Trichiurus lepturus* na região sul do Brasil, traçando medidas que auxiliem na preservação deste recurso.

Neste contexto, a compreensão das interações alimentares observadas neste estudo é de extrema importância e pode auxiliar na tomada de decisões relacionadas ao manejo pesqueiro, e ao planejamento de medidas de conservação para estas espécies de predadores. No atual panorama, há uma necessidade de investimentos para uma melhor compreensão dos reais efeitos que as depleções dos principais estoques pesqueiros podem estar causando nas populações de mamíferos marinhos e inclusive de outros predadores de topo de cadeia na região sul do Brasil. É provável que, se nenhuma medida for tomada para modificar o atual cenário pesqueiro, estes problemas podem ser potencializados em um futuro próximo, podendo ser esperadas modificações importantes das comunidades

marinhas. Neste cenário, poderia haver uma potencialização das interações atuais, gerando sérios riscos às populações de mamíferos marinhos na região sul do Brasil.

Anexo I: Mamíferos marinhos analisados no presente estudo. GEMARS exemplares tombados na coleção científica do Grupo de Estudos de Mamíferos aquáticos do Rio Grande do Sul. MUCIN exemplares cedidos pelo Museu de Ciências Naturais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. * exemplares Jovens; ** exemplares adultos.

Código	Espécie	Código	Espécie
GEMARS 0099	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0705	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0107	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0707	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0110	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0710	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0111	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0712	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0117	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0724	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0118	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0725	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0122	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0804	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0141	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0807	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0144	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0891	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0188	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0994	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0201	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1087	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0263	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1113	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0265	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1408	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0267	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1550	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0275	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1564	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0278	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1570	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0280	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1574	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0297	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1575	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0298	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1584	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0302	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1604	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0308	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1645	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0309	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 1655	<i>Arctocephalus australis</i>
GEMARS 0310	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0082 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0321	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0109 *	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0545	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0123 *	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0657	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0124 *	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0662	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0148 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0665	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0184 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0669	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0193 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0672	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0196 *	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0676	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0202 *	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0677	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0299 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0683	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0343 *	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0686	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0428 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0687	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0516 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0692	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0517 *	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0695	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0553 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0696	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0658 **	<i>Otaria flavescens</i>
GEMARS 0697	<i>Arctocephalus australis</i>	GEMARS 0659 *	<i>Otaria flavescens</i>

Anexo I: Continuação

Código	Espécie	Código	Espécie
GEMARS 0667 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0342	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0809 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0346	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0812 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0352	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0813 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0357	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0822 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0362	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0824 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0379	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0868 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0381	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0967 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0403	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1060 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0406	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1178 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0408	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1189 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0411	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1258 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0412	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1303 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS. 0413	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1323 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0414	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1345 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0417	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1400 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0420	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1401 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0421	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1411 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0422	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1415 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0423	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1469 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0424	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1470 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0432	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1471 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0433	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1482 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0443	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1647 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0446	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1660 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0452	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1669 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0456	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1671 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0457	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1674 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0458	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 1675 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0482	<i>Pontoporia blainvillei</i>
MUCIN 0003 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0489	<i>Pontoporia blainvillei</i>
MUCIN 0012 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0494	<i>Pontoporia blainvillei</i>
MUCIN 0023 *	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0500	<i>Pontoporia blainvillei</i>
MUCIN 0025 **	<i>Otaria flavescens</i>	GEMARS 0506	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0238	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0507	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0240	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0508	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0244	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0530	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0245	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0532	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0294	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0547	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0295	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0548	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0300	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0585	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0314	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0600	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0328	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0601	<i>Pontoporia blainvillei</i>
GEMARS 0332	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0779	<i>Pontoporia blainvillei</i>

Anexo I: Continuação

Código	Espécie	Código	Espécie
GEMARS 0780	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 1260	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 0791	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 1337	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 0806	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 1480	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 1203	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 1485	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 1222	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 1495	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 1264	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 1672	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 1270	<i>Pontoporia blainvillei</i>	MUCIN 0001	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 1290	<i>Pontoporia blainvillei</i>	MUCIN 0004	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 1294	<i>Pontoporia blainvillei</i>	MUCIN 0028	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 1296	<i>Pontoporia blainvillei</i>	MUCIN 0053	<i>Tursiops truncatus</i>
GEMARS 1299	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0040	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1324	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0105	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1354	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0114	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1355	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0192	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1365	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0217	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1378	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0220	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1386	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0400	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1397	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0455	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1403	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0503	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1418	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0564	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1465	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0569	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1622	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0574	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1623	<i>Pontoporia blainvillei</i>	GEMARS 0796	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0115	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 0816	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0127	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 0820	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0203	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 0934	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0216	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1021	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0286	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1094	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0292	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1235	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0307	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1259	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0311	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1268	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0385	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1298	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0401	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1313	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0479	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1320	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0493	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1620	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0916	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1633	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 0928	<i>Tursiops truncatus</i>	GEMARS 1676	<i>Tursiops gephyreus</i>
GEMARS 1192	<i>Tursiops truncatus</i>	MUCIN 0038	<i>Tursiops gephyreus</i>

Anexo II: Porcentagem de biomassa das capturas de seis atividades pesqueiras (emalhe costeiro, emalhe oceânico, cerco, arrasto de parelha, arrasto simples e arrasto de tangones) desembarcadas em Rio Grande e que foram utilizados no presente estudo (Ibama/Ceperg 1993 -2011). Somente as espécies que representam pelo menos 1% dos desembarques.

Recursos pesqueiros		Arrasto Parelha			Arrasto Simples			Arrasto Tangone		
Nome comum	Nome específico	1993-2003	2004-2011	Total: 1993-2011	1993-2003	2004-2011	Total: 1993-2011	1993-2003	2004-2011	Total: 1993-2011
Castanha	<i>Umbrina canosai</i>	23.27	27.23	25.25	42.93	41.61	42.27	3.36	15.43	9.39
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i>	15.32	19.71	17.51	6.25	9.39	7.82	4.76	9.25	7.01
Pescada-olhuda	<i>Cynoscion guatucupa</i>	31.65	19.31	25.48	37.92	32.50	35.21	4.58	10.72	7.65
Enchova	<i>Pomatomus saltatrix</i>	0.36	0.14	0.25	0.03	0.01	0.02	0.15	1.64	0.90
Camarão-barba-ruça	<i>Artemesia longinaris</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	2.26	1.13	35.60	22.21	28.91
Tainha	<i>Mugil liza</i>	0.22	0.74	0.48	0.02	0.07	0.04	0.12	0.74	0.43
Pescadinha	<i>Macrodon ancylodon</i>	18.21	19.64	18.93	0.23	0.71	0.47	2.90	1.76	2.33
Abrótea	<i>Urophycis brasiliensis</i>	1.49	0.91	1.20	2.00	2.91	2.46	7.89	8.73	8.31
Cabrinha	<i>Prionotus punctatus</i> e <i>Prionotus nudigula</i>	1.83	2.62	2.23	3.43	3.54	3.48	4.80	6.20	5.50
Camarão-santana	<i>Pleoticus muelleri</i>	0.01	0.00	0.01	0.00	0.47	0.24	18.45	5.33	11.89
Linguado	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	0.56	0.65	0.61	0.48	1.03	0.75	9.41	5.46	7.44
Xixarro	<i>Trachurus lathami</i>	0.02	0.01	0.01	0.06	0.09	0.08	0.00	0.00	0.00
Cação-anjo	<i>Squatina</i> sp.	0.86	0.03	0.45	1.13	0.08	0.60	2.09	0.31	1.20
Cavalinha	<i>Scomber japonicus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01
Olhete	<i>Seriola lalandi</i>	0.01	0.06	0.03	0.01	0.00	0.00	0.01	0.12	0.06
Merluza	<i>Merluccius hubbsi</i>	0.25	0.12	0.18	1.26	0.53	0.90	0.69	1.90	1.29
Miragaia	<i>Pogonias cromis</i>	0.17	0.29	0.23	0.00	0.00	0.00	0.04	1.77	0.90
Pampo	<i>Trachinotus carolinus</i>	0.34	1.34	0.84	0.32	0.23	0.28	0.12	0.24	0.18
Peixe-espada	<i>Trichiurus lepturus</i>	0.04	1.65	0.84	0.00	0.79	0.40	0.01	0.71	0.36
Papa-terra	<i>Menticirrhus</i> spp.	0.81	0.90	0.86	0.05	0.07	0.06	0.83	0.68	0.75
Goete	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	1.47	1.50	1.48	0.31	0.01	0.16	0.21	0.23	0.22
Congro-negro	<i>Conger orbignyanus</i>	0.46	0.28	0.37	1.00	0.64	0.82	0.36	0.33	0.35
Cação-martelo	<i>Sphyrna lewini</i> , <i>Sphyrna zigaene</i>	0.02	0.03	0.02	0.03	0.00	0.02	0.03	0.04	0.04
Maria-luiza	<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	0.06	1.08	0.57	0.00	0.00	0.00	0.02	0.79	0.41
Cherne	<i>Ephinephelus niveatus</i>	0.02	0.00	0.01	0.04	1.27	0.65	0.07	0.01	0.04
	Outras espécies	2.56	1.78	2.17	2.49	1.80	2.14	3.47	5.39	4.43

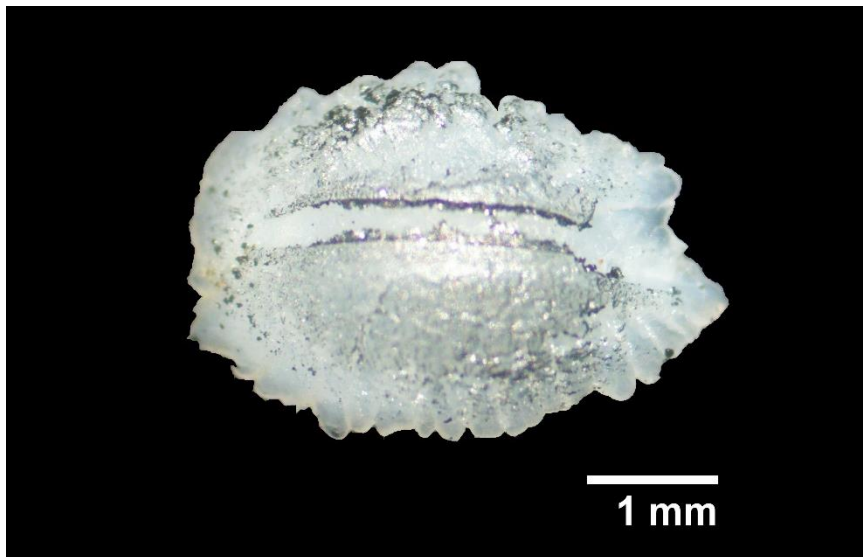
Anexo II: Continuação.

Recursos pesqueiros		Cerco			Emalhe Costeiro			Emalhe Oceânico		
Nome comum	Nome específico	1993-2003	2004-2011	Total: 1993-2011	1993-2003	2004-2011	Total: 1993-2011	1993-2003	2004-2011	Total: 1993-2011
Castanha	<i>Umbrina canosai</i>	0.85	6.09	3.47	12.51	24.16	18.33	26.37	32.81	29.59
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i>	19.45	16.98	18.22	48.64	34.79	41.71	18.41	23.77	21.09
Pescada-olhuda	<i>Cynoscion guatucupa</i>	3.57	2.65	3.11	20.01	17.03	18.52	19.24	17.15	18.19
Enchova	<i>Pomatomus saltatrix</i>	37.60	17.53	27.57	7.46	2.43	4.95	1.54	3.21	2.37
Camarão-barba-ruça	<i>Artemesia longinaris</i>	0.00	0.00	0.00	0.08	0.03	0.06	0.00	0.00	0.00
Tainha	<i>Mugil liza</i>	11.32	31.14	21.23	1.95	6.23	4.09	0.51	0.60	0.56
Pescadinha	<i>Macrodon ancylodon</i>	0.11	3.78	1.94	0.75	1.88	1.31	0.83	1.62	1.22
Abrótea	<i>Urophycis brasiliensis</i>	0.13	0.26	0.19	1.28	2.40	1.84	3.42	7.10	5.26
Cabrinha	<i>Prionotus punctatus</i> e <i>Prionotus nudigula</i>	0.07	0.55	0.31	1.49	4.45	2.97	4.44	4.43	4.43
Camarão-santana	<i>Pleoticus muelleri</i>	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00
Linguado	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	0.03	0.19	0.11	0.15	0.46	0.31	0.41	0.33	0.37
Xixarro	<i>Trachurus lathami</i>	17.81	0.00	8.90	0.00	0.00	0.00	0.43	0.03	0.23
Cação-anjo	<i>Squatina</i> sp.	0.16	0.00	0.08	1.00	0.33	0.66	11.65	0.46	6.05
Cavalinha	<i>Scomber japonicus</i>	0.04	11.33	5.69	0.01	0.40	0.20	0.00	0.01	0.01
Olhete	<i>Seriola lalandi</i>	2.95	5.63	4.29	0.03	0.13	0.08	0.24	0.41	0.32
Merluza	<i>Merluccius hubbsi</i>	0.03	0.10	0.07	0.20	1.03	0.61	1.05	2.18	1.62
Miragaia	<i>Pogonias cromis</i>	1.80	1.69	1.74	0.28	0.02	0.15	0.00	0.00	0.00
Pampo	<i>Trachinotus carolinus</i>	0.36	0.15	0.25	0.72	0.40	0.56	0.76	0.26	0.51
Peixe-espada	<i>Trichiurus lepturus</i>	0.01	0.31	0.16	0.15	0.47	0.31	0.02	1.01	0.52
Papa-terra	<i>Menticirrhus</i> spp.	0.00	0.10	0.05	0.44	0.56	0.50	0.17	0.50	0.34
Goete	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	0.01	0.13	0.07	0.06	0.06	0.06	0.11	0.08	0.09
Congro-negro	<i>Conger orbignyanus</i>	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.24	0.11	0.18
Cação-martelo	<i>Sphyrna lewini</i> , <i>Sphyrna zigaene</i>	0.02	0.01	0.01	0.14	0.01	0.07	1.90	0.13	1.02
Maria-luiza	<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.24	0.13
Cherne	<i>Ephinephelus niveatus</i>	0.06	0.00	0.03	0.03	0.01	0.02	0.31	0.01	0.16
	Outras espécies	3.62	1.35	2.49	2.53	2.70	2.62	7.94	3.54	5.74

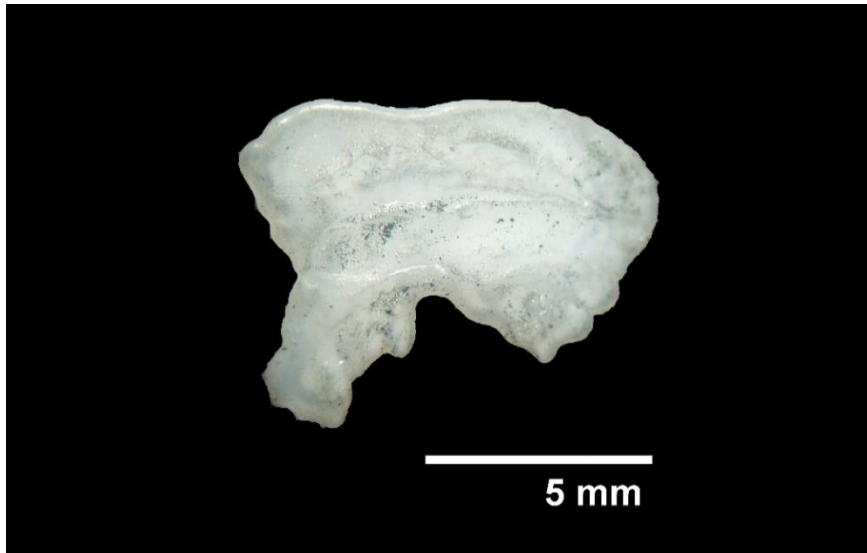
Anexo III: Guia de otólitos. Este guia foi elaborado a partir da coleta de exemplares das espécies ocorrentes na área de estudo e capturados pela atividade pesqueira acompanhada nos portos de Imbé e Passo de Torres. O guia é composto por 25 espécies de teleósteos. Além do nome científico e do nome popular de cada espécie, são apresentadas, informações como os caracteres morfométricos dos peixes (comprimento total – CT e massa) e dos otólitos *sagitta* esquerdo (comprimento total – CO e largura total – LO), como também a foto de cada otólito. Os peixes estão organizados por família. As informações consultadas na presente coleção de referência foram extraídas do site Fishbase (<http://www.fishbase.org/search.php>).



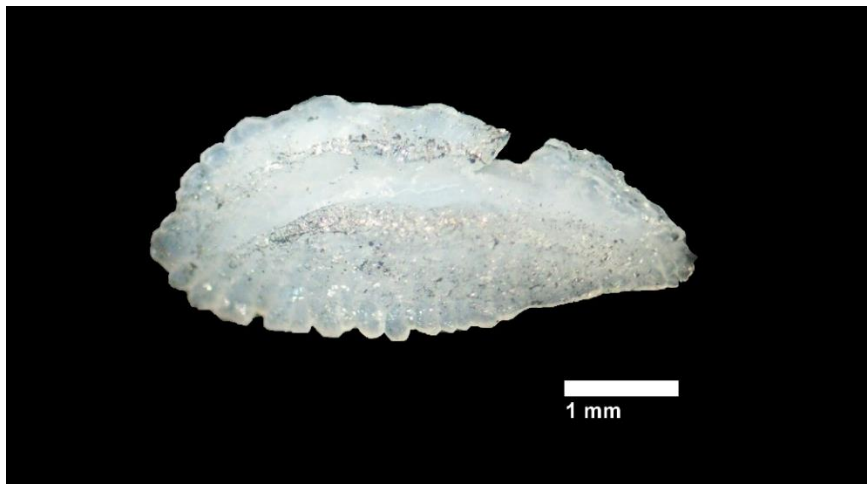
Nome comum: bagre; **Família:** Ariidae; **Espécie:** *Genidens* sp.;
CT: 275 mm; **Massa:** 180 g; **CO:** 8,61 mm; **LO:** 6,48 mm



Nome comum: peixe-rei; **Família:** Atherinopsidae; **Espécie:** *Odontesthes* sp.;
CT: 185 mm; **Massa:** 45 g; **CO:** 4 mm; **LO:** 2,9 mm



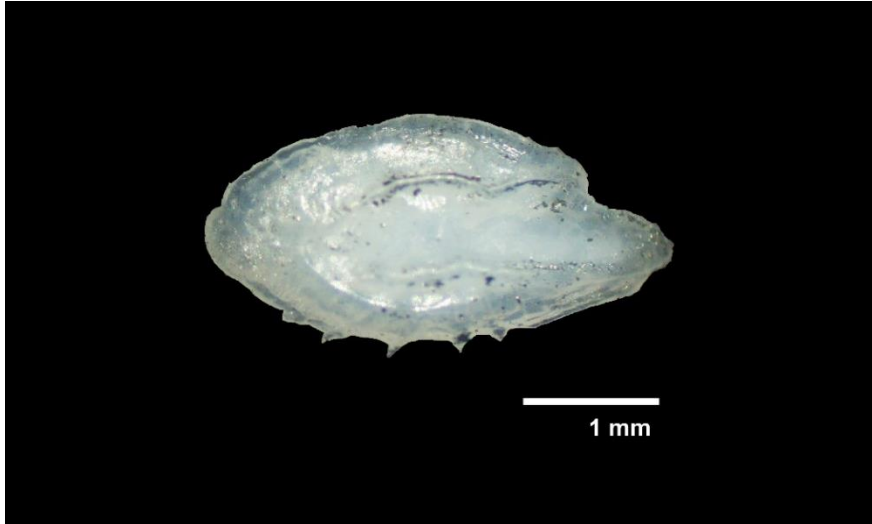
Nome comum: mamangava; **Família:** Batrachoididae; **Espécie:** *Porichthys porosissimus* (Cuvier, 1829);
CT: 275 mm; **Massa:** 280 g; **CO:** 9,72 mm; **LO:** 7,29 mm



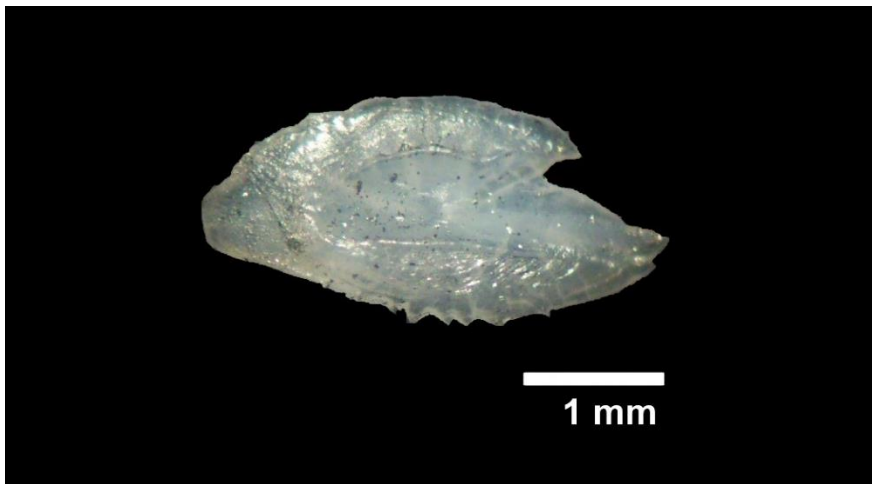
Nome comum: pampo-molhado; **Família:** Carangidae; **Espécie:** *Trachinotus marginatus* Cuvier, 1832;
CT: 295 mm; **Massa:** 400 g; **CO:** 4,96 mm; **LO:** 2,16 mm



Nome comum: congro; **Família:** Congridae; **Espécie:** *Conger orbignianus* Valenciennes, 1837;
CT: 630 mm; **Massa:** 240 g; **CO:** 4,08 mm; **LO:** 1,70 mm



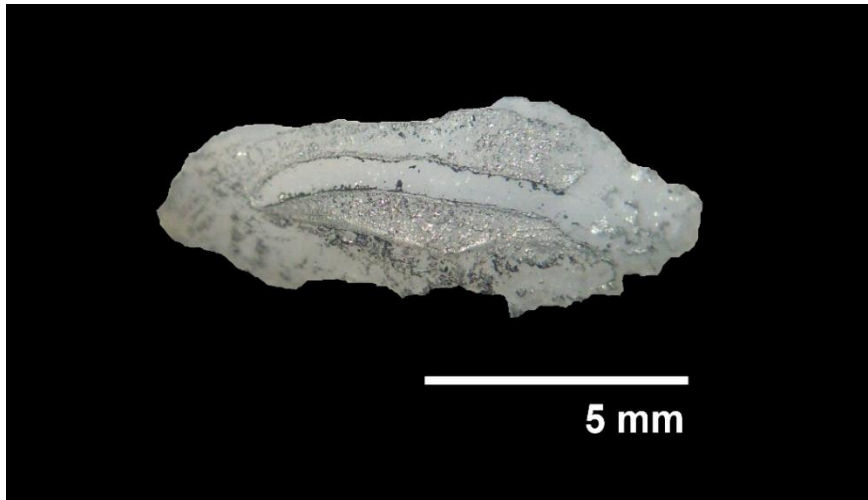
Nome comum: anchoveta; **Família:** Engraulidae; **Espécie:** *Anchoa marinii* Hildebrand, 1943;
CT: 116 mm; **Massa:** 20 g; **CO:** 3,34 mm; **LO:** 2,18 mm



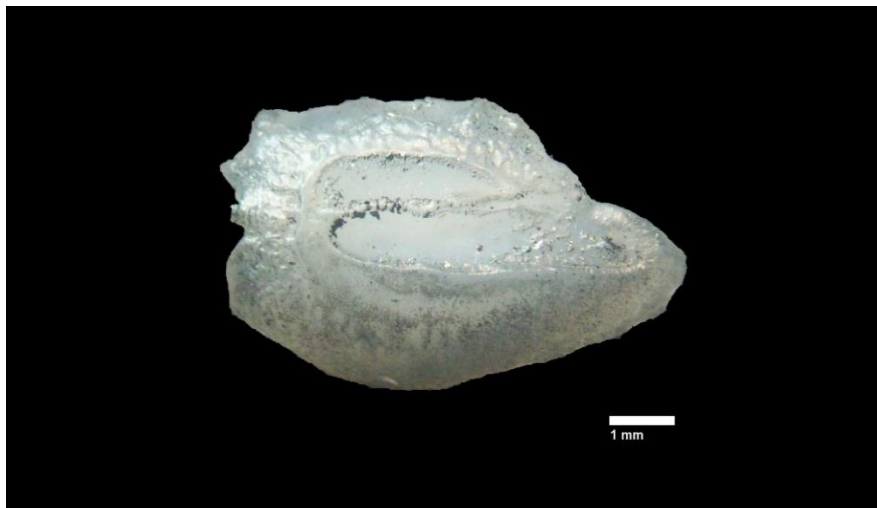
Nome comum: manjuba; **Família:** Engraulidae; **Espécie:** *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829);
CT: 200 mm; **Massa:** 60 g; **CO:** 4,41 mm; **LO:** 2,19 mm



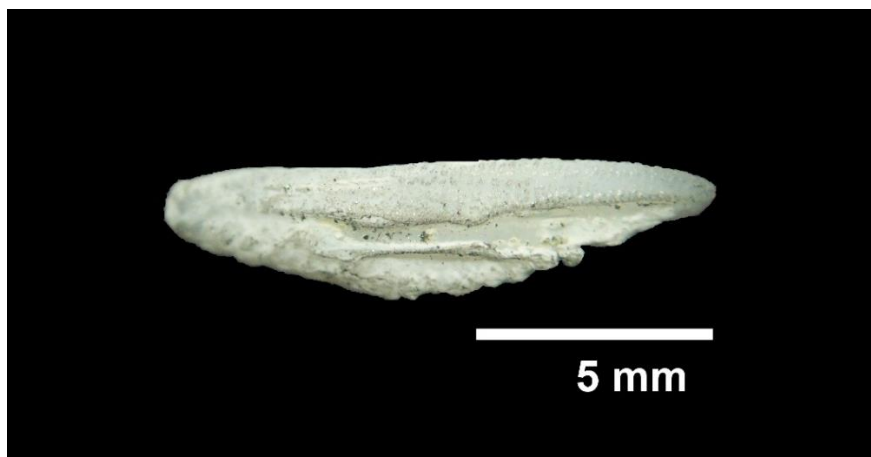
Nome comum: brota, abrótea; **Família:** Gabidae; **Espécie:** *Urophycis brasiliensis* (Kraup, 1858);
CT: 246 mm; **Massa:** 100 g; **CO:** 9,10 mm; **LO:** 3,22 mm



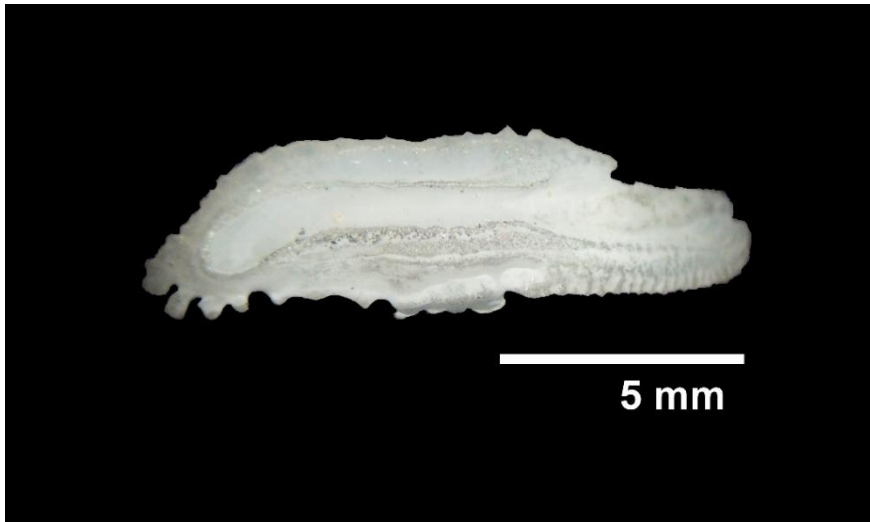
Nome comum: tainha; **Família:** Mugilidae; **Espécie:** *Mugil liza* Günther, 1880;
CT: 400 mm; **Massa:** 610 g; **CO:** 10,2 mm; **LO:** 3,85 mm



Nome comum: linguado; **Família:** Paralichthyidae; **Espécie:** *Paralichthys* sp.;
CT: 405 mm; **Massa:** 850 g; **CO:** 8,07 mm; **LO:** 5,02 mm



Nome comum: tira-vira; **Família:** Percophidae; **Espécie:** *Percophis brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1825;
CT: 520 mm; **Massa:** 600 g; **CO:** 11,66 mm; **LO:** 3,27 mm



Nome comum: anchova; **Família:** Pomatomidae; **Espécie:** *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766);
CT: 465 mm; **Massa:** 850 g; **CO:** 12,4 mm; **LO:** 4,79 mm



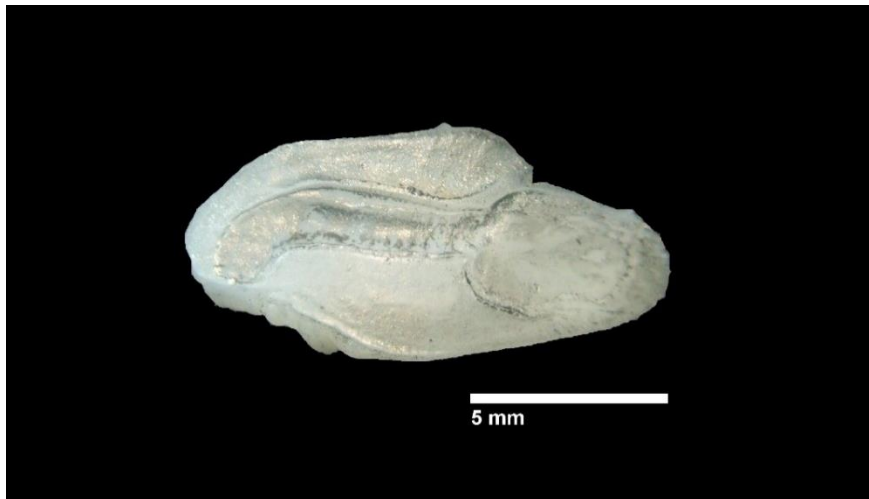
Nome comum: pescada-amarela; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Macrodon atricauda* (Günther, 1880);
CT: 251 mm; **Massa:** 100 g; **CO:** 10,71 mm; **LO:** 4,48 mm



Nome comum: congoá; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889);
CT: 245 mm; **Massa:** 180 g; **CO:** 7,25 mm; **LO:** 5,01 mm



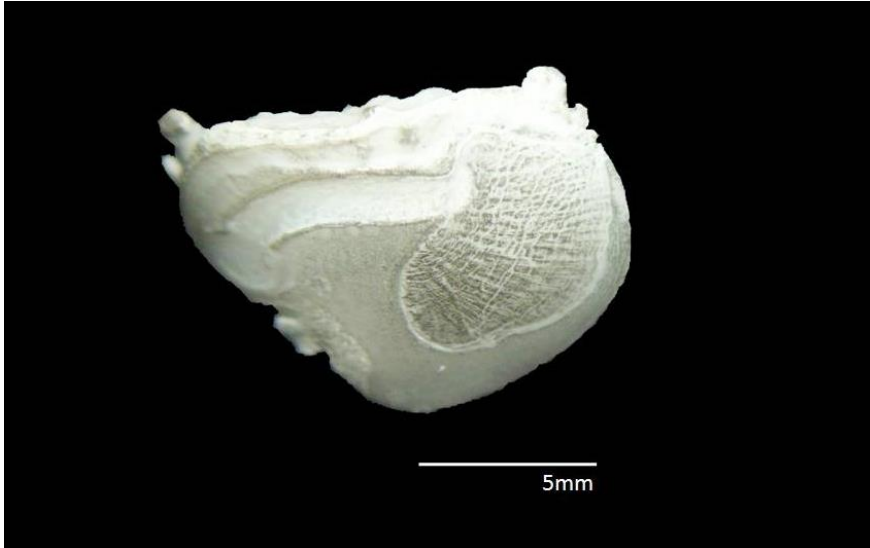
Nome comum: pescada-olhuda; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Cynoscion jamaicensis*;
CT: 215 mm; **Massa:** 100 g; **CO:** 10,69 mm; **LO:** 5,57 mm



Nome comum: pescada-olhuda; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830);
CT: 325 mm; **Massa:** 370 g; **CO:** 12,36 mm; **LO:** 6,22 mm



Nome comum: castanha; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Umbrina canosai* Berg, 1895;
CT: 241 mm; **Massa:** 150 g; **CO:** 8,66 mm; **LO:** 5,42 mm



Nome comum: corvina; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823);
CT: 240 mm; **Massa:** 150 g; **CO:** 10,52 mm; **LO:** 7,72 mm



Nome comum: canganguá; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Larimus breviceps* Cuvier, 1830;
CT: 215 mm; **Massa:** 140 g; **CO:** 12,58mm; **LO:** 7,65mm



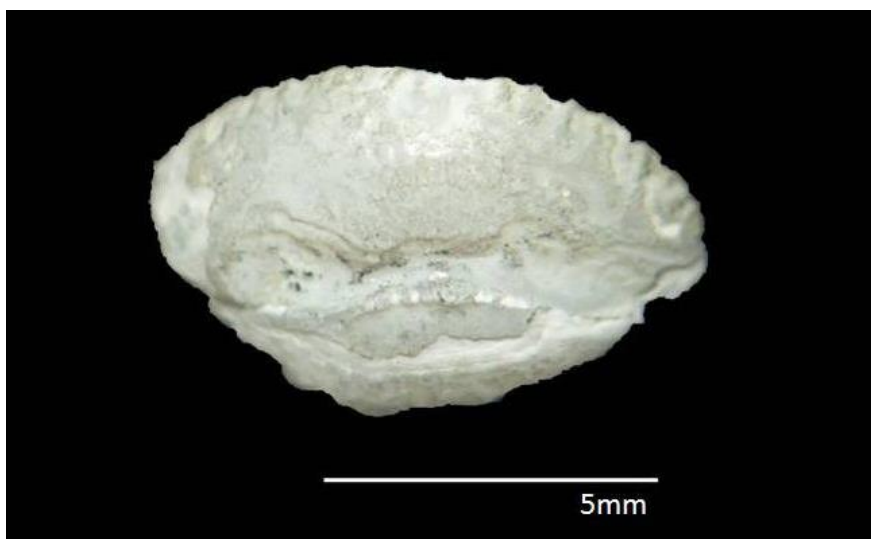
Nome comum: maria-lúsa; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner, 1875);
CT: 225 mm; **Massa:** 100 g; **CO:** 9,35 mm; **LO:** 3,26 mm



Nome comum: papa-terra; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758);
CT: 281 mm; **Massa:** 520 g; **CO:** 9,86 mm; **LO:** 3,54 mm



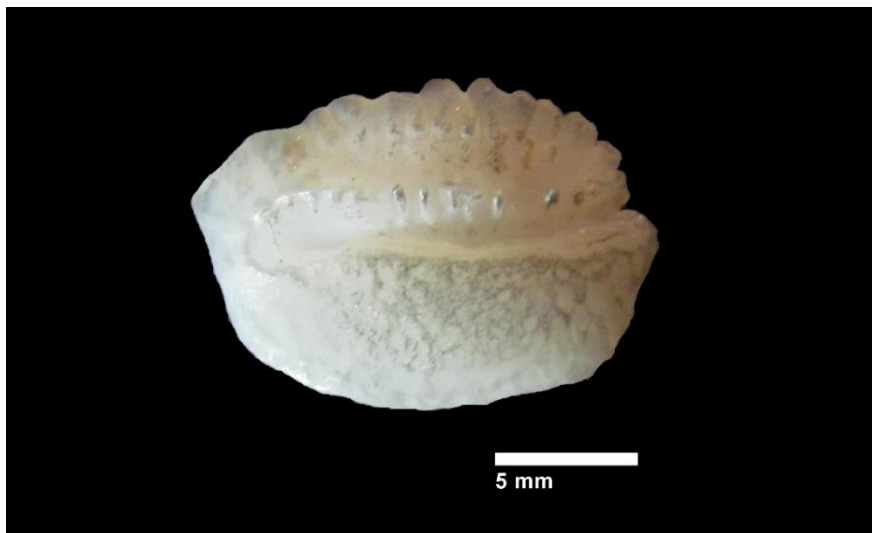
Nome comum: papa-terra; **Família:** Sciaenidae; **Espécie:** *Menticirrhus littoralis* (Holbrook, 1847);
CT: 330 mm; **Massa:** 720 g; **CO:** 9,58 mm; **LO:** 4,76 mm



Nome comum: cabrinha; **Família:** Triglidae; **Espécie:** *Prionotus punctatus* (Bloch, 1793);
CT: 260 mm; **Massa:** 190 g; **CO:** 7,35 mm; **LO:** 4,64 mm



Nome comum: peixe-espada; **Família:** Trichiuridae; **Espécie:** *Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758;
CT: 900 mm; **Massa:** 700 g; **CO:** 7,78 mm; **LO:** 3,21 mm



Nome comum: miraceu; **Família:** Uranoscopidae; **Espécie:** *Astroscopus sexspinosus* (Steindachner, 1876);
CT: 425 mm; **Massa:** 1430 g; **CO:** 16,87 mm; **LO:** 11,80 mm

Anexo IV: Equações de regressão utilizadas para a reconstrução do comprimento total (TL) e a biomassa (WT) dos peixes e o comprimento do manto (ML) e a biomassa dos cefalópodes (WL) das presas do leão-marinho-sul-americano (*Otaria flavescens*) no litoral norte-médio do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil. r^2 = coeficiente de regressão, N = número de indivíduos medidos para a construção das equações.

Espécie	Equações	r^2	N	Referência
Teleósteos				
<i>Anchoa maringii</i>	LT = 25.593*CO ^{1.0656}	0,960	45	Bassoi, 2005
	WT = 0.069*10 ^{1.2033} *CO	0,872	45	Bassoi, 2005
<i>Brevoortia pectinata</i>	TL = 5.6187 + 44.875*CO	?	?	Naves, 1999
	WT = 0.0000224*TL ^{2.79379}	?	?	Naves, 1999
<i>Cynoscion guatucupa</i>	LT = 11.6079*CO ^{1.2635}	0,995	269	Bastos, 1990
	WT = (7.248*10 ⁻⁶)*LT ^{3.0537}	0,997	144	Bastos, 1990
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	LT = 15.2729*CO ^{1.0976}	0,994	216	Bastos, 1990
	WT = 0.0155*CO ^{3.7053}	0,992	?	Bastos, 1990
<i>Macrodon atricauda</i>	LT = -69.177+28.267*CO	0,968	29	Rodrigues et al. 2002
	WT = (1.633*10 ⁻⁶)*LT ^{3.3014}	0,974	5405	Haimovici and Velasco, 2000
<i>Menticirrhus littoralis</i>	LT = 18.901*CO ^{1.2455}	0,987	42	Bassoi, 2005
	WT = (2.281*10 ⁻⁶)*LT ^{3.2463}	0,980	245	Haimovici and Velasco, 2000
<i>Micropogonias furnieri</i>	LT = 23.4308*CO ^{0.9675}	0,964	236	Bastos, 1990
	WT = 0.0854*CO ^{3.0674}	0,985	236	Bastos, 1990
	WT = 4.34*10 ⁻⁶ *LT ^{3.157}	0,997	77	Rodrigues et al. 2002
<i>Paralichthys sp.*</i>	LT = 39.965*CO ^{1.056}	0,979	42	Bassoi, 2005
	WT = 0.2377*CO ^{3.6309}	0,975	42	Bassoi, 2005
	WT = 5.01*10 ⁻⁷ *LT ^{3.5194}	0,953	475	Haimovici and Velasco, 2000
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	LT = -19.8759+26.3852*CO	0,995	83	Pinedo, 1982
	WT = 3.68*10 ⁻⁷ *LT ^{3.6264}	0,962	487	Haimovici and Velasco, 2000
<i>Peprilus paro*</i>	LT = (1.8424*CO)-1.0949	0,974	26	Di Benedito, 2000
	WT = 0.1005*CO ^{3.4275}	0,977	26	Di Benedito, 2000
<i>Pomatomus saltatrix</i>	LT = 12.749*LMX-3.3324	0,982	32	Machado, 2013
	WT = 42.525*LMX-643.02	0,874	32	Machado, 2013
	LT = 12.486*LMD-2.1514	0,986	32	Machado, 2013
	WT = 41.899*LMD-646.61	0,886	32	Machado, 2013
	WT = (1,2405x10 ⁻⁶)*xLT ^{3.3496}	0,994	15	Pinedo, 1982
<i>Porichthys porosissimus</i>	LT = -15.1079+28.409*CO	0,974	99	Pinedo, 1982
	1.805*10 ⁻⁶ *LT ^{3.3253}	0,988	275	Haimovici and Velasco, 2000
<i>Stellifer rastrifer</i>	LT = 14.621*CO ^{1.4317}	0,893	32	Bassoi, 2005
	WT = 0.0235*CO ^{4.4345}	0,881	32	Bassoi, 2005
<i>Stellifer brasiliensi ***</i>	LT = 14.621*CO ^{1.4317}	0,893	32	Bassoi, 2005
	WT = 0.0235*CO ^{4.4345}	0,881	32	Bassoi, 2005
<i>Stromateus brasiliensis</i>	LT = 38.653*CO ^{-14.341}	0,981	12	Bassoi, 2005
	WT = 0.2496*CO ^{3.3996}	0,985	12	Bassoi, 2005
<i>Trichiurus lepturus</i>	LT = -202.5636+181.8181*CO	0,959	78	Pinedo, 1982

<i>Umbrina canosai</i>	$Wt = (0.0077*10^{-6})*LT^{3.582}$	0,992	47	Pinedo, 1982
	$CO = 0.93*SC^{0.63}$	0,933	7	Ott, 1998
	$LT = 12.517*CO^{1.3766}$	0,962	77	Bassoi, 2005
	$WT = 0.0196*CO^{4.1369}$	0,960	77	Bassoi, 2005
<i>Urophycis brasiliensis</i>	$WT = (1.48*10^{-5})*LT^{2.9957}$	0,965	14,741	Haimovici and Velasco, 2000
	$LT = -97.681+36.94*CO$	0,994	44	Rodrigues et al. 2002
	$WT = (0.669*10^{-6})*LT^{3.4246}$	0,997	53	Pinedo, 1982

Cefalópodes

<i>Doryteuthis sanpaulensis</i>	$ML = 13,546*e^{1.211*URL}$	0,959	75	Santos & Haimovici, 2000
	$WL = 0.3408*e^{2.7661*URL}$	0,958	75	Santos & Haimovici, 2000
<i>Octopus vulgaris</i>	$ML = 21,695*LHL^{1.0234}$	0,839	?	Santos, 1999
	$WL = 2,7764*LHL^{3.2127}$	0,915	?	Santos, 1999
	$ML = 15,986*UHL^{1.038}$	0,885	?	Santos, 1999
	$WT = 0,6941*UHL^{3.4792}$	0,924	?	Santos, 1999
<i>Octopus tehuelchus</i>	$ML = 26,866*LHL^{1.1755}$	0,874	?	Santos, 1999
	$WT = 6,315*LHL^{3.2365}$	0,911	?	Santos, 1999
	$ML = 17,339*UHL^{1.295}$	0,821	?	Santos, 1999
	$WT = 1,8517*UHL^{3.5947}$	0,865	?	Santos, 1999

* Equação utilizada de *Paralichthys isoceles*;

** Comprimento total em cm;

*** Equação utilizada de *Stellifer rastrifer*.

Referências

- Bastos, G.C.C. (1990). Morfologia de otólitos de algumas espécies de Perciformes (Teleostei) da costa sudeste-sul do Brasil. *Msc dissertation*, Universidade de São Paulo, São Paulo
- Di Benedetto, A.P.M. (2000). Ecologia Alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) Na Costa Norte Do Estado Do Rio de Janeiro, Brasil. *PhD dissertations*, University of Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro
- Haimovici, M., Velasco, G. (2000). Length-weight relationship of marine fishes from southern Brazil. *Fisheries Section Network of Tropical Aquaculture and Fisheries Professionals*, 23, 19-23
- Machado, R. (2013). Conflito entre o leão-marinho sul-americano (*Otaria flavescens*) e a pesca costeira comercial no sul do Brasil: uma análise ecológica e econômica. *Msc dissertations*, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo
- Naves, L.C. (1999). Ecologia alimentar do Talha-mar, *Rhynchops nigra* (Aves: Rhynchopidae), na desembocadura da Lagoa dos Patos. *MSc dissertations*, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande
- Ott, P.H. (1994). Estudo da ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* (Gervais e D'Orbigny, 1844) (Cetacea, Pontoporiidae) no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. *Graduating dissertation*, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre
- Pinedo, M.C. (1982) Análise dos conteúdos estomacais de *Pontoporia blainvillei* (Gervais e D'Orbigny, 1844) e *Tursiops gephyreus* (Lahille, 1908) (Cetacea, Platanistidae e Delphinidae) na zona estuarial e costeira de Rio Grande, RS, Brasil. *MSc. dissertations*, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande
- Rodríguez, D., Riveiro, L., Batista, R. (2002), Feeding ecology of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*), in marine and estuarine waters of Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammal*, 1: 77-93.
- Santos, R.A. (1999). Cefalópodes nas relações tróficas do sul do Brasil. *PhD dissertations*, Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande
- Santos, R.A., Haimovici, M. (2000). The Argentine short-finned squid *Illex argentinus* in the food webs of southern Brazil. *Sarsia*, 85: 49–60