

Universidade Federal do Rio Grande – FURG
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica

Avaliação da eficiência de dispositivos redutores de fauna acompanhante em
redes de arrasto de camarões no sul do Brasil

DÉRIEN LUCIE VERNETTI DUARTE

Tese apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Oceanografia Biológica da
Universidade Federal do Rio Grande-FURG,
como requisito parcial à obtenção do título de
DOUTORA.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont
Co-orientador: Dr. Matt Broadhurst

RIO GRANDE
Julho/2018

**“a pesquisa se faz em movimento, no acompanhamento de processos, que nos tocam,
nos transformam, e produzem mundos”**

Barros e Kastrup

**À todas as pessoas que trabalham pela gestão pesqueira e
acreditam em uma pesca sustentável**

AGRADECIMENTOS

À FURG onde estive desde o meu primeiro semestre acadêmico, e ao PPGOB que me possibilitou por meio da vivência com excelentes professores, técnicos e alunos meu crescimento profissional e pessoal. “Se vi longe, foi porque estive em ombros de gigantes”. Ao Profº Dr Luiz Felipe Dumont que aceitou o desafio de trabalhar com os BRDs, apoiou e me permitiu aprender muito além desta tese, e ao Dr Matt Broadhurst por compartilhar toda sua experiência com os dispositivos e ser um grande incentivador deste trabalho.

Aos Colegas do laboratório de Crustáceos Decápodes pelo incentivo e apoio incondicional durante os últimos 12 anos, em especial a Tod@s que compuseram em algum momento a equipe do Projeto Arte em Rede, indo a campo para entrevistas, embarcando, nas biometrias, na construção dos materiais e montagem das redes, e a Vera pelo auxílio ao longo dos anos. Ao Projeto Arte em Rede onde encontrei os primeiros desafios e tive ótimas experiências como gestora de projeto e equipe.

A toda equipe do Harvesting and System Lab, no NOAA Fisheries-Pascagoula, em especial ao Daniel Foster, John Mitchell, Kendal Falana e Nicholas Hopinks, pela acolhida no laboratório durante o doutorado sanduíche, por compartilharem todo o seu conhecimento sobre os dispositivos e a gestão pesqueira de forma ímpar e por terem tornado essa experiência imensurável.

A toda equipe do CEPESUL pelo auxílio nas coletas de campo, e em especial por me receber como integrante da equipe no último ano do doutorado, me proporcionar vivências com excelentes profissionais, desenvolver o trabalho em equipe e o conhecimento prático sobre como ocorre à gestão no Brasil.

A Tod@s Amig@s que nos últimos quatro anos apoiaram, incentivaram, torceram e ajudaram para que esta tese se desenvolvesse. Vocês me mostram a importância e o poder da amizade e do companheirismo todos os dias.

A minha Família, em especial meus Pais, Martha Verneti e Vitor Duarte e minhas irmãs Lucia e Alice Duarte por ser a minha base e pelo amor incondicional sempre, esta tese também é de vocês.

Ao NEMA pelo apoio antes e durante o projeto. A Fundação Tamar – Base Itajaí, pelo auxílio com a logística de campo em Itajaí e Navegantes.

A CAPES pela concessão da bolsa de doutorado e de doutorado sanduíche no exterior. A Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, ao PROEX – MEC Sisu, ao Terminal de

Container de Rio Grande – TECON pelo financiamento do projeto. Ao Projeto REBYC II-LAC, por além do financiamento, proporcionar conhecimento e crescimento profissional. Ao Sindicato dos Armadores de Pesca e Indústria de Itajaí – SINDIPI pela colaboração com o projeto.

Aos comandantes Rafael e Onildo, e as tripulações das embarcações Atlântico Sul e Ciências do Mar I.

Aos componentes da banca de acompanhamento Profº Dr Eduardo Secchi e Profº Dr Gustavo Cardoso por terem assistido ao projeto desde o início. A Dra Roberta Aguiar dos Santos e ao Profº Dr Lauro Madureira pelas contribuições como banca de avaliação.

Ao Profº Fernando D’Incao (*in memoriam*), que abriu a porta do laboratório de crustáceos e auxiliou durante toda a minha formação.

A Tod@s gestores e extensores que me inspiraram e ensinaram a importância do compartilhar ensinamentos e do trabalho coletivo.

A Todos os Pescadores que nos receberam a bordo, compartilharam experiências, aprenderam e nos ensinaram durante esse tempo.

A essa “rede” de pessoas que possibilitaram a realização dessa tese, o meu Muito Obrigada!

Sumário

<i>LISTA DE ANEXOS</i>	6
<i>RESUMO</i>	7
<i>ABSTRACT</i>	9
<i>INTRODUÇÃO</i>	11
HIPÓTESES	22
<i>OBJETIVOS</i>	23
<i>MATERIAL E MÉTODOS</i>	24
<i>SÍNTESE DOS RESULTADOS</i>	28
Quantifying the morphology of key species caught in the southern Brazilian penaeid-trawl fishery as a precursor to improving selection (Capítulo 1)	28
Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries (Capítulo 2)	30
Eficiência do uso de ensacadores de malha-quadrada em uma pescaria de arrasto artesanal (Capítulo 3)	31
<i>CONSIDERAÇÕES FINAIS</i>	33
<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	35
<i>ANEXO I</i>	41
<i>ANEXO 2</i>	66
<i>ANEXO 3</i>	97

LISTA DE ANEXOS

ANEXO I: Quantifying the morphology of key species caught in the southern Brazilian penaeid-trawl fishery as a precursor to improving selection

ANEXO II: Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries

ANEXO III: Eficiência do uso de ensacadores de malha-quadrada em uma pescaria de arrasto artesanal

RESUMO

A captura da fauna acompanhante (*bycatch*) representa um dos maiores impactos causados pelas pescarias ao meio marinho. Nesse contexto, a pescaria de camarões, devido ao uso de petrechos de baixa seletividade, é mundialmente conhecida por sua alta taxa de captura de fauna acompanhante, representando uma das maiores ameaças aos ecossistemas marinhos. No sul do Brasil, o arrasto industrial de camarões captura incidentalmente juvenis de espécies de interesse comercial e de espécies ameaçadas de extinção, como a raia-viola *Pseudobatos horkelli*, os cações-anjo *Squatina* spp. e as tartarugas marinhas *Chelonia mydas* e *Caretta caretta*. A fim de mitigar este impacto, diversos dispositivos redutores de fauna acompanhante (*Bycatch Reduction Devices – BRD*) vêm sendo desenvolvidos visando melhorar a seletividade desses petrechos de pesca. Os BRDs têm provado ser uma estratégia eficiente para auxiliar na abordagem ecossistêmica das pescarias, mas dependem de conhecimentos preliminares sobre os locais de atuação da frota, características dos petrechos, aspectos morfológicos das espécies que compõe a fauna acompanhante na região e desenvolvimento e implementação associado ao setor produtivo. Adicionalmente, entender o efeito da dimensão humana na utilização desses dispositivos é fundamental, uma vez que parte do sucesso na adoção dessa tecnologia passa pela abordagem utilizada na sua criação. Com base no sucesso de experiências anteriores em diversas pescarias ao redor do mundo, foi realizado um experimento para testar um dispositivo de malha-quadrada capaz de reduzir a captura de peixes na pescaria de arrasto de tangones que tem como alvo camarões no sul do Brasil. Com isso, buscou-se avaliar a eficiência do uso de BRD e seus possíveis efeitos nessa frota. Para tal, foram testadas as seguintes hipóteses: 1) a morfometria das espécies capturadas nas redes de arrasto de tangones pode ser utilizada como parâmetro para a definição do formato e tamanho da

malha; 2) o formato de implementação da legislação sobre BRD no Brasil gerou a sua rejeição, assim como a falta de treinamento e assessoramento técnico do setor; e 3) a utilização de um ensacador com malha-quadrada diminuirá a retenção da fauna acompanhante nas redes de arrasto de *Xiphopenaeus kroyeri*, sem alterar significativamente a captura da espécie-alvo. Para isso, foram monitorados arrastos em embarcações comerciais e de pesquisa no litoral do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, a fim de conhecer a morfologia das espécies capturadas pelas redes convencionais. As principais espécies de peixes capturadas pelas redes de arrasto convencionais direcionadas a camarões (26 e 30 mm entre nós opostos) estão abaixo do tamanho de primeira maturação, sendo possível que a inserção de malhas quadradas entre 48 e 58 mm de tamanho de barra promovesse a exclusão dos indivíduos de menores tamanhos. Foram realizadas 96 entrevistas com pescadores de arrasto sobre suas percepções quanto ao uso de dispositivos. A rejeição quanto ao atual dispositivo excluidor de tartarugas – TED ocorre principalmente devido à falta de conhecimento técnico sobre a utilização do equipamento, assim como a falta de governança sobre ele. O experimento utilizando um ensacador com janela de malha-quadrada apresentou respostas significativamente positivas para a exclusão de peixes da fauna acompanhante (valores entre 34% e 73%), sem alterações na captura do camarão-sete-barbas. Portanto, conclui-se que os dispositivos redutores de fauna acompanhante representam uma grande oportunidade de pesca mais seletiva e com diminuição de impacto no quesito da captura de fauna acompanhante para as redes de arrasto no sul do Brasil, desde que aplicados de acordo com adequada metodologia, envolvendo o setor produtivo no seu desenvolvimento e conhecimento prévio sobre as pescarias.

Palavras-chave: arrasto de camarões; seletividade; espécies ameaçadas; dispositivos redutores de fauna acompanhante, sul do Brasil

ABSTRACT

Bycatch is one of the major impacts caused by fisheries to the marine environment. In this context, the penaeid trawl fisheries, which use a low selectivity gear, is known worldwide for its high rate of bycatch, responsible for one of the major threatenings to the marine ecosystem. In the Southern Brazil, industrial penaeid trawling incidentally catches juveniles of commercial and endangered species, such as the *Pseudobatos horkelli* guitarfish, the angelshark *Squatina spp.* and the marine turtles *Chelonia mydas* and *Caretta caretta*. In order to mitigate this impact, several Bycatch Reduction Devices (BRD) have been developed to improve the selectivity of these fishing gear. The BRDs have proven to be an efficient tool in the ecosystem approach of fisheries (EAF), but it demands knowledge on the local fishing, characteristics of the gears, morphological aspects of the catches and inclusion of the productive sector. Additionally, understanding the influence of human dimension during the implementation process is vital for the success in its adoption. Based on preliminary successful experiences worldwide, a field test was performed to assess the efficiency of a square mesh in reducing the catch of juvenile fish in double-rig fishery for penaeids. The following hypothesis were then tested: 1) morphological data of the bycatch can be used as a subsidy for simulating the size at first catch (size at escape), helping during the determination of the ideal mesh size; 2) the approach used to implement the BRDs in Brazil is one of the main reasons for its failure, as well as the lack of an appropriate technical support; 3) the adoption of a square mesh codend will reduce the catch of juvenile fish with no significant impact on *Xiphopenaeus kroyeri* production. Tows were performed in commercial and research vessels on the coast of Rio Grande do Sul and Santa Catarina, in order to obtain information on morphology of the species inhabiting the fishing area and to

test the efficiency of a square mesh codend. The key species of fish caught by conventional trawls (26 and 30 mm stretched-mesh opening - SMO) are below the size of first maturation, and it is possible that the insertion of square meshes between 48 and 58 mm bar would promote the exclusion of individuals of smaller sizes. A total of 96 interviews were carried out with captains on their perceptions regarding the use of the devices. The rejection of the current turtle exclusion device – TED, occurs mainly because the lack of technical support but also as a function of a mistaken approach during its implementation. The field test to assess the influence of a square mesh codend presented significant positive responses for the exclusion of fish from bycatch (values between 34% and 73%), without significant changes in seabob shrimp capture. Therefore, one may conclude that the bycatch reduction devices represent a possibility of improvement in selectivity of fishing reducing the impact on the bycatch in Southern Brazil. However, its success depends on an adequate approach for its implementation, including an effective inclusion of the productive sector and prior knowledge of the fishery.

Key words: penaeid trawl fishery, selectivity, endangered species, bycatch reduction devices, Southern Brazil

INTRODUÇÃO

Entre as diversas modalidades de pesca, o arrasto de camarões possui grande relevância econômica, sendo responsável durante o ano de 2014 pela captura de 3,5 milhões de toneladas do crustáceo e 15% do mercado mundial de pescado (FAO, 2016). Apesar da sua importância para a economia mundial, estas artes de pesca causam diversos impactos no meio marinho, entre eles, a captura de juvenis das espécies-alvo e de espécies não-alvo, bem como espécies ameaçadas de extinção que ocorrem na mesma área das espécies-alvo, conhecida como fauna acompanhante ou *bycatch* (King, 2007). A mortalidade associada a captura da fauna acompanhante, vem sendo apontada como um dos principais prejuízos ecológicos associados às pescarias (Alverson et al., 1994, Hall, 1999, Jennings et al., 2002). As espécies capturadas são normalmente devolvidas ao mar já mortas (Haimovici e Mendonça, 1996) ou eventualmente retidas no barco por possuírem interesse comercial, como *byproduct* ou fauna acompanhante estocada (FAE), sendo influenciadas por padrões ambientais e sociais, como as diferentes composições ao longo das áreas de pesca e os valores de mercado (Kelleher, 2005). As diferentes definições para fauna acompanhante estão descritas na tabela abaixo, esta tese irá utilizar a definição de King, 2007.

Tabela 1. Definições utilizadas para captura da fauna acompanhante, captura incidental, *by-product*, descarte e espécies proibidas.

Instrução Interministerial MPA/MMA nº 01 de 26 de março de 2015	Normativa	<u>Fauna Acompanhante Previsível</u> , composta pela captura que ocorre naturalmente durante a pesca das espécies-alvo, cuja comercialização depende do ordenamento específico; <u>Captura Incidental</u> , composta pelos peixes e invertebrados ameaçados de extinção, constantes na Lista Nacional Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção, bem como aquelas que têm a sua captura e comercialização proibidas de acordo com ordenamento específico;
King, 2007		<u>Fauna acompanhante</u> , espécies não-alvo ou sem tamanho/valor comercial, ameaçadas ou protegidas por lei; <u>By-product</u> , espécies de interesse comercial que não são alvo da pescaria;
FAO (Alverson et al., 1994)		<u>Fauna Acompanhante</u> , captura das espécies que serão descartadas mais a captura incidental; <u>Captura Incidental</u> , captura retida de espécies não-alvo; <u>Descarte</u> , porção da captura que retorna para o mar devido a questões econômicas, legais ou sociais; <u>Espécies proibidas</u> , espécies protegidas pela lei que devem retornar ao mar; <u>By-product</u> , captura retida de espécies não-alvo;

O arrasto de camarão é mundialmente conhecido pelas altas taxas de captura de fauna acompanhante (Kelleher, 2005, Eyars, 2007), devido ao uso de redes de baixa seletividade, com malhas diamante pequenas que podem reduzir o seu tamanho em ~35% durante o arrasto (Robertson, 1986). Em virtude disso, o arrasto causa grande degradação da biodiversidade, pois também pode capturar espécies relativamente vulneráveis, que possuem baixas taxas de fecundidade, crescimento lento e ciclos de vida longos como alguns teleósteos, elasmobrânquios, tartarugas e mamíferos marinhos, alterando a estrutura das comunidades, afetando o funcionamento do ecossistema e promovendo um impacto na produtividade de espécies que seriam alvo de outras artes de pesca (Hall, 2000, FAO, 2016).

Uma das maneiras mais eficazes para reduzir os impactos ecológicos oriundos das atividades pesqueiras é melhorar a seletividade das capturas nos petrechos de pesca (Robertson, 1984, Alverson et al., 1994). Melhorias tecnológicas, tais como dispositivos

redutores de fauna acompanhante (Figura 1; *BRD – Bycatch Reduction Devices*) como os exclusivos de tartarugas e pinípedes (*TED – Turtle Excluder Device / SLED – Sea Lion Excluder Device*) e as janelas de malha-quadrada, vêm sendo implementadas em pescarias de arrasto de camarões em diversos lugares do mundo para aumentar a seletividade dos petrechos de pesca e assim reduzir a captura de fauna acompanhante (Broadhurst, 2000, Hall e Mainprize, 2005, Eayrs, 2012, Sala e Lucchetti, 2010). Tais dispositivos promovem a exclusão de espécies não-alvo e de indivíduos da espécie-alvo com tamanho inferior ao comercial, por meio de janelas de escape e malha-quadrada ou de grelhas. No caso dos BRDs que utilizam modificações na malha (e.g. malha-quadrada), os organismos são excluídos da rede de acordo com o seu comportamento. Muitas observações sobre o comportamento dos peixes e sua reação ao movimento das redes tem demonstrado que as artes de pesca não agem apenas como uma peneira para esse grupo de animais (Wardle, 1993). O fluxo da água é diferente ao longo da rede, de forma que, nas regiões onde o fluxo é mais intenso o escape de organismos é maior. Essas diferenças alteram as respostas de comportamento das espécies de peixes e camarões assim como a capacidade de escapar da rede (Wardle, 1985, Engås et al., 1999).

A malha-quadrada é composta por malhas costuradas em ângulo de 90° geralmente alocadas no ensacador e que se mantêm abertas durante o arrasto, ampliando o fluxo de água na rede, com o aumento da passagem de água pelas malhas e favorecendo o escape dos peixes (Broadhurst, 2000, Eayrs, 2007). Durante o arrasto, algumas espécies de peixes respondem ao estímulo da rede nadando para as partes externas, principalmente quando se encontram na região do ensacador, onde promovem tentativas de fuga em maior número (Wardle, 1985, Robertson, 1986). Em geral, os camarões possuem respostas limitadas a esse estímulo, uma vez que ao entrar em contato com a rede, o animal contrai o abdômen dando

de três a cinco saltos verticais e posteriormente permanece imóvel no fundo do ensacador (Broadhurst, 2000, Watson et al., 1986).

Os dispositivos que utilizam grelhas como os TEDs, por outro lado, são formados por grades acopladas ao corpo da rede, as quais permitem que animais com maiores tamanhos, como tartarugas e mamíferos marinhos, sejam barrados antes de entrar no ensacador da rede e desviados para uma abertura de escape próxima ao dispositivo (Broadhurst, 2000, Eayrs, 2007). O uso desses dispositivos apresentam diferentes respostas para a captura das espécies-alvo (camarões) e fauna acompanhante.

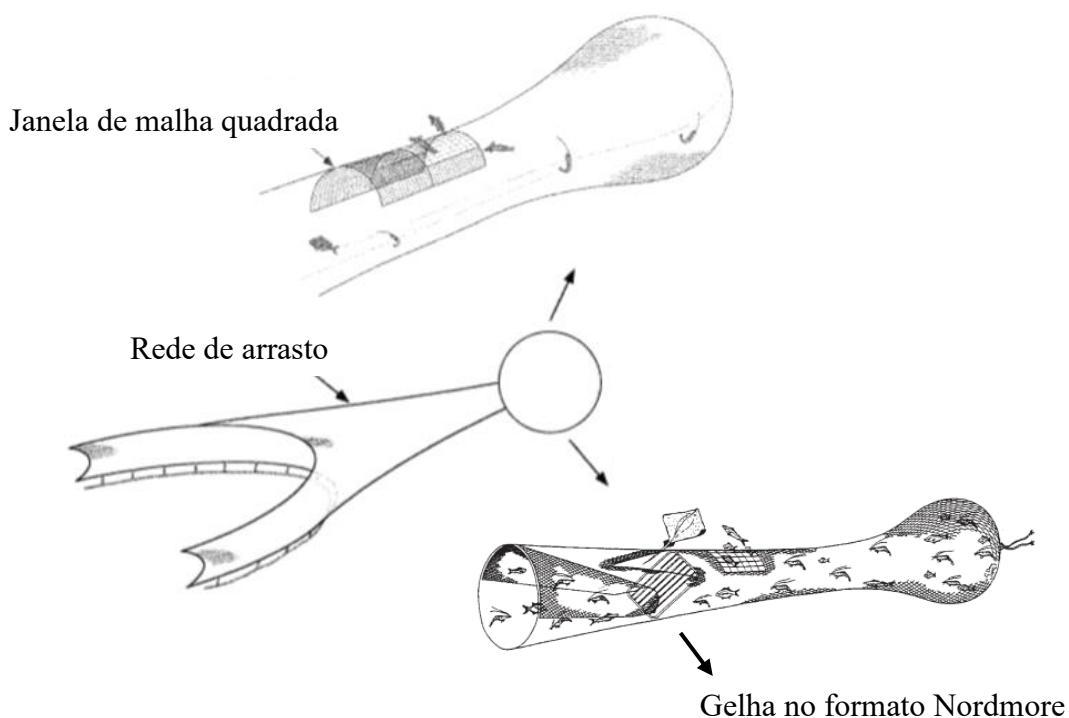


Figura 1. Modelos de dispositivos redutores de fauna acompanhante (BRD). Adaptados de Broadhurst, 2000; Eayrs, 2007.

Testes ao redor do mundo têm demonstrado uma redução na captura de fauna acompanhante em pescarias que utilizam tais dispositivos. Broadhurst e Kennelly (1994),

em estudos pioneiros no litoral australiano com a utilização de ensacadores com malha-quadrada em redes de arrasto de camarões, encontraram uma redução de 95% das principais espécies de peixe da fauna acompanhante. Em testes comparativos entre a malha-diamante tradicional e duas redes com malha-quadrada, com fios de diferentes circunferências e materiais, foi encontrada uma redução entre 50 e 94% na captura de espécies de peixes da fauna acompanhante (Broadhurst et al., 2010). Courtney et al., (2014), em testes de ensacadores com malha-quadrada associados ao uso de grelha, obtiveram uma redução de até 29% na captura de fauna acompanhante, sem alterações significativas na captura dos camarões. Testes com a mesma combinação de dispositivos no Suriname apresentaram 36% de redução na captura de elasmobrânquios como *Gymnura micrura*, *Fontitrygon geijskesi* and *Hypanus guttatus* (Willems et al., 2016). No Brasil, os primeiros experimentos com malha quadrada foram feitos na década de 1980 (Conolly, 1987), com utilização do dispositivo no ensacador das redes de embarcações de arrasto de parelha da pesca industrial, demonstrando a redução da captura de juvenis de peixes. No litoral do Paraná, experimentos com malha-quadrada e grelhas *Nordmore* reduziram a captura de peixes e braquiúros da fauna acompanhante em 50% e 90%, respectivamente, sem alterar significativamente a biomassa capturada de camarões *Xiphopenaeus kroyeri* (Silva et al., 2011).

Entretanto, para o funcionamento adequado dos dispositivos nas pescarias alguns quesitos são fundamentais, como o desenvolvimento do trabalho associado ao setor produtivo, conhecimento das embarcações, dos petrechos usados, das áreas de pesca utilizadas, das medidas morfológicas das espécies-alvo e da fauna acompanhante e do efeito da utilização de um dispositivo no ambiente (FAO, 2003, Broadhurst et al., 2010, Catchpole e Gary, 2010). O conhecimento sobre as relações morfológicas, como o comprimento total e diâmetro, que influenciam na retenção do animal na rede são importantes para o sucesso do dispositivo (Wootton, 1999). Estudos sobre as frequências de distribuição de tamanho

são importantes para estimar a seletividade das redes de pesca e fornecer orientação para modificações nos petrechos (Millar e Fryer, 1999, Stergiou et al., 2004, Broadhurst et al., 2006, Eayrs, 2012). Os dispositivos devem ser adaptados de acordo com a morfologia das espécies capturadas, para que possam reduzir a retenção da fauna acompanhante nas redes (Broadhurst et al., 2010). Para isso, é necessário o conhecimento prévio de um conjunto de medidas morfológicas (ex: comprimento total, altura, diâmetro e peso) das espécies capturadas nas redes de arrasto tradicionais, a fim de identificar as características morfológicas que influenciam na retenção dos animais na rede. Tais informações são fundamentais para criar um BRD adaptado à realidade de cada pescaria e evitar ao máximo a rejeição e os conflitos com o setor pesqueiro, gerados principalmente pela dificuldade de operação e perda de rendimento associada ao dispositivo (Broadhurst et al., 2010, Catchpole e Gary, 2010).

Devido à eficiência na mitigação da captura da fauna acompanhante, o uso de dispositivos redutores desta porção da captura tem contribuído para as ações de gestão pesqueira em diversos locais, mitigando os impactos ecossistêmicos dessa atividade. A abordagem ecossistêmica para a pesca consiste na integração de todos os fatores que interagem com a pescaria, envolvendo os aspectos tecnológicos, oceanográficos, biológicos, humanos e econômicos que a compreendem (FAO, 2005). Entre os casos de sucesso dessa abordagem, destaca-se a emblemática experiência no Golfo do México, onde a utilização de dispositivos redutores de captura incidental ajudou a reduzir a mortalidade de tartarugas marinhas na região (Jenninks, 2012). O processo de utilização das grades nas redes camaroeiras teve início na década de 1970, quando foi identificada a alta mortalidade de tartarugas marinhas associada à pescaria de camarões nessa região, com estimativas de até 150 mil tartarugas mortas por ano (Oravetz, 1999). Por esta razão, no final da década seguinte o governo dos Estados Unidos instaurou a Lei Pública 101-162 que obrigou essas

embarcações a utilizar TEDs nas redes (Watson et al., 1989, Jenninks, 2012). Cerca de 30 anos mais tarde e de vários desafios com a gestão e adequação do uso superados, hoje a região é utilizada como exemplo para a implementação desses dispositivos.

Ainda, devido ao fato do país norte-americano ser um grande importador de camarões de diversos países – como, por exemplo, América do Sul e Central e países Asiáticos, no ano de 1992 foi introduzida a seção 609 na legislação pesqueira do país, exigindo a utilização dos dispositivos excludores de tartarugas nas redes de arrasto de camarões para os países exportadores, sob a punição do embargo para aqueles que não adotassem a medida (Tucker et al., 1997, Magni, 2005). Assim, o Brasil criou uma legislação para a frota industrial de arrasto de camarões (Portaria Nº 36 de 7 de abril 1994), exigindo o uso do TED para embarcações acima de 11 m. A portaria, que começou tendo como alvo as embarcações de camarão-rosa (*Penaeus paulensis* e *P. brasiliensis*) apresentou algumas modificações ao longo dos últimos 24 anos, sendo a última atualização de 2004 (Instrução Normativa MMA nº 31 de 13 de dezembro de 2004) abrangendo hoje diversas espécies de camarões (*P. paulensis*, *P. brasiliensis*, *P. subtilis*, *Xyphopeneus kroyeri*, *Pleoticus muelleri* e *Artemesia longinaris*) e indicando a implementação do modelo de TED norte-americano nas frotas brasileiras (Magni, 2005, Figura 2). Entretanto, essa normativa foi aplicada com base no baseada no acordo político e econômico entre os dois governos, não considerando as questões ambientais e operacionais das frotas brasileiras (Magni, 2005). A falta de participação do setor na construção da medida levou a um alto índice de rejeição por parte da frota industrial quanto ao uso do dispositivo. Segundo os mestres das embarcações, estes dispositivos danificam a rede e causam a perda de pescado, prejudicando as operações de pesca (Duarte, 2013).

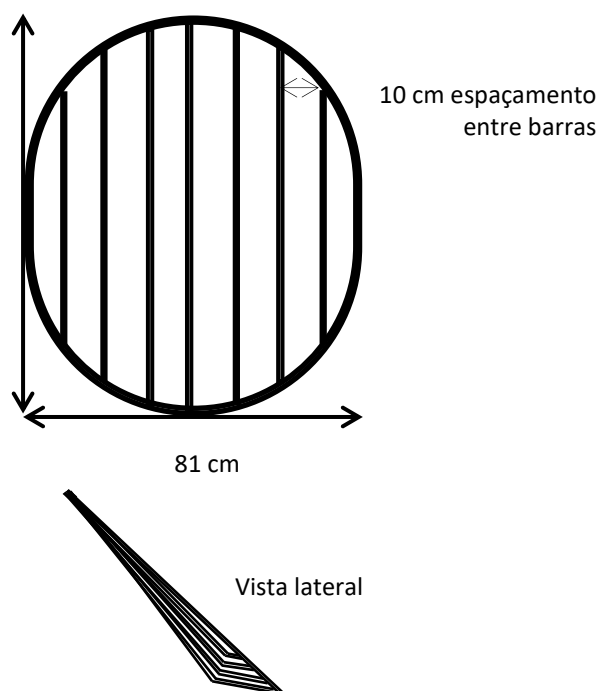


Figura 2. Modelo de dispositivo excluidor de tartarugas – TED exigido pela Instrução Normativa MMA nº 31 de 13 de dezembro de 2004, inspirado no modelo utilizado nos Estados Unidos da América. Adaptado de NMFS, Pascagoula Laboratory, Mississippi.

Atualmente, a frota de arrasto industrial de camarões sediada em Santa Catarina atua com um número expressivo de embarcações (~140 barcos, Silvino, 2018 *dados não publicados*), composta por embarcações entre 17 e 20 m de comprimento e redes com aproximadamente 23 m de comprimento, com malhas entre 18 e 22 mm entre nós opostos (Duarte, 2013). Inicialmente a captura era direcionada para o camarão-rosa, cuja categoria é composta por duas espécies: *Penaeus brasiliensis* e *P. paulensis* (D’Incao et al., 2002), sendo que hoje tornou-se uma pescaria multiespecífica, a qual objetiva a captura dos camarões-vermelho *Pleoticus muelleri*, ferrinho *Artemesia longinaris* e sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (D’Incao et al., 2002), sendo essa pescaria responsável pelos maiores número de embarcações desembarcando nos portos de Itajaí e Navegantes, em Santa Catarina. Esta frota abrange embarcações e licenças de pesca de três espécies-alvo, X.

kroyeri, *P. paulensis* e *P. brasiliensis*, onde os camarões *P. muelleri* e *A. longinaris*, bem como outras espécies de peixes são caracterizados como fauna acompanhante, que pode também ser comercializada (UNIVALI/CTTMAR, 2012). Porém, durante os meses de primavera e verão, no litoral do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, ocorre a safra específica dos camarões ferrinho e vermelho (Baptista-Metri, 2007, Dumont e D’Incao, 2008), com as capturas divididas em geral em três principais áreas, localizadas em frente à cidade do Rio Grande (RS), entre os faróis de Solidão e Conceição (RS) e entre a cidade de Laguna e Itajaí (SC) (Duarte, 2013).

Estudos realizados sobre essa frota demonstram uma mudança na composição e grau de aproveitamento comercial da fauna acompanhante, sendo estocados para venda animais com menores comprimentos do que em anos anteriores (Haimovici e Mendonça, 1996, Duarte, 2013). Durante a década de 1990, a estimativa de fauna acompanhante para essa frota era de 0,31 kg/h de arrasto para 1 kg/h de camarões e as principais espécies acompanhantes eram a pescadinha *Macrodon atricauda*, a pescada-olhuda *Cynoscion guatucupa* e a abrótea *Urophycis brasiliensis* e o aproveitamento dos peixes de interesse comercial era principalmente para animais acima de 20 cm de comprimento total (Haimovici e Mendonça, 1996).

Duas décadas depois, a taxa de fauna acompanhante aumentou para 1,42 kg/h, composta principalmente por peixes como *Paralichthys brasiliensis*, *Macrodon atricauda* e *Paralichthys orbignyanus*, sendo também observada a presença de espécies ameaçadas de extinção, como a tartaruga-cabeçuda *Caretta caretta*, a tartaruga-verde *Chelonia mydas*, a raia-viola *Pseudobatos horkelli* e os cações anjo do gênero *Squatina*. Na maioria dos casos, as capturas atuais da fauna acompanhante são compostas por indivíduos imaturos (Duarte, 2013).

De forma similar, as frotas de arrasto artesanais apresentam altas taxas de captura de fauna acompanhante, com registros de 5 kg capturados para cada 1 kg de camarão (Sedrez et al., 2013), composta por espécies similares às industriais como *Paralanchurus brasiliensis*, *Macrodon atricauda* e *Cynoscion guatucupa* (Cattani et al., 2012, Santos et al., 2016). Amplamente distribuídas em áreas mais costeiras no litoral de Santa Catarina (Branco, 2005), essas frotas objetivam principalmente o camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* e em menor proporção o camarão-branco *Penaeus schimitti*, além de possuírem altas taxas de captura de fauna acompanhante chegando a proporções de 19 kg de fauna acompanhante para 1 kg de camarões (Branco e Verani, 2006). Entretanto, diferentemente da pescaria industrial, em geral o pescador artesanal possui pouco interesse no *byproduct*, embora isto possa variar com o local, período do ano, e aspectos socioeconômicos da rotina do pescador, havendo maior ou menor retenção da fauna acompanhante.

As zonas costeiras representam ambientes importantes para o desenvolvimento e alimentação de diversas espécies, sendo considerados berçários e habitat de vários recursos pesqueiros, como os camarões (Beck et al., 2001). Dessa forma, devido à grande variedade e dimensão das atividades pesqueiras artesanais, tendo uma grande porção composta por embarcações de arrasto, como no litoral de Santa Catarina (Branco, 2005), e a mortalidade dos organismos associada a esta pescaria pelas altas taxas de captura de fauna acompanhante, tornam-se necessárias iniciativas que promovam o desenvolvimento de dispositivos redutores para mitigação desse impacto.

Atualmente existe uma iniciativa local com pescaria de arrasto de pequena escala e o uso de dispositivos redutores de fauna acompanhante que vêm desenvolvendo uma metodologia ecossistêmica junto aos pescadores da Área de Proteção Ambiental (APA) de Anhatomirim, localizada no litoral norte de Santa Catarina. A iniciativa foi motivada pela existência de um conflito gerado pelo fechamento na década de 1980 de uma área

considerada pela comunidade de pescadores como importante para a pesca de arrasto de camarões. Após alguns anos de trabalho associado, entre gestores da APA, pescadores e pesquisadores, diversos modelos de BRDs estão sendo testados, para que de forma participativa possam ser aplicados o uso desses dispositivos, como previsto no Plano de Manejo da referida Unidade, minimizando os impactos desta pescaria (Guanais et al., 2015; Steenbock et al., 2015).

Em razão do impacto ecológico e econômico proveniente da captura da fauna acompanhante, e da necessidade de maior atenção destinada a esse processo nas pescarias de arrasto de camarões no sul do Brasil, esta tese apresenta um estudo integrado sobre modelo e eficiência dos dispositivos redutores de fauna acompanhante em redes de arrasto de camarões no sul do Brasil, e os principais desafios de implementação de tais dispositivos. De maneira geral, este estudo contribui para a ampliação do entendimento de como os dispositivos redutores devem ser projetados com base nas características das espécies-alvo de algumas pescarias no sul do Brasil. Apresenta também uma análise pioneira sobre o entendimento da legislação atual quanto ao uso do dispositivo exclusor de tartarugas (TED) no Brasil apontando os principais aspectos para a sua rejeição pela frota pesqueira. A adoção de tais medidas de mitigação, definidas a partir de um processo participativo, em futuros planos de gestão para as pescarias de arrasto pode, potencialmente, aumentar o nível de aceitação por parte dos pescadores de ambas as frotas industrial e artesanal, como também contribuir de maneira substancial para a conservação da biodiversidade marinha.

HIPÓTESES

Hipótese 1: A morfometria das espécies capturadas nas redes de arrasto de tangones no sul do Brasil pode ser utilizada como parâmetro para a definição do formato e tamanho da malha que aumente o tamanho de primeira captura das espécies da fauna acompanhante.

Hipótese 2: A rejeição do setor pesqueiro quanto ao uso do dispositivo exclutor de tartaruga –TED presente na legislação brasileira, se dá devido ao dispositivo não ser adequado às necessidades da frota e a abordagem *top-down* da sua implementação.

Hipótese 3: A utilização de malhas-quadradas ao longo do ensacador da rede diminui a retenção das espécies de peixes da fauna acompanhante, sem alterar significativamente a captura do camarão-sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri*.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar a eficiência de dispositivos redutores de fauna acompanhante e os aspectos que levam ao seu sucesso em redes de arrasto de camarões no litoral sul do Brasil.

Objetivos Específicos

1. Avaliar os aspectos morfológicos das espécies-alvo e de peixes presentes na fauna acompanhante, assim como os principais fatores que determinam a seleção da fauna acompanhante a bordo (ANEXO I);
2. Analisar as principais causas para a rejeição do setor pesqueiro ao atual modelo de dispositivo exclutor de tartarugas – TED vigente na legislação brasileira (ANEXO II), incluindo aspectos tecnológicos e humanos;
3. Testar possíveis diferenças na seletividade entre ensacadores padrão e ensacadores com malha-quadrada (malha de 30 mm de barra) na captura da fauna acompanhante e das espécies-alvo em redes de arrasto de tangones de camarões (ANEXO III);

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo compreendeu o litoral sul do Brasil e abrangeu a plataforma interna entre o litoral do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, de formas distintas e em função dos objetivos específicos do trabalho (Figura 3). Essa região representa um ambiente de alta produtividade biológica, onde a plataforma e o talude continental estão sob a influência da Convergência Subtropical, formada pelo encontro das massas de água das Correntes do Brasil e das Malvinas (Castello et al., 1998). Essa região está ainda sob influência de três massas de água, a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), a Água Tropical (AT) e a Água Costeira (AC), que exercem forte influência na produtividade local (Piola et al., 2005). Este cenário oceanográfico resulta em um grande aporte de nutrientes, resultando em uma zona de grande importância para o desenvolvimento, alimentação e reprodução de inúmeras espécies, entre elas diversos recursos pesqueiros (Castello et al., 1998).

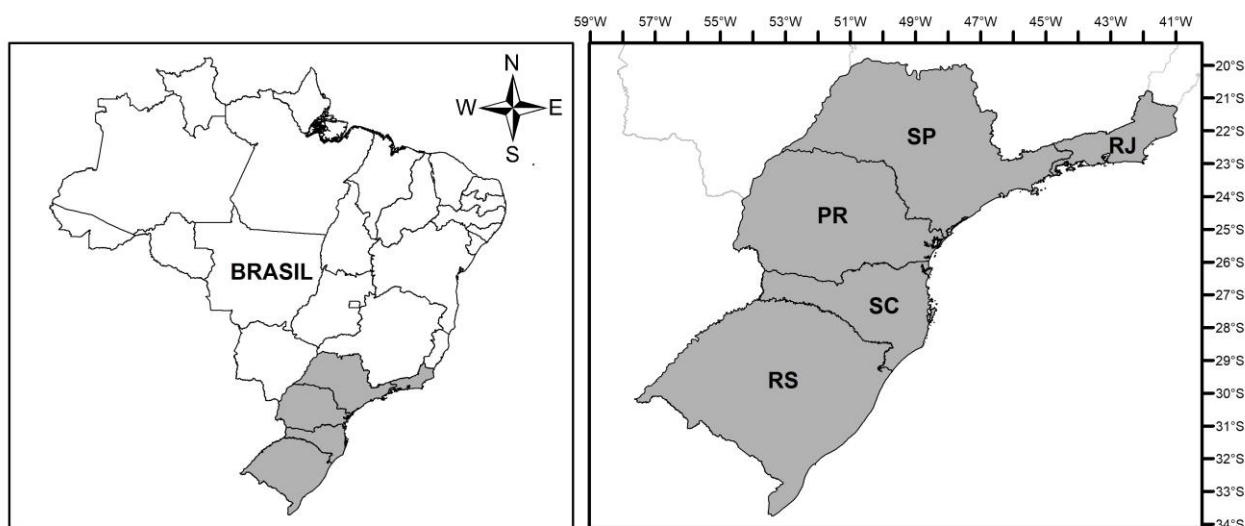


Figura 3. Mapa da área de estudo compreendendo o litoral da região Sudeste e Sul do Brasil.

Para a análise dos aspectos morfológicos, foram monitorados 37 arrastos a bordo de embarcações de arrasto de tangones industriais dirigidas a captura de *P. muelleri* e *A. longinaris* e do NOc. Atlântico Sul, por meio de observações científicas. As amostragens ocorreram nas áreas de pesca convencionais de camarões (Anexo 1). De cada arrasto foram coletadas amostras representativas das espécies mais abundantes de peixes e camarões. Posteriormente foi realizada a biometria (± 1 mm) e pesagem (± 0.1 g) no laboratório de Crustáceos Decápodes da Universidade Federal do Rio Grande para todas as espécies (peixes e camarões). As medidas registradas foram: comprimento total, comprimento padrão, comprimento dorsal, comprimento anal, altura e circunferência (± 1 cm) para todos os peixes exceto os dorso-ventralmente achatados que foram medidos o comprimento total e circunferência (± 1 cm) e comprimento total, altura e circunferência ($\pm 0,1$ cm) para os crustáceos (Broadhurst et al., 2006).

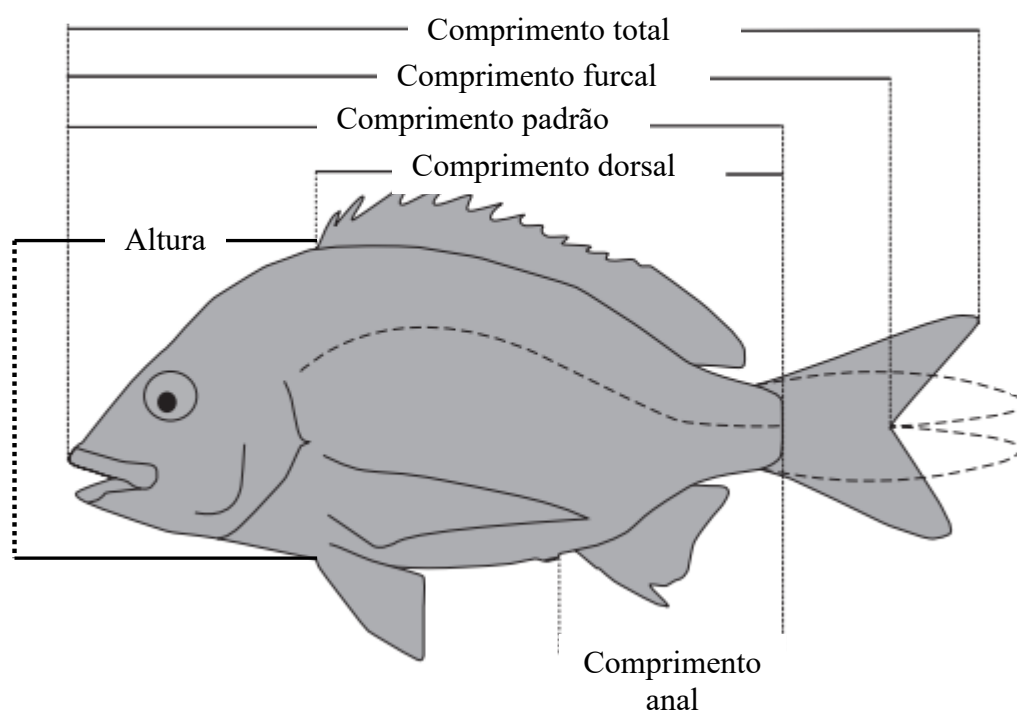


Figura 4. Medidas de comprimento registradas para as principais espécies de peixes capturadas com as redes de arrasto convencionais. Adaptado de Broadhurst et al., 2006.

Regressões lineares e um modelo potencial foram utilizados para identificar relações entre as medidas biométricas e o peso, tendo como variável independente o comprimento total de cada espécie. Foi estimada a razão entre a máxima altura e a largura para categorizar o formato de cada espécie de peixe. Por meio das regressões lineares, foi possível estimar o comprimento total das espécies retidas em diferentes tamanhos de malha-diamante – convencional (26 mm) e 30 mm entre nós esticados e dois tipos de malha-quadrada (48 e 58 mm por barra – maiores detalhes sobre a metodologia vide ANEXO I).

Para o estudo sobre os aspectos tecnológicos e humanos que explicam a rejeição do TED, foram realizados dois tipos de entrevistas semi-estruturadas com os mestres das embarcações de arrasto permissionadas para captura de camarões, entre 2013 e 2016. A primeira objetivou identificar se o TED é utilizado nas redes de arrasto e as razões para a sua adoção ou rejeição. A segunda entrevista foi especificamente para identificar possíveis capturas incidentais de tartarugas marinhas e elasmobrânquios (Anexo 2). As entrevistas ocorreram de acordo com a chegada dos barcos no porto pesqueiro de Rio Grande (RS), Itajaí (SC) e Navegantes (SC). Para análise das respostas foi utilizada a ferramenta de análise qualitativa de dados RQDA (Estrada, 2017).

Para o trabalho sobre a eficiência de ensacadores de malha-quadrada, foram realizados 60 arrastos com 30 minutos de duração com duas redes convencionais para a captura de camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri*, com dimensões padronizadas para a frota comercial, tendo 12 m de comprimento e malha de 24 mm entrenós opostos no ensacador. O ensacador de uma das redes foi modificado com a instalação de uma janela de malha-quadrada de 0,65 m de comprimento e 0,35 m de largura, com malhas de 30 mm de tamanho de barra costurada na parte superior do ensacador (Broadhurst et al., 1996, Queirolo et al., 2011, Courtney et al., 2014). Os testes ocorreram a bordo de uma embarcação da frota de arrasto de tangones artesanal (10 m), utilizando motor com potência de 60 HP's

direcionada ao camarão-sete-barbas. Em cada lance foram registradas a posição geográfica, profundidade inicial e final, velocidade do arrasto, direção do vento e lado do barco. Após cada arrasto, a captura total (camarões e fauna acompanhante) de cada uma das redes foi pesada separadamente com auxílio de uma balança e, posteriormente, quarteadas para a contagem e biometria das espécies. Todas as espécies da amostra foram identificadas, pesadas ($\pm 0,1$ g) e medidas ($\pm 0,1$ mm). Os valores de captura do teste, as abundâncias relativas (captura por unidade de esforço - CPUE) das espécies de camarões e das espécies da fauna acompanhante foram calculadas por meio do quociente entre a captura (C) em kg e o esforço (f) em 30 minutos de arrasto (Gulland, 1983). Os valores totais do peso de fauna acompanhante e peso do camarão entre a rede controle e aquela com malha-quadrada foram testados por meio de um teste t ($p \leq 0,05$), após verificar os pressupostos de normalidade e homocedasticidade (Zar, 2010). Dados de frequência de distribuição de tamanho foram estimados para o camarão-sete-barbas e para as espécies de peixes mais abundantes e comparados entre as duas redes (maiores detalhes no anexo III).

SÍNTESE DOS RESULTADOS

Quantifying the morphology of key species caught in the southern Brazilian penaeid-trawl fishery as a precursor to improving selection (Capítulo 1)

A morfologia das espécies capturadas nas redes de arrasto de camarões foi descrita por meio de relações lineares obtidas a partir de 37 arrastos. O objetivo dessa análise foi avaliar a forma e estrutura de tamanho da fauna acompanhante capturada na área de pesca, no sentido de gerar os subsídios necessários para uma adequada implantação do BRD.

Ao todo foram capturadas 52 espécies, incluindo duas espécies de tartarugas marinhas (*Caretta caretta* e *Chelonia mydas*), sete espécies de elasmobrânquios (*Gymnura altavela*, *Myliobatis goodei*, *Pseudobatos horkelii*, *Squatina guggenheim*, *Squatina occulta*, *Sympterygia acuta*, *Sympterygia bonapartii*), 33 espécies de teleósteos, uma de molusco e 16 de crustáceos (Tabela 1). Com base na relação entre a máxima altura: largura (R), foram determinados três formatos de morfologia do corpo entre as 11 espécies de peixes coletadas. Especificamente, *Symphurus jenynsii* foi classificado como comprimido ventralmente; *Paralonchurus brasiliensis*, *Macrodon atricauda*, *Genidens* spp, *Porichthys porosissimus*, *Menticirrhus* spp, *Cynoscion guatucupa* e *Urophycis brasiliensis* como fusiformes; e *Trichiurus lepturus*, *Stephanolepis hispidus* e *Peprilus paru* como comprimidos lateralmente. As relações morfométricas entre o comprimento total e as demais quatro medidas das 11 espécies de teleósteos e o camarão, apresentaram, em sua maioria, alta relação linear ($R^2 > 0,8$). Por meio das relações lineares, foi possível estimar os tamanhos dos indivíduos que teriam a capacidade de escapar da rede, ou o tamanho de primeira captura. Em termos de altura, nas redes convencionais de malha-diamante, os indivíduos juvenis de

C. guatucupa, *M. atricauda* e *U. brasiliensis* escapariam com comprimento total entre 59 e 164 mm, já em redes equipadas com malha-quadrada essas espécies escapariam com tamanhos entre 167 e 204 mm.

Outra medida fundamental para estimar o escape de peixes é a circunferência. O perímetro da malha convencional de 26 mm é de 52 mm, enquanto a malha de 30 mm tem um perímetro de 60 mm e os dois tamanhos de malhas-quadradas têm perímetros de 96 e 116 mm, respectivamente. Com exceção da espécie *Trichiurus lepturus*, os demais teleósteos capturados no tamanho da malha de diamante escapariam entre 48 e 128 mm CT. Quanto aos dois tamanhos de malha-quadrada, nenhuma das 11 espécies escaparia se fossem > 79 (malha 96 mm) e 94 mm CT (malha 116 mm), respectivamente. Portanto, conclui-se que a adoção da malha-quadrada na pescaria de arrasto de tangones poderia mitigar o impacto da pesca de arrasto sobre a captura da fauna acompanhante.

Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries (Capítulo 2)

A série de entrevistas para avaliar o uso do TED nas redes de arrasto de camarões ocorreu com 19 mestres, com experiência de pesca variando entre 5 e 45 anos. Para a entrevista sobre a captura de espécies ameaçadas (tartarugas marinhas e elasmobrânquios) foram entrevistados anonimamente 56 mestres. A maioria dos mestres começou a atividade de pesca antes da lei do TED ser instaurada.

Dentre as principais razões apontadas pelos mestres para a rejeição ao uso do TED estão: (i) problemas quanto ao manuseio do dispositivo, falta de treinamento específico para montagem e manutenção e por ter sido uma medida imposta por meio de uma abordagem *top-down*. Esses equívocos somados levaram o setor a assumir que o dispositivo não funciona nas redes de arrasto; (ii) a crença de que o impacto das capturas sobre tartarugas marinhas e elasmobrânquios é baixo, acentuada pela falta de dados quantitativos; (iii) considerar que há perda econômica pelo uso do TED pelo escape de camarões, assim como pela exclusão de outras espécies consideradas de interesse como elasmobrânquios, resultando em maior prejuízo econômico do que contribuição para a conservação da biodiversidade do ecossistema.

Eficiência do uso de ensacadores de malha-quadrada em uma pescaria de arrasto artesanal (Capítulo 3)

Ao total foram capturados 123, 158 e 145 kg de penaeídeos, teleósteos e braquiúros respectivamente, onde ~60% da fauna (em peso) foi composta por *Cynoscion* spp, *Macrodon atricauda*, *Paralanchurus brasiliensis*, *Stellifer* spp, *Callinectes* spp e *Persephona* spp.

Não houve diferença significativa na captura de camarões-sete-barbas (*X. kroyeri*) entre a rede controle e com o BRD ($p>0,05$), apesar de que a rede com BRD tenha diminuído a captura desta espécie em 5% em peso. Embora não significativo, a rede com BRD reduziu 5,7% das capturas totais de fauna acompanhante ($p>0,05$). Entretanto, como o dispositivo está baseado na exclusão por comportamento e foi concebido para o escape de peixes, optou-se por analisar com maior detalhe esse efeito em especial. Quando comparadas as capturas totais de peixes da fauna acompanhante entre a rede controle e o BRD, surgiram diferenças significativas entre as redes ($p<0,05$), reduzindo 25% da captura de ictiofauna da rede com BRD.

Em comparação com a rede controle, o ensacador com a janela de malha-quadrada reduziu a captura em peso de *Cynoscion* spp, *Macrodon atricauda*, *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer* spp, em 57%, 73%, 34% e 48%, respectivamente.

As espécies de peixes não apresentaram diferença significativa quanto ao comprimento total entre a rede controle e com BRD. As espécies *Cynoscion* spp e *Macrodon atricauda* tiveram o comprimento total entre 5 e 100 e 5 e 135 mm, respectivamente, ambas apresentaram a maior captura na classe de tamanho 10 mm na rede controle, as espécies *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer* spp apresentaram o mesmo padrão de captura, com maior número de indivíduos sendo capturados pela rede controle. Houve diferença significativa entre comprimento da carapaça do camarão-sete-barbas quando a captura das

duas redes foi comparada ($p < 0,05$), com indivíduos em maiores classes de tamanho na rede controle (Média= 17 mm; DP= $\pm 0,19$, Max= 29,3 mm; Mín= 4,4 mm) do que na rede cm BRD (Média= 16 mm; DP= 0,2; Max= 29,8 mm; Min = 8,3 mm), porém com uma diferença mínima.

Portanto, conclui-se que a adoção do BRD poderá reduzir, significativamente, a captura de peixes com tamanhos não comerciais, que seriam descartados nessa pescaria, mitigando o impacto do arrasto sobre as populações destas espécies, aparentemente sem um prejuízo no rendimento econômico da pescaria analisada.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As redes de arrasto convencionalmente utilizadas pela frota possuem malhas diamante entre 26 e 30 mm, a depender da espécie-alvo. Os aspectos morfológicos das espécies da fauna acompanhante geraram subsídios fundamentais sobre o comportamento dessas capturas nas redes de arrasto, e consequentemente dados que poderão ser utilizados para planejamento adequado de BRDs nessas pescarias. Nos tamanhos de malha convencionais, as capturas da fauna acompanhante são compostas por indivíduos imaturos de peixes, entre eles espécies com interesse comercial como *Cynoscion guatucupa* e *Macrodon atircauda*. A alteração do formato da malha, de diamante para quadrada em uma porção do ensacador, permite que os peixes menores consigam escapar da rede durante o arrasto, reduzindo a mortalidade dos indivíduos juvenis dessas espécies.

A legislação brasileira, há cerca de 20 anos, prevê a utilização de um tipo de dispositivo redutor voltado para a captura das tartarugas marinhas. No entanto, o dispositivo exclutor de tartarugas – TED é amplamente rejeitado pelo setor pesqueiro e as principais causas para essa rejeição foram avaliadas no sul do Brasil. Dentre elas, destacam-se aspectos tecnológicos do BRD (como o formato, o tamanho e ângulo da grelha), mas também aspectos que dizem respeito à abordagem de implementação dessa medida mitigatória. A medida político-econômica imposta de maneira *top-down* pelo governo americano ao governo brasileiro, sob ameaça de embargo na década de 1990, contribuiu, significativamente, para o desenvolvimento da percepção de que o dispositivo não funciona, ou pior, de que ele não é necessário. Para que esse panorama possa ser alterado, existe a necessidade de conhecimento técnico sobre a funcionabilidade desses equipamentos, o

engajamento do governo em rever a lei e implementar a cultura da discussão com todos setores envolvidos por meio da gestão participativa e, assim, desenvolver medidas para que os pescadores se sintam parte do processo de implementação do uso destes tipos de dispositivos.

Devido à rejeição desse dispositivo no contexto do setor pesqueiro brasileiro, foi utilizada a estratégia de realizar testes com ensacadores de malha-quadrada em embarcações de arrasto de tangones artesanais. A rede modificada reduziu significativamente a captura de peixes entre 34% e 73%, conforme a espécie, sem alterar significativamente a captura do camarão-sete-barbas, *Xiphopenaeus koyeri*. Embora com resultado positivo para a exclusão de peixes, outros modelos de dispositivos devem ser desenvolvidos e testados junto aos pescadores, ampliando o diálogo com o setor produtivo local a fim de que seu uso seja implementado de forma efetiva.

Este estudo visou apresentar de forma integrada os passos para a abordagem do uso de dispositivos redutores de fauna acompanhante em pescarias de arrasto dirigida a camarões. Nesse sentido, apresentou um protocolo de desenvolvimento de um dispositivo, bem como as possíveis medidas que devem ser tomadas para a sua efetiva implementação junto ao setor produtivo e a sua experimentação. Com isso, concluímos que a utilização de dispositivos redutores apesar de ser um desafio a gestão pesqueira, é uma ferramenta viável para ser utilizada pelas frotas de arrasto desde que se desenvolva com o comprometimento de todos os setores envolvidos com a sua aplicação e implementação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alverson, D.L, Freeberg, M.H, Murawski, S.A, Pope, J.G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Rome. 339p.
- Baptista-Metri, C. 2007. Biologia pesqueira de *Artemesia longinaris* Bate, 1888 (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeidae) e de *Pleoticus muelleri* Bate, 1888 (Decapoda, Dendrobranchiata, Solenoceridae) no Sul do Brasil. Tese Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 218p.
- Beck, M., Heck, K., Able, K., Childers, D., Eggleston, D., Gillanders, B., Halpern, B., Hays, C., Hoshino, K., Minello, T., Orth, R., Sheridan, P., Weinstein, M. 2001. The identification, conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51: 633-64.
- Branco, J.O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itacoroy, Penha, Santa catarina, Brasil. *Ver Bras Zoo*. 22(4): 1050-1062.
- Branco, J., Verani, J., 2006. Pesca do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante, na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. *In*: Branco, J.O., Marenzi, A.W.C. (Eds). Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC. Editora UNIVALI. Itajaí. p. 153-170.
- Broadhurst, M.K, Kennelly, S.J. 1994. Reducing the by-catch of juvenile fish (mulloway *Argyrosomus hololepidotus*) using square-mesh panels in codends in the Hawkesbury River prawn-trawl fishery, Australia. *Fisheries Research*, 19: 321- 331.
- Broadhurst, M.K, Kennelly, S.J, Isaksen, B. 1996. Assessments of modified codends that reduce the by-catch of fish in two estuarine prawn-trawl fisheries in New South Wales, Australia. *Fisheries Research*, 27: 89 – 111.

Broadhurst, M. 2000 Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10: 27-60.

Broadhurst, M.K, Dijkstra, K.K.P, Reid, D.D, Gray, C.A. 2006. Utility of morphological data for key fish species in southeastern Australian beach-seine and otter-trawl fisheries: predicting mesh size and configuration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 40: 259-272.

Broadhurst, M.K, Millar, R.B, Brand, C.P. 2010. Diamond-vs. square-mesh codend selectivity in southeastern Australian estuarine squid trawls. *Fisheries Research*, 102: 276 – 285.

Castello, J.P, Haimovici, M, Odebrecht, C, Vooren, C.M. 1998. A plataforma e o talude continental. In: Seelinger, U, Odebrecht, C, Castello, JP. (Eds.) *Os ecossistemas costeiros e marinhos do extremo sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande, 7, 189-197.

Catchpole, T.L., Gray, T.S. 2010. Reducing discards of fish at sea: a review of European pilot projects. *J. Environ. Manage.* 91:717–723.

Cattani, A.D., Bernardo, C., Medeiros, R.P., Santos, L.O., Spach, H.L., 2012. Avaliação de dispositivos para redução da ictiofauna acompanhante na pesca de arrasto dirigida ao camarão sete-barbas. *Boletim do Instituto de Pesca*, 38(4): 333-348.

Courtney, A.J, Campbell, M.J, Tonks, M.L, Roy, D.P, Gaddes, S.W, Haddy, J.A, Kyne, P.M, Mayer, D.G, Chilcott, K.E. 2014. Effects of bycatch reduction devices in Queensland's (Australia) deepwater eastern king prawn (*Melicertus plebejus*) trawl fishery. *Fisheries Research*. 157: 113-123.

D´Incao, F., Valentini, H., Rodrigues, L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil 1965-1999. *Atlântica*, 24: 49-62.

- Dumont, L.F.C, D`Incao, F. 2008. Distribution and abundance of the Argentinean (*Artemesia longinaris*) and red (*Pleoticus muelleri*) prawns (Decapoda:Penaeoidea) in Southern Brazil during the commercial double-rig trawl fishery season. *Nauplius*, 1-12.
- Duarte, D.L.V. 2013. Caracterização da fauna acompanhante na pescaria de arrasto de tangone dirigida a camarões Eano litoral sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, 59p.
- Eayrs, S. 2007. A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries, Revised Edition. Food and Agricultural Organization (FAO). Rome, 124 p.
- Eayrs, S. 2012. Comparative testing of bycatch reduction devices in tropical shrimp-trawl fisheries—A practical guide. Food and Agricultural Organization, Rome, Italy. 122pp.
- Engaas, A., Foster, D., Hataway, B.D., Watson, J.W., Workman, I. 1999. The behavioral response of juvenile red snapper (*Lutjanus campechanus*) to shrimp trawls that utilize water flow modifications to induce escapement. *MTS Journal*. 33: 2-43.
- Estrada, S., 2017. Qualitative analysis using R: A free analytic tool. *The Qualitative Report*. 22(4): 956–968.
- FAO. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical paper. N° 443. Rome, Italy. 71pp.
- FAO. 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Rome. 223p.
- Guanais, J.H.G, Medeiros, R.P, MCconney, P.A. 2016. Designing a framework for addressing bycatch problems in Brazilian small-scale trawl fisheries. *Marine Policy*, 51: 111-118.
- Gulland, JA. 1983. Fish Stock Assessment. FAO/ Wiley series on Food and Agriculture, Vol. I. Great Britain, 223p.

- Hall, S.J. 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Oxford: Blackwell. 274p.
- Hall, S.J, Mainprize, B.M. 2005. Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better. *Fish and Fisheries*, 6: 134–155.
- Hall, M.A, Alverson, D.L, Metuzals, K.I, 2000. By-Catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41:204-219.
- Haimovici, M, Mendonça, J.T. 1996. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica*, 18: 161-177.
- Jenkins, L.D. 2012. Reducing sea turtle bycatch in trawl nets: A history of NMFS turtle excluder device (TED) Research. *Mar Fish Rev* 74: 26–45.
- Jennings, S, Kaiser, MJ, Reynolds, J.D. 2002. *Marine fisheries ecology*. Blackwell Publishing. Oxford, 393p.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. *FAO Fisheries Technical Paper*, Roma, 470 p.
- Magni, P.F.L. 2005 Seriam as medidas comerciais unilaterais justificáveis em função da proteção ambiental? O caso camarão/tartaruga no Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Brasília.
- Millar, R, Fryer, R. 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 89-116.
- Oravetz, C.A. 1999. Reducing incidental catch in fisheries. Páginas 189-193 in K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-grobois e M. Donnelly (Eds.). *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication.

- Piola, A.R, Matano, R.P, Palma, E, Moller, O.O. Jr, Campos, E.J.D. 2005. The influence of the Plata river discharge on the western South Atlantic Shelf. *Geophysical Research Letters*, 32: 1–4.
- Queirolo, D, Erzini, K, Hurtado, CF, Ahumada, M, Soriguer, M.C, 2011. Alternative codends to reduce bycatch in Chilean crustacean trawl fisheries. *Fisheries Research*, 110: 18–28.
- Robertson, J.H.B. 1986. Square mesh codend selectivity for Haddock (*Melanogrammus aelgefinus* (L)) and whiting (*Merlangius merlangus* (L)) in a Scottish seine net. *Int. Council. Explor. Sea. CM. 1984/B:30*, 4 p.
- Sala, A, Lucchetti, A, 2010. The effect of mesh configuration and codend circumference on selectivity in the Mediterranean trawl Nephrops fishery. *Fisheries Research*, 103: 63–72.
- Santos, L.O., Cattani, A.P., Spach, H.L. 2016. Ictiofauna acompanhante da pesca de arrasto para embarcações acima de 45 HP no litoral do Paraná, Brasil. *Bol. Inst. Pesca, São Paulo*. 42(4): 816-830.
- Sedrez, M.C., Branco, J.O., Freitas Junior, F., Monteiro, H.S., Barbieri, E. 2013. Ichthyofauna bycatch of sea-bob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil. *Biota Neotrop.* 13: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n1/en/abstract?inventory+bn00313012013>
- Silva, C.N.S., Broadhurst, M.K., Schwingel, A., Dias, J.H., Cattani, A.P., Spach. H. 2011. Refining a Nordmøre-grid for a Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery. *Fish. Res.* 109: 168–178. doi: 10.1016/j.fishres.2011.01.035
- Silvino, A. 2018. Ordenamento pesqueiro brasileiro: Regulamentação da pesca de arrasto de camarões no Brasil. Unpublished data.

- Steenbock, W. Santos, R.A, Macedo, H.S, Almeida, E.G, Silva, M.C, Medeiros, R.P, Vizuite, E.P. 2015. Até onde posso arrastar? – Construindo acordos sobre os limites da pesca artesanal de arrasto na Baía Norte de Florianópolis frente a legislação ambiental. *Biodiversidade e Conservação Marinha*. 4(1): 29-45.
- Stergiou, K.I, Moutopoulos, D.K, Krassas, G. 2004. Body size overlap in industrial and artisanal fisheries for five commercial fish species in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 68: 179-188.
- Tucker, A.D., Mcphee, D.P., Robbins, J.B. 1997. Adopting turtle excluder devices in Australia and the United states: What are the differences in technology transfer, promotion, and acceptance? *Coast. Manage.* 25:405–421.
- UNIVALI/CTTMar, 2012. Boletim estatístico da pesca industrial de Santa Catarina – Ano 2011. Universidade do Vale do Itajaí, Centro de Ciências Tecnológicas daTerra e do Mar, Itajaí, SC. 59 p.
- Wardle, C.C. 1985. Fish behaviour and fishing gear. In Muir, J.F. and Roberts, R.J. (eds) *Recent Advances in Aquaculture*. Vol. 2. Croom Helm. London. 300pp.
- Watson, J.W, Mitchell, J.F, Shah, A.K. 1986. Trawling efficiency device: A new concept for selective shrimp trawling gear. *Mar. Fish. Rev.* 48: 1–9.
- Watson, J.W., Workman., Hataway, B.D. 1989. The behavior of fish and shrimp encountering trawls in the Southeastern U.S. penaeid shrimp fishery. NMFS Mississippi laboratories report. 13pp.
- Willems, T., Depestele, J., Backer, A.D., Hostens, K. 2016. Ray bycatch in a tropical shrimp fishery: Do Bycatch Reduction Devices and Turtle Excluder Devices effectively exclude rays? *Fish Res* 175: 35–42 <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.11.009>
- Wootton, R.J. 1999. *Ecology of teleost fishes*. 2nd Edition. Netherlands:Kluwer Academic Publishers.

ANEXO I

Quantifying the morphology of key species caught in the southern Brazilian penaeid-trawl fishery as a precursor to improving selection

Running head: Morphology of bycatch species to improve selection

**Dérien L. V. Duarte^{1*} Matt K. Broadhurst² Ileana Ortega¹ Bruno S. Pias¹
Luiz F. C. Dumont¹**

¹Decapod Crustacean laboratory, Federal University of Rio Grande, Av. Itália, km 8, Rio Grande city, Brazil

²NSW Department of Primary Industries, Fisheries Conservation Technology Unit, NSW DPI, PO Box 4321, Coffs Harbour, NSW 2450, Australia and Marine and Estuarine Ecology Unit, School of Biological Sciences, University of Queensland, Brisbane, QLD 4072, Australia

*Corresponding author: derienvernetti@yahoo.com.br

Abstract

Penaeid trawls are poorly selective fishing gears; contributing towards approximately 27% of global marine fisheries discards. Various options are available for mitigating penaeid-trawl bycatch, including gear modifications such as ‘bycatch reduction devices’ (BRDs) or codend mesh-size regulations. A precursor to developing modifications is information about the key target and bycatch species in terms of their sizes and morphology. Here we describe the relationships between these characteristics for the southern Brazilian industrial penaeid-trawl fishery within a broader objective of proposing more selective meshes for trawls. Catches were sampled during 37 tows. Fifty species were caught, including two loggerhead turtles, *Caretta*

caretta and one green turtle, *Chelonia mydas* and 61 individuals of seven ray species classified as Endangered or Critically Endangered. One penaeid (*Pleoticus muelleri*) and 11 teleosts were assessed for various morphological relationships. The data demonstrated that both the existing conventionally used 26-mm (stretched mesh opening; SMO) mesh and a legislated size of 30 mm SMO are too small. Using morphological relationships, we propose testing a minimum diamond-shaped mesh size of at least 35 mm and a square-mesh window in the top of codend comprising at least 48 mm mesh. Such a configuration would probably retain penaeids and larger teleosts, but allow many small teleosts to escape. Anteriorly located grids are also required to reduce bycatches of charismatic species like turtles and rays. Wide-scale use of such BRDs should dramatically reduce the bycatches, and ancillary impacts of the trawl fishery.

Keywords: mesh size, morphology, bycatch, penaeid trawl, square-mesh, selectivity

INTRODUCTION

Determining of ideal mesh sizes for penaeid-trawl fisheries is a key regulatory process, within a broad objective of controlling size selectivity, and ultimately the mortality of target and non-target species (assuming adequate survival of escapes, Pope et al., 1975). Most penaeid-trawl codends comprise diamond-shaped meshes with stretched mesh openings (SMO) between 30 and 50 mm (Eayrs, 2012). During towing, these small meshes are pulled tight, with lateral openings in codends typically $< \sim 35\%$ of the stretched mesh length (Robertson, 1986). It is only during ‘haulback’, when the vessel speed slows to engage the winches and retrieve the nets that codend lateral-mesh openings increase beyond $\sim 35\%$ (Watson, 1989, Broadhurst et al., 1996).

Penaeid trawling accounts for nearly 27% of the annual discards (most recently estimated at < 10 million t per annum; Zeller et al., 2017) from global marine fisheries (Kelleher, 2005)—a statistic explained by the small mesh sizes in trawls and their use in highly biodiverse and productive near-shore areas. This bycatch often comprises many small teleosts (< 20 cm total length; TL), some of which are juveniles of species that, when larger, are an important source of income; either in other fisheries or as retained so-called ‘by-product’ in the same fishery (Alverson et al., 1994; Eayrs, 2012). There are various other broad, cascading ecological concerns associated with discarding and the unaccounted fishing mortality of large quantities of species; all of which support developing more selective trawling (Hall and Mainprize, 2005).

The common approach to reduce penaeid-trawl bycatch is to apply technical modifications that typically include bycatch reduction devices (BRDs), and often involving strategic square-mesh panels and escape windows to exclude small teleosts, or grids to exclude turtles and other large animals (Broadhurst, 2000). Such devices exploit either the swimming behaviour, morphology or size of unwanted species to promote their escape and have been adopted with varying levels of success among many penaeid-trawl fisheries around the world (Broadhurst, 2000; Eayrs, 2012).

While BRDs can effectively reduce unwanted catches (typically by 30–90%; Broadhurst, 2000) often there are issues associated with adoption and acceptance by fisheries. In many cases, such issues arise from a perceived loss of the targeted penaeids, often exacerbated by technical issues associated with BRD rigging. As a starting point to overcome such issues, it is important to obtain sufficient fishery-related information, and especially data

describing the sizes and morphology of the key species. In some cases (for key species of concern), it might be possible to simply regulate mesh size and/or shape in the trawl as a mechanism for improving selectivity and reducing bycatch. Simple changes to meshes within existing trawl configurations, including readily available diamond-shaped mesh and/or alternative mesh shapes at strategic locations in the codend, might be more accepted than complex modifications.

In Brazil, both small-scale and industrial penaeid-trawl fisheries are characterised by similar bycatch problems as elsewhere, but with different challenges for resolution attempts (Silva et al., 2013). One of main regional, industrial penaeid fisheries involves up to 276 vessels, trawling along the southern coast (UNIVALI/CTTMar, 2013). Existing legislation prescribes a minimum SMO of 30 mm (Ordinance SUDEPE n° 55, 20th December 1984), which was originally mandated for targeting pink shrimp (*Penaeus paulensis* and *Penaeus brasiliensis*). But with the collapse of *P. paulensis* stocks over the past two decades, fleets began to target the smaller Argentine red shrimp (*Pleoticus muelleri*) and Argentine stiletto shrimp (*Artemesia longinaris*) and without any legislated minimum mesh size. Operators typically use 26 mm SMO in the codend and in addition to penaeids, retain large individuals (typically >~22 cm total length; TL) of key fish as by-product, including the southern king weakfish *Macrodon atricauda*, striped weakfish *Cynoscion guatucupa* and Brazilian codling *Urophycis brasiliensis* (Haimovici and Mendonça, 1996; D’Incao et al., 2002; Duarte, 2013; Pezzuto and Benincà, 2015).

The small mesh and lack of any BRDs (which is a problem throughout all Brazilian penaeid-trawl fisheries) means the trawlers discard at least ~1.5 kg of bycatch for every 1 kg of penaeids and assorted by-product (Duarte, 2013). Ideally, large numbers of unwanted individuals would escape during fishing, while individuals larger than minimum size at first maturity might be retained for sale. Considering the above, and as a precursor to developing BRDs that might address some of the bycatch issues in the southern Brazilian penaeid-trawl fishery, here we sought to first describe various morphometric relationships for the key teleost and one penaeid species *Pleoticus muelleri*, and then use these to assess the likely impacts on catches of different, regionally available, sizes of diamond mesh throughout the codend and BRDs comprising strategic square-mesh windows.

MATERIALS AND METHODS

Fish samples were obtained from 37 tows during one commercial (February 2014) and two scientific penaeid-trawl cruises (R/V Atlântico Sul, September 2015) across conventional fishing areas between Solidão Lighthouse (30° 42'S/50° 28'W) and Rio Grande city (32° 1' S/52° 5'W) (Figure 1).

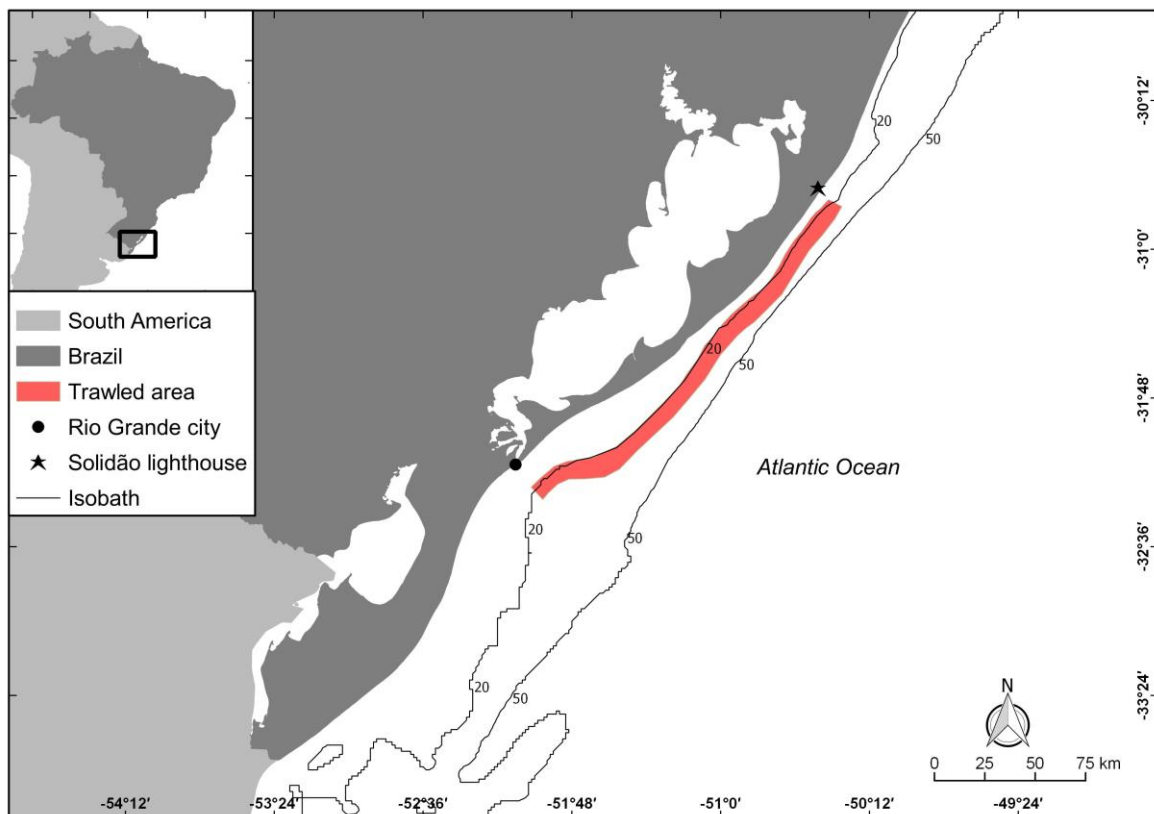


Figure 1. Study area in southern Brazil. The red area represents the fishing grounds used by the double-rigged trawling fleet. The red line represents the extremes of the sampling area.

The spatio-temporal sampling distributions were designed to encompass the range of bycatch typically caught on the fishing grounds (Dumont and D'Incao, 2011). All data were collected by scientific observers, and with a Brazilian government license (SISBio N° 42311-2).

The commercial vessel (18 m length) was double rigged with paired otter boards attached to 2.20 m sweeps. The research vessel (36 m length) had a single rig with paired otter boards attached to 2.20 m sweeps. The trawls towed by each vessel were identical two-seam local designs (19-m headline lengths; Figure 2). Each trawl comprised mesh sizes of 40 mm

SMO made from 1.3-mm diameter-Ø polyethylene (PE) twine in the body, and 26-mm SMO polyamide (PA) twine in the codend. Each codend measured 197 meshes in the normal direction (N) and 156 meshes in the transverse (T) direction (Figure 2). Trawls were diurnally deployed in depths of 17 to 22 m for four hours by the commercial boat, and for 30 min by the research vessel.

At the end of each deployment, representative samples of the most abundant teleosts and penaeids were separated from the catch, stored on ice and eventually measured in a laboratory (± 1 mm). For each teleost, measurements of the total length (TL) and maximum height (MH) were recorded using a ruler, while perimeter or girth (MG), was measured using a piece string (and then a ruler). Body width was estimated from the height and girth via the ellipse formula, as follows: $BW = \sqrt{(2 \times \frac{MG^2}{\pi^2} - MH^2)}$. All teleosts were then weighed (Wt ± 0.1 g).

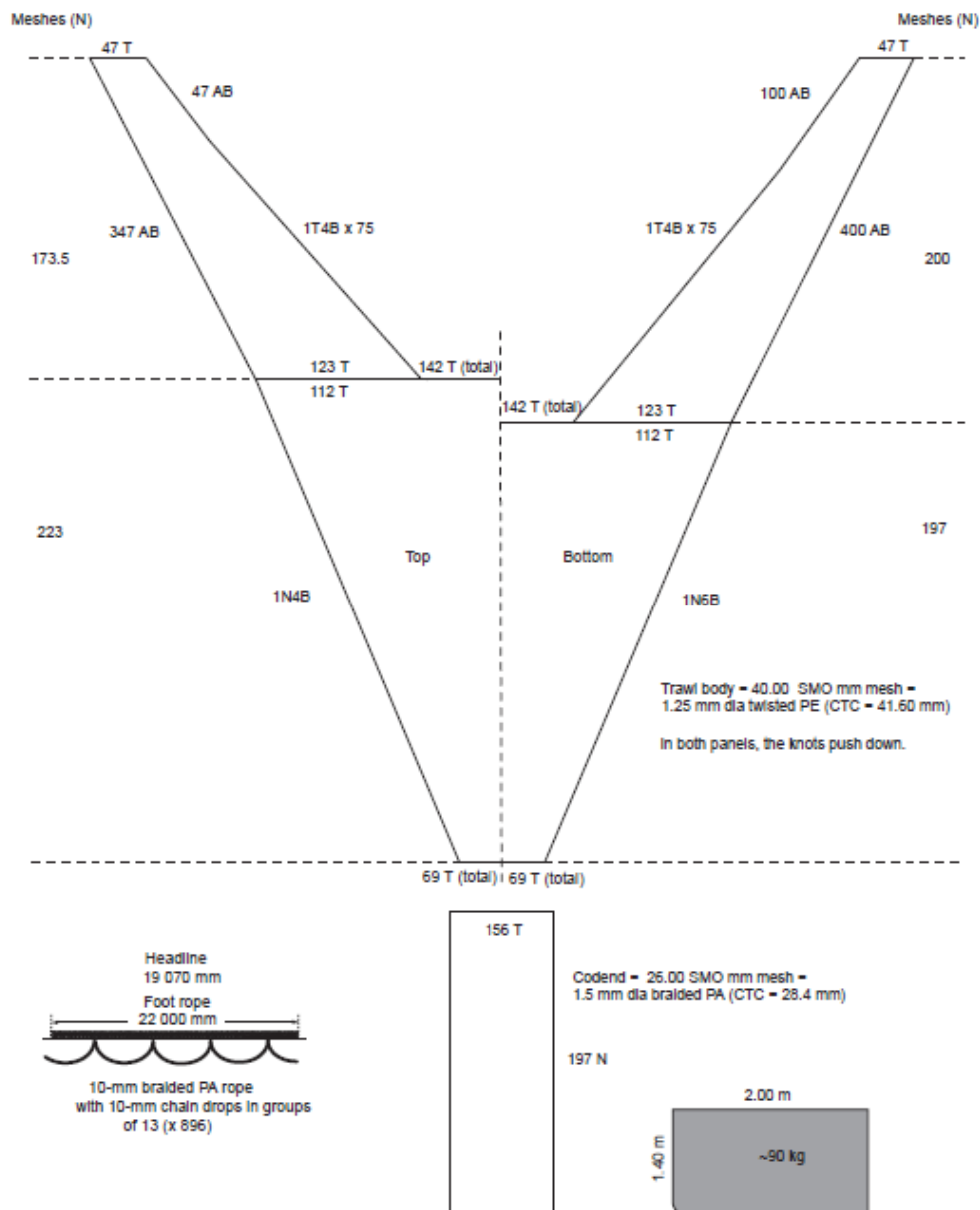


Figure 2. Plan of the trawls used. N: meshes in the normal direction; T: meshes in the transverse direction, AB: all bars; B: bars; PE: polyethylene; SMO: stretched mesh opening; CTC: centre-knot-to-centre knot; PA: polyamide.

For the penaeid *Pleoticus muelleri*, measurements of TL and carapace length (CL), MG, and MH were similarly recorded as above (± 1 mm) and each individual was weighed (± 0.1 g). The same formula as above was used to calculate BW. Insufficient quantities of other penaeids were caught and retained to allow meaningful analyses.

Linear-regression analyses were used to investigate the relationships between TL and the remaining measures (MH, MG and BW) for key species. A potential model was fitted to the TL-weight data as follows: $Y = A \times X^B$, where Y is TL and X is Wt (Zar, 2010). The ratio (R) between teleost BH and BW was obtained by dividing the latter into the former to categorize general shape as being either: fusiform: $R \sim 1$, dorsoventrally compressed: $R < 1$, or laterally compressed: $R > 1$.

The absolute opening for diamond-shaped codend meshes during towing was assumed to be a maximum lateral distance of 35% of the SMO (Robertson, 1986). Based on this ‘fractional’ opening, the conventional 26-mm diamond mesh would be reduced to a maximum of 24.34 mm length $\times$ 9.10 mm width, while the 30 mm diamond mesh would be reduced to 28.10 $\times$ 10.50 mm. By comparison, the fractional mesh openings for square-shaped meshes in the codend during towing were assumed to be the bar lengths (and with the largest distance across the diagonal). During haulback, both mesh shapes might be opened to their full size (perimeter).

Using the collected morphometric data (MH and MG), we estimated the maximum TLs of key teleosts and penaeids that might escape through two different sizes of diamond-shaped (i.e. conventionally used 26 and 30 mm) and square-shaped meshes (with bar lengths of 24 and 29 mm) in the codend during (1) towing (assuming fractional mesh openings as above during loading) and (2) haulback (when meshes open completely and there is no load). The square-mesh size was chosen based on locally available mesh (there are very few available mesh sizes in Brazil) and assuming that it would be located as a strategic window in the top of the codend. Escape sizes of teleosts were calculated assuming meshes were under load (35% lateral opening for diamond-shaped meshes).

RESULTS

In total, 52 species, including 16 crustaceans, one mollusc, 33 fish including seven endangered ray species, and two loggerhead turtles (*Caretta caretta*) and one green turtle (*Chelonia mydas*) were sampled from the catches of the vessels (all large rays and turtles were counted in all catches) (Table 1). Both loggerhead turtles were released alive, but the green turtle died. During the 37 tows, the total penaeid catches were $\sim$ 50 kg per tow and dominated by *P. muelleri* (1.17 kg was sampled) with a much lower proportion of *A. longinaris*. Morphometric data were limited to the former species. Two genera, including *Genidens* spp.

and *Menticirrhus* spp. each comprised two similar species (*Genidens barbatus* and *G. planifrons* and *Menticirrhus americanus* and *M. littoralis*, respectively) that were not separated.

Table 1: List of taxonomic groups and species and number sampled from catches by penaeid trawlers during 37 deployments off on the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. Species marked as ¹ are commercially retained at large sizes (termed ‘by-product’). Conservation status (IUCN 2017-3), CE (critically endangered), EN (endangered), VU (vulnerable), LC (least concern), DD (data deficient) and NE (not evaluated). The species in bold had the morphometric data analysed.

^A*Genidens* spp. – genus comprising two similar species: *Genidens barbatus* and *G. planifrons*.

^B*Menticirrhus* spp. –genus comprising two similar species: *Menticirrhus americanus* and *M. littoralis*.

Group	Specific name	Common name	Number sampled	Conservation status
Crustaceans	<i>Achelous spinimanus</i>	Blotched swimming crab	36	LC
	<i>Achelous spinicarpus</i>	Longspine swimming crab	36	NE
	<i>Arenaeus cribrarius</i>	Speckled swimming crab	19	NE
	<i>Artemesia longinaris</i>	Argentinean shrimp	140	NE
	<i>Callinectes danae</i>	Blue crab	4	NE
	<i>Callinectes sapidus</i>	Blue crab	16	NE
	<i>Callinectes ornatus</i>	Blue crab	120	NE
	<i>Dardanus insignis</i>	Hermit crab	2	NE
	<i>Hepatus pudibundus</i>	Flecked box crab	36	NE
	<i>Libinia spinosa</i>	Spider crab	32	NE
	<i>Loxopagurus loxochelis</i>	Hermit crab	2	NE
	<i>Nanoplax</i> sp.	-	1	NE
	<i>Penaeus paulensis</i>	Pink shrimp	3	NE
	<i>Persephona mediterranea</i>	Mottled purse crab	6	NE
	<i>Porcellana sayana</i>	Spotted porcelain crab	1	NE
Molluscs	<i>Loligo</i> spp. ¹	-	45	NE
Pisces	<i>Balistes capriscus</i> ¹	Grey triggerfish	3	VU
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Atlantic bumper	15	LC
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	Bay whiff	2	LC

	<i>Conger orbignianus</i>	Argentine conger	3	NE
	<i>Cynoscion guatucupa</i>¹	Stripped weakfish	79	NE
	<i>Cynoscion jamaicensis</i> ¹	Jamaica weakfish	13	NE
	<i>Serranus auriga</i>	Long finned dwarf seabass	6	NE
	<i>Engraulis anchoita</i>	Argentine anchovy	35	NE
	<i>Genidens spp.</i>^{A1}	White sea catfish	152	LC
	<i>Gymnura altavela</i>	Spiny butterfly	1	VU
	<i>Macrodon atricauda</i>¹	Southern king weakfish	195	NE
	<i>Menticirrhus spp.</i>^{B1}	Southern king croaker	45	LC
	<i>Micropogonias furnieri</i> ¹	Whitemouth croaker	4	LC
	<i>Myliobatis goodei</i>	Southern eagle	3	DD
	<i>Ophichthus gomesii</i>	Pallid snake eel	1	LC
	<i>Paralichthys orbignyanus</i> ¹	Flounder	4	NE
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	Banded croaker	342	LC
	<i>Peprilus paru</i>¹	American harvestfish	42	LC
	<i>Porichthys porosissimus</i>¹	Midshipman	41	NE
	<i>Prionotus punctatus</i> ¹	Bluewing searobin	35	LC
	<i>Pseudobatos horkelii</i>	Brazilian guitarfish	8	CE
	<i>Selene setapinnis</i>	Atlantic moonfish	4	NE
	<i>Selene vomer</i>	Atlantic lookdown	1	LC
	<i>Stellifer rastrifer</i> ¹	Rake stardrum	2	LC
	<i>Stephanolepis hispidus</i>	Planehead filefish	40	LC
	<i>Squatina guggenheim</i>	Hidden angel shark	6	EN
	<i>Squatina occulta</i>	Hidden angel shark	4	EN
	<i>Symphurus jenynsii</i>	Tonguefish	51	NE
	<i>Sympterygia acuta</i>	Bignose fanskate	27	VU
	<i>Sympterygia bonapartii</i>	Smallnose fanskate	12	DD
	<i>Trachinotus marginatus</i> ¹	Plata pompano	3	NE
	<i>Trichiurus lepturus</i>¹	Largehead hairtail	126	LC
	<i>Urophycis brasiliensis</i>¹	Brazilian codling	88	NE
Reptiles	<i>Caretta caretta</i>	Loggerhead turtle	2	VU
	<i>Chelonia mydas</i>	Green turtle	1	EN

We assessed the morphometric relationships of the 12 most abundant species (Table 2). The key species had variable minimum and maximum sizes, but most were 14–950 mm TL and immature (Table 2). Based on the R ratio, the importance of fish sizes in relation to mesh openings during towing varied between their MH and BW. Specifically, *Symphurus jenynsii* was classified as dorsoventrally compressed; *Paralonchurus brasiliensis*, *Macrodon*

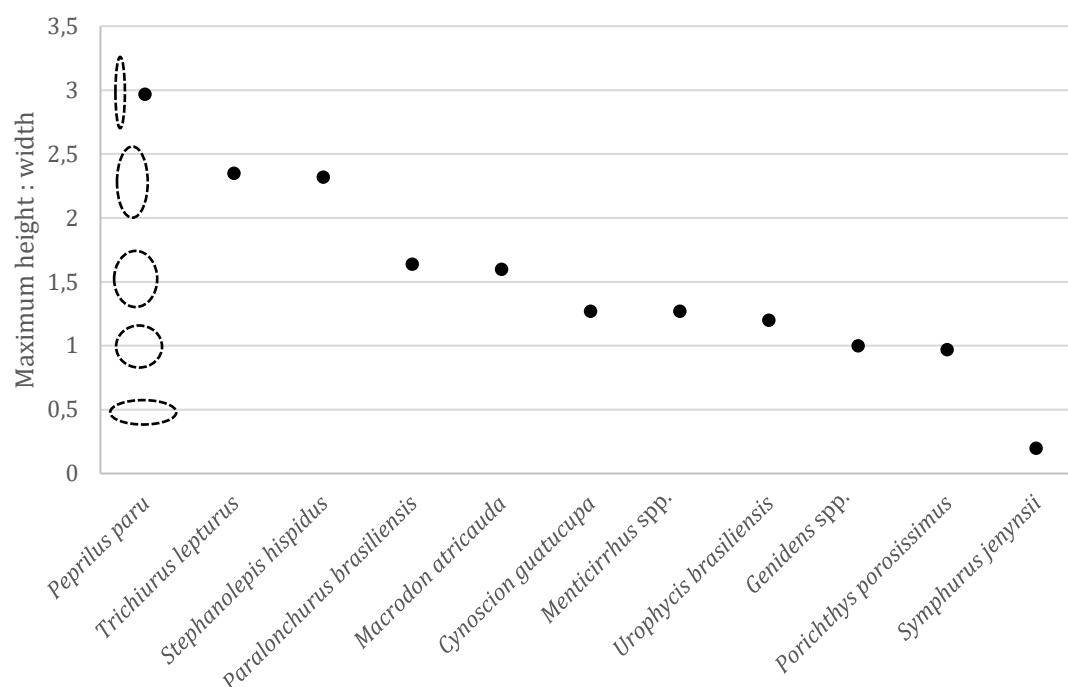
atricauda, *Genidens* spp., *Porichthys porosissimus*, *Menticirrhus* spp., *Cynoscion guatucupa* and *Urophycis brasiliensis* were fusiform; and *Trichiurus lepturus*, *Stephanolepis hispidus* and *Prepilus paru* were laterally compressed (Figure 3).

1 Table 2. The sample size (n), minimum (min), maximum (max) and mean ($\pm$ SD) total length (TL; all in mm), and size at first maturity (SFM; with
2 references) of key teleosts and penaeid caught in southern Brazilian penaeid trawls. NA, not available. ¹ are commercially retained at large sizes
3 (termed ‘by-product’).

4

Group	Species	n	TL				SFM (mm)	Reference
			Min	Max	Mean	SD		
Penaeid	<i>Pleoticus muelleri</i>	175	82	142	109.45	14.12	121	Segura and Delgado, 2012
Teleost	<i>Cynoscion guatucupa</i>	79	37	470	95.04	75.48	290	Haimovici and Miranda, 2005
	<i>Genidens</i> spp.	152	75	280	131.6	45.31	400 ♀/ 430 ♂	Reis, 1986
	<i>Macrodon atricauda</i>	195	25	360	211.5	77.94	230	Haimovici et al., 2006
	<i>Menticirrhus</i> spp.	45	95	350	211.47	67.42	230	Braun and Fontoura, 2004
	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	272	45	240	150.2	39.82	150	Branco et al., 2005
	<i>Peprilus paru</i>	42	45	220	78.6	29.15	120	Haimovici, 1998
	<i>Porichthys porosissimus</i>	41	50	300	187.87	58.53	NA	Mancera-Rodrigues and Castro-Hernández, 2015
	<i>Stephanolepis hispidus</i>	40	14	220	61.43	42.17	140 ♀/ 150 ♂	
	<i>Symphurus jenynsii</i>	51	20	350	172.5	39.4	NA	
	<i>Trichiurus lepturus</i>	126	85	1100	488.08	245.96	700	Martins and Haimovici, 2000
	<i>Urophycis brasiliensis</i>	88	77	460	161.44	49.23	400 ♀/ 290 ♂	Cavole, 2014

5



7

8 **Figure 3.** Ratio between maximum body height and width estimated for key teleosts caught in
 9 southern Brazilian penaeid trawls, with fish shapes (transverse sections) illustrated by ellipses.

10

11

12 Most teleost species/groups displayed strong, significant linear relationships ($r^2 > 0.8$)
 13 between TL and the other measures recorded ($p < 0.05$, Table 3). Only *M. atricauda* ($r^2 = 0.69$)
 14 had correlation coefficients below 0.8 (between TL and MG), while *Genidens* spp ($r^2 = 0.56$),
 15 *M. atricauda* ($r^2 = 0.72$) *U. brasiliensis* ($r^2 = 0.72$) and *P. muelleri* ($r^2 = 0.77$) showed the
 16 same pattern for the TL vs MH relationship (Table 3).

17

18 Regarding the potential model used to describe length-weight relationships, only *M.*
 19 *atricauda* ($r^2 = 0.73$) presented low correlation coefficients (Table 3). For *P. muelleri* almost all
 20 of the relationships had high correlation coefficients ($r^2 > 0.8$) (Table 3).

21

22

23

24

25

Table 3: Linear and potential relationships of key species caught in southern Brazilian penaeid trawls. TL, Total length; CL, Carapace length; MH, Maximum height; MG, Girth; BW, Body width; Wt, Weight. n = 12–143 for all species.

Species		r^2	Species		r^2
<i>Cynoscion guatucupa</i> (37–155 mm TL)	TL = 12.80 + 4.11MH	0.88	<i>Porichthys porosissimus</i> (50–300mm TL)	TL = 29.85 + 5.16MH	0.91
	TL = -2.12 + 1.71MG	0.97		TL = 45.20 + 1.40MG	0.88
	TL = 20.02 + 4.31BW	0.62		TL = 69.42 + 3.50BW	0.77
	TL = 44.86Wt ^{0.33}	0.95		TL = 54.65Wt ^{0.30}	0.69
<i>Genidens</i> spp. (75–280 mm TL)	TL = 55.51 + 3.68MH	0.56	<i>Symphurus jenynsii</i> (70–225 mm TL)	TL = 26.91 + 15.84MH	0.84
	TL = 27.03 + 1.60MG	0.94		TL = 39.56 + 1.40MG	0.83
	TL = 27.32 + 5.03BW	0.90		TL = 41.61 + 3.14BW	0.82
	TL = 58.78Wt ^{0.28}	0.98		TL = 60.09Wt ^{0.30}	0.96
<i>Macrodon atricauda</i> (100–330 mm TL)	TL = 11.52 + 5.05MH	0.72	<i>Stephanolepis hispidus</i> (14–220 mm TL)	TL = 3.91 + 2.27MH	0.99
	TL = 51.46 + 1.47MG	0.69		TL = -2.09 + 1.01MG	0.99
	TL = 176.1 + 1.88BW	0.32		TL = -12.58 + 6.75BW	0.52
	TL = 5.15Wt ^{1.00}	0.73		TL = 39.77Wt ^{0.32}	0.98
<i>Menticirrhus</i> spp. (95–330 mm TL)	TL = 16.54 + 4.78MH	0.90	<i>Trichiurus lepturus</i> (175–950 mm TL)	TL = 98.09 + 14.83MH	0.95
	TL = 4.05 + 1.79MG	0.96		TL = 75.69 + 6.29MG	0.95
	TL = 21.17 + 5.87BW	0.89		TL = 222 + 21.52BW	0.46
	TL = 54.58Wt ^{0.29}	0.99		TL = 16.06Wt ^{0.28}	0.97
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (70–220 mm TL)	TL = 40.35 + 3.43MH	0.93	<i>Urophycis brasiliensis</i> (77–265 mm TL)	TL = 63.28 + 4.15MH	0.72
	TL = 35.82 + 1.33MG	0.91		TL = 32.63 + 1.80MG	0.85
	TL = 80.60 + 3.41BW	0.49		TL = 89.51 + 3.39BW	0.38
	TL = 58.57Wt ^{0.27}	0.95		TL = 62.11Wt ^{0.28}	0.93
<i>Peprilus paru</i> (60–85 mm TL)	TL = 12.55 + 1.66MH	0.85	<i>Pleoticus muelleri</i> (82–142 mm TL)	TL = 32.46 + 5.44MH	0.77
	TL = 11.19 + 0.71MG	0.88		TL = 23.73 + 2.03MG	0.84
	TL = 59.36 + 0.93BW	0.20		TL = 24.7 + 6.74BW	0.81
	TL = 37.39Wt ^{0.34}	0.91		TL = 25.04 + 3.02CL	0.84
				TL = 54.18Wt ^{0.30}	0.86

26

27 Considering the estimated relationships, it is possible to postulate the sizes of
28 individuals that might pass through meshes within their hypothesised fishing geometry. In
29 particular, juveniles of commercial species, such as *C. guatucupa*, *Genidens* spp., *M.*
30 *atricauda*, *Menticirrhus* spp. and *U. brasiliensis*, will only escape at sizes between <53 and
31 164 mm TL. If the codends had windows/panels of square-shaped mesh with bar lengths of 24
32 and 29 mm, respectively, the diagonal openings would be 34 and 41 mm, and the same species
33 would escape at sizes <69 and 241 mm TL (Table 4).

34

35 Assuming teleosts could squeeze through meshes with force (e.g. during haulback
36 when meshes are convoluted and without load, so they open fully), escape would be dictated
37 by MG in relation to the mesh perimeter. The mesh perimeter of the conventional 26 mm mesh
38 is 52 mm, while the 30 mm mesh has a perimeter of 60 mm and the two sizes of square meshes
39 have perimeters of 96 and 116 mm, respectively (Table 4). Regarding the two sizes of square
40 mesh, none of the 11 species would escape if they were >54 and 680 mm TL, respectively
41 (Table 4).

42

43 For the 26- and 30-mm SMO diamond-shaped meshes, *P. muelleri* could escape at up
44 to 86 and 95 mm TL, respectively. However, the estimated MGs implied that if windows of
45 both sizes of square mesh were located in a position when penaeids made contact, then
46 penaeids up to 217 and 256 mm TL, respectively might escape (Table 4). An important
47 consideration is that the above calculations are based on penaeids passing through
48 longitudinally. But many individuals are likely to assume a range of convex positions during
49 contact with meshes, which might limit the escape of many small-sized individuals (i.e. smaller
50 than the mesh).

51

52

53

54

55

56

57

58

59 **Table 4.** The shortest total lengths (TL in mm) of key species (calculated using linear regressions of relationships between TL and
60 maximum height, body width and maximum girth) that could escape through each of the two diamond- and square-shaped meshes during (1)
61 fishing (*i.e.*, hypothesized maximum openings of 35% of the total stretched mesh opening for diamond meshes and diagonally for square mesh),
62 and (2) with no load during haulback (when, irrespective of mesh shape, the mesh perimeter relative to the maximum girth of fish determines
63 escape). SMO, stretched mesh opening; B, bar, dia, diamond-shaped mesh; square, square-shaped mesh.
64

Species	Mesh size/shape during fishing				Mesh size/shape during haulback			
	26-mm	30-mm	24-mm B	29-mm B	26-mm	30-mm	24-mm B	29-mm B
	SMO dia	SMO dia	square	square	SMO dia	SMO dia	square	square
Penaeid								
<i>Pleoticus muelleri</i>	86	95	217	256	52	146	219	259
Teleosts								
<i>Cynoscion guatucupa</i>	59	65	167	197	87	100	162	196
<i>Genidens</i> spp.	73	80	181	206	110	123	181	213
<i>Macrodon atricauda</i>	134	153	183	219	128	140	193	222
<i>Menticirrhus</i> spp.	75	83	179	213	97	111	176	212
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	112	116	157	181	105	116	164	190
<i>Porichthys porosissimus</i>	97	101	173	194	118	129	180	208
<i>Peprilus paru</i>	53	59	69	81	48	54	79	94
<i>Symphurus jenynsii</i>	118	130	148	170	112	124	174	202
<i>Stephanolepis hispidus</i>	59	68	81	97	50	59	95	115
<i>Trichiurus lepturus</i>	418	448	602	706	403	453	680	805
<i>Urophycis brasiliensis</i>	164	180	204	233	126	141	205	241

DISCUSSION

Species composition and general morphology

Penaeid trawling is postulated to threaten the sustainability of marine fisheries resources (Broadhurst, 2000)—primarily because of high discard mortalities (Aramayo, 2015). The data here reiterate such impacts with turtles and ~60 rays (comprising five species listed as critically endangered and two as endangered) (ICMBio/MMA, 2016; ICUN red list) caught during only 37 tows in the studied area. Although the spatio-temporal data are limited, such a rate (e.g. ~0.1 turtles and ~20 rays per deployment) reiterates the urgent need for BRDs involving grids in this fishery, which could be configured to allow most by-product to pass through (e.g. 100-mm bar spaces; Broadhurst, 2000).

In terms of other species and within the objectives of the study, the conventionally used 26-mm diamond-shaped mesh clearly retained large numbers of small penaeids and teleosts, including unwanted individuals and juveniles of commercial interest. Key examples were *Genidens* spp. and *M. atricauda*, which were caught at mean TLs of 73 and 134 mm, respectively, and well below their sizes at first maturity and economic value (Reis, 1986, Cardoso and Haimovici, 2014). The large diversity of species and sizes observed here supports previous studies describing the bycatch of other regional inshore artisanal penaeid-trawl fisheries, which despite having quite different gear (size and configurations) use the same minimum mesh sizes (Dumont and D’Incao, 2011). Considering this consistency, any wide-scale changes to mesh size and/or shape identified here that reduce the unaccounted fishing mortality of juveniles of the various species are likely to substantially benefit other competing fisheries that target adults.

Notwithstanding the need for grids to reduce turtle and ray mortalities, and beyond contributing toward understanding the biology of the various species (e.g. the length-weight and length-body shape relationships), the morphological data collected here for the various species and their sizes represent an important and inexpensive first step for proposing mesh-size changes. More specifically, by considering the transverse morphology, it is possible to postulate the effects of different mesh sizes on the retention of targeted penaeids and the escape of unwanted teleosts (Pope, 1975, Tosunoğlu et al., 2003; Broadhurst et al., 2006; He and Balzano, 2012). Certainty such estimation is facilitated by clear, strong linear relationships among morphometric relationships for most teleosts and *P. muelleri*.

Appropriate mesh sizes and shapes

Prior to discussing the implications of the data here, it is important to reiterate that appropriate mesh sizes, shapes and/or their openings in the posterior trawl represent only one component of any model defining selectivity. Equally important is the probability of an animal encountering an opening, and ideally with multiple frequencies. Generally, because the catch accumulates in the codend, this area is associated with the greatest opportunity for animals to contact openings, but various factors affect such probabilities, including excessive catch volumes, large animals and/or debris; all of which can mask meshes. Such characteristics mean that formal (and more expensive) selectivity studies (e.g. involving paired gears or covered codends) are required to validate any suggested modifications to trawls based on morphological data (Broadhurst 2000).

Notwithstanding the caveat above, when an animal does contact a mesh, body shape (along with behaviour and swimming speed) is an important characteristic that dictates the likelihood of it escaping through the opening. During towing, when meshes are closed, species with substantial morphological discontinuities, such as penaeids, might be retained in large numbers, while species with more regular bodies or smooth shapes could more easily escape through the same size meshes (Watson, 1989; King, 2007). Our study showed most of the key bycaught teleosts have a fusiform shape (i.e. an $R \sim 1$) which might be more amendable for escape from square- than diamond-shaped meshes.

The conventionally used diamond-shaped mesh (26 mm SMO) caught *P. muelleri* at 86 mm TL and larger. Such sizes are well below the size at first maturity (~ 121 mm TL) for this species and also those sizes typically considered commercially acceptable (i.e. >150 mm TL; Duarte, 2013). Increasing the diamond-shaped mesh throughout the codend to 35 mm (or even larger) would be a more appropriate minimum size.

It is clear that if the sizes of square-mesh tested here were used throughout the codend they would allow large numbers of unwanted sizes of fish to escape, but also some penaeids. Specifically, even the smaller 24 mm mesh hung on the bar might allow many *P. muelleri* <217 mm TL to escape. And increasing the bar length to 29 mm would allow varying proportions of this species to escape up to ~ 250 mm TL. But, penaeid loss might be circumvented by only placing larger mesh at strategic positions, such as in the top of the codend and sufficiently close to the end (i.e. in 'behavioural-type' BRDs; Broadhurst,

2000). Doing so might facilitate the anterior, upwards escape of some small teleosts (but not by-product), while still maintaining catches of penaeids that tend to orientate towards the bottom (Watson, 1989; Broadhurst, 2000).

More specifically, if 48-mm mesh hung on the bar (24-mm bar length) was used and assuming fish were able to make contact individuals of five teleosts (*M. atricauda*, *P. brasiliensis*, *P. porosissimus*, *T. lepturus* and *U. brasiliensis*) could escape at sizes up to 40 mm larger than present and another three species (*C. guatucupa*, *Genidens* spp. and *Menticirrhus* spp.) would escape at sizes up to 50 mm larger. Individuals larger than these sizes would still be retained as by-product.

According to the morphometric equations, using a square mesh (24- or 29-mm bar length), would increase the probability of two species (*P. brasiliensis* and *P. paru*) being caught at sizes larger than their first maturation, and three species (*Menticirrhus* spp., *M. atricauda* and *S. hispidus*) caught at sizes near their first maturation (Table 2). Assuming low escape mortalities (which is typically the case for many species, and certainly less than for discards; reviewed by Broadhurst et al., 2006b), such mesh sizes might contribute toward subsequent stocks targeted in other, competing fisheries.

Future considerations and conclusions

All of the teleosts species caught in conventional trawls here were represented by juveniles and most are targeted at larger sizes in other fisheries (Haimovici et al., 2006; UNIVALI/CTTMar, 2013; Pezzuto and Benincà, 2015). The contribution of discard mortality towards overexploiting fishing stocks is widely recognized, and may be an important factor explaining the collapse of several important resources (Graham, 2010). It is known that simple modifications to trawls, including determining appropriate mesh size and shape and installing BRDs can substantially reduce impacts (Broadhurst, 2000; Broadhurst et al., 2014). As one recent example, Zeller et al. (2017) attributed at least some of the recent historical decline in discarding (from 19 million tonnes in 1989 to <10 million tonnes now) to more selective trawls.

The need to increase mesh size in Brazilian penaeid trawls is reiterated when compared to the minimum mesh sizes allowed to target similar-sized penaeids towing similar gears in other countries, such as Australia (typically 42 mm SMO; Broadhurst et

al., 2006; 2012), Mexico (51 mm) and the United Republic of Tanzania (50–55 mm) (FAO, 2001). The National Management Plan for the sustainable use of penaeids in Brazil (Neto, 2011), suggests improving technological features of trawls, including the use of square-shaped mesh and BRDs that help protect vulnerable species. Clearly, established BRDs designed to exclude turtles and rays from trawls such as those proposed by other studies (Willems et al., 2016) should immediately be adopted and enforced throughout the fishery. But, the wide diversity of other catches (including retained and discarded sizes across various species) presents a challenge to determine good selectivity using a single mesh size or shape. We suggest that as a first step to promote the concept of more selective fishing, various simple changes to mesh sizes and shapes might be tested not only throughout the codend, but also in relevant behavioural-type BRDs (Tokaç et al., 1998; Parsons et al., 2012).

The data presented here are likely to be important in terms of future management decisions concerning in penaeid-trawl fisheries. In addition to better attempts at enforcing the use of BRDs with grids designed to reduce turtle and rays catches, and although not yet commercially available in Brazil, we suggest that a minimum diamond-shaped mesh of 35 mm throughout the codend is encouraged.

Next, using the data collected here, various behavioural-type BRDs, including those involving strategic panels of at least 48-mm square-shaped mesh might be assessed in codends throughout the fishing fleet. Such work requires close industry consultation to demonstrate no negative impacts on retained catches (penaeids and by-product). There are many technical solutions available to improve penaeid-trawl selectivity and following their adaptation to local conditions dedicated applied extension work is required to facilitate acceptance and use of into the future (McHugh et al., 2016).

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank all the fishermen and crew that participated in the field activities, the Cyro Carneiro Neto for the map and the *Arte em Rede* Project, KAOSA Non-governmental organization, *Fundação Boticário de Proteção à Natureza*, *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)* and REBYC LAC – II FAO project (FAO-GCP/RLA/201/GFF e GEF Project ID 5304) for funding.

REFERENCES

- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A., Pope, J.G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Rome. 339 pp.
- Aramayo, V. 2015. Lower selectivity can help heavily exploited fish populations. Fish Res. 172: 261–264.
- Bayse, S.M. & P. He. 2017. Technical conservation measures in New England small-mesh trawl fisheries: Current status and future prospects. Ocean Coast. Manage., 135: 93–102.
- Branco, J.O., Lunardon-Branco, M.J., Verani, J.R. 2005. Aspectos biológicos e pesqueiros de *Paralichthys brasiliensis* Steindachner, (Pisces, Sciaenidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. Rev. Bras. Zool., 22: 1063–1071.
- Braun, A.S. & N.F. Fontoura. 2004. Reproductive biology of *Menticirrhus littoralis* in southern Brazil (Actinopterygii: Perciformes: Sciaenidae). Neo Ichthyol. 2: 31–33.
- Broadhurst, M. 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. Fish Biol. Fish., 10: 27–60.
- Broadhurst, M.K., Dijkstra, K.K.P., Reid, D.D., Gray, C.A. 2006. Utility of morphological data for key fish species in southeastern Australian beach-seine and otter-trawl fisheries: predicting mesh size and configuration. NZ. J. Mar. Freshw. Res., 40: 259–272.
- Broadhurst, M.K., Kennelly, M.K., O'Doherty. 1996. Effects of square-mesh panels in codends and of haulback delay on bycatch reduction in the oceanic prawn-trawl fishery of New South Wales, Australia. Fish Bulletin, 34:412–422.
- Broadhurst, M.K., Suuronen, P., Hulme, A. 2006b. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. Fish Fish., 7: 180–218.
- Broadhurst, M.K., Sterling, D.J., Millar, R.B. 2012. Short vs long penaeid trawls: Effects of side taper on engineering and catching performances. Fish Res., 134-136: 73–81.
- Broadhurst, M.K., Sterling, D.J., Millar, R.B. 2014. Configuring the mesh size, side taper and wing depth of penaeid trawls to reduce environmental impacts. PLoS ONE 9(6), e99434. doi:10.1371/journal.pone.0099434.
- Cardoso, L.G. & M. Haimovici. 2014. Long term changes in the sexual maturity and in the reproductive biomass of the southern king weakfish *Macrodon atricauda* (Günther, 1880) in southern Brazil. Fish. Res., 160: 120–128.

- Cavole, L.M. 2014. A interpretação da microestrutura e macroestrutura dos otólitos na determinação de idades, estimativa do crescimento e idade de primeira maturação de *Urophycis brasiliensis* no sul do Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande. Brazil. 100pp.
- D’Incao, F., Valentini, H., Rodrigues, L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil 1965-1999. *Atlântica*, 24: 49–62.
- Duarte, D.L.V. 2013. Caracterização da fauna acompanhante na pescaria de arrasto de tangone dirigida a camarões no litoral sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Brazil. 59pp.
- Dumont, L.F.C. & F. D’Incao. 2011. By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern Brazil: effects of different a in fall. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 91: 1–14.
- Eayrs, S. 2012. Comparative testing of bycatch reduction devices in tropical shrimp-trawl fisheries—A practical guide. Food and Agricultural Organization, Rome, Italy. 122pp.
- FAO. 2001. Tropical shrimp fisheries and their impact living resources. FAO Fisheries Circular. Rome, Italy. 378pp.
- Graham, N. 2010. Technical measures to reduce bycatch and discards in trawl fisheries. In: Behavior of marine fishes: capture processes and conservation challenges (ed P. He). Oxford, UK. doi: 10.1002/9780813810966.ch10
- Haimovici, M. & J.T. Mendonça. 1996. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto de tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântica*, 18: 161–177.
- Haimovici, M. 1998. Ambientes costeiros e marinhos e sua biota: teleósteos demersais e bentônicos. In: Seelinger, U., Oderbretch, C., Castello, J.P. Os ecossistemas costeiros e marinho no extremo sul do Brasil. Brazil, 143–152pp.
- Haimovici, M. & L.V. Miranda. 2005. *Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830). In: Cergole, M.C., Ávila-da Silva, A.O., Wongtschowski, C. L. D. B. R., Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: Dinâmica populacional das espécies em exploração. Série documentos Revizee – Score Sul, Brazil. pp. 40–45pp.
- Haimovici, M., Wontchowski, C.R., Cergole, M.C., Madureira, L.S.P., Bernardes, R.A., Silva, A.O.A. 2006. Recursos pesqueiros da região Sudeste-Sul. In: Programa Revizee – Relatório Executivo – Avaliação do potencial sustentável de recursos

- vivos na Zona Econômica do Brasil. Brazil. pp. 207–242.
- Hall, S.J. & B.M. Mainprize. 2005. Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better? *Fish Fish.*, 6: 134–155.
- He, P. & V. Balzano. 2012. The effect of grid spacing on size selectivity of shrimps in a pink shrimp trawl with a dual-grid size-sorting system. *Fish. Res.*, 121–122: 81–87.
- ICMBio. 2016. Brazil red book of threatened species of fauna. Brazil. 76pp.
- IUCN. 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.2. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 04/03/2018.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper. No. 470. Italy. 131pp.
- King, M. 2007. Fisheries biology, assessment and management 2nd. Ed. Blackwell Publishing. 382pp.
- Mancera-Rodríguez, N.J. & J.J. Castro-Hernández. 2015. Reproductive biology of the planehead file fish *Stephanolepis hispidus* (Pisces: Monacanthidae), in the Canary Islands area. *Ichthyol. Res.*, 62: 258–267.
- Martins, A.S. & M. Haimovici. 2000. Reproduction of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern brazilian subtropical convergence ecosystem. *Sci. Mar.*, 64: 97–105.
- McHugh, M.J., Broadhurst, M.K., Sterling, D.J. 2016. Choosing anterior-gear modifications to reduce the global environmental impacts of penaeid trawls. *Rev. Fish Biol. Fish.* 27: 111–134.
- Neto, J.D. 2011. Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil. Brasília. 242pp.
- Parsons, G.R., Foster, D.G., Osmond, M. 2012. Applying fish behavior to reduce trawl bycatch: evaluation of the nested cylinder bycatch reduction device. *Mar. Technol. Soc. J.*, 46: 26–33.
- Pezzuto, P.R. & E.M. Benincà. 2015. Challenges in licensing the industrial double-rig trawl fisheries in Brazil. *Lat. Americ. J. Aquat. Res.*, 43: 495–513.
- Pope, J.A., Margetts, A.R., Hamley, J.M., Akyliz, E.F. 1975. Manual of methods for fish stock assessment. Part III. Selectivity of fishing gear. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Italy. 79pp.

- Reis, E.G. 1986. Reproduction and feeding habits of the marine catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae), in the estuary of Lagoa dos Patos, Brasil. *Atlântica.*, 8: 35–55.
- Robertson, J.H.B. 1986. Design and construction of square mesh cod-ends. *Scott. Fish. Inf. Pam.*, N° 12. 10pp.
- Segura, A.M. & E.A. Delgado. 2012. Size at sexual maturity and growth of the red shrimp *Pleoticus muelleri* (Decapoda: Penaeoidea captured artisanally in the Atlantic coast of Uruguay. *Panamjas.*, 7: 125–134.
- Silva, C.N.S., Broadhurst, M.K., Medeiros, R.P., Dias, J.H. 2013. Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. *Mar. Policy.*, 42: 133–141.
- Tokaç, A., Lo Eka, A., Elua, S.T., Metina, C., Fero, R.S.T. 1998. Cod-end selectivities of a modified bottom trawl for three fish species in the Aegean Sea. *Fish. Res.*, 39: 17–31.
- Tosunoğlu, Z., Özibilgin, Y.D., Özibilgin, H. 2003. Body shape and trawl cod end selectivity for nine commercial fish species. *J. Mar. Biol. Ass. U K.*, 83: 1309–1313.
- UNIVALI/CTTMar. 2013. Boletim estatístico da pesca industrial de Santa Catarina –Ano 2012. Universidade do Vale do Itajaí, Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar. Brazil. 59pp.
- Watson, J.W., Mitchell, J.F., Shah, A.K. 1986. Trawling efficiency device: A new concept for selective shrimp trawling gear. *Mar. Fish Rev.*, 48: 1–9.
- Watson, J. 1989. Fish behaviour and trawl design: potential for selective trawl development. In: C.M. Campbell (ed.), *Proceedings of the world symposium on fishing gear and fishing vessels*. Marine Institute, Canada. 25–29pp.
- Willems, T., Depestele, J., De Backer, A., Hostens, K. 2016. Ray bycatch in a tropical shrimp fishery: do bycatch reduction devices and turtle excluder devices effectively exclude rays? *Fish. Res.*, 175: 35–42.
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Fifth Edition. New Jersey: Prentice-Hall. 944pp.
- Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., Pauly, D. 2017. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fish.*, 1-10. doi: 10.1111/faf.12233

Legends:

Figure 1. Study area in southern Brazil. The red area represents the fishing grounds used by the double-rigged trawling fleet. The red line represents the extremes of the sampling area.

Figure 2. Plan of the trawls used. N: meshes in the normal direction; T: meshes in the transverse direction, AB: all bars; B: bars; PE: polyethylene; SMO: stretched mesh opening; CTC: centre-knot-to-centre knot; PA: polyamide.

Figure 3. Ratio between maximum body height and width estimated for key teleosts caught in southern Brazilian penaeid trawls, with fish shapes (transverse sections) illustrated by ellipses.

ANEXO 2

Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries

Running title: TED challenges in Brazil

Dérien L. V. Duarte^a, Matt K. Broadhurst^{b,c}, Luiz F. C. Dumont^a

*^aDecapod Crustacean laboratory, Federal University of Rio Grande, Av. Itália, km 8, Rio Grande city,
Brazil*

*^bNSW Department of Primary Industries, Fisheries Conservation Technology Unit, NSW DPI,
National Marine Science Centre, PO Box 4321, Coffs Harbour, NSW 2450, Australia*

*^cMarine and Estuarine Ecology Unit, School of Biological Sciences, University of Queensland, Brisbane,
QLD 4072, Australia*

Abstract

The incidental capture and mortality of threatened, protected and endangered (TEP) marine species remains a global problem. Among the most problematic fishing methods is penaeid trawling, which is responsible for one quarter of the world's discarded bycatch and a key threatening process to TEP species (turtles and some elasmobranchs). So-called 'turtle excluder devices' (TEDs) legislated among USA penaeid trawlers and subsequently fleets in other countries during the 1990s alleviated some concerns over impacts to TEP species, but adoption has not been global. One country characterised by resistance to TEDs is Brazil—despite federal legislation mandating useage for almost 25 years. The reasons for this deficit, reiterated here via interviews with 62 southern penaeid-trawler captains, are threefold. First, are perceived issues with mandated designs and minimal third-party expertise, leading to a sustained misconception that TEDs simply do not work in Brazilian penaeid trawls. Second, is the perpetuated belief of minimum negative impacts to TEP species; exacerbated by few quantitative data. Third, is jurisdictional failure to promote the concept that slight economic loss associated with not catching TEP species (elasmobranchs) is necessary for broader ecological sustainability. We propose TED use among Brazilian penaeid-trawl fisheries might be promoted via a co-management strategy facilitated by sustained education and technical expertise from research providers encouraging fishers to develop fishery-specific solutions. If industries can be encouraged to accept the concept of TEDs, they might then be expected to refine and develop ownership of the most appropriate configurations.

Key words: bycatch; bycatch reduction devices; elasmobranchs; marine turtles; penaeid-trawl fisheries; turtle excluder devices

1. Introduction

Recognition of poor selectivity among penaeid trawls dates back to their inception [1]. At the start of the last century Lindner [2], discussed several concerns associated with penaeid trawls catching non-target species or non-commercial sizes of the target species (collectively termed ‘bycatch’), and postulated undesirable impacts on marine ecosystems. Many years later, the bycatch associated with penaeid-trawl fisheries presented as a central issue in fisheries management and has been estimated to represent over one quarter of the annual global discards from marine fisheries [3, 1, 4]—most recently estimated at ~10 million t p. a. [5]. For penaeid trawling, this bycatch mostly comprises small teleost and crustacean species, but also includes various threatened, endangered and protected (TEP) elasmobranches and marine turtles [6].

While the bycatch and subsequent mortality of juveniles of key species targeted in other fisheries is an ongoing sustainability concern, interactions with TEP species are forefront in many penaeid-trawl fisheries [6]. In particular, and despite global attempts at resolution, the bycatch and mortality of marine turtles remains an issue in some fisheries [7, 8, 9]. Similarly, the capture (either as retained ‘by-product’ or incidentally) of elasmobranches is widespread and continues to attract the attention of the scientific community [10, 11, 12]. One broad, regional example of excessive elasmobranch catches in penaeid trawls is the southwestern Atlantic Ocean, with Duarte et al., [8] observing up to 20 individuals of *Gymnura altavela*, *Myliobatis goodei*, *Pseudobatos horkelii*, *Squatina* spp., *Sympterygia acuta*, *Sympterygia bonapartii* (all of them classified as threatened) per deployment of penaeid trawls off southern Brazil. Barreto et al., [13] also postulated excessive regional captures of elasmobranches, while Cedrola et al., [14] estimated some 61 tons of elasmobranches (including *Squatina* spp., *Schroederichthys biviatus* and *Squalus acanthias*) are discarded each year by Argentinean penaeid trawlers. The K-strategy life cycle of most elasmobranches makes them quite vulnerable to overfishing [12, 15, 16].

In many cases, insufficient data are available to accurately quantify the effects of mortality from discarding large numbers of key species, including those listed as TEP, on subsequent populations and often when the data are available, the problem has already presented [1]. Notwithstanding this shortfall, recognition of the need to proactively mitigate bycatches and/or their mortality in many fisheries has manifested as various technological modifications to fishing gears designed to reduce the absolute quantities of bycatch brought onboard, and therefore unaccounted fishing mortality [1, 17].

1.1 How can bycatch be reduced in penaeid trawls?

The amount and composition of bycatch varies dramatically among penaeid-trawl fisheries, and is influenced by numerous technological, environmental and biological factors ranging from the type of gear used (e.g. configuration of the trawls and sizes of mesh) to the fished areas and times in relation to key habitats and species occurrences [6]. Such characteristics dictate the modifications that often are applied to improve selectivity and/or reduce discard mortality; which can range from simple operational procedures (e.g. sorting catches in water onboard or limiting air exposure) to minimise mortality [18, 19] to completely alternative gears that are inherently more selective [20]. Nevertheless, in most cases, preliminary efforts are directed towards the codend (where the catch accumulates) of conventional trawls, and retroactively fitting ‘bycatch reduction devices’ (BRDs) (reviewed by Broadhurst [1]).

There exist a plethora of BRDs for penaeid trawls, but all are usually located immediately anterior to the codend (in the extension), and most can be categorised according to whether they are designed to primarily function by excluding unwanted catches based on differences in either behaviour or size [1]. Behavioural-separating BRDs

often comprise strategically located panels or openings at areas of reduced water flow (relative to swimming animals), and include devices such as square-mesh windows [23, 24], radial escape sections, fisheyes and their variation [23, 24]. Size-separating BRDs typically comprise a rigid grid installed between 30 and 50°, with or without guiding panels and predominantly are designed to exclude large TEP species, and especially marine turtles [1]. Often labelled as ‘turtle excluder devices’ (TEDs), various design are available, including the ‘super shooter’ [25], and ‘Nordmore-grid’ [26, 24, 27].

Size-separating BRDs for TEP species (hereafter TEDs) are compulsory in many of the world’s penaeid-trawl fisheries, and were introduced under section 609 of the U.S. Public Law 101–162 in 1989, which initially required the compulsory use of TEDs in some penaeid-trawl fisheries—including those in the western Atlantic and Indian oceans. Soon after, in response to a 1992 USA embargo of penaeids imported from noncompliant fisheries [25, 28], some countries (e.g. in the Caribbean and Australia) adopted and mandated TEDs (in some fisheries); albeit with considerable initial industry resistance [1]. At present, some 40 countries are TED certified and can export penaeids to the USA (Law 82 FR 21295). As part of international extension during the following decades, both the USA and many other countries also mandated behavioural-separating BRDs located posterior to TEDs to reduce the catches of small fish [1].

Despite a requirement to use TEDs in penaeid trawls for over nearly three decades, and considerable research to develop and refine designs with few (if any) demonstrated impacts on target catches, there remains resistance in several jurisdictions [28]. Some of the challenges associated with the original implementation of TEDs in the USA and Australia were summarized by Tucker et al. [29] and more recently by Boopendranath and Pravin [30] in India. While there were differences in issues between these countries, a

common conclusion was that to promote eventual acceptance and maximise TED/BRD efficiency, it is imperative to involve fishers in all aspects of applied work [31, 32]. These challenges remain relevant today.

1.2 Establishing a strategy for implementing bycatch reduction devices in penaeid-trawl fisheries

Based on previous efforts, it is clear that choosing, developing and implementing efficient TEDs and behavioural-type BRDs in penaeid-trawl fisheries require several fundamental steps [33]. First, some prior knowledge about the morphology and behaviour of key target and non-target species is required, because a BRD that loses even marginal quantities of penaeids is unlikely to gain momentum among fishers [29, 34].

Second, is some characterization of the fishing vessels, gears and fishing sites, with regard to the fisher's experience and knowledge. For example, some TEDs can be easily fouled on weed or debris, which might preclude their use in a particular fishery, even though the design functions in similar gear elsewhere [35]. Other modifications might be too large or small and warrant adaptation either in size of location in the trawl, within any existing mandated requirements.

Third, is to test BRDs and their variation on chartered, commercial vessels under the full range of conditions [33]. Doing so means that the skipper and crew can actively participate in design refinements. Such work is facilitated in many penaeid-trawl fisheries via the use of paired trawls [36, 25]. Modified and conventional gears can be easily swapped, often using zippers from haul-to-haul [26]. Ease of comparison, combined with robust statistical analyses mean that such an approach can greatly assist in adoption. Finally, BRDs need to be tested across multiple vessels within a fishery, and with due

regard to assistance in refinement and rigging—work that can be done by third-party observers [37, 38].

The above approach should foster communication among fishing industries, other stakeholders, scientists and managers, creating a culture where the groups can contribute equally to development, testing, feedback and implementing bycatch mitigation strategies [39, 40]. Most importantly, it evokes ownership among industry, and is supported by the outcomes observed for the successful adoption of not only TEDs, but various other BRDs in Australian and USA penaeid-trawl fisheries [1, 29]. It is also essential to acknowledge that within the recommended approach, a BRD cannot be presented to a fishery as a definitive resource-management product for distribution and problem resolution without regional testing. Almost always, and like any bespoke product, BRDs require extensive ongoing refinement and adaptation under the guidance of prolonged technical expertise [1].

1.3 The legislation of TEDs in Brazil

The stated approach above was not followed during attempts at introducing TEDs in Brazil, which has spatially distinct industrial (≥ 11 -m vessels) penaeid-trawl fisheries in the south (~ 140 vessels fishing between Rio de Janeiro $23^{\circ}07'S$; $041^{\circ}76'W$ and Rio Grande do Sul $33^{\circ}20'S$; $052^{\circ}64'W$ states, with most from Santa Catarina state) [41], northeast (~ 158 boats fishing between Bahia $18^{\circ}35'S$; $039^{\circ}47'W$ and Alagoas $9^{\circ}22'S$; $035^{\circ}08'W$ states) and north (~ 100 vessels boats fishing between Amapá $4^{\circ}39'N$; $051^{\circ}31'W$ and Piauí $2^{\circ}78'N$; $041^{\circ}33'W$ states) [42]. Interspersed between these industrial fisheries are >1500 small (<11 m) inshore, artisanal trawlers working along the coasts of many states [27, 41].

The first initiatives to implement BRDs, including TEDs, in Brazil occurred in the 90s in response to both (1) regional concerns regarding poor selectivity [43] and (2) the USA mandate, via ‘Ordinance n° 36 from April 7th 1994’, that stipulated the mandatory adoption of a generic TED for those penaeid trawlers ≥ 11 m targeting pink shrimp (*Penaeus paulensis* and *Penaeus brasiliensis*) (Fig. 1). After publishing the ordinance, all fishers had 180 days to implement the generic TED, under penalty of losing their fishing licenses. Nevertheless, a lack of government enforcement failed to result in any penalties for noncompliance and therefore no sustained adoption. Three years later, a new ordinance (n° 5 from February 19, 1997) expanded the law to all industrial trawlers (targeting any penaeid species [41]). But, like for the first ordinance, there was very little positive response from industry, nor were any fishing licenses revoked.

Six years later in 2004, and in spite of no apparent regional application of TEDs (or any BRDs), a normative instruction was published (Normative Instruction MMA n° 31 from December 13, 2004) stipulating various technical dimensions for TEDs. Specifically, the TED required: a grid with a minimum width of ≥ 81 cm, with ≤ 10 cm bar spaces; an opening escape width and length of ≥ 142 and 51 cm, respectively; an escape cover width and length of ≥ 228 cm; and a minimum guiding panel length of ≥ 112 cm (Fig. 1). These specifications were taken directly from TEDs used on USA vessels.

All three chronological legislative procedures above were applied under economic pressure in response to the USA export ban [28], but with no regard for the particularities of fishing fleets or regions throughout Brazil. Nevertheless, there were attempts at promoting TED use among some fishers via visits from USA National Marine Fisheries Service (NMFS) fishing gear technologists (which started in 1991) [44], but with no

success in terms of subsequent adoption. This *status quo* has been maintained, highlighting a clear deficit for Brazilian penaeid-trawl fisheries that warrants correction [45].

Considering the lack of any apparent progress in implementing TEDs in Brazil over the last 24 years (and despite their successful adoption and use in many other countries during this period [e.g. 30]), here we sought to first understand some local penaeid-trawl captains perceptions and their key reasons for rejecting TEDs. Then, using the available knowledge, we propose solutions moving forward towards eventual implementation.

2. Methodology

Randomly selected captains from the southern industrial double-rigged penaeid-trawl fleet were censused between May 2013 and February 2016 at two of the largest penaeid-trawl ports: Rio Grande, Rio Grande do Sul (32°16'S; 52°08'W) and Itajaí, Santa Catarina (26°91'S; 48°63'W). Two different semi-structured interviews were conducted at different times.

Captains were contacted in person and asked if they would participate. The objective of one series of interviews/questionnaires (May to November 2013) was to better understand whether captains had tried to use TEDs and if not, why. The collated responses were anonymous. The other group of interviews was done over a longer period (November 2013 to February 2016) to gain insight into the magnitude of TEP catches (marine turtles and elasmobranchs, such as *Pseudobatos horkelii* and *Squatina* spp) and where these mostly occur in the southern Brazilian penaeid-trawl fishery. As stated above (section 1.2), such data are a necessary precursor to BRD use in all fisheries (ideally collected by onboard observers as part of long-term studies), but are lacking for Brazil. The specific questions asked are listed in Table 1.

All necessary permits were obtained for the described work. The captains were informed of the purpose of the study, that the data collected were confidential, and that their anonymity would be guaranteed. The interviews were carried out only after the captains verbally consented to participate. All interviews were recorded on paper and entered onto a database. The responses were analysed with RQDA test in software R following the methodology of Estrada [46].

3. Results and Discussion

During the series of interviews to determine TED usage, 19 captains agreed to participate, and each with between 5 and 45 years fishing experience (mean $\pm$ SD of = 20 $\pm$ 12 years). By comparison, 56 captains participated in the other series of interviews to quantify TEP catches. Irrespective of the interview series, several questioned captains were fishing during the periods each of the three ordinances dictating TED requirements were legislated throughout Brazil. All captains answered all questions.

3.1 What do Brazilian penaeid-trawl captains think of TEDs?

Among the 19 captains interviewed to determine TED usage, 13 (70%) stated they had never installed TEDs in nets while six (30%) indicated that they had trailed TEDs in response to visits from USA fishing-gear technologists. But any usage was very short-term, and no captains were currently using TEDs (Fig. 2). Ten captains (52%) answered that the main reason they did not test/or use TEDs was fear of losing penaeids (and therefore money; Fig. 2). A key problem for seven captains (35%) was configuring the TEDs, and they felt they did not have sufficient ongoing technical instruction and support in how to rig and handle the devices onboard in response to any issues that occurred when fishing-gear technologists were not at hand.

The third excuse for rejection was issues concerning the legislated TED model (five captains or 29%) (Fig. 1). These captains argued that the suggested design is not appropriate for Brazilian trawls. Within the same theme, 18% of captains that said they had tried a TED listed the accumulation of trash and other animals (such invertebrates and elasmobranchs) on the grid and gear damage as key issues. Many captains claimed that depending on the bottom type, their trawls eventually ripped while using TEDs. Specifically, much of the southern Brazilian fishing grounds comprise mud and, when using TEDs, the trawls (i.e. bottom panels) often became fouled and then damaged by accumulating debris (Fig. 2). In many cases a single fouled deployment was sufficient to preclude further use.

While speculative, such fouling issues might simply have reflected subtle differences among the rigging of some local trawls. For example, even minor differences like knot direction (and subsequent hydrodynamic lift) in the bottom panel can impact vertical orientation [47]; perhaps exacerbated by the installation of a TED. Certainly, orientating the bottom panel to provide hydrodynamic lift should address the issue stated above [47], but no subsequent jurisdictional-based technical support and re-evaluation of modifications was provided to fishers.

The damage to some trawls cause by TEDs manifested as a clear economic loss via reduced catches of penaeids, but captains also perceived some losses when the TEDs were fished without trawl damage. Such losses could have occurred because the TEDs were not correctly installed, with incorrect grid angles or flap sizes and/or knot direction as stated above, which can affect the position over the escape exit [47, 48].

In the same context, a key problem for some of those fishers that actually used TEDs was the accumulation of fauna at the grid, which was likely related to the angle of the TED during installation. Appropriate TED grid angles are between 45 and 55° [48], but many fishers subsequently installed the grids at steeper angles (based on the perception of less penaeid loss). Angles >55° would certainly result in accumulating catch [1]. Conversely, unless a grid is made very long and the sorting area is excessive [49], an angle <45° can facilitate the escape of penaeids [48, 1].

All of the problems faced by the captains were clearly linked to inappropriate use of the TEDs, or an incorrect design for their operations and/or lack of jurisdictional-based support to resolve technical issues. The Brazilian legislated TED was one of the same models used in Gulf of Mexico, but despite its success in that fishery, the support provided during initial extension work by the NMFS was not sufficient to facilitate regional adoption [28, 44]. Subsequent studies have reiterated that while specific designs of TEDs can be transferred among other fisheries, these often typically require revision and modification to suit local conditions [1]. A lack of any such efforts in Brazil beyond sporadic attempts at reinitiating dialogue and testing among fisheries (e.g. as recently as 2013 with a visit from NMFS gear technologists and short-term trials [50]) apparently precluded further realistic consideration of TEDs among fishers [28].

3.2 Are BRDs necessary in Brazilian penaeid-trawl fisheries?

One of the key reasons fishers stated for not using TEDs (at least 70% of respondents) was that they are unnecessary, because in their perceptions few marine turtles are captured, and when this occurs, the animals are released alive. This concept has been perpetuated in at least some literature, with Conolly [43] stating “*Turtle by-catch is not significant in Brazilian shrimp fisheries*”. Other overseas more southern latitude penaeid-trawl

fisheries have successfully used this argument to preclude using not only TEDs, but also any form of BRD [49]. But such decisions are based on extensive observer-based data (e.g. [51]). For example, in New South Wales, Australia a three-year observer study involving a trawling fleet of ~250 vessels demonstrated few catches of any TEP species (despite a clear overlap with distributions) and, to date, no TEDs are used in this fishery (although behavioural-type BRDs are) [51].

By comparison, very few quantitative data are available describing marine turtle bycatch (likely loggerhead, *Caretta caretta* and green turtles, *Chelonia mydas*) by Brazilian penaeid trawlers, although preliminary investigations in Rio Grande do Sul state indicated a frequency of one turtle every 80 hours trawling [52, 8]. In Rio de Janeiro state, estimates have been one turtle per 189 hours trawling [53]. It is likely that northern industrial penaeid trawlers have greater rates of interactions, considering other tropical and regional fisheries are characterized by large turtle bycatches [54]. In any case, large numbers of *C. mydas*, *C. caretta* and leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* are stranded on many Brazilian beaches each year; often during concentrated fishing activity and presenting evidence of fishing-gear interactions and/or [55]. As one example, in a recent study Monteiro et al. [55] noted the greatest rate of marine-turtle strandings along the coast of Rio Grande do Sul occurred during summer and coinciding with peak penaeid trawling, among other commercial fishing activities.

During the second series of interviews, we asked captains about the number of marine turtles they caught per fishing trip. Based on responses, 43 turtles were reportedly caught during 77 fishing trips, or one turtle per 455 hours trawling (assuming a trip duration reported by capitains between 2 and 25 days with ~ 4 deployments per day). Of the 43 individuals, six were *C. mydas*, 31 *C. caretta*, and six were not identified (Fig. 3a).

One turtle (species not identified) was reported dead onboard, and five individuals were returned alive to water, with the fate of the remaining not reported. Along with the few studies above, these data imply a considerable bycatch of marine turtles, and with the potential for excessive mortalities, although anecdotally many fishers state the animals are released alive.

Notwithstanding species-specific differences, it is well established that the immediate survival of marine turtles after been trawled, landed onboard and released back to the sea might not be a good indication of their eventual fate [56]. Protracted unaccounted mortalities have been suggested for all species, often caused by embolism and decompression sickness [57, 58]. We consider it likely that despite affirmations to the contrary [e.g. 43], as for the pre-TED era in the Gulf of Mexico [59, 60], penaeid trawling off Brazil continues to evoke considerable mortality among marine turtles.

We also asked captains about the incidence of elasmobranchs in their trawls (Fig. 3b). Despite several species being listed as regionally extinction threatened, including the Brazilian guitarfish, *Pseudobatos horkelii* (caught during seven trips), *Squatina* spp angelsharks (during 10 trips), *Sphyrna* spp hammerhead sharks (two trips) and other species such *Rioraja agassizii*, Rio skate, *Atlantoraja* spp and *Sympterygia* spp (22 trips), most captains retain, process and sell all elasmobranchs as by-product. The above estimates might be considered conservative, because most captains were aware of the TEP status of many elasmobranchs.

In addition to marine turtles, a TED would exclude all similar-sized elasmobranchs. For example off northeastern South America, testing of TEDs onboard Suriname penaeid trawlers (across similar spatial scales as the northern Brazilian penaeid-trawl fishery)

showed a 36% reduction in catches of rays, including *Gymnura micrura*, *Fontytrigon geijskesi* and *Hypanus guttatus* [54]. Most recently, a modified TED tested in Guyana reduced elasmobranch catches by almost 40% from 2.3 individuals per trawl hour to 1.4 individual per trawl hour [61]. Further, combinations of BRDs including TEDs and posteriorly located square-mesh panels tested in a tropical Australian penaeid fishery reduced the total bycatch of rays by 26–36%, from 910 to 787 rays in 1820 trawls and catches of many large individuals (>1 m disc width) by >90% [62].

In addition to elasmobranchs, other *taxa* are important as by-product for Brazilian penaeid trawlers, with many fish ≥ 22 cm TL (longer than the maximum legislated 10 cm bar spaces) considered commercially valuable [52]. Turtle excluder devices might reduce catches of some of these fishes [1]. Nevertheless, at least some by-product (depending on width) might still pass through the bar spaces and be retained. A recently tested TED in India was successfully configured to retain most large fish (i.e. only excluded between 2 and 10% [63]). As another example, a study testing the ‘super shooter’ TED in Mediterranean demersal fisheries failed to detect significant reductions in catches of hake *Merluccius merluccius* ≥ 16 cm TL [64]. Considering the above, large quantities of by-product can still be retained while using TEDs, but in any case, a minor economic impact associated with some lost by-product is not sufficient to offset maximising the survival of endangered marine turtles, and so regional incentive strategies to avoid these species must be developed.

3.3 Why the ‘Brazilian TED’ did not work

Previous experience with implementing BRDs among penaeid-trawl fisheries have proven to be complex processes—irrespective of the socio-economic statuses of the country involved [29, 30]. Over often protracted periods, many countries eventually

adopted TEDs following the USA embargo, with 40 countries currently using TEDs and certified to export penaeids to the USA (Law 82 FR 21295 in May 5, 2017 [65]). Among the first was Australia [29, 66] and as one example, more recently, in 2011 TEDs were successfully introduced in Gabon following recognition of problematic marine turtle catches [67].

Other countries, like India initially tried to petition against the U.S. mandate, but the threat of export embargo remained. Initially in 1995, Indian fishers tried to use the USA recommended TED, but these were not satisfactory, and a new locally-adapted model was developed according to regional conditions and with more than 1300 people (including fishers, other stakeholders, and enforcement), trained in its correct use. Such collaboration improved dialogue among sectors [30]. India maintains extension activities to the present to encourage TED use, and while varying shorter periods have been required for adoption in other countries, in all cases the process has been equally challenging.

Based on the Brazilian penaeid-trawler captains' responses here, and beyond a perception that marine turtle bycatch and mortality is not a major issue, the main problems contrary to TEDs in Brazil appear related to design and operation, and a lack of regional expertise for resolution. All technical problems could be easily solved through applied modifications and dedicated training programs among industry, including onboard at-sea collaboration. Not recognizing the value of such an approach is perhaps the key reason TEDs were not adopted throughout Brazilian penaeid-trawl fisheries [1, 68, 69]. The strategy in Brazil was to implement an imported TED model by a top-down approach, disregarding the particular needs of regional penaeid trawlers. This approach effectively led to an ingrained, perpetuated belief that TEDs (and other BRDs) simply do not work in Brazil for various obscure reasons. This belief subsequently precluded major

resources being directed towards solving bycatch problems in Brazilian penaeid-trawl fisheries for over two decades, and it is only recently that the myth has been refuted via successful trials of BRDs with artisanal trawlers [45, 70, 27].

Following the USA mandate, the Brazilian government approved a law based only on economic and political criteria, and without considering environmental issues and the particularities of the fisheries. Instead, a co-management approach should have been used during the implementation process [71, 45]. When fishers are not committed to a particular ordinance, the chances of success are very low [1]. For TED use to become viable throughout Brazil and the remedy the listed issues, the entire industrial sector (across all areas, including fishers and equipment suppliers) needs to be willing to collaborate with the development of better and more suitable TEDs. But, despite international obligations for Brazilian penaeid-trawlers to use TEDs to help protect the marine ecosystem, there currently exist few government-based initiatives aimed at bridging the gaps between fishers, researchers, environmentalists, resource managers and compliance.

By comparison, in the Gulf of Mexico, the NMFS started work on TEDs in 1976, and have maintained dedicated collaboration ever since [48, 69]. Initially, fishers were reluctant to use TEDs [29]. A collaborative approach was applied, including quality science based on manipulative experiments and solid partnerships with the productive sector [72]. In this way, despite a troubled start between the fishers and the government [73], researchers and fishing-gear technologists worked in cooperation with the fishing industry to develop and test TEDs in partnership; initiatives that ensured fleet-wide acceptance of TEDs and their efficient use [59, 29, 69]. Similar approaches have been followed in other countries: notably Australia and India [30].

4. Conclusions and future strategies to implement BRDs in Brazil

Developing acceptable bycatch mitigation measures remains one of the most complex challenges in fisheries science, especially when the subject includes the conservation of marine turtles and elasmobranchs [74]. Compounding the issue is that these species frequently are caught by diverse fishing gears and in different areas across productive fishing grounds and, in the case of elasmobranchs, may be traditional target or non-target species [12].

Beyond the southern Brazilian industrial penaeid-trawl fishery case study here, are other regional-trawl fleets which use different gears across divergent time and space, manifesting as large variations in catches of the target, by-product and bycatch species [27, 45]. Such variability implies the same TED used in the north of the country might not be equally efficient in the south and vice versa (as currently required by legislation)—nor might one common design work for smaller vessels [27, 70]. Different TED and other BRD designs will be required and with regional/fishery-specific training and adaptation prior to their eventual use [28, 29]. To achieve such outcomes, there needs to be a strong federal commitment to separately work with the different fisheries and perhaps within the broader economic justification for not only appropriate social licence, but future high-value export markets to the US and other countries that conform with TED certification [61].

Based on approaches in other international fisheries, clearly such work is best done via a collaborative process and with sufficient communication between all sectors involved. There needs to be a focus on encouraging and assessing any industry-developed modifications to trawls as a prelude to any future legislation for use. The latter is most

important, because even if industry-refined TEDs are only slightly effective, ultimately their wide-scale use will have a greater impact on reducing TEP bycatches than legislated designs which are neither used nor enforced.

5. Acknowledgments

We are most grateful for the assistance of Daniel Foster and John Mitchell from the NMFS. We are grateful to Dr Fernando Fiedler and Cyro Carneiro Neto for providing the details in the maps. We appreciate the collaboration with interviews from every vessel Captain and to *Arte em Rede* Project and ONG KAOSA. This work was supported by the *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)* [2014-2018]; Project REBYC LAC – II FAO [FAO-GCP/RLA/201/GFF and GEF Project ID 5304] and *Fundação Boticário de Proteção à Natureza* [2015].

6. References

- [1] M. Broadhurst, Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Fish Biol Fish.* 10 (2000) 27–60.
- [2] M.J. Lindner, Suggestions for the Louisiana shrimp fishery. 12th Biennial Dept. Conserv. (1936) 151–167.
- [3] D.L. Alverson, M.H. Freeberg, S.A. Murawski, J. G. Pope. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Rome. 1994.
- [4] K. Kelleher. Discards in the world's marine fisheries: an update. FAO Fisheries Technical Paper, Roma, 2004.
- [5] D. Zeller, T. Cashion, M. Palomares, D. Pauly. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fish.* 19(1) (2018) 30-39.-10.
- [6] M.A. Hall, D.L. Alverson, K.I. Metuzals, K. I. By-catch: Problems and Solutions. *Mar. Pollution Bulletin* 41 (2000) 204–219.

- [7] D.T. Crouse, L. B. Crowder, H. Caswell. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68 (1987) 1412–1423.
- [8] D.L.V. Duarte. Quantifying the morphology of key species caught in the southern Brazilian penaeid-trawl fishery as a precursor to improving selection. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* (*in press*) 2018.
- [9] C.A. Gray, S.J. Kennelly. Bycatches of endangered, threatened and protected species in marine fisheries. *Rev. Fish. Biol. Fisheries.* (2018) 1–21.
- [10] R. Bonfil. Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap.* 1994.
- [11] C.M. Vooren, S. Klippel. Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Igaré. Porto Alegre. Brazil. 2005.
- [12] N.K. Dulvy, S.L. Fowler, J.A. Musick, R.D. Cavanagh, P.M. Kyne, L.R. Harrison, J.K. Carlson, L.N.K. Davidson, S.V. Fordham, M.P. Francis, C.M. Pollock, C.A. Simpfendorfer, G.H. Burgess, K.E. Carpenter, L.J.V. Compagno, D.A. Ebert, C. Gibson, M.R. Heupel, S.R. Livingstone, J.C. Sanciangco, J.D. Stevens, S. Valenti, W.T. White. Extinction risk and conservation of the world’s sharks and rays. *eLife*. 2014. doi: 10.7554/eLife.00590
- [13] R.R. Barreto, H. Bornatowski, F.S. Motta, J. Santander-Neto, G.M.S. Vianna, R. Lessa. Rethinking use and trade of pelagic sharks from Brazil. *Mar. Pol.* 85 (2017) 114–122.
- [14] P.V. Cedrola, A.M. González, G.E. Chiaramonte, A.D. Pettovello. Bycatch of sharks (Elasmobranchii) in the Patagonian red shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) fishery. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat., Nueva Serie* 14 (2012) 349–356.
- [15] K.J. Graham, N.L. Andrew, K.E. Hodgson. Changes in relative abundance of sharks and rays on Australian South East Fishery trawl grounds after twenty years of fishing. *Mar. Freshw. Res.* 52 (2001) 549–61.

- [16] S. Oliver, M. Braccini, S.J. Newman, E.S. Harvey. Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Mar. Pol.* 54 (2015) 86–97.
- [17] M.J. McHugh, M.K. Broadhurst, D.J. Sterling. Choosing anterior-gear modifications to reduce the global environmental impacts of penaeid trawls. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 27 (2016) 111–134.
- [18] M.K. Broadhurst, S.S. Uhlmann, R.B. Millar. Reducing discard mortality in an estuarine trawl fishery. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 364 (2008) 54–61.
- [19] M.K. Broadhurst, R.B. Millar, C.P. Brand, S.S. Uhlmann. Modified sorting technique to mitigate the collateral mortality of trawled school prawns (*Metapenaeus macleayi*). *Fish. Bull.* 107 (2009) 286 –297.
- [20] M.K. Broadhurst, S.J. Kennelly, C.A. Gray. Strategies for improving the selectivity of fishing gears. In: Kennelly, S.J. (ed.), *By-catch Reduction in the World's Fisheries*. 2007.
- [21] M.K. Broadhurst, S.J. Kennelly, G. O'Doherty. Effects of square-mesh panels in codends and of haulback delay on bycatch reduction in the oceanic prawn-trawl fishery of New South Wales, Australia. *Fish. Bull.* 94 (1996b) 412–422.
- [22] A. Engås, D. Foster, B.D. Hataway, J.W. Watson, I. Workman. The behavioural response of juvenile red snapper (*Lutjanus campechanus*) to shrimp trawls that utilize water flow modifications to induce escapement. *Mar. Tech. Soc. J.* 33 (1999) 43–50.
- [23] J. Watson, D. Foster, S. Nichols, A. Shah, E. Denton-Scott, J. Nance, J. The development of bycatch reduction technology in the southeastern United States shrimp fishery. *Mar. Tech. Soc. J.* 33 (1999) 51–56.
- [24] M.K. Broadhurst, S.J. Kennelly, J.W. Watson, I.K. Workman. Evaluations of the Nordmøre grid and secondary bycatch-reducing devices (BRD's) in the Hunter River prawn-trawl fishery, Australia. *Fish. Bull.* 95 (1997) 209–218.

- [25] M. Renaud, G. Gitschlag, E. Klima, A. Shah, D. Koi, J. Nance. Loss of shrimp by turtle excluder devices (TEDs) in coastal waters of the United States, North Carolina to Texas: March 1988–August 1990. *Fish. Bull.* 91 (1993) 129–137.
- [26] M.K. Broadhurst, S.J. Kennelly, B. Isaksen. Assessments of modified codends that reduce the by-catch of fish in two estuarine prawn-trawl fisheries in New South Wales, Australia. *Fish. Res.* 27 (1996a) 89–111.
- [27] C.N.S. Silva, M.K. Broadhurst, A. Schwingel, J.H. Dias, A.P. Cattani, H.L. Spach. 2011. Refining a Nordmøre-grid for a Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery. *Fish. Res.* 109 (2011) 168–178.
- [28] P.F.L. Magni. Seriam as medidas comerciais unilaterais justificáveis em função da proteção ambiental? O caso camarão/tartaruga no Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Brasília. 2005.
- [29] A.D. Tucker, D.P. Mcphee, J.B. Robbins. Adopting turtle excluder devices in Australia and the United States: What are the differences in technology transfer, promotion, and acceptance? *Coast. Manage.* 25 (1997) 405–421.
- [30] M.R. Boopendranath, R.R. Prakash, P. Pravin. A review of the development of the TED for Indian fisheries. Indian Ocean – South-East Asian (IOSEA) Marine Turtle MoU Website. 2010.
- [31] L.M. Komoroske, R.L. Lewison. Addressing fisheries bycatch in a changing world. *Front. Mar. Sci.* 2 (2015) 1–11.
- [32] FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Rome. 2016.
- [33] S.J. Kennelly, M.K. Broadhurst. By-catch begone: changes in the philosophy of fishing technology. *Fish Fish.* 3 (2002) 340–355.
- [34] M.K. Broadhurst, K.K.P. Dijkstra, D.D. Reid, C.A. Gray. Utility of morphological data for key fish species in southeastern Australian beach-seine and otter-trawl fisheries: predicting mesh size and configuration. *N Z J Mar. Freshw. Res.* 40

(2006a) 259–272.

- [35] M.K. Broadhurst, S. J. Kennelly. Rigid and flexible separator-panels in trawls that reduce the by-catch of small fish in the Clarence River prawn-trawl fishery, Australia. *Mar. Freshw. Res.* 47 (1996) 991–998.
- [36] J.W. Watson, J.F. Mitchell, A.K. Shah. Trawling efficiency device: A new concept for selective shrimp trawling gear. *Mar Fish Rev.* 48 (1986) 1–9.
- [37] K.I. Stergiou, D.K. Moutopoulos, G. Krassas. Body size overlap in industrial and artisanal fisheries for five commercial fish species in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.* 68 (2004) 179–188.
- [38] W.G. Macbeth, R.B. Millar, M.K. Broadhurst, C.W. Hewitt, M.E.L. Wooden. Intra-fleet variability in the size selectivity of a square-mesh trawl codend for school prawns (*Metapenaeus macleayi*). *Fish. Res.* 86 (2007) 92–98.
- [39] M. Hall, H. Nakano, S. Clarke, S. Thomas, J. Molloy, S. Peckham. Working with fishers to reduce bycatches. In: *Bycatch Reduction in the World's Fisheries*, eds S. Kennelly. Dordrecht: Springer-Verlag. 2007.
- [40] L. Campbell, M. Cornwell. Human dimensions of bycatch reduction technology: current assumptions and directions for future research. *End. Sp. Res.* 5 (2008) 325–334.
- [41] A. Silvino. Ordenamento pesqueiro brasileiro: Regulamentação da pesca de arrasto de camarões no Brasil. Unpublished data.
- [42] A.C.C.D. da Silva, J.C. Castilhos, E.A.P. Santos, L.S. Brondízio, L. Bugoni. Efforts to reduce sea turtle bycatch in the shrimp fishery in Northeastern Brazil through a co-management process. *Ocean Coast. Man.* 53 (2010) 570–576.
- [43] P.C. Conolly. Bycatch activities in Brazil. In: R.P. Jones. *International Conference on Shrimp Bycatch*. South Fish Ass. Tallahassee. 1992

- [44] J.F. Mitchell. Turtle Excluder Device (TED) technology transfer to Latin American shrimp fisheries. *Mar. Tur. News* 56 (1991) 5–7.
- [45] C.N.S. Silva, M.K. Broadhurst, R.P. Medeiros, J.H. Dias. Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. *Mar. Pol.* 42 (2013) 133–141.
- [46] S. Estrada. Qualitative analysis using R: A free analytic tool. *The qualitative report* 22(4) (2017) 956–968.
- [47] M.K. Broadhurst, D. J. Sterling, R. B. Millar, R.B. Confounding effects of knot orientation in penaeid trawls. *Fish. Res.* 179 (2016a) 124–130.
- [48] J.F. Mitchell, J.W. Watson, D.G. Foster, R.E. Caylor. The turtle excluder device (TED): A guide to better performance. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC. 1995.
- [49] S.J. Kennelly, M.K. Broadhurst. Mitigating the bycatch of giant cuttlefish *Sepia apama* and blue swimmer crabs *Portunus armatus* in an Australian penaeid-trawl fishery. *End. Sp. Res.* 26 (2014) 161–166.
- [50] R. Schroeder, B.R. Bottene, R. Santana, R. Wahrlich, D. Queirolo. Using the turtle excluder device (TED) in the pink shrimp trawling fishery off southern Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 44 (2016) 1123–1129.
- [51] S.J. Kennelly. The development and introduction of by-catch reducing Technologies in three Australian prawn-trawl fisheries. *Mar. Tech. Soc. J.* 33 (1999) 73–81.
- [52] D.L.V. Duarte. Caracterização da fauna acompanhante na pescaria de arrasto de tangones dirigida a camarões no litoral sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Brazil. 2013.
- [53] S.M. Guimarães, D.C. Tavares, C. Monteiro-Neto. Incidental capture of sea turtles by industrial bottom trawl fishery in the Tropical South-western Atlantic. *J. Mar. Biol. Ass. UK.* 2017.

- [54] T. Willems, J. Depestele, A.D. Backer, K. Hostens. Ray bycatch in a tropical shrimp fishery: Do bycatch reduction devices and turtle excluder devices effectively exclude rays? *Fish. Res.* 175 (2016) 35–42.
- [55] D.S. Monteiro, S.C. Estima, T.B.R. Gandra, A.P. Silva, L. Bugoni, Y. Swimmer, J.A. Seminoff. E.R. Secchi. Long-term spatial and temporal patterns of sea turtle strandings in southern Brazil. *Mar. Biol.* (2016) 163–247.
- [56] M.K. Broadhurst, P. Suuronen, A. Hulme. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish Fish.* 7(2006b) 180–218.
- [57] D. García-Párraga, J.L. Crespo-Picazo, Y.B. De Quirós. Decompression sickness (‘the bends’) in sea turtles. *Dis Aquat Organ* 111 (2014) 191–205.
- [58] A. Fahlman, J.L. Crespo-Picazo, B. Sterba-Boatwright, B.A. Stacy, D. Garcia-Parraga. Defining risk variables causing gas embolism in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) caught in trawls and gillnets. *Sci. Rep.* 7 (2017) 1–7.
- [59] L.H. Ogren, J.W. Watson, D.A. Wickham, D.A. Loggerhead sea turtles *Caretta caretta* encountering shrimp trawls. *Mar. Fish. Rev.* (1977) 15–17.
- [60] P. Christian, D. Harrington. Loggerhead turtle, finfish and shrimp retention studies on four excluder devices (TEDs). In: *Proceedings of the Nongame and Endangered Wildlife Symposium, 8–10 September 1987. Social Circle, GA, Georgia DNR*, 1987.
- [61] A.D. Garstin, H.A. Oxenford. Reducing elasmobranch by-catch in the Atlantic seabob (*Xiphopenaeus kroyeri*) trawl fishery of Guyana. *Gulf Carib. Res.* 29 (2018) 10–21.
- [62] D. Brewer, D. Heales, D. Milton, Q. Dell, G. Fry, B. Venables, P. Jones. The impact of turtle excluder devices and bycatch reduction devices on diverse tropical marine communities in Australia’s northern prawn trawl fishery. *Fish. Res.* 81 (2006) 176–188.

- [63] R.R. Prakash, M.R. Boopendranath, M. Vinod. Performance evaluation of turtle excluder device off Dhamra in Bay of Bengal. *Fish Tech.* 53 (2016) 183–189.
- [64] A. Sala, A. Lucchetti, M. Affronte. Effects of Turtle Excluder Devices on bycatch and discard reduction in the demersal fisheries of Mediterranean Sea. *Aquat. Living Resour.* 24 (2011) 183–192.
- [65] NMFS USA, Law 82 FR 21295.
<http://www.nmfs.noaa.gov/pr/species/turtles/shrimp.htm>, 2017 (accessed 23 June 2018).
- [66] W. Gullet. Enforcing bycatch reduction in trawl fisheries: legislating for the use of turtle exclusion devices. *EPLJ.* 20 (2003) 195–210.
- [67] P. Casale, G. Abitsi, M.P. Aboro, P.D. Agamboue, L. Agbode, N.L. Allela, D. Angueko, J.N.B.B. Nguema, F. Boussamba, F. Cardiec, E. Chartrain, C. Ciofi, Y.A. Emame, J.M. Fay, B.J. Godley, C.K.K. Oliwiwina, J.D. Lewembe, D. Leyoko, G.M. Asseko, P.M. M'adzaba, J.H.M. Beh, C. Natali, C. Nyama-Mouketou, J. Nzegoue, C. Ogandagas, R.J. Parnell, G.A. Rerambyath, M.S. Gnandji, G. Sounguet, M. Tiwari, B. Verhage, R. Vilela, L. White, M.J. Witt, A. Formia. A first estimate of sea turtle bycatch in the industrial trawling fishery in Gabon. *Biod. Cons.*
<https://doi.org/10.1007/s10531-017-1367-z>.
- [68] S. Eayrs. Comparative testing of bycatch reduction devices in tropical shrimp-trawl fisheries—A practical guide. Food and Agricultural Organization, Rome, Italy. 2012. 122pp.
- [69] L.D. Jenkins. Reducing sea turtle bycatch in trawl nets: A history of NMFS turtle excluder device (TED) Research. *Mar. Fish. Rev.* 74 (2012) 26–45.
- [70] C.N.S. Silva, M.K. Broadhurst, J.H. Dias, A.P. Cattani, H.L. Spach. The effects of Nordmøre-grid bar spacings on catches in a Brazilian artisanal shrimp fishery. *Fish. Res.* 127–128 (2012) 188–193.

- [71] S.M. Garcia, K.L. Cochrane. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES J. Mar. Sci.* 62 (2005) 311–318.
- [72] J. Watson. The Southeastern United States experience with the introduction and acceptance of new sustainable technologies. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFS. 1996.
- [73] P.E. Chambers, R.E. Kohn. Environmental barriers to trade: the case of endangered sea turtles. *Rev. Int. Eco.* 9 (2001) 123–132.
- [74] R. Lewison, B. Wallace, S.J. Alfaro, J.C. Mangel, S.M. Maxwell, E.L. Hazen, E.L. Fisheries bycatch of marine turtles: lessons learned from decades of research and conservation. In: Wyneken J, Lohmann KJ, Musick JA (eds) *The biology of sea turtles*, vol III. CRC Press, Boca Raton. 2013.

Table 1. Questions asked of randomly selected captains across two ports in Rio Grande, Itajaí e Navegantes cities during two groups of interviews conducted between 2013 and 2016.

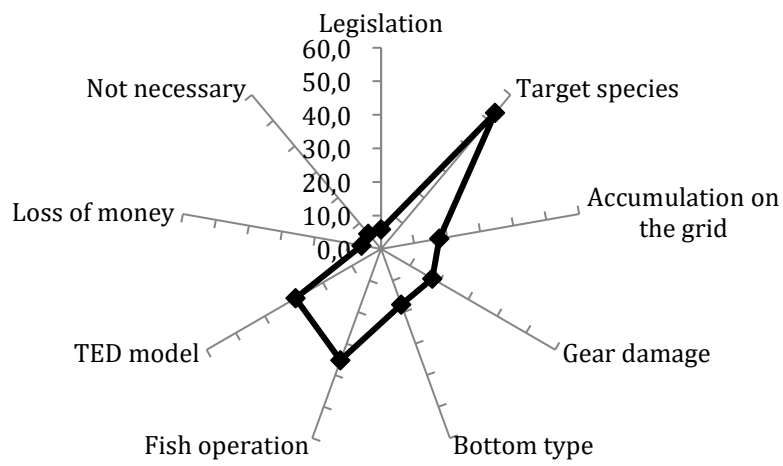
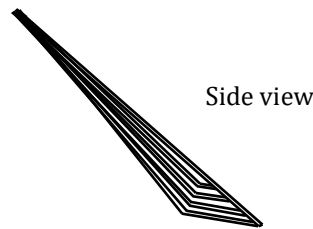
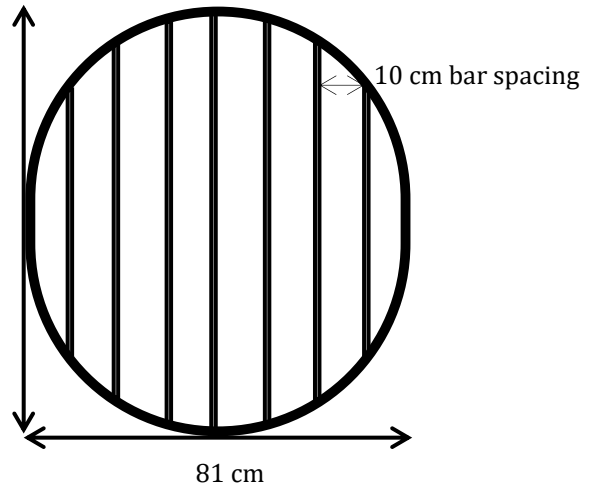
First series of interviews
I) How many years have you worked in your penaeid-trawl fishery?
II) Have you ever installed and tested a TED?
III) Why do you use or not use TEDs?
Second series of interviews
I) Did you catch marine turtles during your last trip?
II) How many marine turtles did you catch?
III) What species were they?
IV) Were they released dead or alive?
V) Did you catch elasmobranches?
VI) What depth did you fish?
VII) Where did you fish?

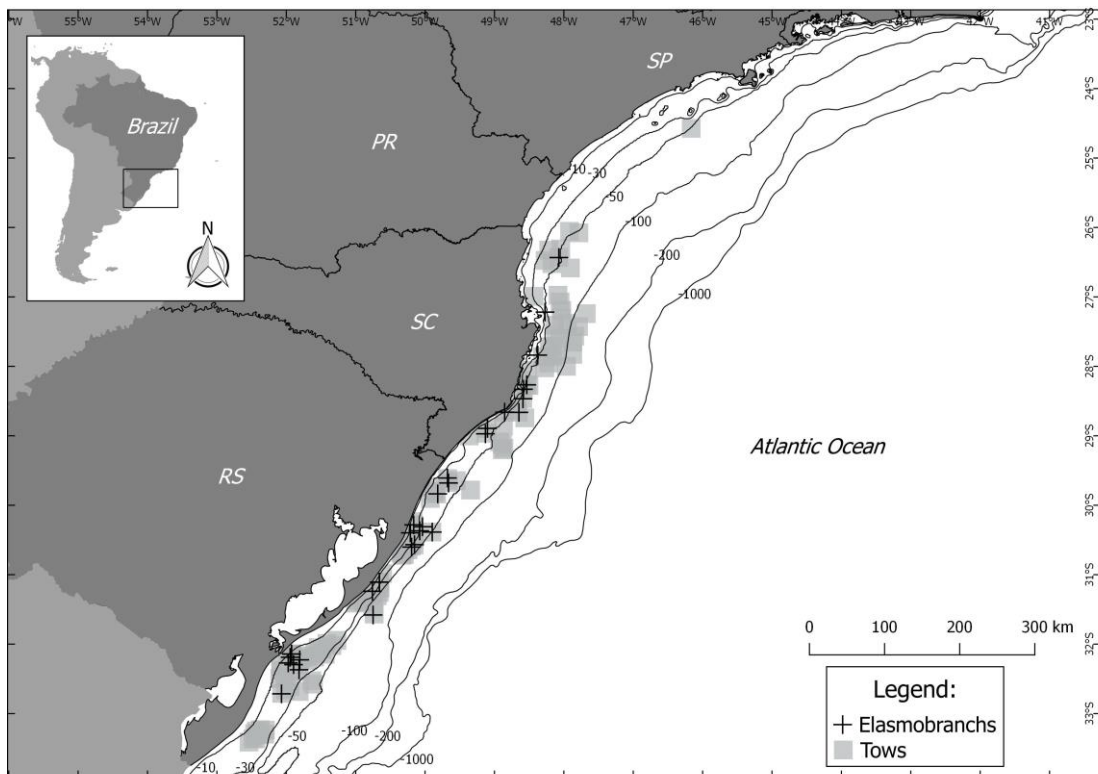
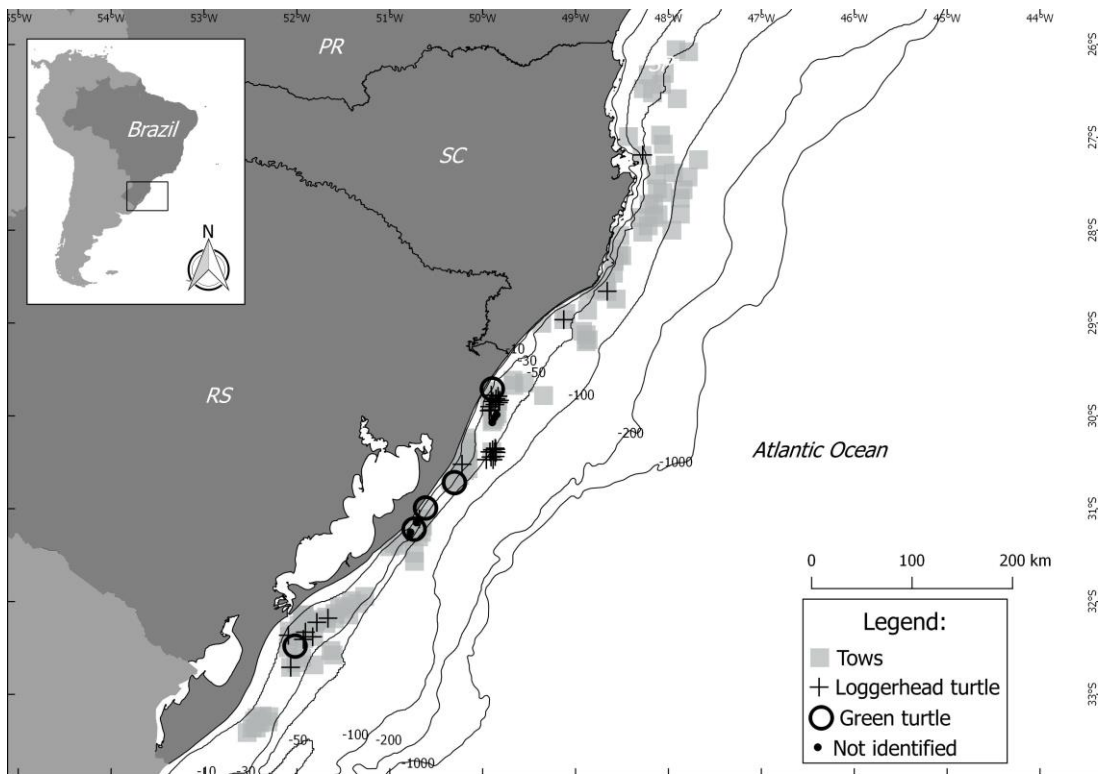
Captions to Figures

Figure 1. Southern Brazilian penaeid trawler and generic TED required for use from 1994 (Source: NMFS, 1995 TED certification test. NMFS, Pascagoula Laboratory, Mississippi).

Figure 2. Radar graph depicting industrial penaeid-trawl captains' descriptions about the TED problems and the reason for rejection in southern Brazil. The scale is % frequency of occurrence of each answer.

Figure 3. Fishing areas (grey squares marked as 'tows') used by 77 interviewed southern Brazilian penaeid trawlers with reported catches of (a) marine turtles and (b) elasmobranchs. PR, Parana, SC, Santa Catarina, RS, Rio Grande do Sul;





ANEXO 3

Eficiência do uso de janela de malha-quadrada em uma pescaria de arrasto artesanal no litoral de Santa Catarina, sul do Brasil.

Dérien Lucie Verneti Duarte^{a,b}, Luiz Felipe Cestari Dumont^a

^a Laboratório de Crustáceos decápodes, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande, Campus Carreiros, Av. Itália, Km 8, Rio Grande – RS, Brasil

^b Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade marinha do sudeste e Sul – CEPSUL, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, Av. Carlos Ely castro, 195, Itajaí – SC, Brasil.

Resumo

A captura da fauna acompanhante (*bycatch*) representa um dos maiores impactos causados pelas pescarias ao meio marinho. A eficiência relativa de um ensacador com janela de malha-quadrada (tamanho de malha e material) foi testada em uma embarcação de arrasto de tangones atuante numa pescaria artesanal de camarões no litoral norte de Santa Catarina. As redes foram testadas em uma embarcação de arrasto de tangones comercial. As capturas totais entre as redes controle e a modificada não apresentou diferenças significativas. Porém, quando analisados os valores para a captura total de peixes, houve uma redução significativa que variou entre 34% e 73%, de acordo com a espécie, sem alterar significativamente a captura (kg) dos camarões. Não houve diferença significativa entre a distribuição de tamanho totais das principais espécies de peixes (*Cynoscion* spp, *Macrodon atricauda*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Stellifer* spp). Os resultados indicam uma melhora na seletividade das redes de arrasto para captura de *Xiphopenaeus kroyeri* com o uso de janelas de malha-quadrada nos ensacadores, podendo ser uma medida alternativa para redução do impacto causado pela pescaria.

Palavras-chave: *bycatch*, dispositivos redutores de fauna acompanhante, redes de arrasto, seletividade

1. Introdução

A captura de juvenis de espécies-alvo e espécies não alvo ou sem tamanho comercial é conhecida como fauna acompanhante. Devido a mortalidade desses organismos, entre eles espécies ameaçadas de extinção (Hall, 2000), essa captura é vista como um sério problema para a conservação dos recursos vivos. A captura da fauna acompanhante resulta também em impactos negativos nos estoques já fortemente explorados e mudanças nos ecossistemas por meio da desestruturação de redes tróficas e modificação de habitats, podendo comprometer a biota marinha (Jones, 1992, Gillett, 2008). Nesse contexto, dentre as diversas pescarias, o arrasto de camarões apresenta as maiores taxas de captura de fauna acompanhante, podendo ser responsável por 27% do descarte mundial (Kelleher, 2005), sendo estimado em > 10 milhões de toneladas por ano (Zeller et al., 2018). Esses altos índices de captura de fauna acompanhante, são geralmente atribuídos à baixa seletividade das redes de arrasto, que utilizam malhas pequenas no formato diamante, variando entre 20 e 50 mm (entre nós opostos) (Eayrs, 2012).

O impacto causado pelas redes de arrasto tem originado iniciativas para a mitigação da perturbação no ecossistema marinho. Entre as ferramentas utilizadas, estão os dispositivos redutores de fauna acompanhante (*Bycatch Reduction Device – BRD*). Esses dispositivos promovem a exclusão de organismos que não são de interesse da pescaria (Broadhurst, 2000, Eayrs, 2007). Em termos gerais, esses dispositivos excluem os animais por meio do seu comportamento ou tamanho. O escape que ocorre de acordo com o comportamento das espécies, como por exemplo as janelas de malha-quadrada, atua com duas condições determinantes, a capacidade natatória do animal e a velocidade do fluxo da água durante o funcionamento da rede (Watson et al., 1992). Por exemplo, entre as espécies de peixes, algumas possuem a capacidade de nadar em direção à

superfície, na tentativa de escapar da rede, enquanto outras apenas acompanham o fluxo da água, sem promover tentativa de escape (Kim et al., 2008). Em boas condições de visibilidade, os peixes têm capacidade de seguir a mesma orientação do fluxo da água na rede (Watson et al., 1992), mantendo a reação de nadar em paralelo a rede com aproximadamente a mesma velocidade. A resposta motora do animal é o mecanismo pelo qual os peixes se orientam por meio de um fluxo de água e pode determinar o sucesso do BRD a ser testado.

Diversas iniciativas com o uso de malha-quadrada têm apresentado resultados eficientes na redução na captura de fauna acompanhante, com porcentagens de exclusão de até 95% (Broadhurst e Kennelly, 1994). Testes entre malhas diamante convencionais e ensacadores com janelas de malha-quadrada em uma pescaria de arrasto na costa Australiana resultaram em reduções de entre 50 e 94% na captura de algumas espécies da fauna acompanhante (Broadhurst *et al.*, 2010). Ensacadores de malha-quadrada têm sido testados em redes de arrasto artesanais no litoral brasileiro, com reduções de 17% para captura da ictiofauna acompanhante sem alterações significativas na captura de camarões (Cattani et al., 2012), podendo aumentar os níveis de redução quando associados a grelhas do tipo *Nordmore* (Silva et al., 2011).

A plataforma continental rasa do sul do Brasil tem sido utilizada pelas frotas de arrasto de pequena escala, que tem como principais recursos os camarões, entre as principais espécies capturadas estão o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyerii*) e o camarão-branco (*Penaeus schimitti*) (Andrigueto-Filho et al., 2006). As pescarias destes camarões ocorrem ao longo de todo o ano, com exceção do período de defeso (março - maio) (Ibama, 2008). Essa modalidade de pesca é bastante heterogênea, incluindo desde canoas com motores simples (11 HP's) até barcos de médio porte com autonomia de mar para diversos dias (Silva et al., 2011). Essas embarcações podem apresentar taxas de

captura de fauna acompanhante de 5:1 (kg de fauna acompanhante:kg de camarões) (Sedrez et al., 2013). Segundo Branco e Verani (2006), a fauna acompanhante pode representar mais de 85% da captura total, com uma fração superior a 65% sendo composta pela ictiofauna. As principais espécies que compõem esse descarte são *Stellifer* spp (35%) e *Paralanchurus brasiliensis* (19%). Em geral, os teleósteos descartados são indivíduos pequenos, menores do que 200 mm de comprimento total (CT), enquanto braquiúros possuem tamanho inferior a 25 mm de largura de carapaça. É importante ressaltar que grande parte dos Scianídeos descartados pode possuir interesse comercial para essa e outras frotas quando atingem maiores tamanhos (Andrigueto-Filho et al., 2009).

Em muitos casos, a captura da fauna acompanhante é vista com um problema a bordo, pois o pescador, geralmente sozinho, despende grande parte do tempo e esforço trabalhando na separação dos camarões do restante da captura, e possui implicações econômicas como o aumento no gasto de combustível devido ao maior peso na rede (Eayrs, 2012). Ambas as questões podem ser amenizadas com o uso de BRD's, uma vez que com o aumento do fluxo da água, ocorre a redução do peso no ensacador e as malhas diminuem o seu fechamento (Robertson, 1986), favorecendo a captura de camarões maiores e o escape de peixes pequenos, refletindo no menor tempo de seleção a bordo (Broadhurst, 2000, Suuronen et al., 2012). Porém, para que um BRD seja realmente eficiente, é necessário que alguns critérios sejam estabelecidos, a fim de garantir a sua implementação, entre eles; a caracterização das embarcações e petrechos de pesca; a composição da captura alvo e da fauna acompanhante, seus aspectos morfológicos e importância econômica e o envolvimento do setor produtivo no desenvolvimento dos dispositivos (Broadhurst, 2000, FAO, 2005, Eayrs, 2012).

Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo testar a seletividade de ensacadores com janela de malha-quadrada na captura da fauna acompanhante e espécie-alvo em redes de arrasto artesanais em uma comunidade de pescadores no litoral norte de Santa Catarina.

2. Material e Métodos

Os arrastos ocorreram na plataforma interna da região entre Itajaí (26°91'S; 48°63'W) e Balneário Camboriú (27°00'95"S; 48°56'W) (Figura 1) durante o mês de fevereiro de 2018, com um barco de arrasto de tangones da frota artesanal (10 m), utilizando motor com potência de 60 HP's. Os arrastos foram realizados utilizando redes gêmeas, com dimensões padronizadas para a frota comercial (12,6 m comprimento de abertura, Fig. 2) que captura o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyerii*). A parte superior do corpo da rede é composta por fio polietileno (PE) torcido 1,3 mm diâmetro-Ø com e tamanho de malha de 37 mm entre nós esticados e a parte inferior de fio poliamida (PA), com tamanho de malha de 28 mm entre nós esticados. Cada ensacador mediu 102 malhas na direção normal (N) e 137 malhas na direção transversa (T) com tamanho de malha de 24 mm entre nós esticados (Fig. 2). Um dos ensacadores foi modificado na porção anterior com a inclusão de uma janela de malha-quadrada de 0,65 m de comprimento e 0,35 m de largura, com malhas 30 mm de tamanho de barra. Cada rede foi arrastada com velocidades entre 2 e 2,5 nós, com um par de portas idênticas conectada a cada uma delas (1 m x 0,45 m e 20 kg) e ~45 m de cabo de aço em cada tesoura. Foram realizados 60 arrastos de 30 minutos cada, conduzidos durante o dia entre profundidades de 14 e 22 m em fundo de lama e areia.

Durante os três dias de experimento, as duas redes foram alternadas entre os bordos da embarcação de forma a padronizar o tempo de cada rede em cada lado do

barco. Após cada arrasto, toda captura foi separada em alvo (camarões) e fauna acompanhante e pesada para cada rede. As amostras foram quarteadas para biometria específica. Cada espécie foi identificada, pesada ($\pm 0,1$ g) e medida: comprimento total ou furcal para peixes, largura total para siris e caranguejos, e comprimento da carapaça para os camarões ($\pm 0,1$ mm). Por apresentarem similaridade morfológica e comportamental, as espécies *Cynoscion acoupa*, *Cynoscion guatucupa* e *Cynoscion jamaicensis* foram agrupadas como *Cynoscion* spp, assim como as espécies *Stellifer brasiliensis* e *Stellifer rastriifer* foram agrupadas em *Stellifer* spp.

Foi estimada a abundância relativa de cada rede, por meio da captura por unidade de esforço (CPUE) e a taxa de captura de fauna acompanhante. Os valores totais do peso de fauna acompanhante e peso do camarão entre a rede controle e aquela com malha-quadrada foram testados por meio de um teste *t* ($p \leq 0.05$), após verificar os pressupostos de normalidade e homocedasticidade. Dados de distribuição de frequência foram estimados para o camarão-sete-barbas e as espécies de peixes mais abundantes e comparados entre as duas redes por meio do teste *t* (Zar, 2010).

3. Resultados

Composição total da captura

Ao todo foram capturadas 41 espécies de peixes e 23 espécies de crustáceos, uma espécie de elasmobrânquio, além de espécies de moluscos, cnidários e equinodermos, as quais foram quantificadas, porém sem identificação ao menor nível taxonômico (Tabela 1). No total foram capturados 123, 158 e 145 kg de peneídeos, teleósteos e braquiúros respectivamente, onde $\sim 60\%$ da fauna (em peso) foi composta por *Cynoscion* spp, *Macrodon atricauda*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Stellifer* spp, *Callinectes* spp e *Persephona* spp.

Teste do BRD

Não houve diferença significativa na captura de camarões-sete-barbas (*X. kroyeri*) entre a rede controle e o BRD ($p > 0,05$; Fig. 3-I), assim como para as capturas totais de fauna acompanhante ($p > 0,05$; Fig. 3-III). Porém, quando apenas as capturas totais de peixes foram consideradas, excluindo crustáceos e outros invertebrados, a diferença foi significativa entre as redes ($p < 0,05$; Fig. 3-II), reduzindo 25% da captura de ictiofauna da rede com BRD (Tabela 2).

Em comparação com a rede controle, o ensacador com a janela de malha-quadrada reduziu a captura em peso (Tabela 2) de *Cynoscion* spp *Macrodon atricauda*, *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer* spp em 57%, 73%, 34% e 48%, respectivamente. Porém, para as espécies de braquiúros, o ensacador não foi eficaz na exclusão de *Persephona* spp com aumento de 17% na captura (Tabela 2).

Houveram diferenças significativas no comprimento médio da carapaça do camarão-sete-barbas ($n = 875$, $p > 0,05$, Fig. 4) entre a rede controle ($n = 395$, Média= 17 mm; DP= $\pm 0,19$, Máx= 29,3 mm; Mín= 4,4 mm) e a rede modificada ($n = 480$, Média= 16 mm; DP= 0,2; Max= 29,8 mm; Min = 8,3 mm), resultando em comprimento médio significativamente maior na rede controle.

As espécies de peixes não apresentaram diferenças significativas quanto ao peso total capturado por espécie e a frequência de distribuição de comprimento total entre a rede controle e com BRD. As espécies *Cynoscion* spp e *Macrodon atricauda* apresentaram o comprimento total variando entre 5 e 100 e 5 e 135 mm respectivamente, ambas apresentaram maior frequência na classe de tamanho de 10 mm na rede controle (Fig. 5 I e II). As espécies *Paralichthys brasiliensis* (Fig. 5-III) e *Stellifer* spp (Fig. 5-IV) apresentaram o mesmo padrão de captura, com maior número de indivíduos sendo capturados pela rede controle.

4. Discussão

A fauna acompanhante representou uma importante parcela da captura ~60% durante o experimento. Em geral, esses organismos retornam para o mar sem vida (Haimovici e Maceira, 1981) e podem possuir interesse comercial quando adultos para outras pescarias ou para atividades de recreação (Kelleher, 2005, Parsons e Foster, 2015), demonstrando a necessidade de utilização de uma medida mitigadora para a mortalidade desses indivíduos.

Embora a diferença na captura total entre as duas redes não tenha sido significativa, quando a análise foi dirigida a captura de peixes – objetivo do uso desse tipo de dispositivo, a malha-quadrada apresentou uma redução significativa, sustentando a importância do uso dessas tecnologias (Pope, 1975, Broadhurst, 2000, Broadhurst et al., 2010). Assim como em testes com ensacadores de malha-quadrada no Golfo do México (Parsons e Foster, 2015), Austrália (Broadhurst e Kennelly, 1994) e Brasil (Silva et al., 2012), no experimento no litoral norte de Santa Catarina a captura de *X. kroyeri* se manteve similar entre as duas redes. Em avaliações anteriores registrou-se também que a captura de camarões em redes com dispositivos redutores pode superar a captura da rede controle, atribuindo esse aumento a maior fluidez da água dentro na rede (Rogers et al., 1997).

De acordo com os protocolos utilizados, um dispositivo redutor se torna eficiente quando sua taxa de exclusão de fauna acompanhante $\geq 25\%$ e da espécie-alvo é $\leq 15\%$ (Eayrs, 2012), embora os valores totais para a exclusão de peixes tenham sido 25%, quando analisado o escape específico para as espécies foram obtidos valores entre 34% e 73% confirmando a eficiência desse dispositivo nas redes de arrasto artesanais.

Avaliações do efeito de dispositivos redutores como a malha-quadrada têm sido realizados em diversas pescarias, com reduções na captura de pequenos peixes desde 4%

e 8% (Watson et al., 1999, Brewer et al., 2006, respectivamente) a 95% (Broadhurst e Kennelly, 1994). Os valores de redução de fauna acompanhante e retenção de camarões varia devido a diversos fatores como, diversidade de espécies e composição de tamanhos, área de pesca, tipo de substrato, condição de visibilidade da água (Branstetter, 1997, Broadhurst, 2000, McHugh et al., 2016), essas variações irão influenciar nas respostas específicas das espécies de acordo com o estímulo (Broadhurst et al., 2014). Todos os testes foram conduzidos ao amanhecer e durante o dia, o que pode ter influenciado a visibilidade dos peixes durante o arrasto e resultado nas diferentes respostas de escape.

O ensacador com malha-quadrada apresentou respostas diferentes a exclusão para as quatro principais espécies *Cynsacion* spp, *Macrodon atricauda*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Stellifer* spp. As duas primeiras, possuíram um pico de captura nas menores classes de tamanho na rede controle, enquanto *P. brasiliensis* e *Stellifer* spp apresentaram maiores frequências nas classes de tamanho maiores (> 60 mm). Essas diferenças podem ser atribuídas às diferentes características morfológicas (ex. espécies fusiformes) e do comportamento, como a resposta motora e natatória dessas espécies (Broadhurst et al., 2006, Silva et al., 2012, Duarte et al., 2018). O comportamento de escape irá responder ao estímulo da rede, podendo ser modificado pela visibilidade da água, velocidade do fluído e do arrasto, mobilidade do animal (Watson et al., 1992, Kim et al., 2008) e ainda memória e capacidade de aprendizado (Soria et al., 1993). No momento do arrasto, as redes produzem distúrbios na coluna de água, que são sentidas pela linha lateral dos peixes. Quando o animal entra na rede, a capacidade de escapar dela é mantendo a velocidade de natação junto do arrasto, até o momento da “parada” do barco para o recolhimento. Caso o peixe não consiga acompanhar essa velocidade, ele é arrastado para o final do ensacador pelo fluxo de água, a menos que encontre

alguma abertura ao longo da rede por onde poderá escapar (Watson et al., 1992, Wardle, 1993), para compreender esses fatores nas espécies listadas acima, seriam necessários testes comportamentais para cada espécie.

A eficiência do uso desses dispositivos está também associada à capacidade de implementação dos mesmos pelos pescadores (FAO, 2005). Para que o uso seja efetivo, parte da frota necessita estar inserida no processo de criação e desenvolvimento dos BRDs por meio de um plano de gestão participativa (Silva et al., 2013), caso contrário, o dispositivo poderá ser rejeitado.

Os testes com ensacadores de malha-quadrada representaram o primeiro passo para o desenvolvimento de medidas mitigadoras com o uso de dispositivos redutores para a captura da fauna acompanhante na região de estudo. Embora com resultados positivos para a redução de peixes imaturos, a fauna acompanhante dessa região possui flutuações ao longo do ano sendo necessária a ampliação do conhecimento sobre a atuação das embarcações e do diálogo com a frota pesqueira, assim como promover a experimentação de outras modalidades de dispositivos associadas à malha-quadrada, como o uso de grelhas *Nordmore* (Silva et al., 2013) e *fisheye* (Broadhurst, 2000) a fim de ampliar a exclusão para as demais espécies da fauna acompanhante.

Agradecimentos

Ao Sr. Leli pelo uso da embarcação e pela faina de pesca. Aos colegas Afonso Nascimento, Eberton Arcanjo, Fernando Lima Cunha, Ileana Ortega, Paula Salge, Roberta Barutot e Vitória Damin pela ajuda com as redes, coletas, biometrias e construção do mapa. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) [2014-2018]; ao Projeto REBYC LAC – II FAO [FAO-GCP/RLA/201/GFF e GEF Project ID 5304].

Bibliografia

Andriguetto-Filho, J.M. 2002. Sistemas técnicos de pesca no litoral do Paraná: caracterização e tipificação. In: Raynaut, C., Zanoni, M., Lana, P.C., Floriani, D., Ferreira, A.D., Andriguet-Filho, J.M. (Eds) Desenvolvimento e Meio Ambiente: em busca da interdisciplinaridade. Editora UFPR. Curitiba. 296pp.

Andriguetto-Filho, J. M., Chaves, P. T., Santos, C., Liberati, S. A. 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná. In: Isaac, V. J.; Martins, A. S.; Haimovici, M.; Andriguetto-Filho, J. M. (Ed.). A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Belém: Editora Universitária da UFPA. V.1, p.117-140.

Andriguetto-Filho, J.M., Krul, R., Feitosa, S. 2009 Analysis of natural and social dynamics of fishery production systems in Paraná, Brazil: Implications for management and sustainability. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 277-286.

Branco, J., Verani, J., 2006. Pesca do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante, na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. In: Branco, J.O., Marenzi, A.W.C. (Eds). Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC. Editora UNIVALI. Itajaí. p. 153-170.

Branstetter, S. 1997. Bycatch and its reduction in the Gulf of Mexico and South Atlantic shrimp fisheries. Gulf and South Atlantic Fisheries Development Foundation, Inc. Tampa, FL, 27 p.

Brewer, D., Heales, D., Milton, D., Dell, Q., Fry, G., Venables, B., Jones. P. 2006. The impact of turtle excluder devices and bycatch reduction devices on diverse tropical marine communities in Australia's northern prawn trawl fishery. *Fish. Res.* 81: 176–188.

Broadhurst, M.K. e Kennelly, S.J. 1994. Reducing the bycatch of juvenile fish (mulloway) in the Hawkesbury River prawntrawl fishery using square-mesh panels in codends. *Fisheries Research*, Amsterdam, 19: 321–331.

Broadhurst, M. 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Fish Biol. Fish.*, 10: 27–60.

Broadhurst, M.K., Dijkstra, K.K.P., Reid, D.D., Gray, C.A. 2006. Utility of morphological data for key fish species in southeastern Australian beach-seine and otter-trawl fisheries: predicting mesh size and configuration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 40: 259-272.

Broadhurst, M.K., R.B. Millar, C.P. Brand. 2010. Diamond- vs. square-mesh codend selectivity in southeastern Australian estuarine squid trawls. *Fish. Res.*, 102: 276–285.

Broadhurst, M.K., Sterling, D.J., Millar, R.B. 2014. Configuring the mesh size, side taper and wing depth of penaeid trawls to reduce environmental impacts. *PLoS ONE* 9(6): e99434. doi:10.1371/journal.pone.0099434

Cattani, A.P. Bernardo, C., Medeiros, R.P., Santos, L.O., Spach, H.L. 2012. Avaliação de dispositivos para redução da ictiofauna acompanhante na pesca de arrasto dirigida ao camarão sete-barbas. *Bol. Inst. Pesca São Paulo*. 38: 333–348.

Duarte, D.L.V., 2018. Quantifying the morphology of key species caught in the southern Brazilian penaeid-trawl fishery as a precursor to improving selection. *Lat Am J Aquat Res (in press)*.

Eayrs, S. 2007 *A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries*. Rome: FAO Food and Agricultural Organization, 107 p.

- Eayrs, S. 2012. Comparative testing of bycatch reduction devices in tropical shrimp-trawl fisheries—A practical guide. Food and Agricultural Organization, Rome, Italy. 122pp.
- FAO, 2005. Putting into practice the ecosystem approach to fisheries. Roma, FAO. 76p.
- Gillett, R. 2008 *Global study of shrimp fisheries*. Rome: FAO Fisheries Technical Paper, 359p.
- Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I. 2000. By-catch: Problems and Solutions. *Mar Pollution Bulletin* 41: 204–219.
- Haimovici, M.; Maceira, R.P. 1981. Observações sobre a seleção a bordo e rejeição na pesca de arrasto de fundo no Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 2., 1981, Recife. Anais.Recife: FAEP-BR, 1981. p. 401-412
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2008. Instrução Normativa nº. 189, de 23 de setembro de 2008. *Diário Oficial da União*, 24 de setembro de 2008, nº. 185, Seção 1, p. 83.
- Jones, J.B. 1992 Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 26: 59–67
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. FAO Fisheries Technical Paper, Italy. 131pp.
- McHugh, M.J., Broadhurst, M.K., Sterling, D.J. 2016. Choosing anterior-gear modifications to reduce the global environmental impacts of penaeid trawls. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 27:111–134.
- Wardle, C.S. 1993. Fish behaviour and fishing gear. In: Pitcher TJ (ed.) *Behaviour of Teleost Fishes*. Chapman and Hall, London. 609–643

- Parsons, G.R., Foster, D.G., Osmond, M. 2012. Applying fish behavior to reduce trawl bycatch: evaluation of the nested cylinder bycatch reduction device. *Mar. Technol. Soc. J.*, 46: 26–33.
- Pope, J.A., Margetts, A.R., Hamley, J.M., Akyüz, E.F. 1975. Manual of methods for fish stock assessment. Part III. Selectivity of fishing gear. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Italy. 79 pp.
- Robertson, J.H.B. 1986. Design and construction of square mesh cod-ends. *Scottish Fisheries Information Pamphlets*, 12: 12.
- Rogers, D., B. Rogers, J. de Silva, and V. Wright. 1997. Effectiveness of four industry-developed bycatch reduction devices in Louisiana's inshore waters. *Fish. Bull.* 95: 552–565.
- Sedrez, M.C., Branco, J.O., Freitas Junior, F., Monteiro, H.S., Barbieri, E. 2013. Ichthyofauna bycatch of sea-bob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil. *Biota Neotrop.* 13: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n1/en/abstract?inventory+bn00313012013>
- Silva, C.N.S., Broadhurst, M.K., Schwingel, A., Dias, J.H., Cattani, A.P., Spach, H. 2011. Refining a Nordmøre-grid for a Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery. *Fish. Res.* 109: 168–178. doi: 10.1016/j.fishres.2011.01.035
- Silva, C.N.S., Broadhurst, M.K., Dias, J.H., Cattani, A.P., Spach, H.L. 2012. The effects of Nordmøre-grid bar spacings on catches in a Brazilian artisanal shrimp fishery. *Fish. Res.* 127–128:188–193. doi: 10.1016/j.fishres.2012.01.004
- Silva, C.N.S., Broadhurst, M.K., Medeiros, R.P., Dias, J.H. 2013. Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management. *Mar. Policy* 42:133–141. doi: 10.1016/j.marpol.2013.02.002

- Soria M, Gerlotto F, Freon P. Study of learning in response to trawl fishing. In: Wardle CS, Hollingworth CE (eds). Fish behaviour in relation to fishing operations. ICES Mar. Symp. 1993; 196: 17–20.
- Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Lokkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D., Rihan, D. 2012. Low impact and fuel efficient fishing—Looking beyond the horizon. *Fisheries Research*. 119–120: 135-146.
- Kim, Y., Wardle, C.S., NA, Y. 2008. Herding and escaping responses of juvenile roundfish to square mesh window in a trawl cod end. *Fisheries Science*. 74:1–7.
- Watson, J.W., Workman, I.K. and B.D. Hataway. 1992. The behavior of fish and shrimp encountering trawls in the southeastern U.S. penaeid shrimp fishery. MTS '92: Global ocean partnership. Proceedings., MTS, Washington D.C. (USA), 1992, PP.336-341, Proc. Mar. Technol. Soc. Conf.
- Watson, J., Foster, D., Nichols, S., Shah, A., Denton-Scott, E., Nance, J. 1999. The development of bycatch reduction technology in the Southeastern United States shrimp fishery. *MTS Journal*. 33:51–56.
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Fifth Edition. New Jersey: Prentice-Hall. 944pp.
- Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., Pauly, D. 2017. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fish.*, 1-10. doi: 10.1111/faf.12233

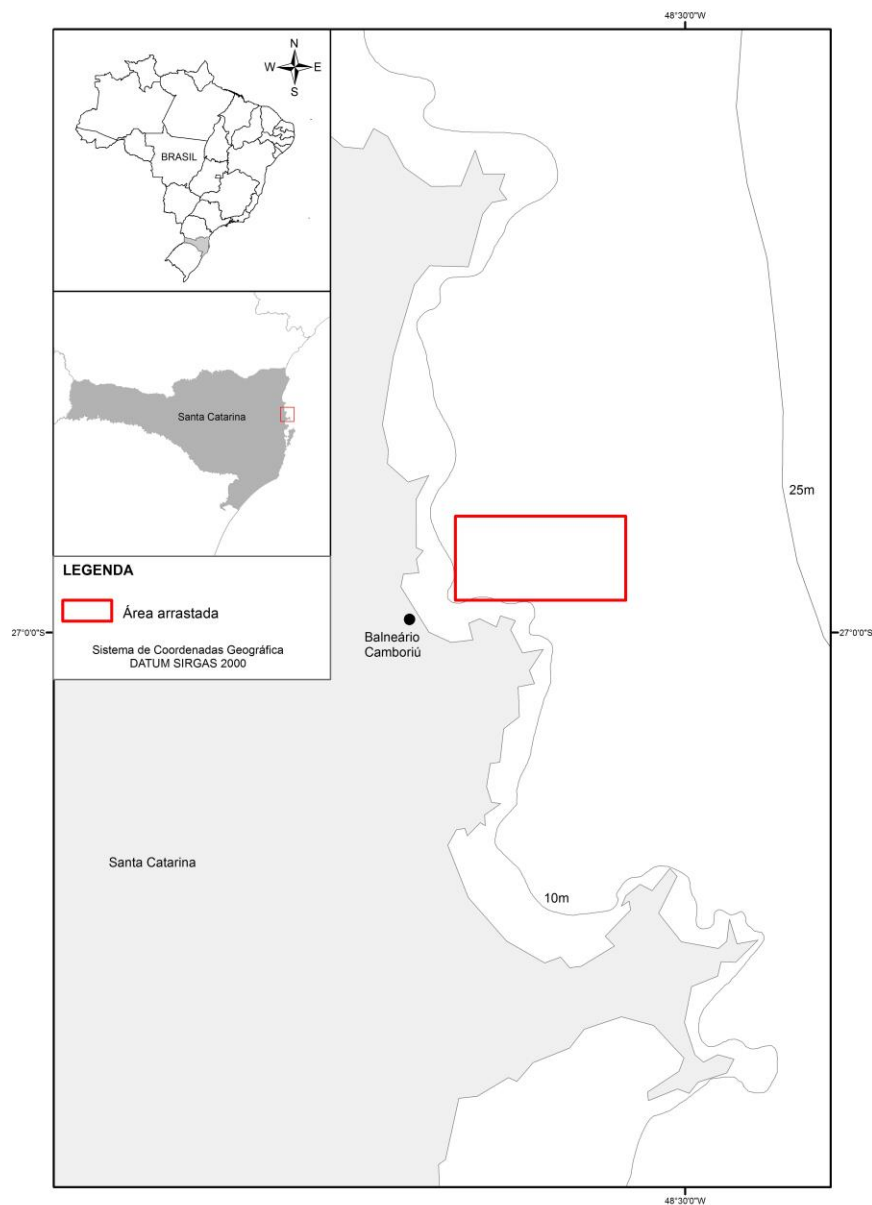


Figura 1: Área de arrasto para a captura do camarão sete-barbas durante os 30 testes realizados entre as redes controle e modificadas durante o mês de fevereiro de 2018 no litoral norte de Santa Catarina.

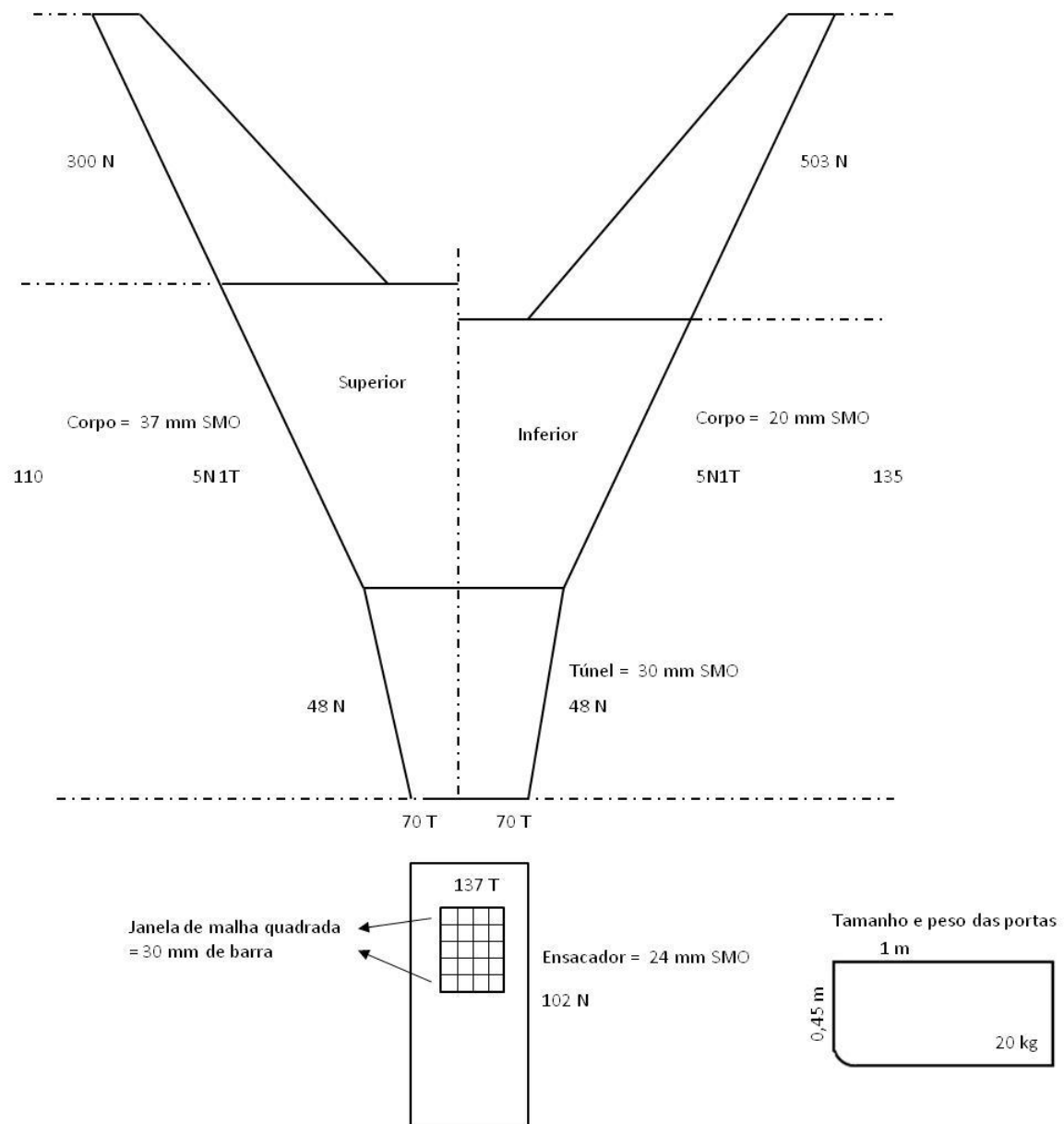


Figura 2. Mapa da rede de arrasto artesanal utilizada pela frota de arrasto artesanal no litoral norte de Santa Catarina, com a montagem de uma janela de malha-quadrada na porção inicial do ensacador.

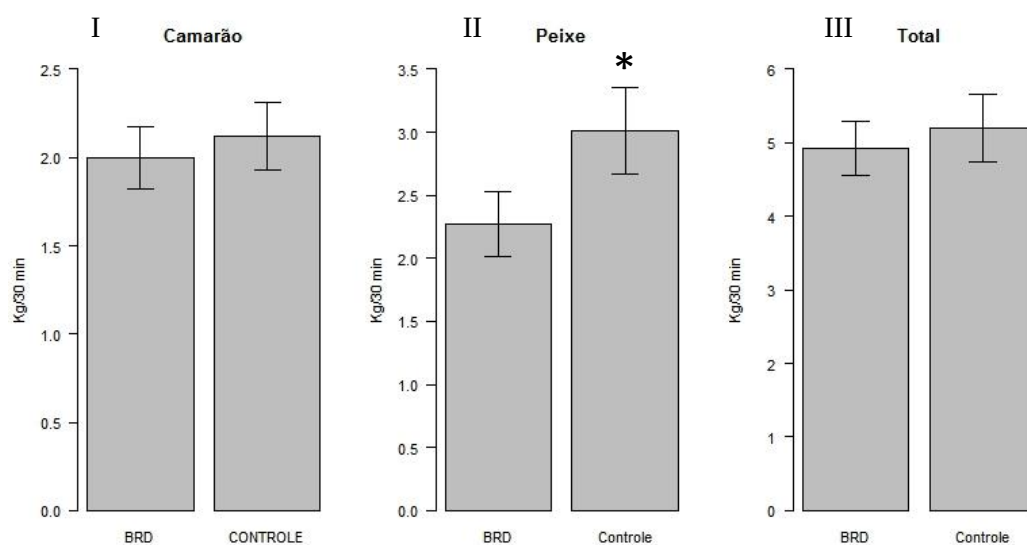


Figura 3. Valores de capturas médias em kg/30 min de (I) *Xiphopenaeus kroyerii*; (II) total de peixes; (III) total capturado, entre as redes controle e com dispositivo de malha-quadrada capturados durante o experimento. * Diferença significativa com $p < 0.05$.

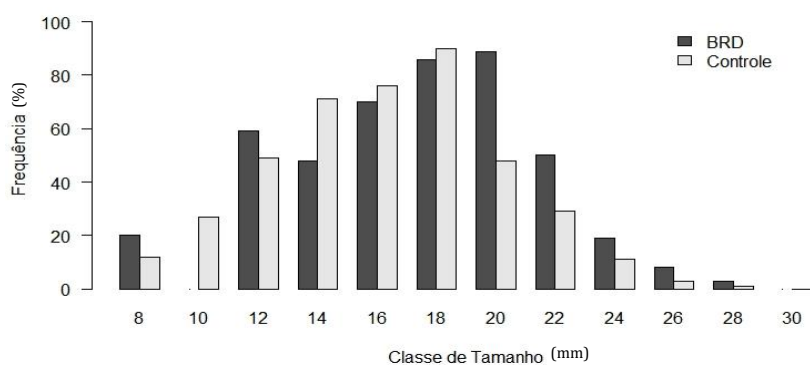


Figura 4. Distribuição de frequência de tamanho ($n = 875$) de *Xiphopenaeus kroyerii* (camarão-sete-barbas) capturados entre as duas redes durante o experimento. Classe de tamanho em mm.

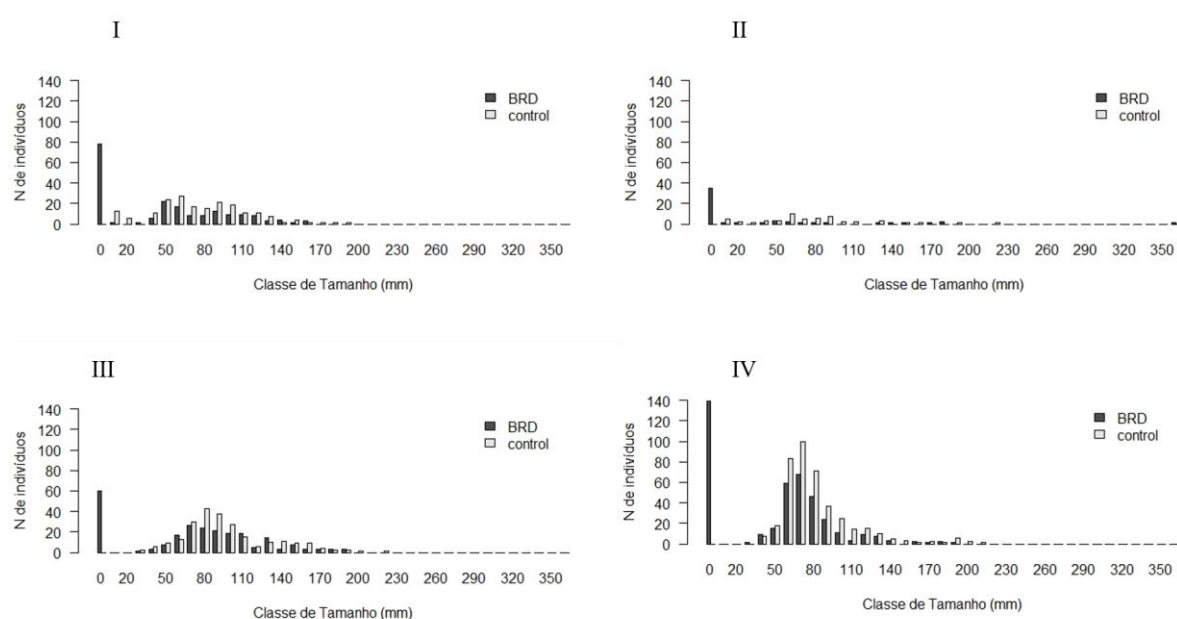


Figura 5. Distribuição de frequência de tamanho das espécies (I) *Cynoscion* spp (n = 254), (II) *Macrodon atricauda* (n = 70), (III) *Paralichthys brasiliensis* (n = 414) e (IV) *Stellifer* spp (n = 660) presentes na fauna acompanhante nas duas redes durante o experimento. Classe de tamanho em mm.

Tabela 1. Espécies capturadas na rede controle e com malha-quadrada durante três dias de experimento na costa de Santa Catarina. (Nº = número de indivíduos na amostra)

Grupo	Nome específico	Nome comum	Nº
Crustáceos	<i>Achelous spinimanus</i>	Siri-candeia	4
	<i>Achelous spinicarpus</i>	Siri-praga	18
	<i>Alpheus</i> spp	Camarão-pistola	3
	<i>Arenaeus cribrarius</i>	Siri-chita	8
	<i>Artemesia longinaris</i>	Camarão-ferrinho	3
	<i>Callinectes danae</i>	Siri-azul	154
	<i>Callinectes ornatus</i>	Siri-azul	863
	<i>Callinectes sapidus</i>	Siri-azul	163
	<i>Dardanus insignis</i>	Ermitão	3
	<i>Exhippolysmata oplophoroides</i>	Camarão-espinho	8
	<i>Hepatus pudibundus</i>	Caranguejo-baú	679
	<i>Libinia spinosa</i>	Caranguejo-aranha	8
	<i>Penaeus schimitii</i>	Camarão-branco	2
	<i>Loxopagurus loxochelis</i>	Ermitão	6
	<i>Persephona lichtensteinii</i>	Caranguejo-relógio	1111
	<i>Persephona mediterranea</i>	Caranguejo-relógio	283
	<i>Persephona punctata</i>	Caranguejo-relógio	550
	<i>Petrochirus diogenes</i>	Ermitão-da-areia	15
	<i>Pleoticus muelleri</i>	Camarão-vermelho	40
	<i>Porcellana sayana</i>	Caranguejo	4
	<i>Sicyonia typica</i>	Camarão-pedra	163
	<i>Squilla brasiliensis</i>	Tamarutaca	9
	<i>Xiphopenaeus kroyerii</i>	Camarão-sete-barbas	1382
Elasmobrânquios	<i>Rhinoptera</i> sp	Raia-beiço-de-boi	1
Equinodermos	<i>Astropecten</i> spp	Estrela-do-mar	4
Moluscos	Bivalvia		36
	Gastropoda		43
	<i>Loligo sanpaulensis</i>	Lula	183
Peixes	<i>Anchoa marinii</i>	Manjuba	120
	<i>Anchoa spinifera</i>	Manjuba-banana	12
	<i>Anchovia clupeoides</i>	Sardinha	3
	<i>Bairdiella ronchus</i>	Cangoá	13
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	Linguado	6
	<i>Conodon nobilis</i>	Roncador	5
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	Cangoá	1
	<i>Cynoscion acoupa</i>	Pescada-amarela	2
	<i>Cynoscion guatucupa</i>	Pescada-olhuda	236

<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Goete	87
<i>Serranus auriga</i>	Mariquita-de-penacho	1
<i>Eucinostomus gula</i>	Carapicu	2
<i>Genidens spp</i>	Bagre	11
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	Moreia-pintada	2
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Baiacú-liso	3
<i>Larimus breviceps</i>	Oveva	13
<i>Macrodon atricauda</i>	Pescada-amarela	71
<i>Menticirrhus americanus</i>	Papa-terra	3
<i>Micropogonias furnieri</i>	Corvina	29
<i>Oligoplites saliens</i>	Guaivira	1
<i>Oncopterus darwinii</i>	Linguado	4
<i>Ophichthus gomesii</i>	Peixe-cobra	33
<i>Orthopristis ruber</i>	Cocoroca	1
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	Linguado-vermelho	2
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	Maria-luiza	428
<i>Pellona harroweri</i>	Sardinha-manteiga	63
<i>Peprilus paru</i>	Gordinho	2
<i>Porichthys porosissimus</i>	Mamangá, gabosa	178
<i>Priacanthus arenatus</i>	Olho-de-cão	2
<i>Prionotus punctatus</i>	Cabrinha	2
<i>Selene vomer</i>	Galo-de-penacho	4
<i>Stellifer brasiliensis</i>	Cangoá	176
<i>Stellifer rastrifer</i>	Cangoá	505
<i>Stephanolepis hispidus</i>	Peixe-Porco	1
<i>Symphurus jenynsii</i>	Lingua-de-sogra	42
<i>Trichiurus lepturus</i>	Peixe-espada	127
Anemonas		3
Ascídias		16

Tabela 2. Valores totais do experimento e CPUE (kg/30 min.) para captura total, camarões *X. kroyeri*, fauna acompanhante total (FA total), ictiofauna acompanhante (FA peixes), *Cynsacion* spp, *Macrodon atricauda*, *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer* spp entre a rede controle e a rede com malha-quadrada. *diferença significativa ($p < 0,05$).

	Total	<i>X. kroyeri</i>	FA total	FA Peixes	<i>Cynsacion</i> spp	<i>Macrodon</i> <i>atricauda</i>	<i>Paralanchurus</i> <i>brasiliensis</i>	<i>Stellifer</i> spp
Captura total	427,1	123,4	303,6	158,46	10,8	3,64	17,2	26,0
Captura Controle	219,6	63,5	156	90,3*	7,6	2,88	10,4	17,20
Captura BRD	207,5	59,9	147,6	68,1*	3,2	0,76	6,8	8,80
CPUE total	14,24	4,11	10,12	5,28	0,36	0,12	0,57	0,86
CPUE Controle	7,32	2,12	5,2	3,01	0,25	0,096	0,34	0,57
CPUE BRD	6,92	2,00	4,92	2,27	0,10	0,02	0,22	0,29