



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG

INSTITUTO DE OCEANOLOGIA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOLOGIA
BIOLÓGICA

IMPACTOS ECOLÓGICOS E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA
DE MEDIDAS REDUTORAS DE CAPTURA INCIDENTAL
NA PESCA ARTESANAL DE CAMARÃO-ROSA (*Penaeus
paulensis*) NO SUL DO BRASIL

SAMANTA DA SILVEIRA BORGES

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 Dumont

Co-orientadora: Dra. Dérien Lucie Vernetti Duarte

RIO GRANDE/RS, Brasil

Setembro / 2024

Ficha Catalográfica

B732i Borges, Samanta da Silveira.
 Impactos ecológicos e avaliação da eficiência de medidas
 redutoras de captura incidental na pesca artesanal de camarão-rosa
 (*Penaeus paulensis*) no sul do Brasil / Samanta da Silveira Borges. –
 2024.
 110 f.

 Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande –
 FURG, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica,
 Rio Grande/RS, 2024.
 Orientador: Dr. Luiz Felipe Dumont.
 Coorientadora: Dra. Dérien Lucie Vernetti Duarte.

 1. BRD 2. *Bycatch* 3. Ciclone 4. Estimativa 5. Lagoa dos Patos
 6. Pesca artesanal I. Dumont, Luiz Felipe II. Duarte, Dérien Lucie
 Vernetti III. Título.

CDU 551.46

Catálogo na Fonte: Bibliotecário José Paulo dos Santos CRB 10/2344



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
IO – INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA
E-mail: ccpgob@furg.br – home-page: www.ppgobio.furg.br

ATA DE DEFESA DE TESE DE DOUTORADO – 05/2024

Às treze horas e trinta minutos do dia dezesseis de setembro do ano de dois mil e vinte e quatro, por vídeo conferência, Presencial: Sala 5102-Pav. 5 e Virtual: Sala Defesa de Tese de Samanta Borges | Microsoft Teams | Ingressar na reunião rápida, reuniu-se a Comissão Examinadora de Tese de Doutorado da Acad. **Samanta da Silveira Borges**, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont – Orientador (IO/FURG); Dr^a. Dérien Duarte – Coorientadora - (ICMBio), Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia - (IO/FURG), Prof. Dr. Luis Gustavo Cardoso - (IO/ FURG), Prof^a. Dr^a. Danielle Monteiro - (IO/FURG), Prof. Dr. Rodrigo Pereira Medeiros - (UFPR) e Dr^a. Roberta Aguiar dos Santos - (ICMBio). Título da Tese: “IMPACTOS ECOLÓGICOS E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE MEDIDAS REDUTORAS DE CAPTURA INCIDENTAL NA PESCA ARTESANAL DE CAMARÃO-ROSA (*Penaeus paulensis*)”. Dando início à reunião, o orientador agradeceu a presença de todos e fez a apresentação da Comissão Examinadora. Logo após, explicou que a candidata teria um tempo de 45 a 60 min. para explanação do tema, e cada membro da Comissão, um máximo de 30 min. para perguntas. Dando prosseguimento, passou à palavra a candidata que apresentou o tema e respondeu às perguntas formuladas. Após explanação, a Comissão aprovou o que segue: As sugestões de todos os membros da Comissão Examinadora foram aceitas pelo orientador/candidata e foram incorporadas na versão final. Foi atribuída a seguinte classificação a candidata: Prof. Dr. Luis Gustavo Cardoso – Classificação: Aprovada; Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia – Classificação: Aprovada; Dr^a. Roberta Aguiar dos Santos – Classificação: Aprovada; Prof^a. Dr^a. Danielle Monteiro – Classificação: Aprovada e Prof. Dr. Rodrigo Pereira Medeiros – Classificação: Aprovada. A candidata foi considerada APROVADA por UNANIMIDADE. Nada mais havendo a tratar, eu, Clabisnei Moura de Melo – Secretário do PPGOB, lavro a presente ata, que após lida e aprovada, será assinada pela Comissão Examinadora, pela aluna e pelo Coordenador Adjunto do PPGOB.

Documento assinado digitalmente



LUIZ FELIPE CESTARI DUMONT
Data: 05/12/2024 14:01:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont

Documento assinado digitalmente



LUIS GUSTAVO CARDOSO
Data: 04/12/2024 12:46:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr^a. Dérien Duarte

Documento assinado digitalmente



ALEXANDRE MIRANDA GARCIA
Data: 05/12/2024 09:51:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia

Documento assinado digitalmente



RODRIGO PEREIRA MEDEIROS
Data: 05/12/2024 10:45:28-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Rodrigo Pereira Medeiros

Prof. Dr. Luis Gustavo Cardoso

Documento assinado digitalmente



DANIELLE DA SILVEIRA MONTEIRO
Data: 05/12/2024 13:03:18-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Danielle Monteiro

Documento assinado digitalmente



ROBERTA AGUIAR DOS SANTOS
Data: 05/12/2024 11:38:11-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr^a. Roberta Aguiar dos Santos



Documento assinado digitalmente
SILVINA BOTTA
Data: 11/09/2024 18:39:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Silvina Botta
Coordenadora PPGOB



Documento assinado digitalmente
SAMANTA DA SILVEIRA BORGES
Data: 05/12/2024 14:37:14-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Acad. Samanta da Silveira Borges

IMPACTOS ECOLÓGICOS E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA
DE MEDIDAS REDUTORAS DE CAPTURA INCIDENTAL
NA PESCA ARTESANAL DE CAMARÃO-ROSA (*Penaeus
paulensis*) NO SUL DO BRASIL

SAMANTA DA SILVEIRA BORGES

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.

RIO GRANDE/RS, Brasil

Setembro / 2024

© A cópia parcial e a citação de trechos desta tese são permitidas sobre a condição de que qualquer pessoa que a consulte reconheça os direitos autorais do autor. Nenhuma informação derivada direta ou indiretamente desta obra deve ser publicada sem o consentimento prévio e por escrito do auto

AGRADECIMENTOS

Eu agradeço a Deus por ser meu amigo mais leal, que me deu força e principalmente coragem frente a situações que pareciam impossíveis. Também à minha família que sempre foi a minha base, minha unidade e aqueles que acreditaram em mim incondicionalmente, amo vocês, pai (Jemerson), mãe (Giovana) e meu irmão Wellington. Agradeço ao Jonas por estar comigo durante todo esse tempo e ter acreditado na “*evolução das fuinhas*”.

Gostaria de agradecer à FURG, ao PPGOB e à CAPES pela oportunidade de estudar e crescer academicamente. Meu sincero obrigada ao Laboratório de Ecologia e Pesca de Crustáceos – LEPEC (antigo Laboratório de Crustáceos Decápodes) que me acolheu, desde o início da minha vida científica. Eu não só achei um lugar para cursar e trabalhar, mas amigos para levar para a vida. Agradeço a orientação do Felipe e da Dérien, obrigada pelas sugestões, direcionamentos, correções e principalmente pelo encorajamento. Meu muito obrigada à banca pelas correções e sugestões e aos coautores Lucas e Eidi, com o auxílio nos artigos com revisões, estatística e cálculos em geral.

Muito obrigada aos pescadores que me auxiliaram, seu Sidnei e a dona Marilene (Ilha da Torotama), o seu Loredi (Ilha dos Marinheiros), a dona Leci e o Zaga (São Miguel) e o Pedrinho (Mangueira) que me concederam os seus conhecimentos, tempo e material. Em especial gostaria de agradecer ao Giovane que além do material também aceitou o desafio de testar todos os BRDs comigo. E o que seria da tese sem os estagiários? Gostaria de citar a todos, mas novamente foram muitos que me ajudaram nos experimentos ou no laboratório, então o meu muito obrigada a todos. No entanto gostaria de agradecer em especial duas estagiárias, a Lhais e a Ariadne, essas meninas abraçaram o trabalho como se fossem delas e me ajudaram de uma maneira que uma simples obrigada é pouco. Também contei a ajuda técnica da Valéria (PELD) e Ana Mai (Ictio) com a identificação de várias espécies de peixes e com a nota do robalo. Também gostaria de agradecer aos colegas do CEPSUL, que ficaram torcendo por mim todo o fim da tese. Meu sincero obrigada a todos.

“Onde há vontade, há um caminho”

Winston Churchill

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	III
DEDICATÓRIA.....	IV
RESUMO	1
ABSTRACT.....	2
PREFÁCIO.....	3
CAPÍTULO 1: Introdução Geral	4
1.1 Introdução:	4
1.2 Hipóteses:.....	9
1.3 Objetivos:.....	10
1.4 Referências:	11
CAPÍTULO 2: Understanding for management: spatial and temporal shifts in passive fishing bycatch in an estuarine system of Southern Brazil.....	18
2.1 Abstract.....	18
2.2 Introduction	19
2.3 Materials and methods.....	21
2.3.1 Study area	21
2.3.2 Sampling.....	22
2.3.3 Data analysis.....	23
2.4 Results	24
2.5 Discussion.....	32
2.5.1 Conclusion	35
2.6 References.....	35
CAPÍTULO 3: Assessing nine devices to reduce bycatch in the pink shrimp <i>Penaeus paulensis</i> fisheries: Lessons from field experiments with fyke nets.	42
3.1 Abstract.....	42
3.2 Introduction	43
3.3 Materials and methods.....	45
3.3.1 Study area	45
3.3.2 Sampling.....	46
3.3.3 BRD: Influence of light attraction	49
3.3.4 BRD: Fisheye model 1 and 2.....	49

3.3.5 BRD: Square-mesh model 1 and 2	49
3.3.6 BRD: Grid model 1 and 2.....	49
3.3.7 Data analysis.....	50
3.4 Results	50
3.5 Discussion.....	53
3.5.1 Conclusion	57
3.6 References	57
3.7 Appendices	64
CAPÍTULO 4: Projeção de biomassa da corvina (<i>Micropogonias furnieri</i>) poupada com a utilização de dispositivo redutor de fauna acompanhante em redes aviãozinho.....	72
4.1 Resumo	72
4.2 Introdução.....	73
4.3 Metodologia.....	75
4.3.1 Proporção por classe de comprimento	75
4.3.2 Biomassa por classe de comprimento	76
4.3.3 Idade correspondente ao ponto médio da classe de comprimento	77
4.3.4 Número de indivíduos por classe de comprimento.....	78
4.3.5 Comprimento correspondente à idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos	78
4.3.6 Número de indivíduos escapados até a idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos	78
4.3.7 Biomassa projetada por idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos.....	79
4.4 Resultados.....	79
4.5 Discussão	83
4.6 Referências	85
CAPÍTULO 5: Conclusão	91
5.1 Capítulo 2. Understanding for management: passive fishing bycatch and catch variation study in an estuarine system.....	91
5.2 Capítulo 3. Assessing nine devices to reduce bycatch in the pink shrimp <i>Penaeus paulensis</i> fisheries: Lessons from field experiments with fyke nets.....	91

5.3 Capítulo 4. Projeção de biomassa da corvina (<i>Micropogonias furnieri</i>) poupada com a utilização de dispositivo redutor de fauna acompanhante em redes aviãozinho.....	92
6.4 Perspectivas Gerais.....	93
APÊNDICES	94
Apêndice 1: Nota publicada: First record of <i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792) (Perciformes, Centropomidae), Common Snook, in the Patos Lagoon estuary, in southern Brazil":	94
4.1 Abstract.....	94
4.2 Introduction	94
4.3 Methods	96
4.4 Results	96
4.4.1 New Record	97
4.4.2 Identification.....	97
4.5 Discussion.....	99
4.6 References	101
Apêndice 2: Rede aviãozinho utilizada na pesca de camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos. a) desenho esquemático; b) foto da rede suspensa.	106
Apêndice 3: Atrativo luminoso. A. a) luz branca (controle); b) luz cor amarela - AM; c) luz cor azul - AZ; d); e luz cor verde - VD. B. Bateria com lâmpada revestida com celofane.....	107
Apêndice 4: <i>Fisheye</i> . a) F1 com barras em forma de V com distância na base de 35mm; b) F2 com barras paralelas com 30 mm de distância entre elas	107
Apêndice 5: Malha-quadrada. a) M1 – 40 mm de lado; b) M2 – 30 mm de lado	108
Apêndice 6: Grades utilizadas nas redes. a) G1 – distância de 25 mm entre barras com ângulo de instalação de 50°; b) G2 – distância de 25 mm entre as barras com ângulo de instalação de 32°	108

Resumo: A captura de espécies não alvo (*bycatch*) gera grandes prejuízos aos ecossistemas e à sustentabilidade de pescarias. As destinadas à captura de camarões são, em geral, as mais impactantes, sendo responsáveis por 1/3 dos descartes mundiais. Uma medida que visa minimizar o *bycatch* e manter a pescaria eficiente é o desenvolvimento de dispositivos redutores de *bycatch* (*Bycatch Reduction Devices* - BRD). Nesse sentido, esse estudo teve como objetivos: avaliar as variações do *bycatch* na pesca de camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos entre anos, regiões e após um extremo climático, testar nove BRDs (três diferentes cores para atrativo luminoso e dois modelos de *fisheyes*, malhas-quadradas e grades); e projetar a biomassa da corvina (*Micropogonias furnieri*), principal espécie com captura reduzida pelos testes. Para a avaliação do *bycatch* foram realizadas coletas de amostras em: a) três diferentes anos (2020, 2021 e 2022); b) em três regiões diferentes na mesma safra de camarão (2022) e c) amostragem antes e após a passagem de um ciclone. Foi observado diferenças significativas no *bycatch* entre anos e regiões quanto a estrutura da comunidade capturada e diferença na riqueza de espécies após o ciclone. Para avaliação da eficiência de cada BRD foi realizado um total de 60 lances comparando redes com BRDs e sem (controle). Houve redução significativa de *bycatch* com a utilização dos modelos 1 e 2 dos *fisheyes* e grades e modelo 2 da malha-quadrada. Porém somente a grade modelo 2 (G2; ângulo de instalação de 32°) reduziu o *bycatch* sem reduzir significativamente a espécie-alvo. E por fim foi realizada uma projeção de biomassa, baseada em dados de crescimento e mortalidade, simulando a biomassa do *bycatch* (corvina) que sobreviveria devido à utilização do dispositivo. Estimou-se que com a G2 foi reduzido ~77% de corvinas. Considerando uma safra inteira, essa sobrevivência resultaria no acréscimo de 683 a 1367 kg de corvinas na população em um ano, e de ~1315 a 2630 kg em dois anos. Dado que os estuários são sistemas dinâmicos e podem variar constantemente, é importante entender como essas variações refletem na pesca e consequentemente nas resoluções de seus impactos.

Palavras-chaves: BRD, *bycatch*, ciclone, estimativa, Lagoa dos Patos, pesca artesanal

Abstract: The capture of non-target species (bycatch) in fisheries causes great harm to ecosystems and to the sustainability of the fisheries. Among fisheries, shrimp capture, in general, is the most impactful, accounting for 1/3 of global discards. One measure that aims to minimize bycatch and maintain efficient fishing is the development of bycatch reduction devices (BRDs). In this sense, this study aimed to evaluate the bycatch variations in the pink shrimp fisheries in Patos Lagoon across years, regions, and after an extreme climate event, to test nine BRDs (three different colours for light attractants and two fisheyes, square mesh and grids models) and to project the biomass of croaker (*Micropogonias furnieri*), the main species with reduced catches by the tests. For the evaluation of bycatch, samples were collected: a) in three different years (2020, 2021 and 2022); b) in three different regions during the same season; and c) before and after the passage of a cyclone. Significant differences in bycatch were observed between years and regions regarding the structure of the captured community, as well as differences in species richness after the cyclone. To assess the efficiency of each BRD, a total of the 60 fishing operation were conducted comparing nets with BRDs to those without (control). A significant reduction in bycatch was observed with the use of models 1 and 2 of fisheyes and grids, and model 2 of square mesh. However, only grid model 2 (G2; installation angle of 32°) reduced bycatch without significantly reducing the target species. Finally, a biomass projection was conducted, based on growth and mortality data, simulating the bycatch biomass (croaker) that would survive due to the use of the device. It was estimated that G2 reduced croaker bycatch by ~77%. Considering an entire harvest, this survival would result in an increase of 683 to 1,367 kg of croaker in the population in one year, and ~1,315 to 2,630 kg in two years. Given that estuaries are dynamic systems and can constantly vary, it is important to understand how these variations affect fishing and, consequently, the resolutions of their impacts.

Key words: BRD, bycatch, cyclone, estimate, Patos Lagoon, artisanal fisheries

PREFÁCIO

A motivação para a realização deste estudo surgiu ao acompanhar trabalhos durante minhas experiências de estágio, mestrado e projetos na área de ecologia pesqueira. Foi possível observar de perto a importância da pesca artesanal no estuário da Lagoa dos Patos (ELP) e a crescente necessidade de estratégias mais eficazes para seu aperfeiçoamento. Durante o mestrado, observei diversos impactos negativos que a pesca de arrasto (pesca ativa) causa no estuário. Assim, investigar soluções que combinem preservação e aprimoramento da prática da pesca passiva, que é menos prejudicial ao meio ambiente, despertou meu interesse.

Esta tese está organizada em seis capítulos. O Capítulo 1 apresenta a introdução, as hipóteses e os objetivos deste trabalho. Os Capítulos 2, 3 e 4 consistem nos artigos que tecem a proposta deste estudo. O Capítulo 2 aborda as espécies que são capturadas não intencionalmente (*bycatch*) junto com a espécie-alvo (camarão-rosa) durante a pesca com redes tipo aviãozinho. Nesse capítulo, buscamos entender os principais aspectos que podem influenciar na captura de espécies do *bycatch*. Ao compreender o *bycatch*, elaboramos estratégias para reduzir a captura dessas espécies por meio do uso de dispositivos específicos instalados na rede aviãozinho, abordados no Capítulo 3. O Capítulo 4 inclui uma avaliação de como o uso de um dispositivo nas redes de aviãozinho pode beneficiar a sustentabilidade da atividade pesqueira, analisando o potencial de recuperação da biomassa projetada a curto (um ano) e médio prazo (dois anos) da corvina, principal espécie de peixe capturada como *bycatch*. No Capítulo 5 foi descrito as principais conclusões desta tese. Além disso, foi adicionado ao trabalho, na seção dos apêndices, a descoberta de dois indivíduos de robalo (*Centropomus undecimalis*) durante os experimentos no ELP, o que levou à publicação de uma nota como primeiro registro dessa espécie no estuário.

Acredito que este estudo contribuirá para o aprimoramento da pesca tradicional, demonstrando que, a partir da compreensão da captura de fauna acompanhante, é possível encontrar oportunidades de adaptação e redução do *bycatch*. Com alternativas mais sustentáveis de adaptações instaladas às redes de pesca, além de benefícios ecológicos, como

a recuperação de espécies em declínio populacional, também poderá haver contribuições sociais, com a valorização do pescador tradicional e o acréscimo de valor não só ao produto direto da pesca do aviãozinho, o camarão, mas também às demais pescarias.

CAPÍTULO 1: Introdução Geral

1. INTRODUÇÃO

As pescarias de camarões correspondem a 16,4% do mercado mundial de pescado, contribuindo com cerca de 30% dos descartes globais (FAO 2022). Embora relevante social e economicamente, as pescarias de camarões geram impactos que afetam os ambientes marinhos e estuarinos. Dentre os principais impactos dessas pescarias destaca-se a captura de fauna acompanhante, chamada de *bycatch* (Alverson et al. 1994; Hall et al. 2000; Jennings et al. 2009; Zeller et al. 2018; Rezende et al. 2019). Por definição, o *bycatch* se caracteriza pela captura de espécies não alvo das pescarias, com interesse comercial (*by-product*) ou sem (descarte) (Hall et al. 2000; Kelleher 2005; Penney et al. 2013). As espécies são muitas vezes descartadas, ou seja, não são utilizadas pelos pescadores, podendo ser em razão de possuir pequenos tamanhos, estarem danificados, não serem comestíveis, ter pouco ou nenhum valor de mercado ou não podem ser retidos devido a restrições de gestão ou de cotas (Zeller et al. 2018). Por sua vez, o descarte de peixes pequenos afeta a composição dos estoques naturais e tem efeito direto na diminuição do volume capturado na próxima safra, tornando a atividade menos produtiva e mais onerosa a cada ano (Pérez et al. 2019). Além disso, altera a distribuição do tamanho das populações afetadas e a composição das espécies nas áreas de pesca e causa perda de diversidade (Vianna e D’Incao 2006).

Embora as pescarias passivas sejam em geral consideradas menos prejudiciais ao meio ambiente, quando comparadas às pescarias ativas, como o arrasto, e ofereçam várias vantagens aos pescadores, por exemplo, redução nos requisitos de combustível e mão de obra, elas ainda resultam na captura de *bycatch* (Loebmann e Vieira 2006). A captura de espécies não-alvo, sem tamanho comercial ou espécies ameaçadas de extinção, representa um desafio para a conservação e gestão de ecossistemas costeiros (Hall et al. 2000; NOAA 2016; Davies

et al. 2009), particularmente quando abordada por sistemas de gestão mais centrados em espécies-alvo. Já a Abordagem Ecosistêmica Aplicada à Gestão da Pesca (AEGP) distingue-se dos sistemas de gestão centrados em espécies-alvo, por ter uma abordagem mais integrada. Além do uso sustentável das espécies-alvo nas pescarias, abordar a gestão dos ecossistemas de forma mais abrangente é uma maneira de garantir para as gerações futuras a gama completa de bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas marinhos (Garcia 2003; FAO 2022). Ela funciona procurando preservar a estrutura, a diversidade e o funcionamento dos ecossistemas. No entanto, desenvolver um sistema de gestão eficaz requer uma compreensão da pesca e de sua interação com o meio ambiente. A AEGP tem chamado a atenção para a questão da mortalidade por pesca não contabilizada e seus danos colaterais (FAO 2005; Pitcher 2005), considerando a adoção de dispositivos redutores de *bycatch*, do inglês *Bycatch Reduction Devices* – BRD, como uma ferramenta importante para mitigar as capturas de fauna acompanhante. Tais modificações tecnológicas vêm sendo implementadas ao redor do mundo com casos de muito sucesso, reduzindo o *bycatch* na pesca de camarões em valores que variam entre 30 e 90% (Robertson et al. 1984; Alverson et al. 1994; Broadhurst 2000; Cattani et al. 2012; Hannah et al. 2015; Duarte et al. 2019; Farias et al. 2019). Esses dispositivos visam melhorar a seletividade das redes, permitindo que o *bycatch* escape de duas maneiras: por resposta comportamental (exemplos de dispositivos incluem atração por luz e janelas de escape como o olho de peixe, ‘*fisheye*’ que é uma abertura em forma de elipse e malha-quadrada) ou pelo tamanho dos organismos (por exemplo, grades) (Hall e Mainprize 2005; Sala e Lucchetti, 2010; Eayrs 2012; Hannah et al. 2015; Lomeli et al. 2018; Cuende et al. 2020a; Cuende et al. 2020b).

A exclusão por comportamento é baseada em como as espécies do *bycatch* reagem a diferentes estímulos. Para atração de luz, a reação dependerá do espectro de luz artificial ou natural pelo qual a espécie é atraída, algumas espécies marinhas, por exemplo, responderão a espectros de luz específicos, como o azul e o verde, enquanto outras, dulcícolas, responderão ao amarelo e ao vermelho (Moore et al. 2006; Hannah et al. 2015). No caso das espécies de peixes que formam cardumes, a eficiência destes dispositivos depende também de outros

fatores, como a resposta optomotora e o grau de agregação no ensacador. A resposta optomotora se dá a um estímulo visível, onde o peixe pode variar a orientação de natação dependendo da corrente ou de um objeto referencial observado como, por exemplo, a malha da rede (Jones 1963; Kim e Wardle 2003). O grau de agregação é uma resposta dos peixes à necessidade de manterem uma distância entre si, de aproximadamente um terço do comprimento do corpo como uma estratégia de melhorar a hidrodinâmica dos cardumes. Portanto, assim como o modelo específico de BRD, a localização na rede se baseia na necessidade de espaço da espécie para promover sua fuga (Suzuki et al. 2003). Dispositivos baseados na exclusão por tamanho promovem a fuga de indivíduos que são maiores do que a abertura das barras, para redes aviãozinho, 25 mm (Vianna e D’Incao 2006). Porém é importante determinar o ângulo de instalação para um melhor desempenho, pois ângulos maiores que 53° causam colmatção e inferiores a 45° graus não promovem a exclusão máxima potencial do *bycatch* (Mitchell et al. 1995; Broadhurst et al. 2004; Duarte et al. 2019).

Entre as principais espécies de camarão capturadas ao longo da costa do Oceano Atlântico Sudoeste, o camarão-rosa (*Penaeus paulensis* e *P. brasiliensis*) se destaca devido ao volume de capturas e à importância socioeconômica (D’Incao e Reis 2002; Costa et al. 2014). No Brasil, o camarão-rosa, somado ao camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), representavam, até a década de 2010, cerca de 45% dos crustáceos marinhos desembarcados, sendo consideradas as espécies de crustáceos mais capturadas no país (MPA 2011). Para locais como o ELP no sul do Brasil, o camarão-rosa (*P. paulensis*) é um dos principais recursos pesqueiros na pesca artesanal utilizando redes passivas de pequeno porte, com produção média em torno de 1000 toneladas ao ano (Kinas 2016). A pesca artesanal é uma das principais atividades econômicas do estuário, com 3.300 pescadores que dependem exclusivamente da pesca (Haimovici et al. 2006; Kalikoski e Vasconcellos 2012; Steenbock 2019). Somente para a pesca de camarão-rosa (*P. paulensis*) há uma média de 1455 pescadores que utilizam redes passivas (Kalikoski e Vasconcellos 2012).

Desde 1998, a captura de camarões no ELP tem sido autorizada apenas com redes passivas do tipo aviãozinho (MMA/SEAP 2004), durante o período de fevereiro a maio (Benedet et al. 2010). A pesca com redes aviãozinho é realizada à noite com atrativo luminoso (MMA/SEAP 2004). Isto ocorre porque a maioria das espécies de Penaeidae passa a maior parte do período do dia enterrada no sedimento, emergindo para se alimentar à noite (Dall 1990), com maior atividade ao anoitecer e ao amanhecer (Schwamborn e Criales 2000). Essa informação sobre o momento da captura pode ser um fator chave a ser considerado na avaliação dos BRDs, assim como conhecer a distribuição das espécies pertencentes ao *bycatch* do aviãozinho no ELP (Vianna et al. 1996).

Embora modificações tenham sido cada vez mais estudadas nos últimos anos, a implementação de BRDs para redes passivas ainda é um desafio, principalmente em estuários, como no ELP onde as iniciativas foram escassas (Vianna et al. 2006; Amorim et al. 2019). Os estuários são conhecidos por serem considerados áreas protegidas e habitats de reprodução para muitas espécies, proporcionando proteção, como cobertura vegetal, alimento e condições ideais para o crescimento (McLusky e Elliott 2004). No entanto eles apresentam hidrodinâmica variável, dependendo de parâmetros meteorológicos e oceanográficos, e as condições do ambiente podem variar de horas a dias, principalmente governadas pela sazonalidade (Kantin e Baumgarten 1982; Hartman e Schettini, 1991; Möller e Fernandes, 2010). As flutuações nas variáveis ambientais podem refletir na pesca. Para o camarão-rosa, por exemplo, o sucesso do recrutamento, bem como o crescimento individual, depende de condições ambientais, como baixa precipitação na bacia de drenagem e ventos predominantes do sul (D’Incao e Dumont 2010). O estuário também é um habitat importante para espécies que constituem o *bycatch*, como siris e peixes (Vianna et al. 1996; Rezende et al. 2019). A abundância de siris é inversamente relacionada à salinidade, quando a salinidade é constantemente baixa, o siri-azul (*Callinectes sapidus*) se torna predominante, pois seu desenvolvimento ocorre completamente dentro do estuário (D’Incao e Dumont 2010). Em relação aos peixes, aproximadamente 150 espécies utilizam o ELP para proteção, alimento e crescimento, embora a abundância e a diversidade variem ao longo do ano e em diferentes

áreas do estuário (Garcia et al. 2003; Fischer et al. 2004; Garcia et al. 2004; Vieira et al. 2010).

Apesar das oscilações constantes na temperatura e salinidade, que ocorrem em escalas de horas a dias (Kantin e Baumgarten 1982; Hartman e Schettini, 1991), há eventos extremos ocasionais, como tempestades e ciclones, que podem alterar abruptamente as condições estuarinas (Campos et al. 2012). Isso reflete em alta variação na estrutura das assembleias de peixes e outros organismos (Yagi 2021). Tempestades e ciclones são desastres naturais causados pelo clima que, frequentemente, devastam ecossistemas costeiros ao redor do mundo e esses desastres têm se intensificado (Adger et al. 2005). Por exemplo, apenas em 2023, no sul do Brasil, muitos ciclones extratropicais foram registrados, causando diversos impactos ambientais e socioeconômicos, incluindo chuvas intensas, inundações e vítimas, com alguns ventos atingindo 75 nós perto da costa do Rio Grande do Sul (aproximadamente 140 km/h; Marinha do Brasil 2023, INMET 2023).

Para buscar compreender de forma mais precisa os impactos do *bycatch* na pesca com aviãozinho, é necessário considerar a compreensão dos aspectos quali-quantitativos dessas capturas. Dessa forma, é possível desenvolver dispositivos adequados à realidade da pescaria local. A adaptação refinada de uma série de opções de BRDs para pescadores artesanais pode refletir em um aumento no valor dessas pescarias e atingir padrões ecológicos mais elevados, como redução de captura de juvenis e de espécies ameaçadas que seriam descartadas.

O potencial de recuperação da biomassa poupada pelos dispositivos pode ser apresentado em cenários mais gerais, expressando além da redução imediata, a repercussão da implementação do BRD no futuro. Cenários que mostrem os benefícios a longo prazo podem ser uma estratégia para uma melhor visualização do custo-benefício e assim facilitar a aceitação da adoção de novos métodos, como os BRDs. Esses cenários podem ser demonstrados formalmente por meio de exercícios de projeção de biomassa (Vieira et al. 1996). Como exemplo de gestão pesqueira pode-se citar a estratégia de “Restrição espacial do esforço de pesca” efetivada pelo estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil, por meio da Lei Ordinária Nº 15.223 (5 de setembro de 2018). Essa lei, baseada em projeções com os dados

disponíveis, determinou que em uma faixa do mar territorial do Rio Grande do Sul que abrange da costa até 12 milhas náuticas a oeste, seria proibida a pesca de arrasto de fundo devido à alta taxa de *bycatch* dessas pescarias. As projeções demonstraram que a biomassa descartada de espécies comerciais poderia ser revertida em rendimento para outras pescarias. Os cálculos realizados demonstraram que cada tonelada de pequenos peixes não pescados se transformaria em quase três toneladas depois de um ano e 10 toneladas depois de dois anos (Cardoso et al. 2018).

Com essas abordagens combinadas, com o foco principalmente na pesca de aviãozinho no ELP, a presente tese de doutorado teve como principais hipóteses:

1.2 HIPÓTESES

- As condições ambientais, como salinidade, temperatura e turbidez, podem influenciar a diversidade e a abundância das espécies capturadas como *bycatch* da pesca de aviãozinho, alterando a composição da comunidade capturada por meio das variações decorrentes entre anos, regiões e mais abruptamente frente a uma condição climática extrema, como um ciclone.
- Se espera que as cores azul, verde e amarela, como atrativo luminoso na pesca de aviãozinho, serão menos atraentes para o *bycatch* do que a branca.
- Os modelos de *fisheyes* e malhas-quadradas promoverão maior escape de peixes juvenis na rede aviãozinho, quando instalados estrategicamente no local de maior agregação, ou seja, no ensacador.
- As grades instaladas nos ângulos de 50° e 32° entre o primeiro e segundo aro, impedirão a entrada de peixes e siris maiores que 25 mm na rede.
- A adoção de um BRD na pescaria de aviãozinho promoverá acréscimo na população das espécies poupadas, sendo possível observar o aumento em cenários de projeção a curto (1 ano) e médio prazo (2 anos) após a primeira safra utilizando o dispositivo.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Geral

Avaliar a variação espaço-temporal do *bycatch* da pesca artesanal com redes de aviãozinho, como forma de subsídio para testar um conjunto de BRDs adaptados a esta arte de pesca, de maneira a reduzir o impacto desta sobre as espécies capturadas como fauna acompanhante, assim como modelar cenários de incremento de biomassa gerados a partir do escape promovido pelos dispositivos.

1.3.2 Específicos

- Comparar a variação do *bycatch* em redes passivas (aviãozinho) para captura do camarão-rosa na mesma região de pesca entre os anos 2020, 2021 e 2022, considerando a influência da variabilidade ambiental.
- Comparar os aspectos qualitativos e quantitativos do *bycatch* entre três diferentes regiões (R1, R2 e R3) no ELP, durante a mesma safra (2022) e após um evento climático extremo (ciclone).
- Avaliar a eficiência de nove modificações tecnológicas (diferença de atrativo luminoso (amarelo, verde e azul), dois modelos de *fisheyes*, dois de malhas-quadradas e dois de grades) para redução do *bycatch* nas redes de aviãozinho.
- Projetar a biomassa de uma das principais espécies do *bycatch* (corvina – *Micropogonias furnieri* utilizando dados de crescimento e mortalidade, comparando a captura entre as redes com e sem as modificações tecnológicas.

1.4 REFERÊNCIAS

- 1- Adger, W.N., Hughes, T.P., Folke, C., Carpenter, S.R., Rockstrom, J. 2005. Social-Ecological Resilience to Coastal Disasters. *Science*, 309: 1036–1039. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1112122>
- 2- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A., Pope, J. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. N° 339. FAO Fisheries Technical Paper, Rome. 233 pp.
- 3- Amorim, M.G. 2019. Utilização do *Fisheye* como dispositivo redutor da captura incidental de peixes na pesca artesanal com rede “aviãozinho”. Dissertação de Mestrado, FURG, Brasil.
- 4- Benedet, R., Denis, D., Fernando, D. 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 32(1): 5–24. doi: 10.5088/atl. 2010.32.1.5
- 5- Broadhurst, M.K. 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10: 27–60. <https://doi.org/10.1023/A:1008936820089>
- 6- Broadhurst, M.K., Young, D.J., and Damiano, C. 2004. Effects of Nordmøre-grid angles, profiles and other industry-developed modifications on catches in an Australian penaeid-trawl fishery. *Ciencias marinas*, 30(1B), 155-168.
- 7- Campos, N.P.D., Rodrigues, J.P., Ribeiro, A.D.L., D'Incao, F. 2012. Influence analysis of extratropical cyclones in increase of salinity at the estuary of Patos Lagoon, southern Brazil. *Atlântica*, 34(2): 173–187.
- 8- Cardoso, L.G., Haimovici, M., Abdallah, P., Dumont, F. 2018. Efeitos para o setor pesqueiro do deslocamento do arrasto de fundo para além da 12 milhas náuticas na costa do Rio Grande do Sul. Relatório Técnico, Universidade Federal do Rio Grande.
- 9- Cattani, A.P., Bernardo, C., Medeiros, R.P., Santos, L.O., Spach, H.L. 2012. Avaliação

de dispositivos para redução para redução da ictiofauna acompanhante na pesca de arrasto dirigida ao camarão sete-barbas. Boletim do Instituto de Pesca, 38(4): 333–348. <https://institutodepesca.org/index.php/bip/article/view/968>

10- Costa, M.D.P., Muelbert, J.H., Moraes, L.E., Vieira, J.P., Castello, J.P. 2014. Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of withemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. Fisheries Research, 160: 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.10.025>

11- Cuende, E., Arregi, L., Herrmann, B., Sistiaga, M., Onandia, I. 2020a. Stimulating release of undersized fish through a square-mesh panel in the Basque otter trawl fishery. Fisheries Research, 224, 105431. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105431>

12- Cuende, E., Arregi, L., Herrmann, B., Sistiaga, M., Basterretxea, M. 2020b. Release efficiency and selectivity of four different square-mesh panel configurations in the Basque mixed bottom trawl fishery. Scientia Marina 84: 39–47. doi: 10.3989/scimar.04975.17A

13- Dall, W., Hill, J., Rothlisberg, P., Sharples. 1990. The biology of the Penaeidae, in: D., Blaxter, J.H., Southward, A.J. (Eds.), Advances in marine biology. Academic Press, 27: 504 pp.

14- Davies, R., Cripps, S., Nickson, A., Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. Marine Policy, 33(4): 661–672. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.003>

15- D’Incao, F., Reis, E.G. 2002. Community-based management and technical advice in Patos Lagoon Estuary (Brazil). Ocean & Coastal Management, 45(8): 531–539. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(02\)00084-4](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00084-4)

16- D’Incao, F., Dumont, L.F.C. 2010. A comunidade de crustáceos decápodes, in: Seelinger, U., Odebrech, C. (Eds.), O Estuário Da Lagoa Dos Patos: Um Século de Transformações. Universidade Federal do Rio Grande- FURG, Rio Grande, pp. 117–124.

17- Duarte, D.L., Broadhurst, M.K., Dumont, L.F. 2019. Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries. Marine Policy, 99: 374–

<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.10.048>

- 18-** Eayrs, S. 2012. Comparative testing of bycatch reduction devices in tropical shrimp trawl fisheries – A practical guide. FAO, Rome, 112 pp. <https://www.fao.org/3/i3072e/i3072e.pdf> (Accessed 21 February 2024)
- 19-** FAO. 2005. Putting into practice the ecosystem approach to fisheries. FAO Food & Agriculture Org., Rome. 76 pp.
- 20-** FAO. 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). Towards Blue Transformation. FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 266 pp. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>
- 21-** Farias, E.G.G., Pereira-Júnior, A.C., Domingos, M.M., Dantas, D.V. 2019. Proposed bycatch-reduction modifications of shrimp fyke nets used in South American lagoons. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 49(1): 1–7. <https://doi.org/10.3750/AIEP/02357>
- 22-** Fischer, L.G., Pereira, L.E.D., Vieira, J.P. 2004. Peixes estuarinos e costeiros. *Ecocientia*, Rio Grande Brazil. 136 pp.
- 23-** Garcia, S.M. 2003. The Ecosystem Approach to Fisheries: Issues, Terminology, Principles, Institutional Foundations, Implementation and Outlook. N° 443. FAO Food & Agriculture Org, Rome. 71 pp.
- 24-** Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M. 2004. Comparison of 1982-1983 and 1997-1998 *El Niño* on the Shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuarine Research Federation*, 27(6): 905-914. <https://doi.org/10.1007/BF02803417>
- 25-** Haimovici, M., Vasconcellos, M., Kalikoski, D.C., Abdalah, P., Castello, J. P., Hellebrandt, D. 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Rio Grande do Sul. A pesca marinha e estuarina do Brasil do início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais, 157, 180.
- 26-** Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I. 2000. By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 204–219. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9)
- 27-** Hall, S.J., and 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(2): 134–155.
<https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00183.x>

28- Hannah, R.W., Lomeli, M.J., Jones, S.A. 2015. Tests of artificial light for bycatch reduction in an ocean shrimp (*Pandalus jordani*) trawl: Strong but opposite effects at the footrope and near the bycatch reduction device. *Fisheries Research*, 170: 60–67.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.010>

29- Hartman, C., Schettini, C. 1991. Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Geociências*, 21: 371–377.
<http://repositorio.furg.br/handle/1/3217>

30- Jennings, S., Kaiser, M., Reynolds, J.D. 2009. *Marine fisheries ecology*, John Wiley & Sons, 432 pp.

31- Jones, F.R.H. 1963. The reaction of fish to moving backgrounds. *Journal Experimental Biology*, 40(3): 437–446. <https://doi.org/10.1242/jeb.40.3.437>

32- Kalikoski, D.C; Vasconcellos, M. 2012. Case study of the technical, socio-economic and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of Patos Lagoon, Brazil: a methodology for assessment. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular*, Rome, 190 pp.

33- Kantin, R., Baumgarten, M. 1982. Observações hidrográficas no estuário da Lagoa dos Patos: distribuição e flutuações dos sais nutrientes. *Atlântica*, 5: 76–92.

34- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, 470: 131 pp.

35- Kim, Y.H., Wardle, C.S. 2003. Optomotor response and erratic response: quantitative analysis of fish reaction to towed fishing gears. *Fisheries Research*, 60(2-3): 455–470.
[https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00114-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00114-5)

36- Kinas, P.G. 2016. *Boletim Estatístico na Pesca Marinha e Estuarina do Sul do Rio Grande do Sul*. Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Rio Grande, 82 pp.

37- Loebmann, D., Vieira, J.P. 2006. O impacto da pesca do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante) (Decapoda, Penaeidae) nas assembléias de peixes e siris do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. De. Zool.* 23 (4), 1016–

1028. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000400006>.

38- Lomeli, M.J.M., Wakefield, W.W., Herrmann, B. 2018. Illuminating the headrope of a selective flatfish trawl: Effect on catches of groundfishes, including Pacific halibut. *Marine and Coastal Fisheries*, 10: 118–131 doi:10.1002/mcf2.10003

39- Marinha do Brasil. 2023. Centro de Hidrografia da Marinha, Serviço Meteorológico Marinho. <https://www.marinha.mil.br/> (Accessed 08 May 2024)

40- McLusky, D.S., Elliott, M. 2004. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*, OUP Oxford, EUA. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198525080.001.0001>

41- Mitchell, J.F., Watson, J.W., Foster, D.G., Caylor, R.E. 1995. The turtle excluder device (TED): a guide to better performance. NOAA technical memorandum, NMFS-SEFSC-336, 35pp. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/30895> (Accessed 21 February 2021)

42- Möller, O., and E. Fernandes. 2010. Hidrologia e hidrodinâmica, in: Seelinger, U., Odebrech, C. (Eds.), *O Estuário Da Lagoa Dos Patos: Um Século de Transformações*. Universidade Federal do Rio Grande- FURG, Rio Grande, pp. 117–124.

43- Moore, V.M., Kohler, S.J., Cheers, M.S. 2013. Artificial Light at Night in Freshwater Habitats and its Potencial Ecological Effects, in: Rich, C., and Longcore, T. (Eds.), *Ecological consequences of artificial night lighting*, Island Press, Washington, pp. 365-385.

44- MMA/SEAP - Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca. (2004) Instrução Normativa Conjunta N°. 3, de 09 de fevereiro de 2004. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Instrucao_normativa/2004/in_mma_seap_03_2004_regulamentapescalagoadospatos_rs.pdf (Accessed 05 May 2024)

45- MPA. 2011. Boletim estatístico da pesca e aquicultura. Ministério da Pesca e Aquicultura, Brasil. <http://bibliotecadigital.economia.gov.br/handle/123456789/191> (Accessed 05 July 2023)

46- NOAA. 2016. Bycatch reduction device testing manual. NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration, United States Department of Commerce, US. 8 pp.

https://media.fisheries.noaa.gov/dam-migration/gulf_brd_protocol_2015.pdf (Accessed 21 February 2024)

47- Penney, A., Kirby, D., Cheshire, K., Wilson, M., Bray, S. 2013. Technical Review for the Common wealth Policy on Fisheries Bycatch: risk-based approaches, reference points and decision rules for bycatch and byproduct species. Australian Bureau for Agricultural and Resource Economics and Sciences.

48- Pérez Roda M.A., Gilman E., Huntington T., Kennelly S.J., Suuronen P., Chaloupka M., Medley, P. 2019. A third assessment of global marine fisheries discards. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

49- Portal Instituto Nacional de Meteorologia - INMET: portal.inmet.gov.br (Accessed 19 January 2024)

50- Pitcher, T.J. 2005. Back-to-the-future: A fresh policy initiative for fisheries and a restoration ecology for ocean ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences*, 360: 107–121. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1575>

51- Rezende, G.A.D., Ortega, I., Dumont, L.F.C. 2019. Interannual variation of bycatch assemblages of artisanal bottom shrimp-trawling on the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 32: 100878. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100878>

52- Robertson, J.L., Smith, K.C., Savin, N., Lavigne, R.J. 1984. Effects of dose selection and sample size on the precision of lethal dose estimates in dose–mortality regression. *Journal of Economic Entomology*, 77(4): 833–837. <https://doi.org/10.1093/jee/77.4.833>

53- Sala, A., Lucchetti, A. 2010. The effect of mesh configuration and codend circumference on selectivity in the Mediterranean trawl *Nephrops* fishery. *Fisheries Research*, 103(1-3): 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.02.003>

54- Schwamborn, R., and Criales, M.M. 2000. Feeding strategy and daily ration of juvenile pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) in a South Florida seagrass bed. *Marine Biology*, 137: 139-147. <https://doi.org/10.1007/s002270000317>

55- Suzuki, K., Takagi, T., Hiraishi, T. 2003. Video analysis of fish schooling behaviour

- in finite space using a mathematical model. *Fisheries Research*, 60(1): 3–10. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00081-4)
- 56-** Steenbock, W. 2019. Subsídios para o ordenamento da pesca da tainha (*Mugil liza*, Mugilidae): uma análise histórica recente de aspectos relacionados à política de cotas. *Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha* 8: e2019003
- 57-** Vianna, M., D’Incao, F. 2006. Evaluation of by-catch reduction devices for use in the artisanal pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery in Patos Lagoon, Brazil. *Fisheries Research*, 81(2-3): 331–336. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.06.011>
- 58-** Vieira, J.P., Vasconcellos, M. C., Silva, R.E., Fischer, L.G.F. 1996. A rejeição da pesca do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 18(1): 123-142.
- 59-** Vieira, J.P., Garcia, A.M., Moraes, L.E. 2010. A assembleia de peixes, in: Selliger, U., and Odebrecht, C. (Eds.), *O estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações*, FURG, Brasil, pp. 79–88
- 60-** Yagi, M. 2021. Short-term change in fish assemblages after the passage of a typhoon in a temperate, coastal bay. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 51(2): 175–183. <https://doi.org/10.3897/aiep.51.63622>
- 61-** Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., Pauly, D. 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, 19(1): 30–39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233>

CAPÍTULO 2: Understanding for management: spatial and temporal shifts in passive fishing bycatch in an estuarine system of Southern Brazil (Artigo submetido na revista Fisheries Oceanography).

2.1 Abstract

The capture of non-target species (bycatch), including those without commercial size or threatened species, represents a challenge for the conservation and management of coastal ecosystems. Even small-scale fisheries capture bycatch. These fisheries have high social and economic relevance, mainly for traditional fishing families that depend directly on this activity. Thus, studies aiming to evaluate the bycatch and its impacts on fisheries should consider understanding how variations occur in the qualitative and quantitative aspects of this incidental capture, to construct a more accurate portrayal of these impacts. In this context, an estuary in southwest Brazil was used as the scenario to evaluate the changes of passive fishery bycatch across different years, regions, and following an extreme climatic event. For the analysis, the biological material was provided by local fisheries. Three comparative analyses were conducted: 1) across different years: sampling in the same location in 2020, 2021, and 2022; 2) across different regions: replicate sampling each month during the same fishing season in three estuarine regions; and 3) sampling to compare bycatch before and after a cyclone. Significant differences in bycatch were observed across years and regions, mainly in the species composition structure, with the substitution of freshwater species by marine species, but without changes in species richness. However, differences in species richness were observed after the cyclone. Understanding its dynamics and the variations in bycatch can contribute to more sustainable fishing management.

Keywords: artisanal fisheries, Patos Lagoon, post-cyclone, shrimp fishing

2.2 Introduction

Shrimps are important fishery resources worldwide, accounting for 16.4% of the global fish market, and contributes with approximately 30% of global discards (FAO, 2022). In Brazil, the pink shrimp (*Penaeus paulensis*), along with the seabob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*), represented 45% of marine crustaceans, being considered the most caught species of crustacean in the country (MPA, 2011). Although socially and economically relevant, the shrimp fishery has negative impacts on the marine and estuarine environment, particularly due to the capture of non-target species (bycatch) (Alverson et al. 1994; Hall et al. 2000; Jennings et al. 2009; Zeller et al. 2018; Rezende et al. 2019). Bycatch can either have commercial value (byproduct) or not (discard) (Kelleher, 2005; Penney et al. 2013).

The capture of non-target species, including those of non-commercial size or threatened species, poses challenges for coastal ecosystem conservation and management, especially under target centric systems. The Ecosystem Approach to Fisheries (EAF) takes a more integrated approach, focusing on sustainable use and comprehensive ecosystem management to preserve ecosystem structure, diversity, and function for future generations. Effective management requires understanding fishing's environmental interactions, as changes in community structure can affect, for example, bycatch in estuaries (Hall et al. 2000; NOAA 2016; Davies et al. 2009; Garcia, 2003; FAO, 2022; Rezende et al. 2019).

Estuaries are known to be considered protected areas and nursery habitats for many species, providing protection, such as vegetation cover, food, and ideal conditions for growth (McLusky and Elliott, 2004). Estuarine environments present variable hydrodynamics depending on meteorological and oceanographic parameters. Environmental conditions can vary on a short scale (from hours to days), medium scale (months, seasonally), or large scale (years) (Kantin and Baumgarten, 1982; Hartman and Schettini, 1991; Möller and Fernandes, 2010). The estuarine biota, especially fish species, depends on these variables (McLusky and Elliott, 2004); marine species diversity tends to increase closer to the sea where salinity is

higher, while freshwater species diversity rises as salinity decreases (Garcia et al. 2003; Garcia et al. 2004; Vieira et al. 2010).

The Patos Lagoon estuary (PLE), in southern Brazil, is the main nursery area for pink shrimp (*Penaeus paulensis*; D’Incao and Reis, 2002). The pink shrimp is one of the main fishery resources in small scale passive nets, with 1,112.9 t caught in 2011, representing 10.7 % of the country’s total capture (MPA, 2011). Since 1998, shrimp capture in the PLE has been authorized only through passive fishery, using fyke nets (MMA/SEAP, 2004), during the period from February to May (Benedet et al. 2010). This estuary is also an important habitat for species that constitute the bycatch, such as swimming crabs and approximately 150 fishes (Fischer et al. 2004, Rezende et al. 2019).

Despite the constant oscillations in temperature and salinity, occurring at scales from hours to days (Kantin and Baumgarten, 1982; Hartman and Schettini, 1991), there are occasional extreme events, such as storms and cyclones, that can abruptly change the scenario (Campos et al. 2012). This reflects in high variation in the structure of fish assemblages and other organisms (Yagi, 2021). Storms and cyclones are natural disasters caused by climate that often devastate coastal ecosystems around the world (Adger et al. 2005). For example, in 2023 alone, in southern Brazil, many extratropical cyclones were registered, causing diverse impacts, including heavy rains, floods, and human casualties, with some winds reaching 75 knots (approximately 140 km/h) near the coast of the Rio Grande do Sul (Brazilian Navy 2023, INMET 2023).

In order to construct a more accurate framework of impacts of bycatch in fisheries, baseline studies should understand the quali-quantitative aspects of this incidental catch. In this context, PLE was utilized as the scenario to evaluate the variation of the passive pink shrimp fishery bycatch between years, regions and, after an extreme climate event.

2.3 Materials and Methods

2.3.1 Study Area

The Patos Lagoon, located in the southernmost coastal region of Brazil (30–32° S and 50–52° W), is a choked lagoon with 10,360 km² of extension and a single connection to the ocean (Fig. 1; Asmus and Garreta-Harkot, 1994; Fernandes et al. 2002). The estuarine region has depths of less than 1 meter and presents variable hydrodynamics depending on meteorological and oceanographic parameters, such as winds, precipitation, and discharge (Seeliger et al. 1998; Seeliger and Odebrecht, 2010). The water temperature ranges from 10 to 30 °C, and salinity can vary from oligohaline to mesohaline on scales of hours to days due to changes in wind and freshwater discharges (Kantin and Baumgarten, 1982; Hartman and Schettini, 1991). The Region 1 (R1), closer to Rio Grande town, has a greater influence from marine water intrusion. Region 2 (R2), west of Marinheiros Island, is considered an intermediary area. Region 3 (R3), north of Torotama Island, is further away from the estuary mouth, with more freshwater influence (Fig. 1).

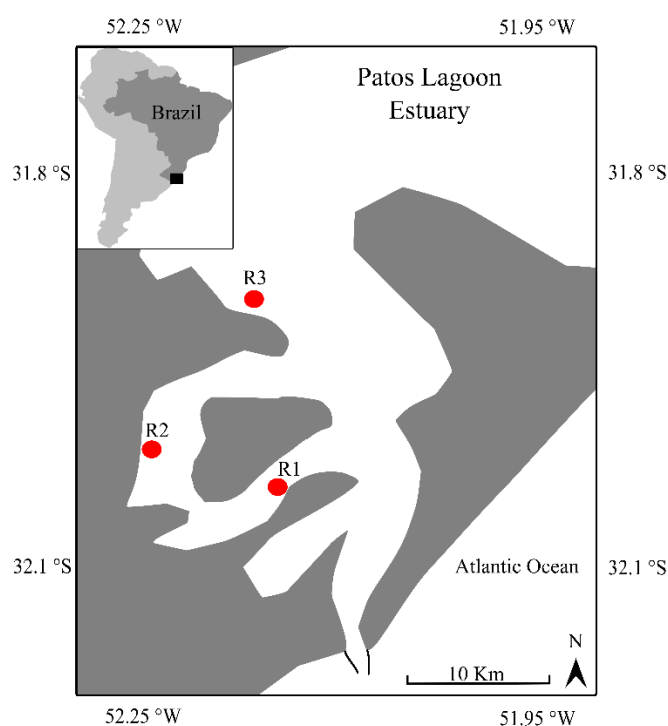


Figure 1. Study Area. Patos Lagoon estuary. Red circles represent the regions, R1 = region 1, R2 = region 2, and R3 = region 3.

2.3.2 Sampling

The fishing in PLE for shrimp occurs at night and uses light to attract primarily shrimps (MMA/SEAP 2004). The nets are like fyke nets, locally known as *aviãozinho*. The codend is tied to bamboo where the light attraction device is attached to the top, outside the water (LED lamp with a 12-V/7.2-Ah battery).

The biological material was provided by local fishers, considering the total caught in each fishing night per fisher as a replicate. The target species were measured locally. The bycatch was stored and analysed later in the laboratory. For the evaluation between years (2020, 2021, and 2022), the bycatch of the four nights (replicates) for the same month and region was considered (March and Marinheiros Island, respectively; Fig. 1, R2). For the evaluation between regions, random replicates (fishing nights) were stored for three regions (R1, R2 and R3; Fig. 1) and each month of the same fishing season (2022). Samplings from April and May of 2022 were used to compare the bycatch before and after a cyclone.

In the laboratory, the biological material was classified, identified, and measured. Classification was conducted based on the following criteria: 1) discard: for non-use by individuals (crab, swimming crab, *Callinectes sp.* size ≤ 100 mm (LC1), fish size ≤ 190 mm, non-consumable species, and other taxonomic groups); 2) byproduct: for use by fishers as extra income (swimming crab, *Callinectes sp.* ≥ 100 mm - LC1); 3) own consumption: for local edible fishes (size ≥ 190 mm); and 4) threatened species: listed on national the official list (MMA, 2022). Crustaceans were measured for carapace length on the first (LC1) and second (LC2) side spines.

The environmental variable data (salinity, temperature, and turbidity) were obtained from monitoring websites (SimCosta – floater RS1). Tropical storm data were obtained from the official climate site (*Instituto Nacional de Meteorologia* - INMET) and the Brazilian

Navy. The response of bycatch regarding the short term disturb was assessed by the passage of a subtropical cyclone that transformed into a subtropical storm named Yakecan on the coast of Rio Grande do Sul. The climate event occurred from May 17th, 2022 (midnight) to May 19th, 2022 (noon), lasting for a duration of 60 hours. The winds reaching 55 knots (approximately 102 km/h) near the coastal town of Rio Grande (Brazilian Navy 2022).

2.3.3 Data Analysis

Relative abundance for the target species and bycatch was estimated using catch per unit effort (CPUE). CPUE corresponds to the weight (in grams) caught per net per hour (g/net/hour). The mean weight was measured to estimate the bycatch rate per year and region, which is defined as the ratio between the weight of the bycatch and the weight of shrimp captured.

Distance-Based ReDundancy Analysis (db-RDA) was chosen in order to compare community structure among years and among regions. Two analyses were run, the first by comparing communities along the years (2020, 2021, 2022) considering the sampling at the same region (R2 in Fig. 1) and the second by comparing communities among the regions (R1, R2, R3) considering the sampling at the same year (2022). The distance matrices were obtained by transforming the CPUE data in Euclidean distance after Hellinger standardizations. Beyond the factors years and regions, we tested the influence of salinity, turbidity, cyclone presence over the community structure and used a leave-one-out approach to know what factors have significant influence on community structure. The main captured species (whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* and blue crab *Callinectes sapidus*) represented approximately 76% of total catch and for this reason were not considered in the aforementioned analyses and were analysed separately. For those species, we conducted a linear model comparing CPUE (Gamma distribution) based on cyclone presence. The factors considered were 'normal' (first level) and 'cyclone' (second level). Finally, we compared species richness, considering species presence (1) or absence (0). For the significance analysis, we used DBRDA (Distance-based Redundancy Analysis), which is an extension of

Canonical Correspondence Analysis (CCA), allowing a robust assessment of the relationships between environmental variables and the composition of biological communities. All the analyses were performed in the RStudio platform using the ‘vegan’, ‘readxl’, ‘dplyr’, ‘ggord’, ‘ggplot2’, ‘ggrepel’, ‘ggforce’, ‘car’, ‘ggpubr’ and ‘ggarrange’ packages.

2.4 Results

A total of the 10,096 bycatch individuals were identified to the lower possible taxonomic level, being Mollusca (1), Fish (45) and Crustaceans group (6). The most representative species in total bycatch were blue swimming crab, *Callinectes sapidus*, and croaker fish *Micropogonias furnieri* (Table 1).

Table 1. Weight (g) per net per hour of fishing (CPUE) for each species captured as bycatch, by year (2020, 2021, and 2022) and across regions (R1, R2, and R3). Species are classified as estuarine residents, estuarine dependents, marine vagrants, and freshwater vagrants.

*Threatened species.

Species	Region 2			2022		
	2020	2021	2022	Region 1	Region 2	Region 3
	CPUE g/n/h	CPUE g/n/h	CPUE g/n/h	CPUE g/n/h	CPUE g/n/h	CPUE g/n/h
Estuarine resident						
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0.15			0.80		0.33
<i>Callinectes sapidus</i>	186.08	171.36	48.86	40.88	91.31	28.65
<i>Genidens genidens</i>	11.02	6.35	5.24	0.29	2.69	1.92
<i>Odontesthes argentinensis</i>	0.11	0.19	0.34	0.03	0.34	0.03
Estuarine dependent						
<i>Anchoa marinii</i>				0.30		0.59
<i>Brevoortia aurea</i>			8.31	5.78	7.82	0.30
<i>Engraulis anchoita</i>	0.23					
<i>Genidens barbus</i> *	3.14	0.94		0.50		0.39
<i>Genidens planifrons</i> *				0.10		
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.05	0.36	0.19	0.62	0.40	0.91
<i>Menticirrhus americanus</i>				1.18	3.31	0.93
<i>Micropogonias furnieri</i>	4.96	21.05	21.16	46.70	38.47	10.76
<i>Mugil curema</i>				0.07		
<i>Mugil spp.</i>				3.04		
<i>Paralichthys orbignyanus</i>		1.54	0.03	0.87	0.23	0.21
<i>Pogonias cromis</i> *			17.13		9.81	

Marine vagrant						
<i>Achelous spinicarpus</i>	0.06					
<i>Albula vulpes</i>				0.19		
<i>Arenaeus cribrarius</i>				0.12		
<i>Callinectes bocourti</i>					0.44	0.36
<i>Callinectes danae</i>	0.53	3.63	6.32	12.41	7.54	2.12
<i>Callinectes ornatus</i>	23.71	17.52	5.01	3.73	3.80	1.58
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.29		0.10	0.71	0.17	1.20
<i>Diapterus rhombeus</i>				0.35	0.25	
<i>Eucinostomus argenteus</i>				2.21		
<i>Eucinostomus gula</i>	0.05	0.42	0.61	0.43	1.53	0.19
<i>Gobionellus oceanicus</i>	1.21	1.68	1.79	0.88	1.79	0.46
<i>Harengula clupeola</i>	0.22	1.47		26.61	3.88	0.70
<i>Lagocephalus laevigatus</i>			0.93		0.93	6.12
<i>Doryteuthis sp.</i>				0.06		
<i>Macrodon atricauda</i>				0.20		0.32
<i>Menticirrhus littoralis</i>		1.12		0.50		
<i>Oligoplites saliens</i>				0.17	0.14	0.18
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>				0.56		0.47
<i>Pellona harroweri</i>						0.42
<i>Peprilus paru</i>			0.02		0.02	6.04
<i>Percophis brasiliensis</i>				0.26		
<i>Pomatomus saltatrix</i>						0.15
<i>Porichthys porosissimus</i>			0.004		0.004	0.16
<i>Prionotus punctatus</i>				0.07		0.71
<i>Sardinella brasiliensis</i>				0.35		0.40
<i>Selene setapinnis</i>				0.02		0.21
<i>Selene vomer</i>				0.08		0.07
<i>Stellifer rastrifer</i>			0.15	1.98	0.08	0.45
<i>Stephanolepis hispidus</i>						0.26
<i>Trachinotus spp.</i>			0.27		0.96	
<i>Trachinotus carolinus</i>						1.43
<i>Trachinotus marginatus</i>			0.02	0.16	0.02	4.10
<i>Trichiurus lepturus</i>				0.13		2.55
<i>Urophycis brasiliensis</i>				0.11		
Freshwater Vagrants						
<i>Hoplias malabaricus</i>	3.15					
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0.22					

Despite no significant differences recorded in environmental parameters (P-value > 0.05) and richness, significant difference in the community structure along the years 2020, 2021 and, 2022 were detected (P-value = 0.1; Fig. 2). The mean variables were: salinity 10.85

± 1.90 in 2020, 14.91 ± 1 in 2021 and, 29.14 ± 4.06 in 2022; temperature 23.5 ± 0.7 °C in 2020, 23.17 ± 1.65 °C in 2021 and, 23.76 ± 1.02 °C in 2022; turbidity 24.88 in 2020, 11.32 ± 4.62 in 2021 and, 5.40 ± 1.51 in 2022.

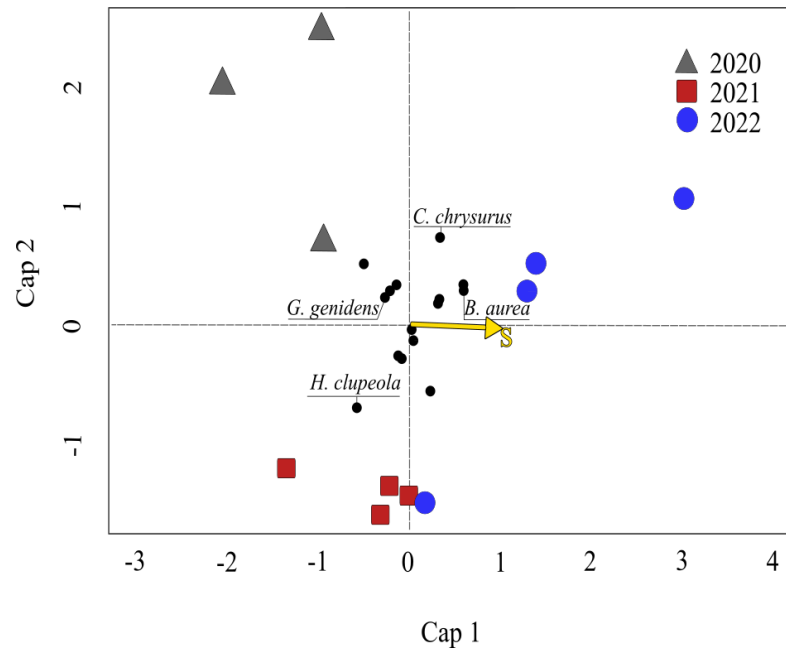


Figure 2. Comparison of species composition caught as bycatch (black circles) across years using Redundancy Analysis (RDA). The largest clusters are represented by grey triangles (2020), red squares (2021), and blue circles (2022), related to salinity (indicated by the yellow arrow).

There was a significant difference between regions in the same fishing season (P-value = 0.02; Fig. 3). It can be observed a decrease in bycatch capture from the R1 (CPUE of 207.23 g/h) to the R2 (CPUE of 152.34 g/h), and to the R3 (CPUE of 54.66 g/h). There is a significant difference in the structure of species composition between regions R1, R2 and R3 (P-value = 0.004; Fig. 3) but there was no difference in richness. For salinity and temperature, there were no significant differences (P-value > 0.05), although there is for turbidity (P-value = 0.01). The mean variables were: salinity 25.23 ± 6.74 in R1, 27.76 ± 4.86 in R2 and, 26.38

± 7.08 in R3; temperature $18.59 \pm 4.53^{\circ}\text{C}$ in R1, $22.5 \pm 2.77^{\circ}\text{C}$ in R2 and, $19.91 \pm 4.91^{\circ}\text{C}$ in R3; turbidity 12.14 ± 6.05 in R1, 9.42 ± 6.16 in R2 and, 12.07 ± 6.62 in R3.

The mean bycatch rate (bycatch : target) per year decreased, from 1.10 ± 2.16 in 2020 to 0.77 ± 0.46 in 2021, and to 0.67 ± 0.34 in 2022. Regarding the regions, it was estimated a mean $2.22 \text{ g} \pm 1.88$ in R1, $1.66 \text{ g} \pm 1.45$ in R2 and, $0.79 \text{ g} \pm 0.32$ in R3. The bycatch rate per month (2022) and group (fish and swimming crab) is represented in Table 2.

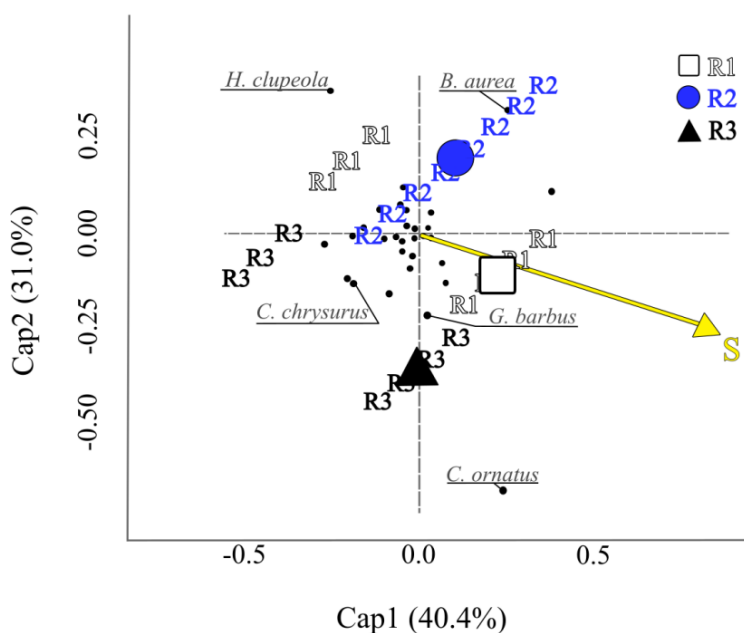


Figure 3. Comparison between regions. Redundancy Analysis (RDA) for species composition caught as bycatch (black circles) across regions. The largest clusters are represented by white squares (R1), blue circles (R2), and black triangles (R3), related to salinity (indicated by the yellow arrow).

Table 2. Bycatch rate. Bycatch/target ratio per year and regions (months - 2022) separated into groups: bycatch total, fish and swimming crab. $\bar{x}$ = mean. The grey scale represents rate levels, where lighter tones indicate a low rate, and progressively darker tones indicate a high rate.

		Bycatch rate		
		Total Bycatch	Fish	Swimming Crab
2020	R2	1.10 ± 2.16	0.08 ± 0.34	1.02 ± 1.84
2021	R2	0.77 ± 0.46	0.09 ± 0.08	0.67 ± 0.39
2022	R2	0.67 ± 0.34	0.25 ± 0.15	0.41 ± 0.24
R1 (2022)	February	0.39	0.08	0.32
	March	0.80	0.04	0.76
	April	3.69	0.45	3.25
	May	3.99	2.86	1.13
	$\bar{x}$	2.22 ± 1.88	0.85 ± 1.34	1.37 ± 1.29
R2 (2022)	February	0.26	0.10	0.16
	March	1.07	0.32	0.75
	April	3.66	1.39	2.27
	May	-	-	-
	$\bar{x}$	1.66 ± 1.45	0.60 ± 0.56	1.06 ± 0.88
R3 (2022)	February	0.90	0.07	0.83
	March	0.72	0.24	0.47
	April	0.34	0.25	0.10
	May	1.22	1.08	0.13
	$\bar{x}$	0.79 ± 0.32	0.41 ± 0.40	0.38 ± 0.30

The means of salinity, temperature, and turbidity in April (the period before the Yakecan) were 23.83 ± 2.01 , 18.73 ± 1.81 °C, and 15.93 ± 1.75 respectively. In May (after) were 25.22 ± 7.61 , 18.47 ± 4.99 °C, and 13.57 ± 6.36 , respectively. After Yakecan, there was a significant increment in the number of species (P-value = 0.001; Fig. 4. a). For the main caught species there was a significant decrease in catching blue swimming crab (*Callinectes sapidus*; P-value 0.003) and pink shrimp (*Penaeus paulensis*; P-value = 0.005) (Fig 4. c, d).

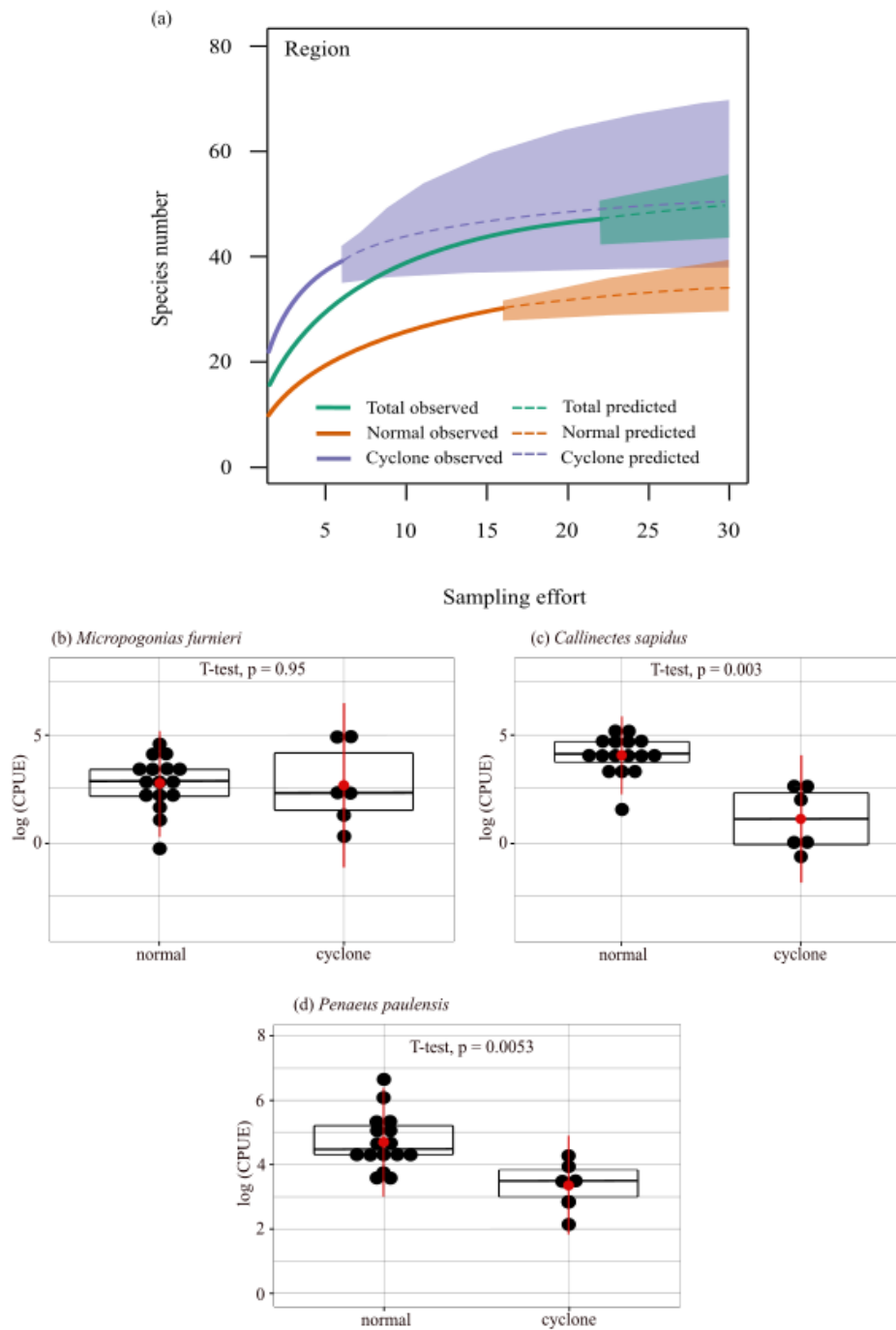


Figure 4. Comparison between before (normal) and after Yakecan cyclone: a) Trend curve for the number of species per sampling effort. Orange line: normal observed (orange dashed line:

predicted normal), green line: total observed (green dashed line: predicted total), purple line: cyclone (purple dashed line: predicted cyclone); b, c, d) Abundance by specie; b) Croacker (*M. furnieri*); c) Blue swimming crab (*C. sapidus*), and d) Pink shrimp (*P. paulensis*).

The bycatch was classified as discard, byproduct, own consumption, and endangered species (Table 3). A total 1274 individuals were caught in 2020, 876 in 2021, and 1013 in 2022 for comparison between years. For comparison across regions, there were 4284 individuals in R1, 1843 in R2, and 1327 in R3. Although the number of individuals captured decreased from 2020 to 2022 and across regions R1 to R3, the proportion of species classified as bycatch increased over the years and across regions in relation to the total catch (Figure 5). The threatened species classified here were: two species of the fishcat (*Genidens barbatus* and *Genidens planifrons*) and black drum (*Pogonias courbina*).

Table 3. Total individuals captured by class. Total caught per year (2020, 2021, and 2022) in the same region (R2); and total caught across regions (R1, R2, and R3) and months in the same year (2022).

		Discard	Byproduct	Own consumption	Threatened species
2020	R2	1153	106	2	13
2021	R2	791	81	3	1
2022	R2	942	49	21	1
R1 (2022)	Feb	683	8	0	0
	Mar	831	261	8	0
	Apr	272	130	7	6
	May	1932	136	0	10
	Σ	3718	535	15	16
R2 (2022)	Feb	260	15	11	0
	Mar	948	49	21	1

	Apr	488	38	11	1
	May	x	x	x	x
	Σ	1696	102	43	2
	Feb	108	12	5	0
	Mar	451	13	5	3
R3 (2022)	Apr	84	0	16	10
	May	600	2	18	0
	Σ	1243	27	44	13

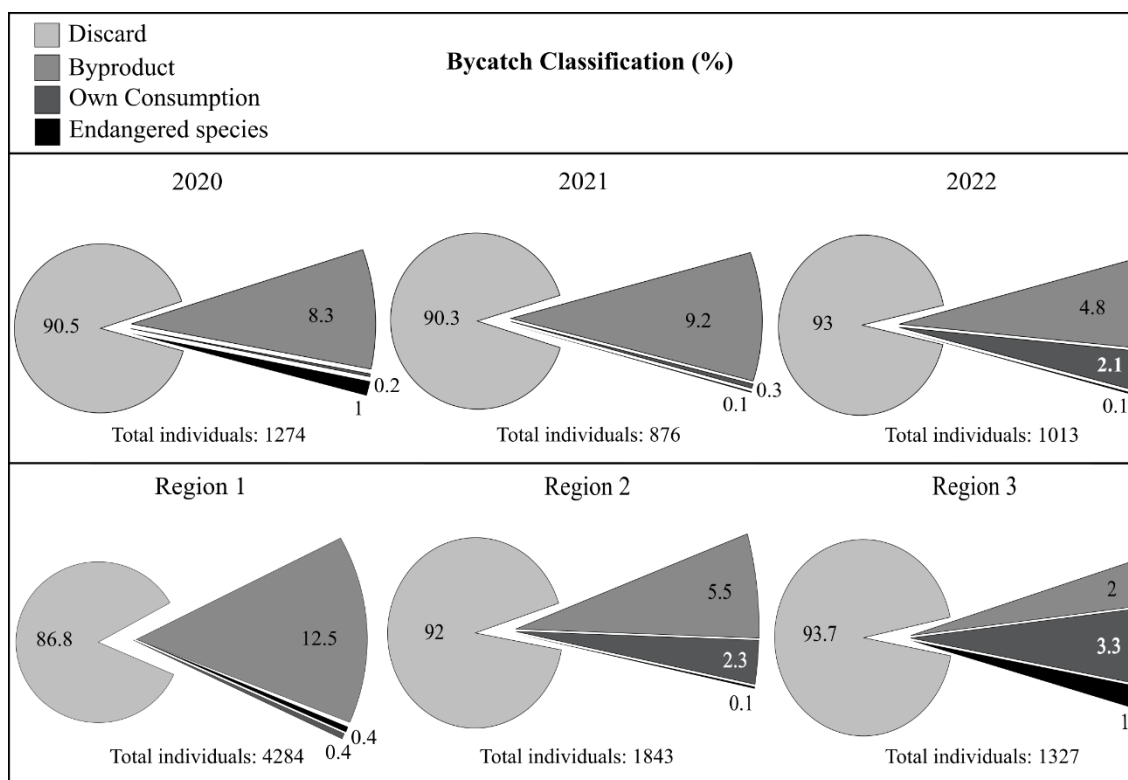


Figure 5. Percentage of the bycatch classification. Comparison between years (2020, 2021, and 2022) and regions (R1, R2, and R3) by class (Discard, Byproduct, Own Consumption,

and Threatened species). Each pie graph represents 100% of the total individuals, with the size of each graph being proportional on its own.

2.5 Discussion

Although estuarine environments have much importance as nursery and food areas for diverse species, they are naturally more dynamic and challenging when compared to marine and freshwater environments (D’Incao and Dumont, 2010). Consequently, the environmental variability affects fish and crustacean communities, and this is reflected in the bycatch composition of estuarine fisheries (Rezende et al. 2019). For passive fisheries nets, bycatch variability was observed at temporal and spatial scales in the PLE. Similar variability was observed in artisanal fisheries in other countries' estuaries, such as Australia, with variation in weight caught from 5 to 239 kg in months (temporal scale), and San Francisco (USA), with a variation in the number of species caught from 11 to 22 fish species between different regions (spatial scale; Gray et al. 2003; Huntsman et al. 2022).

When comparing the three different years, differences were observed in the bycatch. However, these differences were not in abundance and number of species, but in the community structure. Freshwater species found in the first study year (2020) were replaced by marine species in the following years (2021 and 2022). For example, in 2020, *Hoplias malabaricus* and *Parapimelodus nigribarbis*, both freshwater species, were captured; however, they were not captured in 2021 and 2022 (Table 1). In contrast, marine species that were not captured in 2020 started to occur in 2021 and 2022, such as *Oligoplites saliens* and *Brevoortia aurea* (Table 1).

The years 2021 and 2022 were characterised as part of an ENSO negative phase event, *La Niña* (NOAA, 2023). This reflected in PLE by low precipitation and consequently an increase in salinity of the water (Garcia et al. 2001; Pereira et al. 2012; Possamai et al. 2018). With higher salinity, the environment becomes more favourable for the entrance of marine juvenile fishes than freshwater fishes (Garcia et al. 2001; Vieira et al. 2010). It is possible to observe that the distance between years increases according to the increase in salinity (arrow; Fig. 2).

The target species, pink shrimp, also showed differences in catch, which is reflected in the bycatch, with a trend of a lower capture ratio when shrimp catch is high (Table 2).

It can be observed a decrease in bycatch capture from the region near the ocean, R1 (207.23 g/h) to the furthest region, R3 (54.66 g/h). Although there are differences in CPUE by weight, the species composition had no significant alterations, probably because in the year 2022 the estuary was more saline due to low precipitation, which contributed to marine species dispersing into the estuary, reaching more distant regions such as R3, albeit in lesser abundances.

During the *La Niña* period, it is normal for events such as storms and cyclones to increase in the PLE region (Pereira et al. 2012). The main impact observed was an increase in the number of species, the majority of which been marine. It is presumed that this increase was due to the intensity of the southern quadrant winds forcing animals from the ocean towards the estuary, rather than solely because of favourable conditions, as there were no significant alterations in the mean salinity. The species pushed farther up into the estuary, where conditions are not ideal for them, can lead to the death of these organisms (Stevens et al. 2006).

Also, it is possible to observe differences in the dominant bycatch species. There was a significant decrease in the blue swimming crabs capture and an increase in the croakers, composed mostly of juveniles. Croaker juveniles tend to occur in regions with high turbidity and organic matter. After the cyclone, these conditions were intensified in shallow waters, which, along with their good swimming ability, led them to search for better locations (Costa et al. 2014; Mulato et al. 2015). Cyclones and other climate events, as frequency of ENSO, have intensified in recent years, and the trend is continuing to increase (Emanuel, 2005; Knutson et al. 2010; Walsh et al. 2016, Liu et al. 2021). Therefore, it is essential to evaluate the short and long-term impacts on bycatch caused by climate events and consequently their effects on fisheries.

In this study, bycatch was classified based on its impact on fishers and the environment. Bycatch was either beneficial (providing byproducts or own consumption) or detrimental (leading to discards or threatened species). Beneficial bycatch can offer additional income or contribute to consumption, especially at certain sizes (King, 2013). However, smaller individuals are often discarded, and prolonged handling can increase mortality rates (Cook et al. 2019), negatively affecting both fisheries and the environment, particularly for threatened species (MMA, 2022). The marine catfish (*Genidens barbus*), currently listed as endangered (MMA, 2022), was considered the second most representative fish species in the discard from 'aviãozinho' fishing in the ELP approximately three decades ago (Vieira et al. 1997). However, we observe low representativeness of the species in catches (Table 1).

The classification of bycatch has alterations concerning year, region, and post-cyclone occurrences. Between years, there was observed a decrease in byproduct, which could be considered detrimental to fishers. Conversely, there was a decline in the capture of threatened species, alongside an increase in intended personal consumption. Notably, the captured threatened species in this study were primarily estuarine dependents (Table 1), potentially explaining their higher occurrence in 2020 and subsequent decrease in 2022, given it was a year characterized by the highest average salinity.

Identifying the periods and regions with increased captures of these species can aid in developing recovery plans and appropriate mitigation measures for these socioeconomically important species. Some of these mitigation measures could include: 1) fishers who depend on extra income from byproducts could establish fishing in strategic regions with higher swimming crab captures; 2) means to calculate the cost-benefit of fishing immediately after a cyclone or other climate event extreme, as the effort might not compensate for the final product; 3) use of mitigation resources, such as bycatch reduction devices (BRDs), in years with higher captures of discards and threatened species (Silveira et al. 2024); 4) reducing the capture of threatened species could contribute to their population recovery.

Thus, fisheries that occur in highly dynamic environments like estuaries require more targeted studies and increased attention to environmental changes through comprehensive data collection. This study quantified bycatch of passive fishing over years, in different regions, and post-cyclone events, proposing strategic approaches based on observed variations. However, more studies are needed to propose ideal solutions for each fishing situation.

2.5.1 Conclusion

At PLE only passive fishing is permitted for shrimp fishing (MMA/SEAP, 2004; Benedet et al. 2010) and it is of high importance for traditional families that depend on fishing. Therefore, it is essential to develop studies aimed at understanding and proposing actions to strengthen this less harmful fishing modality. Understanding its dynamics and the variations in bycatch can help reduce the waste of quality animal protein by capturing juveniles that will become future byproducts or be used for consumption, contributing to more sustainable fishing management.

2.6 References

- 1- Adger, W.N., Hughes, T.P., Folke, C., Carpenter, S.R., Rockstrom, J. 2005. Social-Ecological Resilience to Coastal Disasters. *Science*, 309: 1036–1039. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1112122>
- 2- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A., Pope, J. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. N° 339. FAO Fisheries Technical Paper, Rome. 233 pp.
- 3- Asmus, E., Garreta-Harkot, P.F. 1994. Laguna dos Patos, in: Espino, G., Salaya, J.J., Varsi, E. (Eds.), Manejo y aprovechamiento acuicola de lagunas costeras em America Latina y el Caribe., Mexico, FAO.
- 4- Benedet, R., Denis, D., Fernando, D. 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 32(1): 5–24. doi: 10.5088/atl.2010.32.1.5

- 5- Brazilian Navy. 2022. Tempestade subtropical Yakecan. Relatório Pós-evento. Marinha do Brasil, Centro de Hidrografia da Marinha, Serviço Meteorológico Marinho. <https://www.marinha.mil.br/chm/search/node/yakecan> (Accessed 02 May 2024)
- 6- Brazilian Navy. 2023. Centro de Hidrografia da Marinha, Serviço Meteorológico Marinho. <https://www.marinha.mil.br/> (Accessed 08 May 2024)
- 7- Campos, N.P.D., Rodrigues, J.P., Ribeiro, A.D.L., D’Incao, F. 2012. Influence analysis of extratropical cyclones in increase of salinity at the estuary of Patos Lagoon, southern Brazil. *Atlântica*, 34(2): 173–187.
- 8- Cook, K.V., Reid, A.J., Patterson, D.A., Robinson, K.A., Chapman, J.M., Hinch, S.G., and Cooke, S.J. 2019. A synthesis to understand responses to capture stressors among fish discarded from commercial fisheries and options for mitigating their severity. *Fish and Fisheries*, 20(1): 25–43. <https://doi.org/10.1111/faf.12322>
- 9- Costa, M.D.P., Muelbert, J.H., Moraes, L.E., Vieira, J.P., Castello, J.P. 2014. Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of withemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. *Fisheries Research*, 160: 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.10.025>
- 10- Davies, R., Cripps, S., Nickson, A., Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4): 661–672. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.003>
- 11- D’Incao, F., Reis, E.G. 2002. Community-based management and technical advice in Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Ocean & Coastal Management*, 45(8): 531–539. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(02\)00084-4](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00084-4)
- 12- D’Incao, F., Dumont, L.F.C. 2010. A comunidade de crustáceos decápodes, in: Seelinger, U., Odebrech, C. (Eds.), *O Estuário Da Lagoa Dos Patos: Um Século de Transformações*. Universidade Federal do Rio Grande- FURG, Rio Grande, pp. 117–124.

- 13- Emanuel, K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature*, 436: 686–688. <https://doi.org/10.1038/nature03906>
- 14- FAO. 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). Towards Blue Transformation. FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 266 pp. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>
- 15- Fernandes, E.H.L., Dyer, K.R., Moller, O.O., Niencheski, L.F.H. 2002. The Patos Lagoon hydrodynamics during an El Niño event (1998). *Continental Shelf Research*, 22: 1699–1713. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(02\)00033-X](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(02)00033-X)
- 16- Fischer, L.G., Pereira, L.E.D., Vieira, J.P. 2004. Peixes estuarinos e costeiros. *Ecocientia*, Rio Grande Brazil. 136 pp.
- 17- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O. 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology*, 59(5): 1218–1238. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00187.x>
- 18- Garcia, S.M. 2003. The Ecosystem Approach to Fisheries: Issues, Terminology, Principles, Institutional Foundations, Implementation and Outlook. N° 443. FAO Food & Agriculture Org, Rome. 71 pp.
- 19- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O. 2003. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuarine, coastal and shelf Science*, 57(3): 489-500. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00382-7](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00382-7)
- 20- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M. 2004. Comparison of 1982-1983 and 1997-1998 *El Niño* on the Shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuarine Research Federation*, 27(6): 905-914. <https://doi.org/10.1007/BF02803417>

- 21- Gray, C.A., Kennelly, S.J., Hodgson, K.E. 2003. Low levels of bycatch from estuarine prawn seining in New South Wales, Australia. *Fisheries Research*, 64(1): 37–54. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00185-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00185-1)
- 22- Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I. 2000. By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 204–219. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9)
- 23- Hartman, C., Schettini, C. 1991. Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Geociências*, 21: 371–377. <http://repositorio.furg.br/handle/1/3217>
- 24- Huntsman, B.M., Mahardja, B., Bashevkin, S.M. 2022. Relative bias in catch among long-term fish monitoring surveys within the San Francisco Estuary. *San Francisco Estuary and Watershed Science*, 20(1). <https://doi.org/10.15447/sfews.2022v20iss1art3>
- 25- Jennings, S., Kaiser, M., Reynolds, J.D. 2009. *Marine fisheries ecology*, John Wiley & Sons, 432 pp.
- 26- Kantin, R., Baumgarten, M. 1982. Observações hidrográficas no estuário da Lagoa dos Patos: distribuição e flutuações dos sais nutrientes. *Atlântica*, 5: 76–92.
- 27- Knutson, T.R., McBride, J.L., Chan, J., Emanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Held, I., Kossin, J.P., Srivastava, A.K., Sugi, M. 2010. Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience*, 3(3): 157–163.
- 28- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, 470: 131 pp.
- 29- King, M. 2013. *Fisheries biology, assessment and management*. 2nd. Ed. John Wiley & Sons. 382 pp.
- 30- Liu, H., Gilmartin, J., Li, C., Li, K. 2021. Detection of time-varying pulsed event effects on estuarine pelagic communities with ecological indicators after catastrophic hurricanes.

Ecological Indicators 123: 107327. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107327>

31- MMA/SEAP - Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca. 2004. Instrução Normativa Conjunta N°. 3, de 09 de fevereiro de 2004. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Instrucao_normativa/2004/in_mma_seap_03_2004_regulamentapescalagoadospatos_rs.pdf (Accessed 05 May 2024)

32- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2022. Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022. Brasília, Brasil. https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf (Accessed 15 April 2024)

33- Möller, O., and E. Fernandes. 2010. Hidrologia e hidrodinâmica, in: Seelinger, U., Odebrech, C. (Eds.), O Estuário Da Lagoa Dos Patos: Um Século de Transformações. Universidade Federal do Rio Grande- FURG, Rio Grande, pp. 117–124.

34- MPA. 2011. Boletim estatístico da pesca e aquicultura. Ministério da Pesca e Aquicultura, Brasil. <http://bibliotecadigital.economia.gov.br/handle/123456789/191> (Accessed 05 July 2023)

35- Mulato, I.P., Corrêa, B., Vianna, M. 2015. Distribuição espaço-temporal de *Micropogonias furnieri* (Perciformes, sciaenidae) em um estuário tropical no sudeste do Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 41: 1–18.

36- McLusky, D.S., Elliott, M. 2004. The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management, OUP Oxford, EUA. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198525080.001.0001>

37- NOAA. 2016. Bycatch reduction device testing manual. NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration, United States Department of Commerce, US. 8 pp.

https://media.fisheries.noaa.gov/dam-migration/gulf_brd_protocol_2015.pdf (Accessed 21 February 2024)

38- NOAA. 2023. National Weather Service. NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration.

https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php
(Accessed 20 February 2024)

39- Penney, A., Kirby, D., Cheshire, K., Wilson, M., Bray, S. 2013. Technical Review for the Common wealth Policy on Fisheries Bycatch: risk-based approaches, reference points and decision rules for bycatch and byproduct species. Australian Bureau for Agricultural and Resource Economics and Sciences.

40- Pereira, N., Rodrigues, J., Ribeiro, A. de L., D'Incao, F. 2012. Influence analysis of extratropical cyclones in increase of salinity at the estuary of Patos Lagoon, Southern Brazil. *Atlântica*, Rio Grande, Brazil, 34(2): 173–187.
<http://www.seer.furg.br/atlantica/article/view/3178/1846>

41- Possamai, B., Vieira, J.P., Grimm, A.M., Garcia, A.M. 2018. Temporal variability (1997-2015) of trophic fish guilds and its relationships with El Niño events in a subtropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 202: 145–154.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.12.019>

42- Portal Instituto Nacional de Meteorologia - INMET: portal.inmet.gov.br (Accessed 19 January 2024)

43- Portal SimCosta: <http://www.simcosta.furg.br/> (Accessed 28 June 2023)

44- Rezende, G.A.D., Ortega, I., Dumont, L.F.C. 2019. Interannual variation of bycatch assemblages of artisanal bottom shrimp-trawling on the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 32: 100878.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100878>

- 45- Silveira, S., Duarte, D.L.V., Rodrigues, L. dos S.R., Dumont, L.F.C. 2024. Assessing nine devices to reduce bycatch in the pink shrimp *Penaeus paulensis* fisheries: Lessons from field experiments with fyke nets. *Regional Studies in Marine Science*, 73: 103499. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103499>
- 46- Stevens, P.W., Blewett, D.A., Casey, J.P. 2006. Short-term Effects of a Low Dissolved Oxygen Event on Estuarine Fish Assemblages Following the Passage of Hurricane Charley. *Estuaries and Coasts*, 29(6): 997–1003. <https://doi.org/10.1007/BF02798661>
- 47- Vieira, J.P., Vasconcellos, M. C., Silva, R.E., Fischer, L.G.F. 1996. A rejeição da pesca do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 18(1): 123-142.
- 48- Vieira, J.P., Garcia, A.M., Moraes, L.E. 2010. A assembleia de peixes, in: Selliger, U., and Odebrecht, C. (Eds.), *O estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações*, FURG, Brasil, pp. 79–88.
- 49- Walsh, K.J., McBride, J.L., Klotzbach, P.J., Balachandran, S., Camargo, S.J., Holland, G., Knutson, T.R., Kossin, J.P., Lee, T., Sobel, A., Sugi, M. 2016. Tropical cyclones and climate change. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 7(1): 65–89. <https://doi.org/10.1002/wcc.371>
- 50- Yagi, M. 2021. Short-term change in fish assemblages after the passage of a typhoon in a temperate, coastal bay. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 51(2): 175–183. <https://doi.org/10.3897/aiep.51.63622>
- 51- Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., Pauly, D. 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, 19(1): 30–39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233>

CAPÍTULO 3: Assessing nine devices to reduce bycatch in the pink shrimp *Penaeus paulensis* fisheries: Lessons from field experiments with fyke nets (Artigo publicado na revista *Regional Studies in Marine Science*).

3.1 Abstract

The adoption of bycatch reduction devices (BRD) has been widely used to reduce bycatch in several fisheries worldwide, especially in trawl nets targeting shrimps. However, the efficiency of these devices has rarely been assessed in passive nets, such as fyke nets using light attraction. This study tested the efficiency of nine BRDs in a passive fyke net fishery performed in southern Brazil, targeting the pink shrimp *Penaeus paulensis*. The abundance of fishes, swimming crabs and shrimp was compared using the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) testing protocol across 1) three different light attraction colours; 2) two fisheye models; 3) two square-mesh models, and; 4) two grid models. A significant reduction in bycatch was recorded when using fisheye and square mesh, however it was also noticed an important reduction in target species. A reduction in total bycatch biomass was also recorded for both grid models (85% for a grid angle of 50° and 61% for a grid angle of 32°), with no significant reduction in target species when using grid angle of 32°. The extensive testing performed supports the ecological benefits of BRDs adoption and tools for management in small scale fisheries.

Keywords: BRD, artisanal fisheries, passive fishing, penaeid

3.2 Introduction

Penaidae fisheries account for 16.4% of the world's fish market (FAO, 2022). Despite their social and economic importance, as such shrimp fisheries affect the marine and estuarine environments through the incidental catch of nontarget species, called bycatch (Alverson et al. 1994; Hall et al. 2000; Jennings et al. 2009; Zeller et al. 2018; Rezende et al. 2019). By definition, bycatch is characterized by the capture of nontarget species, either with (byproduct) or without (discards) commercial value (Hall et al. 2000; Kelleher, 2005; Penney et al. 2013). Even though passive fisheries are considered less detrimental to the environment compared to active fisheries and offer numerous advantages to fishers, such as reduced fuel and labour requirements (Loebmann and Vieira, 2006), they still result in the capture of unintended species. This issue poses a significant challenge to the conservation and management of marine ecosystems due to its negative impacts and the need for sustainable fishing practices (Hall et al. 2000; NOAA, 2016; Davies et al. 2009). Recently, the ecosystem approach to fisheries (EAF) management (FAO 2005; Pitcher, 2005) has drawn attention to the problem and has considered the adoption of bycatch reduction devices (BRDs) as an important tool for mitigation. Such technological modifications have been implemented worldwide with great success, reducing bycatch in penaeid fishing by 30 to 90% (Robertson et al. 1984; Alverson et al. 1994; Broadhurst, 2000; Cattani et al. 2012; Hannah et al. 2015; Duarte et al. 2019; Farias et al. 2019). These devices aim to improve the selectivity of nets, allowing bycatch to escape in two ways: by behavioural response (examples of devices include light attraction, fisheye, and square-mesh) or by size of the organisms (e.g., grids) (Hall and Mainprize, 2005; Sala and Lucchetti, 2010; Eayrs, 2012; Hannah et al. 2015; Lomeli et al. 2018; Cuende et al. 2020a; Cuende et al. 2020b).

Exclusion by behaviour is based on how bycatch species react to different stimuli. For light attraction, the reaction will depend on the spectrum of artificial or natural light the species is attracted to, furthermore, others parameters such as turbidity, diel phase, etc. Some species, for example, will respond to specific light spectra such as blue and green, while others will respond to yellow and red (Moore et al. 2013; Hannah et al. 2015). In the

case of schooling fish species, the efficiency of these devices also depends on two other factors: the optomotor response and the degree of aggregation of fish in the codend. The optomotor response is a visually driven behaviour in finfish used for swimming orientation (Jones, 1963; Kim and Wardle, 2003). The degree of aggregation is a natural response to the need of fish to maintain a distance between one another of approximately one-third of their body length as a strategy to improve the hydrodynamics of the schools. Therefore, BRDs are also based on species requirement for space to promote their escape (Suzuki et al. 2003). Therefore, changes in light may also help reduce bycatch in shrimp fisheries. Devices based on exclusion by size promote the escape of individuals that are larger than the bar spacing. Determining the installation angle of the size-excluding BRD is critical for better performance (Mitchell et al. 1995; Broadhurst et al. 2004, Duarte et al. 2019).

Although modifications have been more frequently studied in recent years, the implementation of BRDs for passive nets (fyke nets) is still a challenge. Even more in the Patos Lagoon Estuary, where few tests have been carried out (Vianna and D’Incao, 2006; Amorim, unpublished results), and some tests lack the appropriate implementation methodology to earn future gear certifications. In this estuary, only passive artisanal fishing is authorized (MMA/SEAP, 2004). However, despite being prohibited, trawling is widely used, especially at depths ranging from 1.5 to 14 m, and becomes more intensive during the shrimp harvest season (Benedet et al., 2010). It is considered artisanal fishing when practiced directly by a professional fisher, either autonomously or within a family-based economy. It involves using their own means of production or through a partnership agreement, conducted from shore, and possibly involving the use of small vessels (BRASIL, 2009). For pink shrimp (*Penaeus paulensis*) is utilized fyke nets known locally as *aviãozinho* nets (Benedet et al. 2010). Pink shrimp is an important fishery resource for the region (D’Incao and Reis, 2002), with an average catch of 1,112.9 tonnes in 2011, which accounts for 10.7% of the catch in the country (MPA, 2011). Pink shrimp fishing is carried out at night using a light attractant (MMA/SEAP, 2004). This occurs because most Penaeidae species spend the day buried in the sediment, emerging to feed at night (Dall et al.

1990), with slightly higher feeding activity at dusk and dawn (Schwamborn and Criales, 2000). Thus, information about time of capture is a key factor to be considered when evaluating BRDs.

In an attempt to reduce the impact of bycatch in shrimp fisheries, various technological modifications have been implemented worldwide with great success in trawl fisheries. This study adapted and refined a range of choices for artisanal fishers in an effort to increase the value of these fisheries by achieving higher ecological standards. The aim was to test the utility of nine different BRDs in fyke nets for maintaining catches of target penaeids, while significantly reducing bycatch.

3.3 Materials and Methods

3.3.1 Study Area

The Patos Lagoon, located in the southern most coastal region of Brazil (30–32° S and 50–52° W), is a choked lagoon with 110,360 km² of extension and a single connection to the ocean (Asmus and Garreta-Harkot, 1994; Fernandes et al. 2002). The estuarine region presents variable hydrodynamics depending on meteorological and oceanographic parameters, which are governed mainly by seasonality, and most areas have depths < 1 m (Souza et al. 2008). The water temperature ranges from 10 to 30 °C, and salinity can vary from oligohaline to mesohaline on scales of hours to days due to changes in wind and freshwater discharges (Hartman and Schettini, 1991). The BRD testing occurred in the Patos Lagoon Estuary, 32°01'S, 52° 13'W; depth: 1,5 m, in the same fishing area used by local fishers, near Marinheiro Island (Fig. 1). Artisanal fishing is one of the primary economic activities in the estuary, with an average of 3.311 fishers who use fyke nets and depend exclusively on fishing (Kalikoski and Vasconcellos, 2012). The environment provides high fishery production and serves as the main nursery ground for pink shrimp (D'Incao and Reis, 2002), which are targeted during the juvenile grouwout phase. Additionally, it is an essential habitat for the species comprising the bycatch, which can be targeted in other fisheries (Rezende et al., 2019).

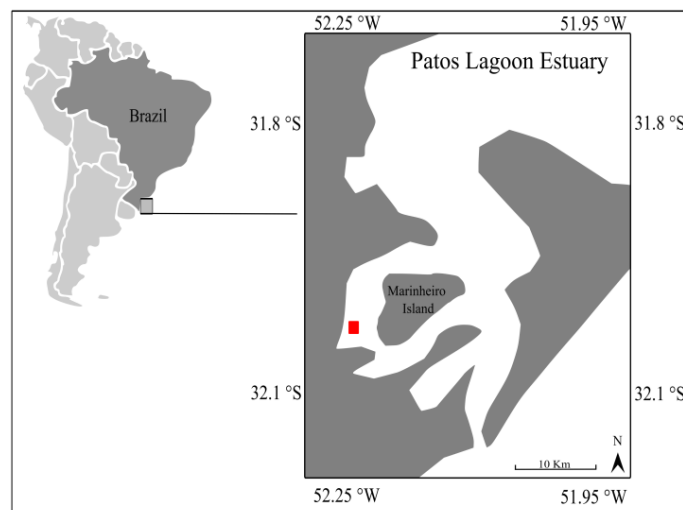


Figure 1: Study Area. Patos Lagoon estuary. Red square represented the fishing area.

3.3.2 Sampling

Tests were performed during the pink shrimp *Penaeus paulensis* fishing season, from February to May, in 2020 (March, 11 and 13), 2021 (March 08, 10, 17 and 19; April 13 and 19; May 07, 11, 14 and 19) and 2022 (March 15, 17; April 19 and 21; May 23 and 24). The fyke nets used were standard nets manufactured by fishers and locally known as *aviãozinho* nets (Fig. 2). This gear has a cylindrical shape with the body separated into six or seven sections supported by wire hoops, which keep the net open. The mesh size follows the recommendation of 18 mm between opposing knots, established by *Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis* (IBAMA) Ordinance 09-N/93. A mesh funnel fixed with smaller hoops is placed inside two of the net sections. The codend is tied to bamboo where the light attraction device is attached in the top, outside the water (LED lamp with an 12-V/7.2-Ah battery). The design and position of the devices were established according to previous references and suggestions by local fishers (Fig. 2 A).

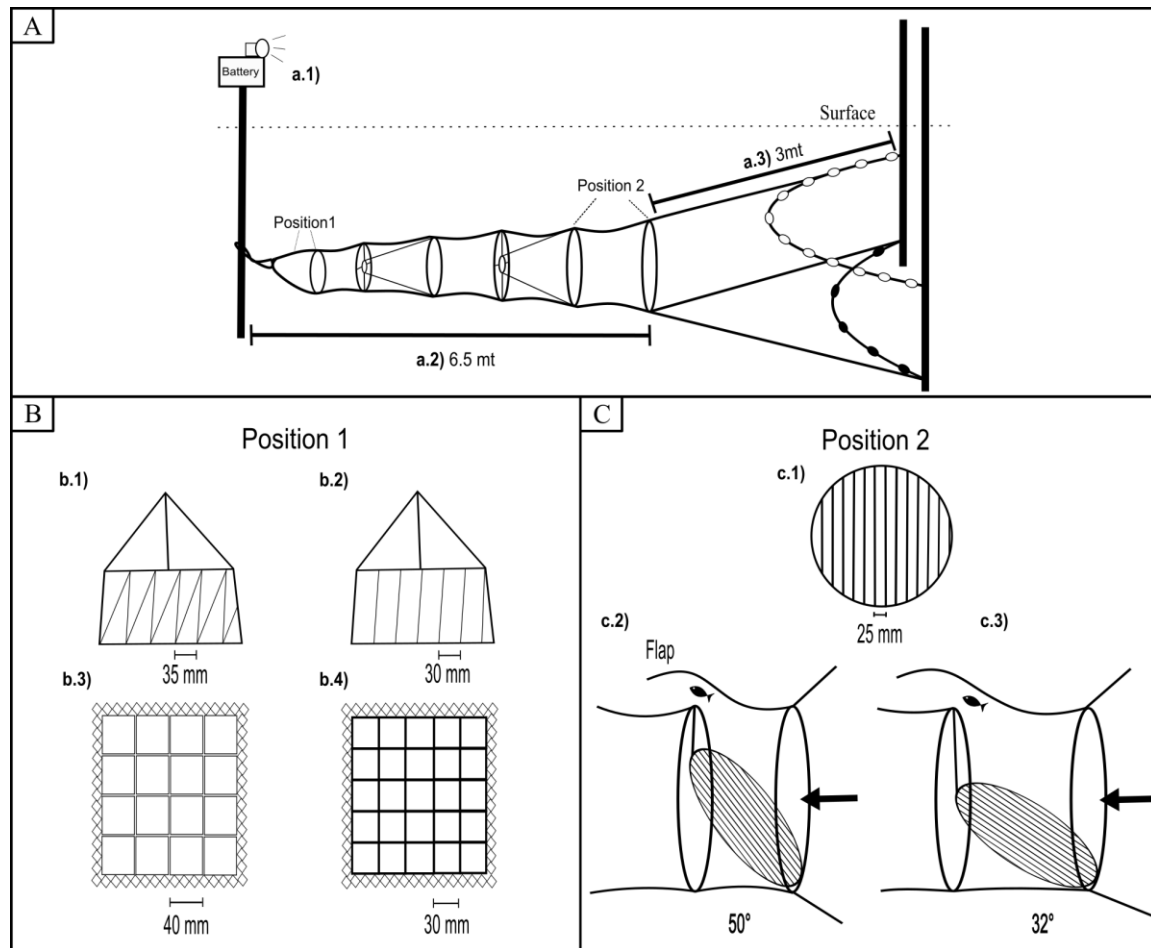


Figure 2: Scheme of net and devices. [A] Standard fyke net highlighting the (a.1) light attraction, (a.2) the net body with six sections and (a.3) arm fixed by bamboo. [B] BRDs for position 1: (b.1) F1: fisheye model 1, (b.2) F2: fisheye model 2, (b.3) S1: square-mesh model 1, (b.4) S2: square-mesh model 2. [C] (c.1) grid for position 2: (c.2) G1: grid model 1, (c.3) G2: grid model 2.

The nets were organized by alternately a control and a BRD treatment to remove the influence of position (Fig.3). For each BRD tested, a total of 10 fishing operations with 6 nets (3 controls and 3 BRDs) operating simultaneously were performed, totalling 60 samplings units (30 controls and 30 BRDs). The time the nets in the water (fishing) was considered a fishing operation, with five operations performed per night. The catch was

collected every 2 hours, always starting from dusk and ending at dawn, reproducing the actual strategy of fishers (Fig. 3). The experiments were authorized by the competent authorities (SISBIO N°73514-1 and CEUA N°P009/2020).

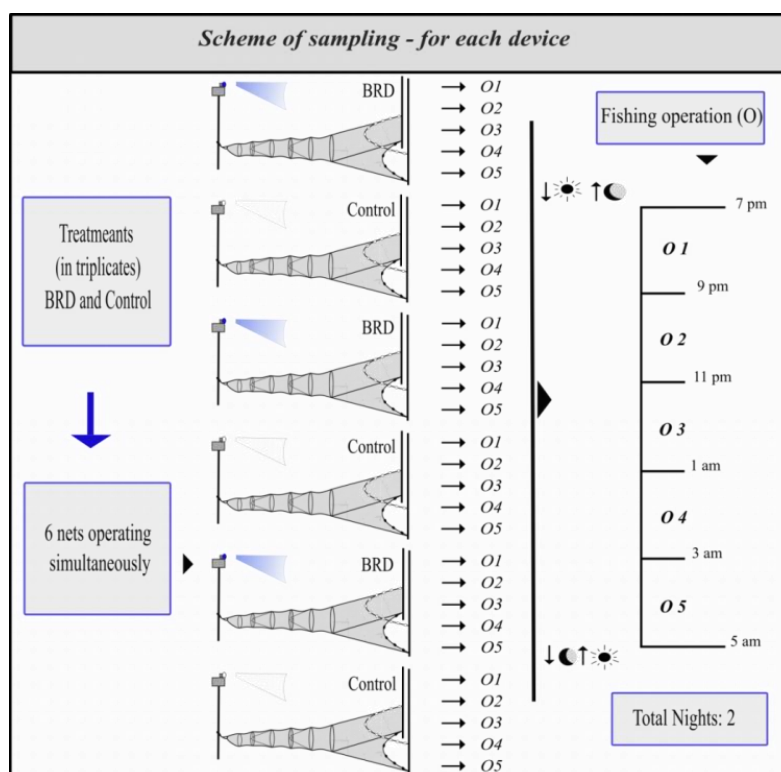


Figure 3: Scheme of sampling for each device. Nets are set up parallelly, intercalating treatments (BRD - Control). The time of the nets in the water (fishing) was considered fishing operation (O), the catch was collected at every 2 hours, starting from dusk (represent by sun fall and moon rise) and ending during dawn (represent by sunrise and moon fall).

The biological samples were sorted into the target and nontarget species categories (bycatch). The bycatch was taken to the laboratory where each individual was identified, measurement and weighed (± 1 g). The target species (pink shrimp) was also weighed. Weighing the target species in large samples would disrupt the fishing operation, so we calculated such samples by extrapolating the identification, weight and measurements of three subsamples to the total weight of the large sample (subsampling rate ~30%).

3.3.3 BRD: Influence of light attraction

The standard light colour used by fishers is white 12-V LED lamp connected to a 12 V/7.2-Ah battery (Benedet et al. 2010; Fig. 2 a.1). Thus, white light was used as the control, while yellow (YC), blue (BC), and green (GC) lights were tested. The different colours were obtained using cellophane coverings over the white lamps.

3.3.4 BRD: Fisheye model 1 and 2

A fisheye consists of a rectangular opening that is 150 mm high and 200 mm wide. It was installed at the top of the net, in the codend. In model 1 (F1, Fig. 2 b.1), rubber bars were installed at the opening of the device and mounted in a crosswise manner, resulting in gaps with a “V” shape. In model 2 (F2, Fig. 2 b.2), the rubber bars were installed parallel to each other, resulting in a flexible grid.

3.3.5 BRD: Square-mesh model 1 and 2

Both square-mesh were installed at the top of the codend at 20 cm (approximately 30 meshes) from the last hoop towards the end of the net. A cover “flap” was installed over the window, with the end part fixed to the window (for greater mobility). For Model 1 (S1, Fig. 2 b.3), a square-mesh measuring 160x160 mm was installed with a mesh size of 40x40 mm. The size of the openings was chosen based on the average fish length composition published for similar fishing in the region (Duarte et al. 2019; Rezende et al. 2019). For model 2 (S2, Figure 2 b.4), a hard panel was installed on the same site as S1. The hard window measured 160x160 mm, with a mesh size of 30x30 mm and was made of polyethylene. The mesh size was adjusted according to the length, width, and average height of the bycatch fishes, captured in the previous tests.

3.3.6 BRD: Grid model 1 and 2

The exclusion grid consisted of an iron hoop 62 cm in diameter and parallel bars (bar spacing: 25 mm, Fig. 2 c.1) (Vianna and D’Incao, 2006). The grids were installed into the

first hoop at the entrance of the net body. A 25 cm flap was installed over the escape opening to reduce shrimp escape. The degree difference was between $50^\circ (\pm 2^\circ)$ in grid model 1 (G1, Fig. 2 c.2) and $32^\circ (\pm 2^\circ)$ in grid model 2 (G2, Fig. 2 c.3). A local fisher suggested the angle in G2, arguing that it could reduce debris obstruction and shrimp loss.

3.3.7 Data analysis

All sampling efforts were based on the number of nets and hours of fishing to compare our results to real-world fishers' activities. However, because the sampling unit always had a fixed number of nets (1) and hours of fishing (2 h), no transformation of original data (weight; Appendix A1) was necessary. For the discard rate: weight bycatch / weight target.

We applied frequentist generalized linear models (GLMs) to evaluate the effect of treatments (control, BRD), fishing operation (operation 1, operation 2, operation 3, operation 4, operation 5) and experimental night (night 1, night 2) on the response variable total weight (g) per net (weight; described by a Gamma distribution). Treatments, fishing operation and experimental night were considered fixed factors with two, five and two levels, respectively, including their interactions. The total weight value was determined in each net, resulting in a total number of sampling units of 2 (treatments) $\times$ 5 (fishing operation) $\times$ 2 (nights) $\times$ 3 (triplicate) = 60 (Fig. 3). Where ≥ 3 -level covariates or interactions were significant, we used a Tukey's post hoc tests to compare the levels of each factor. An alpha level of 0.05 was considered a helpful index combined with effect size and ecological/fishery contexts for decision-making.

3.4 Results

A total of nine devices (experiments *in situ*) were used. These experiments resulted in 540 sampling units: two treatments (BRD and control), five fishing operations, and triplicates (all repeated in two nights) (Figure 3).

There was virtually no evidence that treatments differed between the two nights in

which they were applied, and for this reason, their results were combined (Fig. 4). In contrast, there was evidence of larger captures (target + bycatch) in the first operation (O1) compared than in the other operations (Fig. 4), so the results of treatments were considered separately for each fishing operation. An overview of the results is shown to improve the comparisons.

For the mean target species catch, there were significant differences in virtually any test (Fig. 4III b, c, d, e, g, h), with the exception of the tests: YC, S1, and G2 (Fig. 4III a, f, i), in which there were no significant reductions in target.

For the average fish catches, there were no significant differences in most tests for the devices: YC, BC, GC and S1 (Fig 4I a, b, c, f). However, the fish catches were significantly lower in F1, F2, S2, G1 and G2 (Fig. 4I d, e, g, h, i).

For the average swimming crabs catches there was no significant reduction in mean catches in virtually any test (Fig. 4II a, b, c, d, e, f, g), in the first fishing operation, except for the G1 and G2 (Fig. 4II h, i).

To summarize the main results, the F1 and S2 devices significantly reduced fish catches by 74% and 67%, respectively, in relation to the control nets (Fig. 4I d, g). For G1, significant reductions in fish and swimming crab bycatch were recorded: 84% and 86%, respectively (Fig. 4I, II h). G2 was the highlight of our study: this device significantly reduced the bycatch of fishes and swimming crabs (mainly in the first fishing operation, O1) by 65% and 63%, respectively, and there was no significant reduction in the target species catches (Fig. 4I, II, III.i).

In addition to reducing bycatch in large groups (fish and crabs), most BRDs (BC, F1, F2, S1, S2, and G1) also exhibited differences in species composition, with a decrease in the number of captured species (Appendix A2). The main differences in the average discard rate were found for the grids: G1 with 0.72:1 (bycatch:alvo) in BRD nets and 2.67:1 in control nets, and G2 with 3.04:1 in BRD nets and 6.35:1 in control nets (Appendix A1).

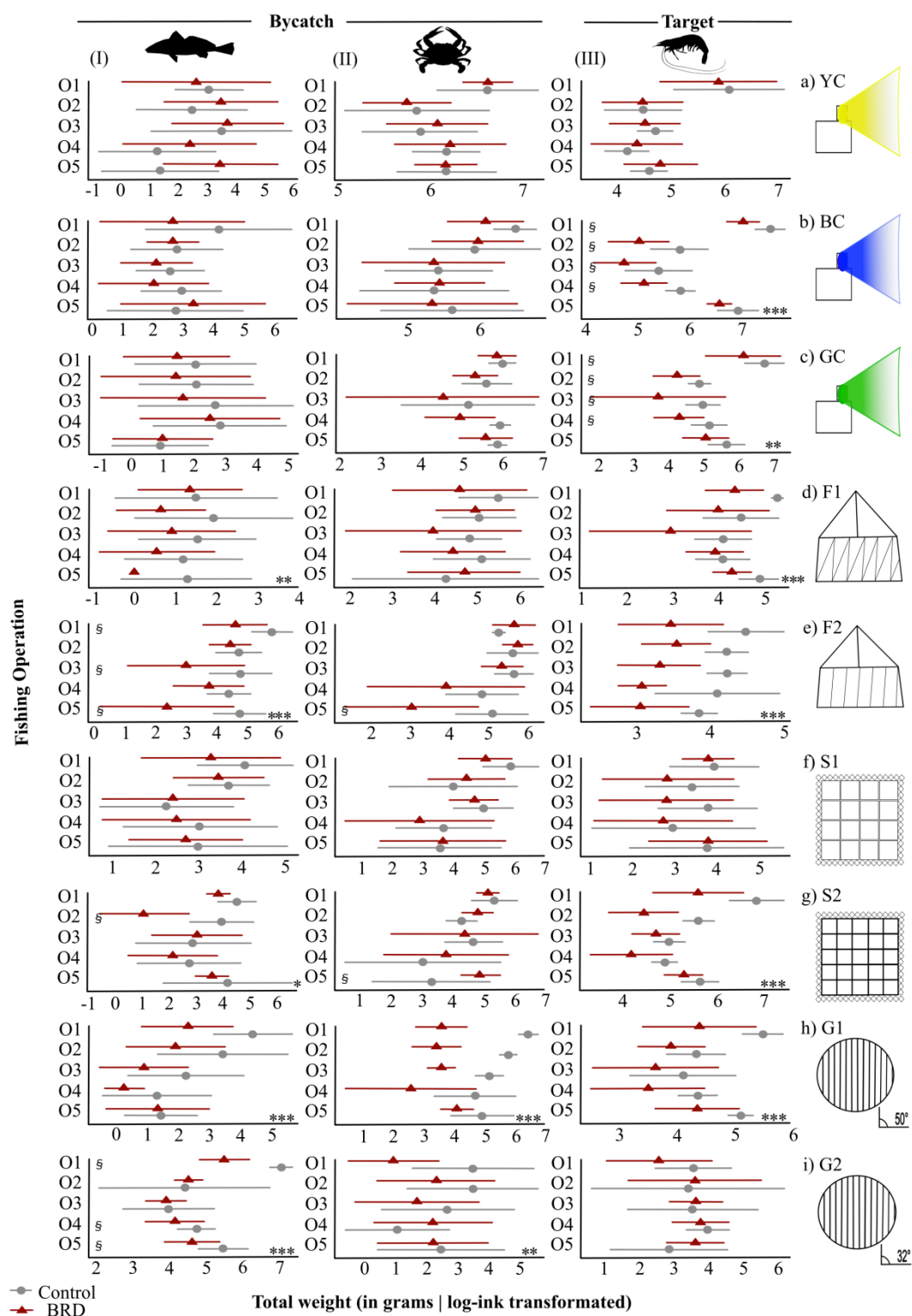


Figure 4: Catch comparison in control and BRD. Average ($\pm$ interval confidence) of fish (I), swimming crab (II) and shrimp (III) total weights (in grams, log-link transformed) compared along treatments (control, BRD) and fishing operations (O1, O2, O3, O4, O5) for each device test (a) YC: yellow color, (b) BC: blue color, (c) GC: green color, (d) F1: fisheye model 1, (e) F2: fisheye model 2, (f) S1: square-mesh model 1, (g) S2: square-mesh model 2, (h) G1: grid model 1, (i) G2: grid model 2. The “*” symbols indicate p-values lower than alpha of .05 for treatments independently of fishing operation or interaction between fishing operation and treatments. The “§” symbols indicate p-values lower than alpha of .05 for comparison between treatments in a specific fishing operation. P-value: .05 > “*” > .01 > “**” > .001 > “***”.

3.5 Discussion

The BRDs were based on different strategies to achieve a similar goal, bycatch reduction. It is important to emphasize that BRDs have specific functions, resulting in the exclusion of particular groups of organisms, representing an important tool to strengthen responsible fisheries and assist in local fisheries management. Therefore, the BRD testing performed in this study aimed to provide a wide range of choices for artisanal fishers in an attempt to increase the value of these fisheries by achieving higher ecological standards. Bringing the artisanal fishers to the centre of discussion will certainly make them key agents of transformational changes. In fact, they are responsible for the sustainable use and conservation of living aquatic resources with positive ripple effects on food systems and nutrition security (FAO, 2022).

Tests based on protocols can increase the chance of success and certification. For devices to be certified according to internationally used standards, the bycatch reduction must be at least 30%, and the target species must not be reduced by more than 15% (NOAA, 2016). For this reason, we made a huge effort – under a well-designed *in situ* experiments – to reach the desired level of excellence to evidence the effects of treatments and reduce noise.

The yellow light (YC) seemed to not affect the catch of any group (bycatch and target), and the blue (BC) and green (GC) lights maintained the bycatch level and reduced the amount of target species (Fig. 4 a, b, c). At this time, coloured lights are not candidate devices for certification. Previous reports show a significant reduction in marine fish catch when using blue and green lights in a trawl fishery and traps (Bryhn et al. 2014; Hannah et al. 2015; Lomeli et al. 2018; Cuende et al. 2020a; Cuende et al. 2020b). Considering these findings and the fact that in the estuarine environment, an increase in species diversity as well as in the abundance of juvenile marine species occurs as salinity increases towards the sea (Garcia et al. 2003; Garcia et al. 2004; Vieira et al. 2010), we suggest focusing future tests with lights (mainly blue light) on regions closer to the sea.

Less bycatch was captured by F1, F2, S2 and G1, but a reduction also occurred for target species (Fig. 4 d, e, g, h). The strategies considered such as changes in the bar spacing or type of material, can minimize shrimp loss (Sala, 2010; Guanais et al. 2015; Eighani et al. 2016). In the fisheye, with the change in the orientation of the bars, there was a decrease in shrimp loss of 17%, and in S2, with the adjustment of the device, the decrease in fish bycatch was larger, going from 33% in S1 to 67% in S2. In summary, even approved for bycatch, these four tests need improvements for the BRDs to be considered good candidates for certification, because there was high loss of the target species yet.

Grids resulted in high reductions of bycatch and minor to no losses of the target species, being promising candidates for future certification. The G1 had a reduction of 85% in bycatch, but a significant loss of target catch. The grid installed according to the suggestion of the local fisher was the G2, and it is a highlight of our study, as this device significantly reduced the bycatch of fishes and swimming crabs (mainly in the first fishing operation (O1); 76% for fishes and 94% for swimming crabs), while there is no evidence of reduction in the target catch (Fig. 4 i). However, for this BRD to be certified, the decrease in target catch must not exceed 15% (but it was in fact 27%). Most likely, changing the angle from 50° to 32° resulted in a decrease in grid obstruction in this fishery (a suggestion made by fisher G. Pereira, personal communications). However, additional data is necessary to

confirm this hypothesis. This may include tests comparing angles (50° and 32°), specifically analysing the amount of debris that escapes compared to what is retained in the grids. International councils that certify fisheries that use exclusion grids (e.g., National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA) also indicate that the angle is the main factor for the success of the device (Mitchell et al. 1995; Broadhurst et al. 2004). Finally, we speculate that the shadow created by the grid over the light attractor can reduce the shrimp attraction. We suggest overcoming these limitations in future experiments by considering different adjustment angles and translucent grids.

Technological modifications have been implemented worldwide with great success (Eayrs and Fuentesvilla, 2021), although there have been few studies of BRDs for fyke nets. We recognize the difficulty of adapting BRDs for passive fishing and the need for further studies. However, developing efficient devices for this activity reinforces the use of passive nets, which have less impact on the environment. This further prompt consideration of local certification and adds value to fish through the use of these measures.

Artisanal fishing in the Patos Lagoon estuary has been declining due to the overexploitation of various fishery resources (Rezende et al., 2019). This decline is accompanied by a loss of cultural identity among fisher in local communities (Kalikoski and Vasconcellos, 2012). The devaluation of registered fisher who need to compete with opportunistic fisher leads some to opt for alternative fishing methods, such as trawling, even though it is illegal in the region (MMA/SEAP, 2004; Kalikoski and Vasconcellos, 2012, Rezende et al., 2019). Consequently, this situation generates constant stress due to ongoing enforcement, which should be perceived by the fishing workers as an ally. This scenario results in the exploitation of resources instead of cooperation for more sustainable alternatives. Considering that trawling has ecological impacts such as substrate destabilization, increase bycatch and the capture of threatened species, removal of protective structures (e.g., vegetation), and effects on the fisher's product itself, as changes in the richness and diversity of macrobenthic species affect the shrimp, the target of the fishery (Silveira et al., 2020).

For this reason, we emphasize the incorporation of traditional knowledge from fisher in decision-making and the development of alternative management actions developed in a participative way (Kalikoski and Vasconcellos, 2012; Guanais et al., 2015). This includes using the ideal device for this fishing activity to increase efficiency and enable positive outcomes not only for fisher but also for the environment, with minimal losses for both (Eayrs, 2012). Adapting the devices to the considerations of fishers, who will use them daily, makes their usage viable and facilitates acceptance by peers. For instance, in the case of grids, a fisher suggested using aluminum grids in the next experiment. This recommendation stems from the fact that iron easily oxidizes in water and becomes heavier to handle. The use of BRDs brings multiple benefits, including: 1) allowing the escape of threatened species; 2) enabling the escape of juvenile commercial species, which can return to the environment, grow, and be recaptured later as targets for other local fisheries (Uhlmann and Broadhurst, 2015), as the stress caused by escape through BRDs in active nets is lower than in passive ones, increasing the potential survival of these fish during escape (Cook et al., 2019). Among the juvenile fish that escaped are those targeted by permitted artisanal fisheries in the region, in addition to shrimp, such as croaker (*Micropogonias furnieri*), mullet (*Mugil* sp.), and catfish (*Genidens* sp.; MMA/SEAP, 2004); 3) producing a final product of better quality: with a reduction in crabs in the catch due to the use of grids, the shrimp retained in nets with devices were in better condition than those without devices, as they had fewer cut and crushed shrimp; 4) more efficient work: it was observed *in situ* that the time for separating organisms, between target and bycatch, during the fishing operation process was reduced; 5) reduction in the use of diesel oil; and 6) assist in fisheries management.

Therefore, it is crucial to implement new strategies such as BRDs in both large-scale and small-scale fisheries, where fisher are directly dependent on fishing activities. Fyke nets are an example of how sustainable, legalized, and traditional fishing can embrace new alternatives that improve their capture and care. They have the capability of adding value to the product locally, further increasing its attractiveness as a viable option for artisanal fisher

and consequently reducing the appeal of illegal fishing. In addition to being more environmentally impactful, can bring about socio-economic losses.

3.5.1 Conclusion

This study presents a detailed account of the results and accomplishments obtained during the research, aiming to demonstrate the opportunities for adapting and enhancing fisheries. Collaborating with fishers is crucial in this regard. Therefore, taking into account the findings and the utilization of traditional ecological knowledge to enhance net selectivity, we recommend, in particular, the implementation of grids as promising options for future local certification of fyke nets based on documented observations. We have confidence in the potential of fishers' partnerships in developing bycatch reduction devices (BRDs) as more sustainable alternatives to fyke nets, offering a viable and more appealing approach to traditional fishing practices.

3.6 References

- 1- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A., Pope, J. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. N° 339. FAO Fisheries Technical Paper, Rome. 233 pp.
- 2- Asmus, E., Garreta-Harkot, P.F. 1994. Laguna dos Patos, in: Espino, G., Salaya, J.J., Varsi, E. (Eds.), Manejo y aprovechamiento acuicola de lagunas costeras em America Latina y el Caribe., Mexico, FAO.
- 3- Benedet, R., Denis, D., Fernando, D. 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 32(1): 5–24. doi: 10.5088/atl.2010.32.1.5
- 4- Broadhurst, M.K. 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10: 27–60. <https://doi.org/10.1023/A:1008936820089>
- 5- Broadhurst, M.K., Young, D.J., and Damiano, C. 2004. Effects of Nordmøre-grid angles,

profiles and other industry-developed modifications on catches in an Australian penaeid-trawl fishery. *Ciencias marinas*, 30(1B), 155-168.

6- Bryhn, A.C., K onigson, S.J., Lunneryd, S.G., Bergenius, M.A. 2014. Green lamps as visual stimuli affect the catch efficiency of floating cod (*Gadus morhua*) pots in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, 157: 187–192. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.04.012>

7- Cattani, A.P., Bernardo, C., Medeiros, R.P., Santos, L.O., Spach, H.L. 2012. Avalia  o de dispositivos para redu  o para redu  o da ictiofauna acompanhante na pesca de arrasto dirigida ao camar  o sete-barbas. *Boletim do Instituto de Pesca*, 38(4): 333–348. <https://institutodepesca.org/index.php/bip/article/view/968>

8- Cook, K.V., Reid, A.J., Patterson, D.A., Robinson, K.A., Chapman, J.M., Hinch, S.G., and Cooke, S.J. 2019. A synthesis to understand responses to capture stressors among fish discarded from commercial fisheries and options for mitigating their severity. *Fish and Fisheries*, 20(1): 25-43. <https://doi.org/10.1111/faf.12322>

9- Cuende, E., Arregi, L., Herrmann, B., Sistiaga, M., Onandia, I. 2020a. Stimulating release of undersized fish through a square-mesh panel in the Basque otter trawl fishery. *Fisheries Research*, 224, 105431. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105431>

10- Cuende, E., Arregi, L., Herrmann, B., Sistiaga, M., Basterretxea, M. 2020b. Release efficiency and selectivity of four different square-mesh panel configurations in the Basque mixed bottom trawl fishery. *Scientia Marina* 84: 39–47. doi: 10.3989/scimar.04975.17A

11- Dall, W., Hill, J., Rothlisberg, P., Sharples. 1990. The biology of the Penaeidae, in: D., Blaxter, J.H., Southward, A.J. (Eds.), *Advances in marine biology*. Academic Press, 27: 504 pp.

12- Davies, R., Cripps, S., Nickson, A., Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4): 661–672. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.003>

- 13-** D’Incao, F., Reis, E.G. 2002. Community-based management and technical advice in Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Ocean & Coastal Management*, 45(8): 531–539. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(02\)00084-4](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00084-4)
- 14-** Duarte, D.L., Broadhurst, M.K., Dumont, L.F. 2019. Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries. *Marine Policy*, 99: 374–
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.10.048>
- 15-** Eighani, M., Paighambari, S., Eayrs, S. 2016. Comparison of a rigid grid to a square-mesh panel in size selection for commercial fishing in the Persian Gulf shrimp trawl fishery. *Journal of Applied Ichthyology*, 32: 1026–1031. <https://doi.org/10.1111/jai.13148>
- 16-** Eayrs, S., and Fuentevilla, C. 2021. Advances and best practices in bycatch reduction in tropical shrimp-trawl fisheries. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Papers*, Rome, 678: 126 pp. <https://doi.org/10.4060/cb6635en>
- 17-** FAO. 2005. Putting into practice the ecosystem approach to fisheries. *FAO Food & Agriculture Org.*, Rome. 76 pp.
- 18-** FAO. 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). Towards Blue Transformation. *FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations*, Rome. 266 pp. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>
- 19-** Farias, E.G.G., Pereira-Júnior, A.C., Domingos, M.M., Dantas, D.V. 2019. Proposed bycatch-reduction modifications of shrimp fyke nets used in South American lagoons. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 49(1): 1–7. <https://doi.org/10.3750/AIEP/02357>
- 20-** Fernandes, E.H.L., Dyer, K.R., Moller, O.O., Niencheski, L.F.H. 2002. The Patos Lagoon hydrodynamics during an El Niño event (1998). *Continental Shelf Research*, 22: 1699–1713. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(02\)00033-X](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(02)00033-X)
- 21-** Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O. 2003. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil).

Estuarine, coastal and shelf Science, 57(3): 489-500.
[https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00382-7](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00382-7)

22- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M. 2004. Comparison of 1982-1983 and 1997-1998 *El Niño* on the Shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). Estuarine Research Federation, 27(6): 905-914.
<https://doi.org/10.1007/BF02803417>

23- Guanais, J.H.G., Medeiros, R.P., McConney, P.A. 2015. Designing a framework for addressing bycatch problems in Brazilian small-scale trawl fisheries. Marine Policy, 51: 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.07.004>

24- Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I. 2000. By-catch: problems and solutions. Marine Pollution Bulletin, 41: 204–219. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9)

25- Hall, S.J., and 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(2): 134–155.
<https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00183.x>

26- Hannah, R.W., Lomeli, M.J., Jones, S.A. 2015. Tests of artificial light for bycatch reduction in an ocean shrimp (*Pandalus jordani*) trawl: Strong but opposite effects at the footrope and near the bycatch reduction device. Fisheries Research, 170: 60–67.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.010>

27- Hartman, C., Schettini, C. 1991. Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS. Revista Brasileira de Geociências, 21: 371–377.
<http://repositorio.furg.br/handle/1/3217>

28- Jennings, S., Kaiser, M., Reynolds, J.D. 2009. Marine fisheries ecology, John Wiley & Sons, 432 pp.

29- Jones, F.R.H. 1963. The reaction of fish to moving backgrounds. Journal Experimental Biology, 40(3): 437–446. <https://doi.org/10.1242/jeb.40.3.437>

- 30- Kalikoski, D.C; Vasconcellos, M. 2012. Case study of the technical, socio-economic and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of patos lagoon, Brazil: a methodology for assessment. FAO Fisheries and Aquaculture Circular, Rome, 190 pp.
- 31- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, 470: 131 pp.
- 32- Kim, Y.H., Wardle, C.S. 2003. Optomotor response and erratic response: quantitative analysis of fish reaction to towed fishing gears. *Fisheries Research*, 60(2-3): 455–470. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00114-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00114-5)
- 33- Loebmann, D., Vieira, J.P. 2006. O impacto da pesca do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante) (Decapoda, Penaeidae) nas assembleias de peixes e siris do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1016–1028. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000400006>
- 34- Lomeli, M.J.M., Wakefield, W.W., Herrmann, B. 2018. Illuminating the headrope of a selective flatfish trawl: Effect on catches of groundfishes, including Pacific halibut. *Marine and Coastal Fisheries*, 10: 118–131 doi:10.1002/mcf2.10003
- 35- Moore, V.M., Kohler, S.J., Cheers, M.S. 2013. Artificial Light at Night in Freshwater Habitats and its Potencial Ecological Effects, in: Rich, C., and Longcore, T. (Eds.), *Ecological consequences of artificial night lighting*, Island Press, Washington, pp. 365-385.
- 36- Penney, A., Kirby, D., Cheshire, K., Wilson, M., Bray, S. 2013. Technical Review for the Common wealth Policy on Fisheries Bycatch: risk-based approaches, reference points and decision rules for bycatch and byproduct species. Australian Bureau for Agricultural and Resource Economics and Sciences.
- 37- Pitcher, T.J. 2005. Back-to-the-future: A fresh policy initiative for fisheries and a restoration ecology for ocean ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences*, 360: 107–121. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1575>

- 38- Rezende, G.A.D., Ortega, I., Dumont, L.F.C. 2019. Interannual variation of bycatch assemblages of artisanal bottom shrimp-trawling on the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 32: 100878. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100878>
- 39- Robertson, J.L., Smith, K.C., Savin, N., Lavigne, R.J. 1984. Effects of dose selection and sample size on the precision of lethal dose estimates in dose–mortality regression. *Journal of Economic Entomology*, 77(4): 833–837. <https://doi.org/10.1093/jee/77.4.833>
- 40- Sala, A., Lucchetti, A. 2010. The effect of mesh configuration and codend circumference on selectivity in the Mediterranean trawl *Nephrops* fishery. *Fisheries Research*, 103(1-3): 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.02.003>
- 41- Schwamborn, R., and Criales, M.M. 2000. Feeding strategy and daily ration of juvenile pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) in a South Florida seagrass bed. *Marine Biology*, 137: 139-147. <https://doi.org/10.1007/s002270000317>
- 42- Silveira, S., Ortega, I., Dumont, L.F.C. 2020. Artisanal trawling impact over prey availability and diet of estuarine megabenthic organisms in southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 237: e106682. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106682>
- 43- Suzuki, K., Takagi, T., Hiraishi, T. 2003. Video analysis of fish schooling behaviour in finite space using a mathematical model. *Fisheries Research*, 60(1): 3–10. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00081-4)
- 44- Uhlmann, S.S., and Broadhurst, M.K. 2015. Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps. *Fish and Fisheries*, 16(2): 183–229. <https://doi.org/10.1111/faf.12049>
- 45- Vianna, M., D’Incao, F. 2006. Evaluation of by-catch reduction devices for use in the artisanal pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery in Patos Lagoon, Brazil. *Fisheries Research*, 81(2-3): 331–336. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.06.011>

46- Vieira, J.P., Garcia, A.M., Moraes, L.E. 2010. A assembleia de peixes, in: Selliger, U., and Odebrecht, C. (Eds.), O estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações, FURG, Brasil, pp. 79-88.

47- Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., Pauly, D. 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, 19(1): 30–39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233>

3.6.1 References Web

48- BRASIL. 2009. LEI Nº 11.959, DE 29 DE JUNHO DE 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei no 7.679, de 23 de novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei no 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências. DOU de 30.6.2009, Brasília, DF. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L11959.htm (Accessed 21 February 2024)

49- Eayrs, S. 2012. Comparative testing of bycatch reduction devices in tropical shrimp trawl fisheries – A practical guide. FAO, Rome, 112 pp. <https://www.fao.org/3/i3072e/i3072e.pdf> (Accessed 21 February 2024)

50- Mitchell, J.F., Watson, J.W., Foster, D.G., Caylor, R.E. 1995. The turtle excluder device (TED): a guide to better performance. NOAA technical memorandum, NMFS-SEFSC-336, 35pp. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/30895> (Accessed 21 February 2021)

51- MMA/SEAP - Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca. 2004. Instrução Normativa Conjunta Nº. 3, de 09 de fevereiro de 2004. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Instrucao_normativa/2004/in_mma_seap_03_2004_regulamentapescalagoadospatos_rs.pdf (Accessed 05 July 2023)

52- MPA. 2011. Boletim estatístico da pesca e aquicultura. Ministério da Pesca e Aquicultura, Brasil. <http://bibliotecadigital.economia.gov.br/handle/123456789/191> (Accessed 05 July 2023)

53- NOAA. 2016. Bycatch reduction device testing manual. NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration, United States Department of Commerce, US. 8 pp. https://media.fisheries.noaa.gov/dam-migration/gulf_brd_protocol_2015.pdf (Accessed 21 February 2024)

54- Souza, S.R., Oliveira, A.O., Hartmann, C. 2008. Utilização do testemunhador Russian Peat Borer no Saco do Martins e Arraial, estuário da Laguna dos Patos, Brasil. Gravel, 6: 1–13. <https://repositorio.furg.br/handle/1/2241> (Accessed 21 February 2024)

3.7 Appendices

Table A1. Mean and standard error of CPUE_w (g/h) of target specie, bycatch (total), separated bycatch in fish and swimming crabs, and discard rate in treatments (BRD) and Control. *Significant difference ($P < 0.05$) between treatment and control.

	Target w	Bycatch w	Fish w	Crab w	Discard rate
<i>Yellow (YC)</i>					
BRD	97.2 ± 126.12	298.33 ± 132.52	34.78 ± 37.16	263.48 ± 118.08	3.06
Control	101.33 ± 152.24	293.57 ± 149.56	25.35 ± 45.83	268.22 ± 149.18	2.89

<i>Blue (BC)</i>						
BRD	237.0 ± 224.14*	201.49 ± 136.34	21.27 ± 37.99	180.22 ± 114.74	0.85	
Control	400.08 ± 362.19*	246.85 ± 180.11	36.51 ± 82.14	36.51 ± 82.14	0.61	
<i>Green (GC)</i>						
BRD	106.66 ± 154.60*	146.27 ± 88.81*	15.54 ± 32.03	130.73 ± 83.04	1.37	
Control	171.83 ± 189.57*	191.65 ± 76.23*	16.94 ± 27.76	174.70 ± 70.34	1.11	
<i>Fisheye (F1)</i>						
BRD	33.58 ± 22.74*	83.1 ± 72.41	1.83 ± 3.92*	81.26 ± 72.16	2.47	
Control	57.83 ± 34.38*	112.47 ± 86.90	7.01 ± 14.92*	105.45 ± 82.47	1.94	
<i>Fisheye (F2)</i>						
BRD	14.96 ± 8.74*	139.9 ± 94.01*	40.84 ± 44.98*	99.05 ± 74.92	9.35	
Control	36.59 ± 22.56*	209.91 ± 93.06*	90.76 ± 77.17*	119.15 ± 73.49	5.73	
<i>Square-mesh (S1)</i>						
BRD	23.63 ± 29.19	77.63 ± 57.62	17.77 ± 19.72	59.86 ± 50.01	3.28	
Control	34.57 ± 36.08	116.60 ± 108.92	26.39 ± 33.18	90.20 ± 96.34	3.37	

<i>Square-mesh (S2)</i>					
BRD	90.05 ± 98.18*	88.34 ± 55.49	15.63 ± 15.20*	72.70 ± 46.01	0.97
Control	191.33 ± 223.32*	105.20 ± 75.73	47.25 ± 54.58*	57.95 ± 48.17	0.54
<i>Grid (G1)</i>					
BRD	36.29 ± 30.46*	26.14 ± 17.59*	4.43 ± 6.41*	21.70 ± 15.60*	0.72
Control	66.37 ± 45.38*	177.89 ± 135.05*	27.07 ± 50.72*	150.82 ± 113.70*	2.67
<i>Grid (G2)</i>					
BRD	23.77 ± 18.64	72.41 ± 57.07*	63.60 ± 58.67*	8.81 ± 10.63*	3.04
Control	32.59 ± 30.74	207.07 ± 232.13*	183.04 ± 218.33*	24.02 ± 34.18*	6.35

Table A2. Bycatch species composition. Total number of individuals and size average (LC1 - carapace length for the crabs and LT - total length for the fishes) by treatment: BRD | Control. * Endangered species in Brazil.

Species		YC	BC	GC	F1	F2	S1	S2	G1	G2
Estuarine related		BRD Control	BRD Control	BRD Control	BRD Control	BRD Control	BRD Control	BRD Control	BRD Control	BRD Control
<i>Atherinella brasiliensis</i>	N°				0 3		11 15		0 15	8 13
	Size				0 71.0		80.5 82.5		0 108.3	79.6 89.0
<i>Brevoortia aurea</i>	N°					3 8		7 20	0 14	45 110
	Size					57.0 130.7		86.8 135.9	0 78.6	89.6 87.3
<i>Callinectes sapidus</i>	N°	298 325	397 412	151 203	154 185	125 150	77 108	124 91	53 287	7 18
	Size	77.7 72.4	52.2 53.2	67.7 64.9	53.8 57.5	71.5 71.9	58.2 58.5	69.2 68.4	54.4 53.2	71.2 65.5
<i>Catathyridium garmani</i>	N°	1 0								
	Size	167.0 0								
<i>Centropomus undecimalis</i>	N°						0 1		0 1	
	Size						0 134.0		0 67.0	
<i>Engraulis anchoita</i>	N°	0 2	1 0				4 0			

<i>Genidens barbatus*</i>	Size	0 99.0	143.0 0		91.2 0					
	N°	6 10	1 0	0 1		0 1				
	Size	151.1 114.9	77.0 0	0 154.0		0 87.0				
<i>Genidens genidens</i>	N°	16 14	2 1		0 1					
	Size	182.1 145.5	207.0 174.0		0 360.0					
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	N°	1 0								
	Size	105.0 0								
<i>Lycengraulis grossidens</i>	N°	1 0	6 7	2 3	0 1	1 5	2 3	0 1	2 7	1 1
	Size	69.0 0	15.5 59.0	24.5 59.3	0 134.0	96.0 103.8	28.5 36.6	0 82.0	88.5 95.4	98.0 123.0
<i>Menticirrhus americanus</i>	N°	0 1							0 1	
	Size	0 243.0							0 123.0	
<i>Micropogonias furnieri</i>	N°	10 7	42 78	22 20	6 18	86 162	34 70	54 90	3 22	248 1064
	Size	151.6 161.4	90.1 99.3	92.1 116.3	68.3 81.8	121.7 122.2	65.5 77.8	91.8 87.5	73.3 109.1	88.7 89.9
<i>Mugil curema</i>	N°	2 4							0 1	
	Size	93.5 93.2							0 55.0	
<i>Mugil rubrioculus</i>	N°	53 51								
	Size	65.7 69.7								

<i>Neohelice granulata</i>	N°									1 0
	Size									26.0 0
<i>Odontesthes argentinensis</i>	N°	0 1	1 1			1 2		1 2		
	Size	0 88.0	166.0 95.0			116 149		150 112		
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	N°		1 0	5 7		1 1	15 19			3 3
	Size		220 0	91 88.5		97 93	129.3 111.7			112 128.3
<i>Platanichthys platana</i>	N°	1 0			0 1		5 3			
	Size	78 0			0 82		52.4 79.6			
<i>Pogonias cromis*</i>	N°		1 0	1 0		0 1		0 1		
	Size		35.0 0	155.0 0		0 175.0		0 330.0		
Marine vagrant										
<i>Achelous spinicarpus</i>	N°	0 1								
	Size	0 26.4								
<i>Anchoa marinii</i>	N°									0 6
	Size									0 82.0
<i>Callinectes bocourti</i>	N°					0 1				0 3
	Size					0 55.3				0 43.9
<i>Callinectes danae</i>	N°	4 4	7 9	6 13	13 12	12 17	34 33	4 3	2 30	14 19

<i>Callinectes ornatus</i>	Size	70.7 52.9	31.9 54.5	72.3 63.6	58 69.6	58.8 66.9	77.1 63.8	50.1 76.3	31.9 57.3	60.9 74.5
	N°	42 44	38 54	44 33	9 21	2 0	4 1	3 2	10 60	1 3
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Size	60.9 62.3	42.9 48.8	60.1 52.3	54.6 56.5	70.8 0	26 97	47.3 42.8	68.3 47.2	42.1 45.1
	N°	3 6			0 3	1 5		2 1		
<i>Diapterus rhombeus</i>	Size	39.9 31.8			0 33	93 44		91 78		
	N°					2 4	5 8			2 2
<i>Eucinostomus gula</i>	Size					131.5 68.2	73.4 54.3			82.5 80.0
	N°		6 5	8 4	1 3	15 14	13 0	0 2	1 3	3 5
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Size		46.8 69.6	75.3 54.7	70.0 70.0	90.8 90.5	45.9 95.0	0 104.0	67.0 85.0	77.6 75.0
	N°	6 1	1 2	0 1	0 1			1 2	2 1	4 2
<i>Harengula clupeola</i>	Size	167.3 200	27 197.5	0 187.0	0 161.0			174.0 182.5	163.5 145	178.7 231.5
	N°	0 2	8 14	5 4	1 17	0 19	17 23		15 40	203 255
<i>Macrodon atricauda</i>	Size	0 68.5	59.3 68.1	104.2 93.7	133 46.4	0 95	54.6 41.6		80.4 88.2	86.4 85.1
	N°				2 2					
<i>Menticirrhus littoralis</i>	Size				109.0 33.5					
	N°		1 3				0 4			0 1
<i>Oligoplites saliens</i>	Size		154.0 106.3				0 109.5			0 99.0
	N°					0 2				4 2

<i>Pellona harroweri</i>	Size					0 66.5				72.0 75.0	
	N°					0 1					
	Size					0 42.0					
<i>Selene vomer</i>	N°	1 0									
	Size	87.0 0									
<i>Stellifer rastrifer</i>	N°	1 0				1 0	29 9			0 1	1 0
	Size	59.0 0				59.0 0	80.2 64.0			0 82.0	93.0 0
<i>Trachinotus blochii</i>	N°					2 2			1 0		
	Size					77.0 111.5			59.0 0		
Freshwater											
<i>Hoplias malabaricus</i>	N°	0 1									
	Size	0 205									
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	N°	1 1									
	Size	116.0 96.0									
Total Number		389 419	511 585	247 290	187 268	251 392	253 305	197 213	89 485	601 1559	

CAPÍTULO 4. Projeção de biomassa da corvina (*Micropogonias furnieri*) poupada com a utilização de dispositivo redutor de fauna acompanhante em redes aviãozinho.

4.1 Resumo

A captura de espécies não alvo (*bycatch*) nas pescarias gera grandes prejuízos aos ecossistemas e à sustentabilidade de outras pescarias. Uma medida que visa minimizar o *bycatch* e manter a pesca eficiente é o desenvolvimento de dispositivos redutores de *bycatch* (*Bycatch Reduction Devices* - BRD). A redução de organismos capturados pelo uso de BRDs podem refletir em diversos benefícios a pesca e ao meio ambiente com o aumento de sua população. Visto isso, esse trabalho buscou avaliar como o uso de BRD afeta a recuperação da biomassa de uma das principais espécie do *bycatch* (corvina; *Micropogonias furnieri*) na pesca passiva do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos (ELP), por meio de cenários de projeções em curto e médio prazo. Para o cálculo de projeção foi escolhido a pesca de aviãozinho que acontece de fevereiro a maio no ELP, e como BRD a grade instalada a 32° na entrada da rede. Foi estimado que a biomassa poupada em ~77% pelo BRD, durante uma safra inteira, resultaria após um ano no acréscimo de 683 a 1367 kg de corvinas na população, e de aproximadamente 1315 a 2630 kg em 2 anos. Apresentar um cenário mais geral, expressando a repercussão da implementação da tecnologia, não somente o resultado imediato, poderia ser uma estratégia para uma melhor visualização do custo-benefício e assim facilitar a aceitação da adoção de novos métodos como os BRDs estimulando as estratégias participativas na melhoria da gestão da pesca.

Palavras-chaves: BRD, *bycatch*, estimativa, Lagoa dos Patos, pesca passiva

4.2 Introdução

A pesca passiva é considerada menos prejudicial ao ambiente, quando comparada à pesca ativa e oferece inúmeras vantagens aos pescadores, tais como a redução da necessidade de combustível e de mão-de-obra (Loebmann e Vieira 2006). No entanto ainda gera impactos como a captura de fauna acompanhante, denominada *bycatch* (Alverson et al. 1994; Hall et al. 2000; Jennings et al. 2009; Zeller et al. 2018). Essas espécies pertencentes ao *bycatch* muitas vezes não são utilizadas pelos pescadores, seja porque os indivíduos capturados são muito pequenos, danificados, não comestíveis, têm pouco ou nenhum valor de mercado ou não podem ser retidos devido a restrições de gestão ou de cotas (Zeller et al. 2018). Esta questão representa um desafio significativo para a conservação e gestão dos ecossistemas marinhos devido aos seus impactos negativos e à necessidade de práticas de pesca sustentáveis (Hall et al. 2000; NOAA 2016; Davies et al. 2009). O descarte de peixes pequenos afeta a composição dos estoques naturais e tem efeito direto na diminuição do volume capturado na próxima safra, tornando a atividade menos produtiva e mais onerosa a cada ano (Perez et al. 2019). Também altera a distribuição do tamanho das populações afetadas e a composição das espécies nas áreas de pesca e causa perda de diversidade (Vianna e D’Incao, 2006).

No estuário da Lagoa dos Patos (ELP) somente a pesca passiva é permitida para a captura do camarão-rosa (MMA/SEAP 2004). A pesca artesanal é uma das principais atividades econômicas do estuário, com pescadores que dependem exclusivamente da pesca (Haimovici et al. 2006; Kalikoski e Vasconcellos 2013; Steenbock 2019). Somente para a pesca de camarão, por exemplo, há uma média de 1455 pescadores que utilizam redes passivas (Kalikoski e Vasconcellos 2012). O ambiente proporciona alta produção pesqueira e serve como principal área berçário para o camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) (D’Incao e Reis 2002), que é capturado durante a fase de engorda juvenil. Além disso, é um habitat essencial para as espécies que compõem o *bycatch*, que pode ser alvo de outras pescarias, como a corvina (*Micropogonias furnieri*) (Haimovici et al. 2006; Rezende et al. 2019).

Recentemente, a Abordagem Ecosistêmica à Gestão das Pescarias (AEGP) chamou a atenção para o problema e considerou a adoção de dispositivos de redução de *bycatch* (BRDs) como uma ferramenta importante para a mitigação (FAO 2005; Pitcher,

2005). Modificações tecnológicas, como os BRDs, foram implementadas em todo o mundo com grande sucesso (Duarte et al. 2019; Eayrs e Fuentevilla 2021). Essas modificações quando implementadas em pesca de pequena escala reforça o uso de redes que causam menor impacto ao meio ambiente e acrescenta valor ao pescado sustentável (Silveira et al. 2024). No ELP, foram realizados diferentes testes com implementação de BRDs para as redes aviãozinho (Vianna e D’Incao 2006 e Amorin et al. 2019). Recentemente, Silveira et al. (2024) sugeriram o uso de uma grade instalada na entrada da rede a 32°, visto que os testes utilizando esse BRD resultaram em 76% de redução de peixes e 94% de redução de siris, sem perda significativa do camarão-rosa, espécie alvo dessa pescaria. Cabe destacar que a maioria dos peixes analisados nesse trabalho eram juvenis de corvinas, a qual foi a espécie de peixe mais representativa no *bycatch* de aviãozinho (45%) e com maior redução de captura utilizando o BRD (~77%, ver Silveira et al. 2024).

A corvina é um componente importante da comunidade de peixes costeiros e o principal alvo da pesca demersal no Atlântico Sudoeste, desde o Estado do Rio de Janeiro, no Brasil, até a Bahía Blanca, na Argentina (23°S – 40° S) (Chiessa et al. 2006; Carozza 2010; Haimovici et al. 2016). No sul do Brasil ela é pescada no ELP em águas costeiras desde o século XIX por pescadores artesanais (Odebrecht 2003). Essa espécie utiliza uma complexa ocupação de habitats no ambiente estuarino durante seus primeiros estágios de vida (Costa et al. 2014), ocorrendo em regiões costeiras do ELP onde as redes aviãozinho são instaladas. A alta proporção de juvenis de corvina capturados e descartados pela pesca do camarão-rosa resulta em prejuízo significativo para o estoque dessa espécie podendo comprometer sua sustentabilidade a longo prazo (Vieira et al. 1996; Loebmann e Vieira 2006).

Visto isso, esse estudo visa avaliar como o uso do dispositivo grade (instalado a 32°) em redes de aviãozinho no ELP pode beneficiar a sustentabilidade da atividade pesqueira, analisando o potencial de recuperação da biomassa, projetada a curto (um ano) e médio prazo (dois anos), do principal recurso pesqueiro demersal do sul do Brasil.

4.3 Metodologia

Para projetar a biomassa de corvina num horizonte de dois anos após a utilização de um dispositivo BRD de grade com distância entre as barras de 25 mm e instalação na rede com ângulo de 32° em redes de aviãozinho (grade G2 em experimento desenvolvido por Silveira et al. 2024), durante uma safra no ELP (de fevereiro a maio, Benedet et al. 2010), foi utilizada uma adaptação à metodologia proposta por Cardoso et al. (2018), seguindo os seguintes passos:

1. Estimar a proporção de indivíduos em cada classe de comprimento que não é capturada, ou seja, que escaparam com a utilização do BRD;
2. Estimar a biomassa por classe de comprimento dos indivíduos que escaparam;
3. Estimar a idade correspondente ao ponto médio da classe de comprimento;
4. Estimar o número de indivíduos escapados por classe de comprimento;
5. Estimar o comprimento dos indivíduos escapados correspondente à idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos;
6. Estimar o número de indivíduos escapados até a idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos;
7. Estimar a biomassa de indivíduos escapados projetada por idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos.

4.3.1 Proporção por classe de comprimento

As estimativas das proporções de escape por classe de comprimento de exemplares de corvina foram derivadas dos experimentos realizados previamente por Silveira et al. (2024), em redes aviãozinho equipadas com o BRD grade 32° no ELP. Durante os experimentos foram utilizadas três redes controle e três redes com o BRD, montadas paralelamente e intercalando os tratamentos (controle - BRD). O experimento foi realizado em duas noites, onde em cada noite foram realizadas cinco operações de pesca a cada duas horas. Maiores detalhes sobre o desenho amostral e especificações do BRD podem ser consultados em Silveira et al. (2024).

Para calcular a proporção de indivíduos que escaparam por classe de comprimento (em intervalos de 5 mm), inicialmente, foi determinado o número total de indivíduos que escaparam subtraindo-se o número de indivíduos capturados pelas redes com BRD do número de indivíduos capturados pelas redes de controle. Em seguida, esse valor foi dividido pelo total de indivíduos que escaparam em uma determinada classe de comprimento, obtendo-se assim a proporção de escape por classe de comprimento.

4.3.2 Biomassa por classe de comprimento

Para estimar a biomassa de corvina escapada por classe de comprimento, foi necessário, inicialmente, estimar a captura total gerada pela pesca de aviãozinho durante uma safra completa no ELP. Primeiramente, estimou-se a biomassa capturada por uma única rede de aviãozinho durante uma noite de pesca. Em seguida, esse valor foi multiplicado pelo número de redes operadas por pescador por noite, pelo número total de pescadores atuantes no ELP e, finalmente, pelo número de noites de pesca em uma safra. Assim, a estimativa da biomassa total capturada (B_{tc}) durante a safra foi calculada conforme a equação:

$$B_{tc} = (\text{kg por rede}) * (\text{n}^\circ \text{ de redes por pescador}) * (\text{n}^\circ \text{ de pescadores}) \\ * (\text{n}^\circ \text{ de noites de pesca})$$

O peso da captura de corvina por rede (kg) foi estimado utilizando valores obtidos pelo acompanhamento da pesca realizada durante a safra de 2022, coletados *in loco* (Silveira, S). Em função da alta variabilidade dos dados, optou-se pela utilização do peso mediano capturado por rede (0,179 kg), uma vez que a mediana é mais representativa e não sofre influência de valores extremos. Para estabelecer o número de redes utilizadas por pescador, foi respeitado o limite estabelecido pela Instrução Normativa MMA/MPA Nº. 03 de 2004, que permite o uso de até 10 redes do tipo aviãozinho por pescador. Para a estimativa do número de pescadores foram considerados os dados de Kalikoski e Vasconcellos (2012), no qual haveria em média 1455 pescadores atuando com o aviãozinho no ELP.

Foram encontrados poucos trabalhos direcionados ao esforço pesqueiro e monitoramento da pesca de aviãozinho no ELP (Kalikoski e Vasconcellos, 2012;

FURG, 2016; Ruas et al. 2017) e embora esses estudos tenham realizado levantamentos importantes para a descrição dessa pescaria, não foram apresentadas estimativas ou médias referentes ao número de noites pescadas por pescador. Conforme relatos obtidos em campo, é comum que haja uma tentativa de maximização das capturas durante cada safra, exceto em períodos com condições meteorológicas adversas extremas, extravio do material ou mudança da área de pesca. Contudo, mesmo nessas circunstâncias, foi observado em incursões em campo pela autora, variações entre pescadores quanto a frequência da atividade de pesca. Para contornar essa lacuna de informação, foram delineados três cenários para a estimativa de biomassa de captura total da pesca de aviãozinho durante uma safra completa no ELP: 1) um cenário mínimo de 60 noites, equivalente à metade da safra ($B_{tc} = 0,179 \times 10 \times 1455 \times 60$); 2) um cenário mediano de 80 noites, considerando uma média de 5 a 6 noites por semana ($B_{tc} = 0,179 \times 10 \times 1455 \times 80$); e 3) um cenário máximo de 120 noites, cobrindo todo o período de safra, de fevereiro a maio ($B_{tc} = 0,179 \times 10 \times 1455 \times 120$).

Sabe-se que o dispositivo da grade em 32° utilizado em redes de aviãozinho resulta em uma redução de aproximadamente 77% na captura da corvina (Silveira et al. 2024). Dessa forma, a biomassa total escapada (B_{esc}) durante a safra, foi estimada para cada cenário conforme a fórmula: $B_{esc} = 0,77 \times B_{tc}$. Posteriormente, foi calculado a biomassa dos indivíduos escapados pelo BRD por classe de comprimento (B_{esci}):

$$B_{esci} = B_{esc} / F_{esci}$$

onde B_{esc} é a biomassa total escapada da espécie e F_{esci} é a frequência da classe de comprimento i na distribuição de comprimentos dos indivíduos que deixariam de ser capturados (escape). Todos os cálculos a seguir foram realizados separadamente para cada um dos três cenários descritos nessa seção.

4.3.3 Idade correspondente ao ponto médio da classe de comprimento

As idades correspondentes ao ponto médio de cada classe de comprimento (t_i) foram calculadas de acordo com a fórmula:

$$t_i = \frac{-\ln\left(\frac{C_{inf} - C_i}{C_{inf}}\right)}{k + t_0}$$

onde C_{inf} é o comprimento assintótico do modelo de von Bertalanffy (VB), C_i é o ponto médio de cada classe de comprimento i , k é a constante de crescimento do modelo de VB e t_0 é a idade teórica quando o peixe teria comprimento igual a zero. Os parâmetros de crescimento de VB da corvina foram obtidos para os sexos agrupados em Haimovici et al. (2022) sendo: $C_{inf} = 673,9$ mm, $k = 0,24$ e $t_0 = -0,42$.

4.3.4 Número de indivíduos por classe de comprimento

O número de indivíduos que escaparam por classe de comprimento (N_{esc_i}):

$$N_{esc_i} = \frac{B_{esc_i}}{B_{ind_i}}$$

onde B_{ind_i} é a biomassa de cada peixe da classe de comprimento i obtido por meio de relações peso-comprimento específicas: $W = 0,00002 \times L^{2,9153}$ (obtida em Haimovici et al. 2021).

4.3.5 Comprimento correspondente à idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos

O comprimento dos indivíduos que escaparam corresponde à idade t_i mais X anos ($C_i + X$), foram calculados da seguinte forma:

$$C_i + X = C_{inf}(1 - e^{-k((t_i+x)-t_0)})$$

O tamanho proporcional à idade de dois anos foi o limite máximo coletado nas amostras de corvina como *bycatch*, o que não justificaria um cenário de projeção para mais de 2 anos para redes com aviãozinho. Além do fato da biologia natural da espécie que ao alcançar em torno de 180 mm a 350 mm retorna para o oceano (Albuquerque 2008).

4.3.6 Número de indivíduos escapados até a idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos

O número de indivíduos sobreviventes até a classe de comprimentos correspondente à idade $i + X$ anos (N_{C_i+x}), foi calculado de acordo com a seguinte fórmula:

$$N_{C_i+x} = N_{esc_i} * e^{-M_i X}$$

onde M_i é a mortalidade natural na idade i e x é o número de anos para qual a biomassa foi projetada. A mortalidade natural para a corvina foi calculada por meio da fórmula de Chen e Watanabe (1989) por idade por meio da fórmula:

$$M_i = M \cdot \frac{1 - e(-k \cdot (i - 1))}{e(-k(i - 1)) - e(-k i)}$$

onde k é o coeficiente de crescimento de von Bertalanffy e i é a idade do peixe.

4.3.7 Biomassa projetada por idade $t_i + 1$ e $t_i + 2$ anos

A biomassa dos indivíduos que escaparam através do BRD foi projetada por classe de comprimento correspondente à idade $i + x$ anos (B_{Ci+x}):

$$B_{Ci+x} = N_{Ci+x} * Bind_i$$

Cálculo da biomassa total projetada para x anos (BT_x):

$$BT_x = \sum B_{Ci+x}$$

A partir da biomassa total, foi estimado o aumento percentual em biomassa disponível para +1 e +2 anos (Bt_i):

$$B_{\%} = \frac{B_{t+1} - B_{t0}}{B_{t0}} * 100$$

4.4 Resultados

Durante o experimento do BRD (G2) foram capturadas 1308 corvinas, sendo 1060 em redes sem dispositivo (controle) e 248 nas redes com o dispositivo instalado. A média de captura foi de $341,53 \pm 413,54$ gramas pescado por rede. Como os valores de capturas foram muito variáveis, foi decidido usar a mediana no lugar da média, visto que a média é ideal em uma distribuição normal de valores. A mediana foi de 178,98 gramas por rede, sendo a maior captura 1561,68 g e a menor 7,63 gramas.

O tamanho das corvinas capturadas variou entre 40 e 130 mm, sendo que em sua maioria foram capturadas corvinas entre 80 e 90 mm. A figura 1 apresenta a proporção (%) dos tamanhos das corvinas retidas na rede (captura) e que escaparam (escape).

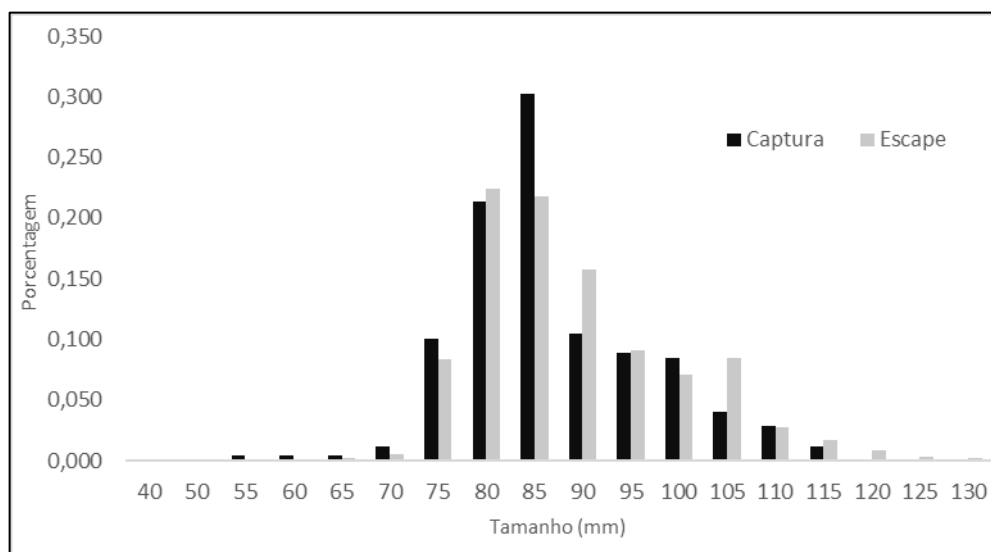


Figura 1. Frequência de comprimentos. Preto representando a porcentagem da captura e cinza a de escape.

Se estima que o ganho de biomassa de corvina em uma única safra caso todos os pescadores tivessem instalado o BRD (grade – instalada no ângulo de 32°) em suas redes seria considerável, com acréscimo de 119,7 kg (pescando 60 dias), 159,6 kg (pescando 80 dias) e 239,4 kg (pescando 120 dias) de biomassa poupada pelo BRD (~77%) ao fim de uma safra (Figura 2).

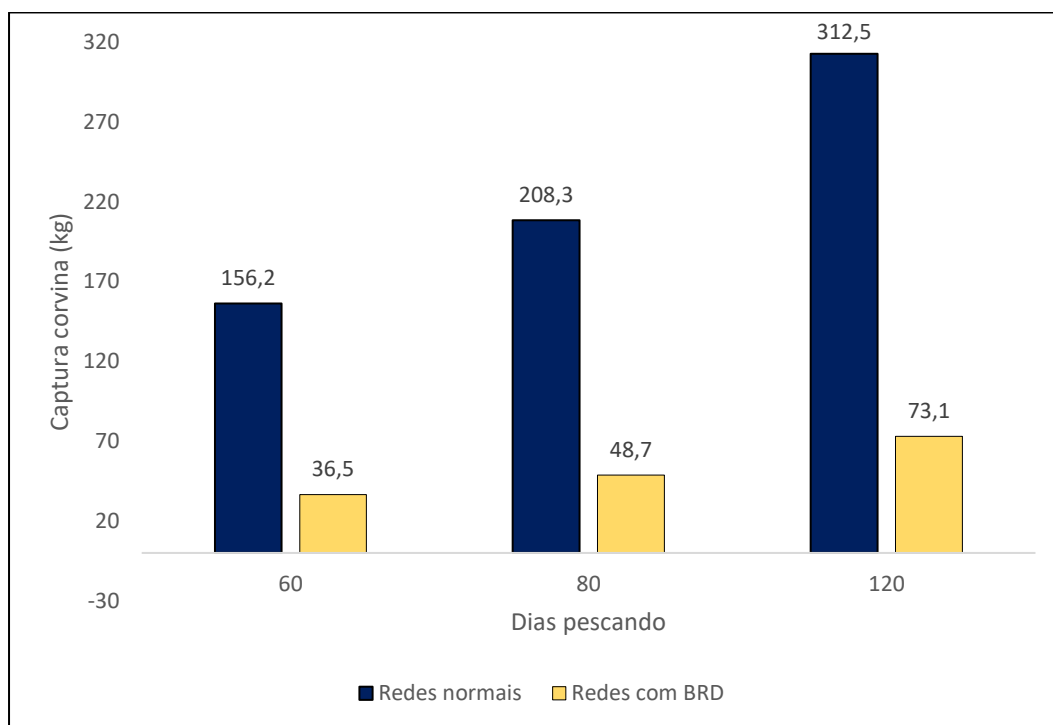


Figura 2. Comparação de captura (kg) de corvina. Comparação entre captura em redes normais (azul) e redes com BRD (Grade a 32°) instalado (amarelo) nos três cenários propostos: 60, 80 e 120 noites.

Com o ganho projetado em biomassa, caso os indivíduos fossem poupados em uma safra, e considerando a adição em massa devido ao crescimento da espécie, a diminuição do número de indivíduos devido a mortalidade natural e uma entrada constante de novos indivíduos, a biomassa resultante seria de 683 a 1367 kg após um ano e de 1315 a 2629 kg após dois anos (Figura 3). O aumento percentual em biomassa disponível seria uma média de ~997% após dois anos (de 995,8% a 1.000%).

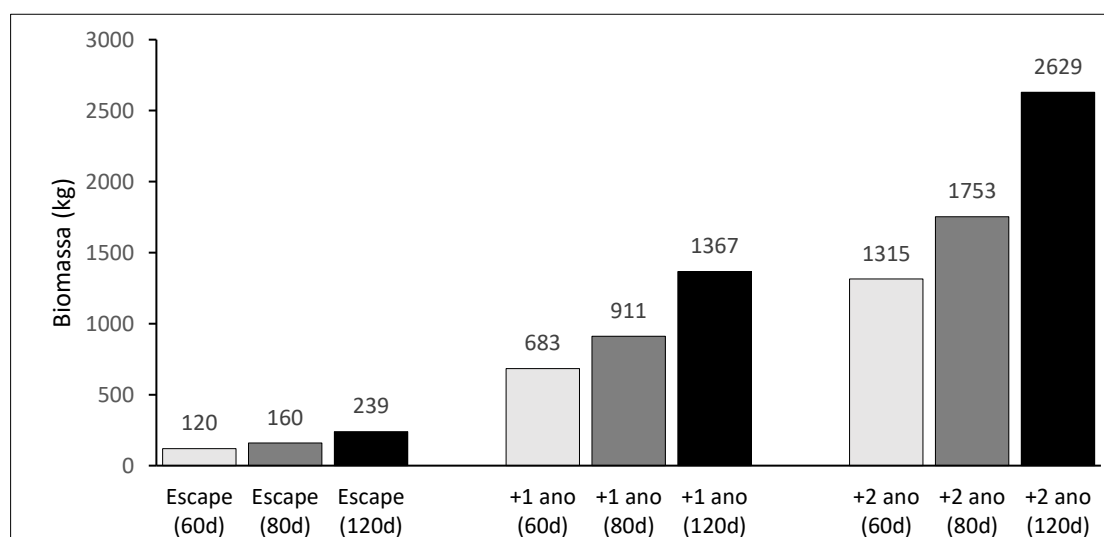


Figura 3. Projeção de biomassa de escape. Biomassa (kg) de indivíduos que teriam sido poupados pelo uso do dispositivo em redes aviãozinho, no ELP, nos cenários de 60 dias pescados em uma safra (cinza claro), 80 dias (cinza escuro) e 120 dias (preto).

A figura 4 ilustra a incorporação de biomassa nas diferentes classes de comprimento (mm) de corvinas poupadas para os três cenários propostos (60, 80 e 120 dias). O valor de biomassa e número de indivíduos são inversamente proporcionais, com aumento de biomassa e diminuição de indivíduos menores (Figura 5), pelo próprio crescimento natural da espécie e alta mortalidade nos anos iniciais.

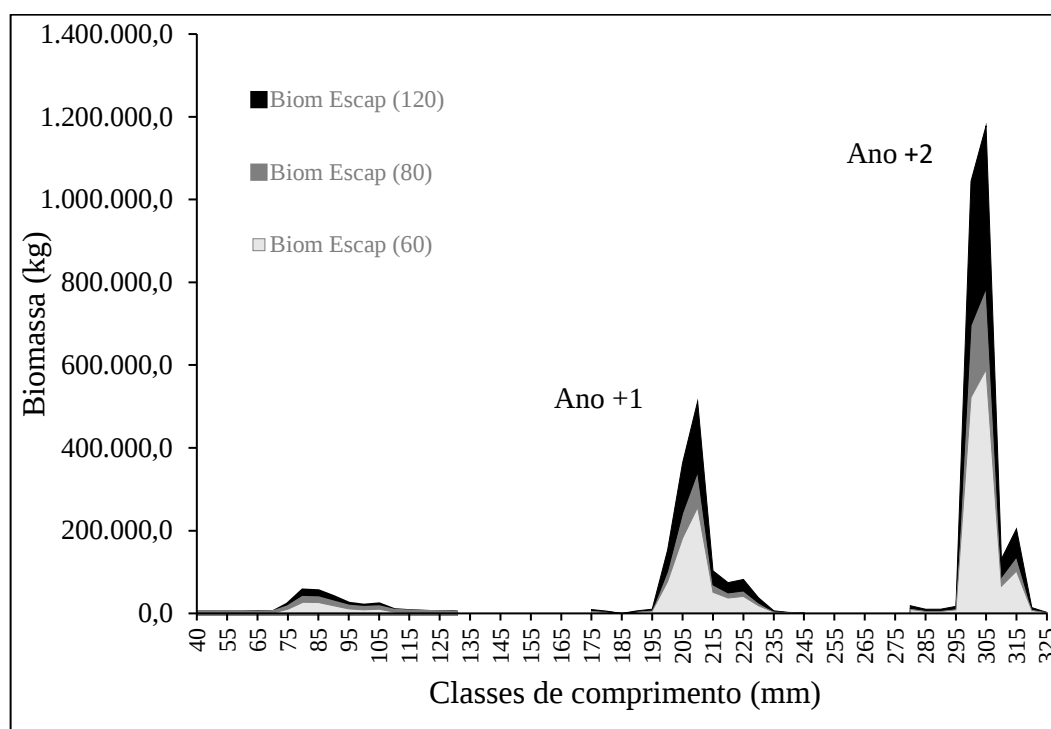


Figura 4. Projeção de biomassa para classes de tamanho. Aumento de biomassa (kg) nos três cenários propostos (60 dias pescados em uma safra; cinza claro, 80 dias; cinza escuro e 120 dias; preto) para as corvinas poupadas pelo uso do BRD.

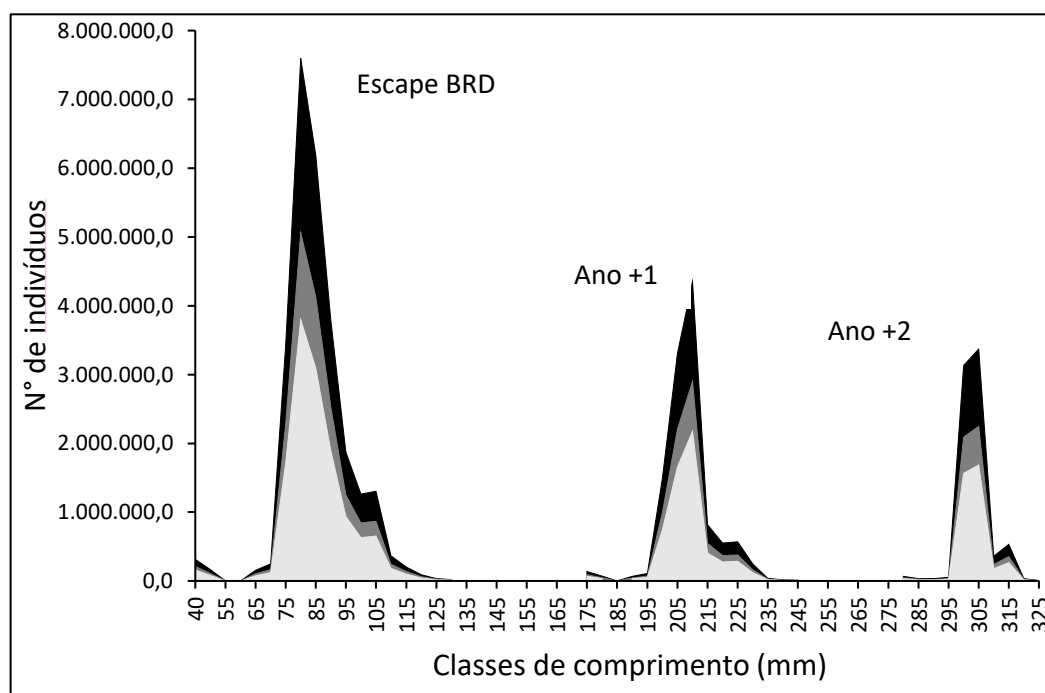


Figura 5. Projeção do número de indivíduos para classes de tamanho. Diferença do número de indivíduos nos três cenários propostos (60 dias pescados em uma safra; cinza

claro, 80 dias; cinza escuro e 120 dias; preto) para as corvinas que escaparam pelo uso do BRD.

4.5 Discussão

A corvina (*M. furnieri*) é classificada como uma espécie estuarina dependente (Vieira et al. 1998) e pode utilizar diferentes regiões no estuário de acordo com seu estágio de vida. Indivíduos menores que 160 mm podem ser encontrados nas regiões mais rasas do estuário, com ou sem vegetação (Costa et al. 2014). Eles utilizam esses lugares para seu desenvolvimento, proteção e alimento (Seeliger 2001). As regiões do ELP mais rasas, que ocorrem os juvenis são também os locais onde as redes para captura de camarão são instaladas (Benedet et. 2010), o que contribui para a captura da espécie como *bycatch* nessa pescaria. Os juvenis quando capturados, ainda que sejam devolvidos para água geralmente não sobrevivem (Cook et al. 2019). Sendo assim, essas corvinas além de não contribuírem para o pescador, por seu porte pequeno (40 – 130 mm), também acabam por não recrutar ao estoque da população adulta.

O benefício de testes experimentais com BRD é uma proposta para uma solução mais direta, como nesse caso em que o uso da grade, instalada a um ângulo de 32° na rede aviãozinho, resultou na redução de 77% das capturas corvinas. No entanto, para seguir adiante, é essencial considerar como essas reduções podem afetar positivamente no ambiente, em um viés ecológico, como também na pesca de camarão e outras pescarias. Nesse ponto os cálculos de estimativas e modelos matemáticos podem ser uma estratégia. Modelos de simulação desenvolvidos para investigar a dinâmica da pesca, funcionam como importantes ferramentas para a avaliação quantitativa dos recursos pesqueiros, a avaliação de estoque e a gestão de pesca (Pelletier e Mahévas 2005).

Em um viés ecológico e econômico, considerando que a corvina vem sofrendo declínio populacional nos últimos anos (Haimovici et al. 2021, IUCN 2024), a estimativa de um acréscimo anual entre 683 e 1367 kg com o uso do BRD poderia ser uma estratégia eficaz de mitigação para auxiliar na conservação da espécie. A partir dos testes, foi possível estimar que a biomassa poupada em ~77% pelo BRD resultaria, ao fim de uma única safra, considerando o cenário mais vantajoso para o pescador (120 dias), a não perda de 239,4 kg de corvinas na população (Figura 2), e aproximadamente

2630 kg em 2 anos (Figura 3). Essa biomassa poupada, além de ser benéfico ao ambiente também pode ser revertida em produto, pois a espécie pode ser capturada posteriormente como alvo de outras pescarias artesanais. No conceito da administração, o retorno do que seria descartado ao ciclo de negócios é considerado como logística reversa (Daher et al. 2006). No ELP, a corvina é um importante recurso pesqueiro artesanal, sendo capturada principalmente pela pescaria de emalhe (Haimovici et al. 2006) geralmente pelo mesmo pescador que no período de pesca do camarão realizará a pescaria por aviãozinho. Além disso a corvina, como produto fora do ELP, é uma das espécies demersais mais abundantes e intensamente exploradas da plataforma continental do sul e sudeste do Brasil (Haimovici e Ignácio 2005; Haimovici et al. 2021).

A pesca passiva é naturalmente menos impactante do que a ativa (Loebmann e Vieira 2006), porém a pesca ilegal como a pesca de arrasto (ativa) dentro do estuário ainda é um problema recorrente (Kalikoski e Vasconcellos 2012, Rezende et al. 2019). Valorizar a pesca menos impactante não apenas contribui para a melhor utilização do recurso, como também na valorização do profissional que pesca legalmente e é um benefício ao meio ambiente. É natural que a utilização de novos métodos possa gerar desconfiância, principalmente por parte dos pescadores tradicionais (Suuronen 2022). Por esse motivo apresentar um cenário mais geral, expressando a repercussão da implementação da tecnologia, não somente o resultado imediato, poderia ser uma estratégia para uma melhor visualização do custo-benefício e assim facilitar a aceitação da adoção de novos métodos como os BRDs.

É importante salientar que foi feito um esforço para que os dados utilizados para os cálculos fossem os mais próximos a realidade, porém ainda há uma lacuna de informações atualizadas sobre esforço de pesca e captura. Apesar das limitações deste estudo, apresentar aos pescadores, comunidade científica, consumidores e tomadores de decisão os benefícios dos BRDs, como a redução do descarte de espécies não-alvo, a recuperação de espécies em declínio populacional e a possível reutilização de espécies de interesse comercial, contribui para a gestão e torna a pesca passiva mais atraente.

Ao propor a utilização de novos métodos, como a utilização de um dispositivo, devemos levar em consideração que as percepções dos pescadores frente aos resultados.

Pois reduções que podem parecer altos em uma percepção acadêmica, podem não ser percebido pelos pescadores imediatamente (Mesquita e Medeiros 2023). A projeção de cenários facilita a visualização dos benefícios a longo prazo de uma mudança na pescaria hoje e assim contribui para o aumento de interesse em considerar melhores práticas na gestão de recursos. Melhores práticas estas que podem acrescentar valor não apenas a pesca direcionada ao camarão como nas demais pescas tradicionais.

4.6 Referências

- 1- Albuquerque, C.Q. (2008) Bionomia da corvina *Micropogonias furnieri* no extremo sul de sua área de ocorrência, através da análise química de otólitos. Tese de Doutorado, FURG, Brasil.
- 2- Amorim, M.G. (2019) Utilização do *Fisheye* como dispositivo redutor da captura incidental de peixes na pesca artesanal com rede “aviãozinho”. Dissertação de Mestrado, FURG, Brasil.
- 3- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A., Pope, J. (1994) A global assessment of fisheries bycatch and discards. N° 339. FAO Fisheries Technical Paper, Rome. 233 pp.
- 4- Cardoso, L.G., Haimovici, M., Abdallah, P., Dumont, F. (2018) Efeitos para o setor pesqueiro do deslocamento do arrasto de fundo para além da 12 milhas náuticas na costa do Rio Grande do Sul. Relatório Técnico, Universidade Federal do Rio Grande.
- 5- Carozza, C. (2010) Pesquería comercial de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en Argentina. Publicación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo. 21: 15–22.
- 6- Chen, S., and S. Watanabe. (1989) Age Dependence of Natural Mortality Coefficient in Fish Population Dynamics. Nippon Suisan Gakkaishi 55(2): 205-208.
- 7- Chiesa, E., Pin, O., Puig, P. (2006) Características biológicas de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en el Río de la Plata y su Frente Marítimo. in: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.), Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, 219–224.

- 8- Cook, K.V., Reid, A.J., Patterson, D.A., Robinson, K.A., Chapman, J.M., Hinch, S.G., Cooke, S.J. (2019) A synthesis to understand responses to capture stressors among fish discarded from commercial fisheries and options for mitigating their severity. *Fish and Fisheries*, 20(1): 25–43. <https://doi.org/10.1111/faf.12322>
- 9- Costa, M.D.P., Muelbert, J.H., Moraes, L.E., Vieira, J.P., Castello, J.P. (2014) Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of withemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. *Fisheries Research*, 160: 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.10.025>
- 10- Benedet, R., Denis, D., Fernando, D. (2010) Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 32(1): 5–24. doi: 10.5088/atl. 2010.32.1.5
- 11- Daher, C.E., Silva, E.P.S., Fonseca, A.P. (2006) Logística Reversa: Oportunidade para Redução de Custos Através do Gerenciamento da Cadeia Integrada de Valor. *Brazilian Business Review*, 3(1): 58–73.
- 12- Davies, R., Cripps, S., Nickson, A., Porter, G. (2009) Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4): 661–672. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.003>
- 13- D’Incao, F., Reis, E.G. (2002) Community-based management and technical advice in Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Ocean & Coastal Management*, 45(8): 531–539. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(02\)00084-4](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00084-4)
- 14- Duarte, D.L., Broadhurst, M.K., Dumont, L.F. (2019) Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries. *Marine Policy*, 99: 374–
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.10.048>
- 15- Eayrs, S., and Fuentevilla, C. (2021) Advances and best practices in bycatch reduction in tropical shrimp-trawl fisheries. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Papers*, Rome, 678: 126 pp. <https://doi.org/10.4060/cb6635en>
- 16- FAO (2005) Putting into practice the ecosystem approach to fisheries. *FAO Food & Agriculture Org.*, Rome. 76 pp.
- 17- Haimovici, M., Ignácio, J. M. (2005) em Rossi, C.L.W. Cergole M.C. Ávila-da

Silva, A.O. Análise das Principais Pescarias Comerciais da Região Sudeste-Sul do Brasil: Dinâmica Populacional das Espécies em Exploração. Série Documentos Revizee-Score Sul, IOUSP: 101-107p.

18- Haimovici, M., Vasconcellos, M., Kalikoski, D. C., Abdalah, P., Castello, J. P., & Hellebrandt, D. (2006) Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Rio Grande do Sul. A pesca marinha e estuarina do Brasil do início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais, 157, 180.

19- Haimovici, M., Cardoso, L.G., Unpierre, R.G. (2016) Stocks and management units of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in southwestern Atlantic. Latin American Journal of Aquatic Research, 44: 1080–1095.

20- Haimovici, M., Cavole, L. M., Cope, J. M., Cardoso, L. G. (2021). Long-term changes in population dynamics and life history contribute to explain the resilience of a stock of *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae, Teleostei) in the SW Atlantic. *Fisheries Research*, 237, 105878.

21- Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I. (2000) By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 204–219. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9).

22- IUCN. (2024) Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/195076/86367413>. (Último acesso: 25/06/2024).

23- Jennings, S., Kaiser, M., Reynolds, J.D. (2009) *Marine Fisheries Ecology*. John Wiley & Sons, p. 432.

24- Kalikoski, D.C; Vasconcellos, M. (2012) Case study of the technical, socio-economic and environmental conditions of small-scale fisheries in the estuary of Patos lagoon, Brazil: a methodology for assessment. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular*, Rome, 190 pp.

25- Kelleher, K. (2005) Discards in the world's marine fisheries: an update. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, 470: 131 pp.

26- Kinas, P.G. 2016. Boletim Estatístico na Pesca Marinha e Estuarina do Sul do Rio

Grande do Sul. Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Rio Grande, 82 pp.

27- Loebmann, D., Vieira, J.P. (2006) O impacto da pesca do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante) (Decapoda, Penaeidae) nas assembléias de peixes e siris do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira De Zoologia* 23 (4), 1016–1028. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000400006>.

28- Mesquita, I.C.G., Medeiros, R.P. (2023) Integrating research and fishing extension approaches to engage small-scale fishers in the participatory evaluation and voluntary use of bycatch reduction devices. *Marine Policy* 152, 105599. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105599>

29- MMA/SEAP - Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca. (2004) Instrução Normativa Conjunta N°. 3, de 09 de fevereiro de 2004. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Instrucao_normativa/2004/in_mma_seap_03_2004_regulamentapescalagoadospatos_rs.pdf (Accessed 05 May 2024)

30- NOAA (2016) Bycatch reduction device testing manual. NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration, United States Department of Commerce, US. 8 pp. https://media.fisheries.noaa.gov/dam-migration/gulf_brd_protocol_2015.pdf (Accessed 21 February 2024)

31- Odebrecht, C. (2003) A Lagoa dos Patos no século XIX na visão do naturalista Hermann von Ihering. Editora Ecoscientia, Rio Grande.

32- Pelletier, D., Mahévas, S. (2005) Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries*, 6 (4): 307-349. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00199.x>

33- Pérez Roda M. A., Gilman E., Huntington T., Kennelly S. J., Suuronen P., Chaloupka M., Medley, P. (2019) A third assessment of global marine fisheries discards (Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations).

- 34-** Pitcher, T.J. (2005) Back-to-the-future: A fresh policy initiative for fisheries and a restoration ecology for ocean ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences*, 360: 107–121. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1575>
- 35-** Rezende, G.A.D., Ortega, I., Dumont, L.F.C. (2019) Interannual variation of bycatch assemblages of artisanal bottom shrimp-trawling on the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 32: 100878. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100878>
- 36-** Ruas, V.M., Becker, C.B., D’Incao, F. (2017) Evaluation of the Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 Bycatch in Artisanal Fisheries in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 60. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4324-2017160335>
- 37-** Santana, O., Fabiano, G., Nieddu, M., Laporta, M., Silveira, S., Pereyra, I. (2018). Estimación de edad y crecimiento de juveniles de corvina blanca (*Micropogonias furnieri*) en las lagunas costeras salobres de Uruguay. *FRENTE MARÍTIMO*, 25.
- 38-** Seeliger, U. (2001) The Patos Lagoon Estuary, Brazil. In *Coastal marine ecosystems of Latin America* (pp. 167-183). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- 39-** Silveira, S., Duarte, D.L.V., Rodrigues, L. dos S.R., Dumont, L.F.C. (2024) Assessing nine devices to reduce bycatch in the pink shrimp *Penaeus paulensis* fisheries: Lessons from field experiments with fyke nets. *Regional Studies in Marine Science*, 73: 103499. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103499>
- 40-** Steenbock, W. (2019) Subsídios para o ordenamento da pesca da tainha (*Mugil liza*, Mugilidae): uma análise histórica recente de aspectos relacionados à política de cotas. *Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha* 8: e2019003
- 41-** Suuronen, P. (2022) Understanding perspectives and barriers that affect fishers’ responses to bycatch reduction technologies. *ICES Journal of Marine Science*, 79(4): 1015-1023.

- 42-** Vianna, M., D’Incao, F. (2006) Evaluation of by-catch reduction devices for use in the artisanal pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery in Patos Lagoon, Brazil. Fisheries Research, 81(2-3): 331–336. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.06.011>
- 43-** Vieira, J.P., Vasconcellos, M. C., Silva, R.E., Fischer, L.G.F. 1996. A rejeição da pesca do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Atlântica, 18(1): 123-142.
- 44-** Vieira, J.P., Castello, J.P., Pereira, L.E. (1998) Ictiofauna. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J.P. 1998 Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande. 326p
- 45-** Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., Pauly, D. (2018) Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. Fish and Fisheries, 19(1): 30–39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233>

CAPÍTULO 5: CONCLUSÃO

5.1 Capítulo 2. *Understanding for management: spatial and temporal shifts in passive fishing bycatch in an estuarine system of Southern Brazil.*

As pescarias que ocorrem em ambientes altamente dinâmicos, como estuários, exigem estudos mais direcionados e maior atenção às mudanças ambientais por meio de coleta de dados abrangentes. Este estudo quantificou o *bycatch* da pesca passiva ao longo dos anos, em diferentes regiões e após um evento de ciclone. Entre os principais resultados foram observados: 1) que a estrutura da comunidade do *bycatch* da pesca com aviãozinho alterou entre anos e regiões, com espécies de preferência dulcícolas sendo substituídas por espécies marinhas quando em condições mais salinas (ano de 2022 e região mais próxima da desembocadura do estuário); 2) os indivíduos pertencentes a categoria ‘descarte’ do *bycatch* foram mais abundantes na R1, região mais próxima a desembocadura do estuário; e 3) houve aumento significativo na riqueza de espécies, após a passagem do ciclone e redução na captura de indivíduos que poderiam ser utilizados como subproduto (*byproduct*).

No ELP, apenas a pesca passiva é permitida para a captura de camarões (Benedet et al. 2010), sendo sua importância socioeconômica reconhecida para as famílias tradicionais que dependem da pesca. Portanto, é essencial desenvolver estudos voltados para entender e propor ações para fortalecer essa modalidade de pesca menos prejudicial. Compreender sua dinâmica e as variações no *bycatch* pode ajudar a reduzir o desperdício de proteína animal de qualidade, capturando juvenis que se tornarão futuros subprodutos ou serão usados para consumo, contribuindo para uma gestão pesqueira mais sustentável.

5.2 Capítulo 3. *Assessing nine devices to reduce bycatch in the pink shrimp Penaeus paulensis fisheries: Lessons from field experiments with fyke nets.*

Como estratégia para implementar novas tecnologias, como o uso de BRDs, em redes passivas, contribuindo para uma pesca mais efetiva e sustentável, este estudo apresentou nove experimentos com dispositivos adaptados às redes aviãozinho, testados *in situ*. Os principais resultados dos experimentos foram: 1) para os testes com

diferença de atrativo luminoso, até o presente estudo, ainda não apresentaram resultados de eficiência garantida, no entanto com os devidos ajustes, principalmente para a cor azul, acreditamos no potencial para ser um bom candidato para testes no futuro; 2) entre aqueles considerados como janela de escape, modelos 1 e 2 dos *fisheyes* e malhas-quadradas, embora seja necessário ajustes para reduzir o escape da espécie alvo, apresentaram reduções de *bycatch*, principalmente de peixes com resultados positivos de 74% (F1) e 67% (S2); 3) os modelos de grades foram os que apresentaram maiores reduções de *bycatch*, a G1 teve redução de 84% de peixes e 86% de siris, porém foi a G2 o destaque entre os dispositivos testados, porque, embora a redução de *bycatch* tenha sido menor do que a da G1, com 65% para peixes e 63% para siris, não houve redução significativa na captura de camarões, que são o alvo da pescaria.

Portanto, levando em consideração as descobertas e a utilização do conhecimento ecológico tradicional para aumentar a seletividade da rede, recomendamos, em particular, a implementação de grades como opções promissoras junto a outras medidas para uma futura certificação local de redes passivas com base em observações documentadas.

5.3 Capítulo 4. Projeção de biomassa da corvina (*Micropogonias furnieri*) poupada com a utilização de dispositivo redutor de fauna acompanhante em redes aviãozinho.

Após os testes com BRDs, foi realizada a projeção da biomassa poupada de corvinas, principal espécie de peixe reduzida para a pesca com aviãozinho. Com a intenção de produzir cenários mais realistas e aplicáveis a pesca foram construídos três cenários hipotéticos com a G2 instalada, um mínimo de 60 noites pescando, 80 e 120 noites (máximo rendimento, com todas as noites da safra pescando). Com a redução das corvinas em ~77% pelo BRD (G2) resultaria, ao fim de uma única safra, considerando o cenário mais vantajoso para o pescador (120 dias), o acréscimo de 239,4 kg de corvinas na população, e aproximadamente 2630 kg em 2 anos.

A utilização de ferramentas como cálculos para projeção auxilia na implementação de novas medidas de gestão pesqueira. Considerando que é natural que a utilização de novos métodos possa gerar desconfiança, principalmente por parte dos pescadores

tradicionais, apresentar um cenário com a repercussão da implementação da tecnologia, poderia ser uma estratégia para uma melhor visualização do custo-benefício e assim facilitar a aceitação da adoção de novos métodos como os BRDs.

5.4 Perspectivas Gerais

A mitigação da captura incidental tem sido um grande desafio para a gestão pesqueira, especialmente em sistemas centrados nas espécies-alvo. Considerando o quanto os estuários são sistemas dinâmicos foi possível observar como essas variações refletem na pesca e consequentemente nas resoluções de seus impactos. Desenvolver um único dispositivo redutor para um *bycatch* tão variável não é a solução viável. Testar dispositivos nas condições que valorizem as particularidades de como cada dispositivo atua, como por exemplo, usar o atrativo em cor azul para redução de espécies marinhas em regiões mais salinas do estuário, ou testar as grades (32°) em outros momentos, podem ser estratégias para próximos estudos. Vale ressaltar que a eficiência desses modelos ocorre quando desenvolvidos junto com os pescadores para criar diferentes opções de dispositivos. Atuando como parte da pesca, o desenvolvimento de medidas pode se adequar ao melhor momento da pesca e ao objetivo do pescador, e assim tem possibilidade de ser certificados posteriormente.

APÊNDICES

Apêndice 1: First record of the common snook *Centropomus undecimalis* (Bloch 1792) (Perciformes, Centropomidae) in the Patos Lagoon estuary, in southern Brazil (Nota publicada na revista Check List, the journal of biodiversity data).

1.1 Abstract

This is the first record of common snook, *Centropomus undecimalis* Bloch, 1792 in the Patos Lagoon estuary (32° S), Brazil. Two specimens were caught as bycatch in the fyke nets fishery for shrimps, in April and May 2021. The limit for the species' distribution is previously described as 29° S. We hypothesized that the intensification of the warm Brazilian Current has been promoting the extension of its distribution further south along the Brazilian coast.

Keywords

Juveniles snooks, occurrence, poleward expansion, Western Atlantic

1.2 Introduction

The family Centropomidae, represented by fish popularly known as snooks, contains 13 species of the genus *Centropomus* Lacépède, 1802, distributed in both Atlantic and Pacific coasts of America (Nelson et al. 2016, Carvalho-Filho et al. 2019, Figueiredo-Filho et al. 2021). Five of the species found in the Western Atlantic occurs on the Brazilian coast: *Centropomus irae* Carvalho-Filho, Oliveira, Soares & Araripe, 2019, Oiapoque estuary to Pará, North of Brazil, *C. ensiferus* Poey, 1860 and *C. pectinatus* Poey, 1860, South of Florida to Rio de Janeiro, Brazil, *C. parallelus* Poey, 1860, Southeast of Gulf of Mexico to Santa Catarina, Brazil, and *C. undecimalis* Bloch, 1792, North Carolina to Santa Catarina, Brazil (Carvalho-Filho et al. 2019, Froese and Pauly 2022).

Species of *Centropomus* are euryhaline and semicathadromous, occur in coastal oceanic waters in diverse habitats, such as beaches, coral reefs, rocks, salt lakes, rivers and estuaries in tropical and subtropical areas of the American continent (Gilmore et al. 1983, Rivas 1986, Carpenter 2002, Oliveira et al. 2014). Adults are generally found in rivers, and they move into estuarine systems to spawn (Gilmore et al. 1983). The spawning occurs at the mouths of inlets and along beaches, and rising tides facilitate the

movement of eggs toward freshwater environments, the juveniles inhabit both freshwater and brackish water areas (Peters et al. 1998). Estuaries are the primary nursery habitats for these species, providing calm waters, protected shorelines, mud-sand substrata and cover or overhanging shoreline vegetation in freshwater and estuarine environments (Gilmore et al. 1983). Sub-adults occur predominantly in higher salinity water (Stevens et al. 2007).

Snooks are an important fishing resource on the western coast of the Atlantic Ocean (Taylor et al. 2000, Lowerre-Barbieri et al. 2003, FAO 2005, Alvarez-Lajonchère and Tsuzuki 2008, Ley and Allen 2013, Motta et al. 2016), for Central and South American countries (Lemos et al. 1978) and recreationally important sport fish found from southern Brazil to south Florida (Purtlebaugh et al. 2020). In Brazil, common snook is considered as a noble fish of high commercial value. Owing to its versatility in tolerating different salinity conditions, it can be produced in land ponds with brackish or fresh water (Liebl et al. 2016, Souza and Souza 2019, Nascimento et al. 2021). Centropomids have been cultured for over 300 years in extensive grow-out ponds in the northeast of Brazil. The species is considered a good candidate for aquaculture due to its favorable zootechnical characteristics, such as fast growth, a highly economic feed conversion rate, and the potential to gain high biomass in the nursery and in grow-out systems (Alvarez-Lajonchère and Tsuzuki 2008).

The Patos Lagoon estuary has been constantly studied for academic purposes and have a well-established and consolidated monitoring research program called the Brazilian Long-Term Ecological Research (B-LTER), which investigate the environmental variables and the biota of the estuary and adjacent marine regions since 1993 (Lemos et al. 2022). However, no prior record had been made about the appearance of *C. undecimalis* until the present moment. Here, we present the first record of common snook, *C. undecimalis* in the Patos lagoon estuary (32° S), about 3 deg of its southern distribution limit.

1.3 Methods

The caught was occurred during fishing carried out for scientific research purposes, by passive nets of the local fisher. Passive nets fishing gears that use light to attract primarily the pink shrimp (MMA/SEAP 2004), but also captures fish. The fishing activity has been authorized by the competent authorities (SISBIO N°73514-1 and CEUA N°P009/2020). The specimens were identified according to the Figueiredo-Filho et al. (2021). The protocol of Bello et al. (2014) was followed to consolidate and validate the record.

1.4 Results

Centropomus undecimalis Bloch, 1792 (Fig. 1)



Figure 1. Individuals of *Centropomus undecimalis* **A.** specimen 1 (68 mm total length), **B.** specimen 2 (135 mm total length). Scale bars: 10 mm.

1.4.1 New Record

Brazil – **Rio Grande do Sul** • Patos Lagoon estuary; 32°01'S, 52° 13'W; dep. 1,5 m; 13.IV-14.V.2021; S. Silveira leg.; by fishing; passive nets; 2♂, ichthyology collection FURG-2943/2021 and 2944/2021 (Fig. 2).

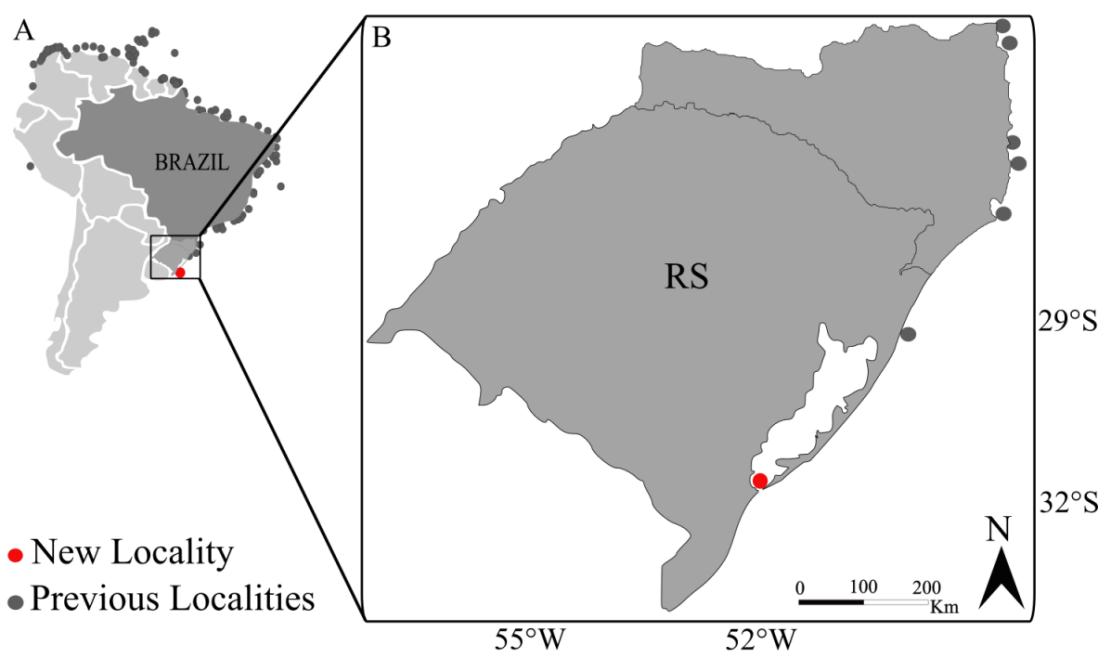


Figure 2. Distribution of *Centropomus undecimalis*. **A.** Distribution in the South America. **B.** Previous records (grey dots), and our new record (red dot) from Rio Grande do Sul (RS), Patos Lagoon estuary. Data from previous records obtained from <https://mapper.obis.org/?taxonid=280068#>, Figueiredo et al. (2021).

The salinity and temperature means were 16 and 20 °C (13.IV.2021), and 29 and 14 °C (14.V.2021).

1.4.2 Identification.

The specimens were juveniles individuals, weighting 2.16 g, specimen 1 (s1) (Fig. 1A), and 21.9 g, specimen 2 (s2), (Fig. 1B). They had elongated body and head moderately compressed. Their head height was 18.5% of the standard length (SL) for s1 and 20.1% of SL for s2; body relatively low, with body depth of 24% of the SL for s1

and 27.6% of the SL for s2. They had lower jaw protractile, longer than upper jaw, extending beyond tip of snout. Snout narrow and long comprising in average 9.3% of the SL for s1 and 10.4% of the SL for s2. The preoperculum margins were heavily serrated. The meristic and morphometric traits of these specimens are presented in Table 1.

Table 1. External measurements and meristic data of *Centropomus undecimalis* specimens caught in the Patos Lagoon estuary.

Measures	Specimen 1 (mm)	Specimen 2 (mm)
Total length	68	135
Standard length	54	105
Body height	13	29
Head height	10	21
Orbital diameter	6	8
Orbital height	5	7
Interorbital distance	4	6
Distance from orbit to gill membrane	9	15
Lower jaw length	11	14
Distance from snout to pectoral fin	17	36
Distance from snout to pelvic fin	21	41
Distance from snout to dorsal fin	21	42
Distance from snout to anal fin	36	74
Distance from snout to anterior orbit	5	11
First dorsal-fin base length	10	22
Second dorsal-fin base length	9	18
Total dorsal-fin base length	20	40
Longest spine of first dorsal fin length	4	7
Pelvic fin length	10	21
Longest spine of pelvic fin length	6	14
Anal-fin base length	7	13
Longest spine of anal fin length	14	28
Pectoral fin length	13	20
Caudal peduncle height	7	14
Caudal peduncle length	9	19
Meristic Characters	Specimen 1	Specimen 2
First dorsal fin (spines)	VIII	VIII
Second dorsal fin	I, 10	I, 10
Anal fin	III, 6	III, 7
Pectoral fin	14	14
Pelvic fin	I, 5	I, 5
Scales lateral line (to caudal base fin)	65	66
Scales lateral line (extending caudal	70	70

base fin)		
Scales above lateral line	10	9
Scales below lateral line	13	12
Lower limb gill rakers first arc	11	11
Gill rakers first arc	13	14
Gill rakers second arc	17	18

1.5 Discussion

Centropomus undecimalis are protandrous hermaphrodites (Muller and Taylor 2000, Taylor et al. 2000), generalist opportunistic predators (Souza et al. 2021) with euryhaline and diadromous habits (Taylor et al. 2000, Tavares and Luque 2003, Munyandorero et al. 2020). A close relationship with rivers and coastal lagoons has been observed for the common snook throughout its distribution range (Peters et al. 1998, Aliaume et al. 2005). The common snook occurs from North Carolina, United States, to Santa Catarina, Brazil, and can occasionally be found in the north of Rio Grande do Sul state (Figueiredo-Filho et al. 2021).

Common snook is known to be cold sensitive (Marshall 1958). They are stenothermic and thermophilic, and nearly all references to snook consider low water temperature as a factor limiting their distribution (Shafland and Foote 1983, Howells et al. 1990) to tropical and subtropical regions of Americas. The species usually is not found in temperatures lower than 15 °C (Rivas 1986, Dantas and Barletta 2016). However, the poleward expansion of the common snook *C. undecimalis* has been documented in Florida, USA (Purtlebaugh et al. 2020). The authors call attention to how the species range expansions due to changing temperatures can affect its ecology and estuarine habitat interactions (Purtlebaugh et al. 2020).

Here, we present the first record of *C. undecimalis* in the Patos Lagoon estuary, about three degrees of its previous reported southern distribution limit. Estuaries present ideal conditions for the growth of juveniles of the *Centropomus* (Rivas 1986, Dantas and Barletta 2016). *C. paralellus* also has occurrences in estuaries and in south of Brazil (Figueiredo et al. 2021), but it has not been found in the Patos Lagoon estuary (Lemos et al. 2022). We identified *C. undecimalis* instead of *C. paralellus* in both individuals, based on the longest anal-fin spine not reaching the caudal fin origin when adpressed. In *C. undecimalis*, the situation is different from *C. paralellus*, where the longest anal-fin

spine usually reaches the caudal fin origin when adpressed (Figueiredo et al. 2021). Furthermore, *C. undecimallis* has a more elongated and slender body compared to *C. paralellus* (Figueiredo et al. 2021). Identifying and reporting the occurrence of *C. undecimalis* in such an important nursery ground for several commercial species (Vieira and Castello 1996), is an essential first step towards future research to predict potential effects caused by its presence.

The occurrence of these specimens in Patos Lagoon estuary (32° S) took place in the summer when temperatures are higher and more favourable for the species. Moreover, the year when the specimens were caught was atypical due to the occurrence of the strong climatic event known as *La Niña* (Li et al. 2022), which is associated with low rainfall and drought in this region (Grimm et al. 2000).

We hypothesized that the occurrence of these specimens south of its known distribution could be associated with an intensification of the warm Brazilian Current, which would promote its transport further south along the Brazilian coast. In the summer of 2021, it was observed a continuous average temperature, of ~20° C near the coast of the Rio Grande do Sul state (data obtained from buoy SimCosta RS-5), which could have facilitated the transport of these specimens toward the connection of the Patos Lagoon with the sea. After entering the estuary, they probably found favourable conditions to remain until being captured. Another occurrence of *C. undecimalis* was recorded in 2006 on the coast of Argentina, where the authors speculate that it was possible to reach the region utilizing transport by sea currents during the summer (Scenna et al. 2006). More recently, Purtlebaugh et al. (2020) pointed out the poleward species shift trend due to ocean warming as an explanation for changes in the distribution toward warmer by common snook, *C. undecimalis*, in the Gulf of Mexico.

The Patos Lagoon estuary has been constantly studied, (e.g. academic purposes and B-LTER, Lemos et al. 2022), however, no prior record had been made about the appearance of *C. undecimalis* until the present moment. Currently, there is no sufficient evidence to unequivocally explain the occurrence of these specimens in the Patos Lagoon estuary. Therefore, it is crucial to keep monitoring this subtropical estuary and its important nursery grounds for the potential increase of occurrence of non-native fish.

1.6 References

- Aliaume C, Zerbi A, Miller JM (2005) Juvenile snook species in Puerto Rico estuaries: Distribution, abundance and habitat description. In: Proceedings of the 47th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, AquaDocs, Miami, USA, 47: 499-519.
- Alvarez-Lajonchère L, Tsuzuki MY (2008) A review of methods for *Centropomus spp.* (snooks) aquaculture and recommendations for the establishment of their culture in Latin America. *Aquaculture Research* 39 (7): 684–700.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2008.01921.x>
- Bello G, Causse R, Lipej L, and Dulcic J (2014) A proposal best practice approach to overcome unverified and unverifiable “first records” in ichthyology, *Cybium* 38(1): 9–14. <https://doi.org/10.26028/cybium/2014-381-002>
- Carpenter KE Ed. (2002) The living marine resources of the western central Atlantic. Volume 2. bony fishes part 1(Acipenseridae to Grammatidae). FAO, Rome, Italy, 601-1373 pp.
- Carvalho-Filho A, De Oliveira J, Soares C, Araripe J (2019) A new species of snook, *Centropomus* (Teleostei: Centropomidae), from northern South America, with notes on the geographic distribution of other species of the genus. *Zootaxa* 4671(1): 81-92.
<https://doi.org/10.11646/zootaxa.4671.1.6>
- Dantas, DV, Barletta M (2016) Habitat use by *Centropomus undecimalis* in a rocky area of estuarine beach in north-east Brazil. *Journal of Fish Biology* 89(1): 793-803.
<https://doi.org/10.1111/jfb.1300>
- FAO (2005) Fisheries and Aquaculture Organization of the United Nations. Review of the state of world marine fishery resources. Rome, Italy, 20 pp.
- Figueiredo-Filho JM, Marceniuk AP, Feijo A, Siccha-Ramirez R, Ribeiro GS, Oliveira C, Rosa RS (2021) Taxonomy of *Centropomus* Lacépède, 1802 (Perciformes: Centropomidae), with focus on the Atlantic species of the genus. *Zootaxa* 3: 4942.
<https://doi.org/10.11646/zootaxa.4942.3.1>

Froese R, Pauly D (2022) *Centropomus undecimalis* (Block, 1792) Common snook. FishBase. <https://www.fishbase.se/Summary/SpeciesSummary.php?id=345&lang>

Accessed on 2023/02/27

Gilmore RG, Donohoe CJ, Cooke DW (1983) Observations on the distribution and biology of East-Central Florida populations of the common snook, *Centropomus undecimalis* (Bloch). Florida Scientist 46 (3/4): 313–336.

Grimm AM, Barros VR, Doyle ME (2000) Climate variability in southern South America associated with El Niño and La Niña events. Journal of Climate 13(1): 35–58. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<0035:CVISSA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<0035:CVISSA>2.0.CO;2)

Howells RG, Sonski AJ, Shafland PL, Hilton BD (1990) Lower temperature tolerance of snook (*Centropomus undecimalis*). Northeast Gulf Science 11(2): 155–158. <https://doi.org/10.18785/negs.1102.08>

Lemos VF, Barreto AS, Costes AM (1978) Feeding behavior of the common snook *Centropomus undecimalis* Bloch, 1792, and *Centropomus parallelus* Poey, 1860 in Santa Cruz canal. In: Proceedings of the 1st Brazilian Symposium on Aquaculture, Recife, Brazil, 175-184 pp.

Lemos VM, Lanari M, Copertino M, Secchi ER, de Abreu PCO, Muelbert JH, Garcia AM, Dumont FC, Muxagata E, Vieira JP, Colling A, Odebrecht C (2022) Patos Lagoon estuary and adjacent marine coastal biodiversity long-term data. Earth System Science Data 14(3): 1015-1041. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1015-2022>

Ley JA, Allen MS (2013) Modelling marine protected area value in a catch-and-release dominated estuarine fishery. Fisheries research 144: 60-73. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.10.008>

Li X, Hu ZZ, Tseng YH, Liu Y, Liang P (2022) A historical perspective of the La Niña event in 2020/2021. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 127(7): e2021JD035546. <https://doi.org/10.1029/2021JD035546>

Liebl F, Amaral-Junior H, Garcia S, Souto LIM, de Carvalho CVA, Cerqueira VR (2016) Desempenho de juvenis de robalo-flecha e robalo-peva submetidos a diferentes

densidades de estocagem em água doce. Boletim do Instituto de Pesca 42(1): 145-155.
<https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n1p145>

Lowerre-Barbieri SK, Vose FE, Whittington JA (2003) Catch-and-release fishing on a spawning aggregation of common snook: does it affect reproductive output? American Fisheries Society 132(5): 940-952. <https://doi.org/10.1577/T02-001>

Marshall AR (1958) A survey of the snook fishery of Florida, with studies of the biology of the principal species, *Centropomus undecimalis* (Bloch). Florida Board Conservation Marine Research Laboratory 22: 1–39.

MMA/SEAP - Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (2004) Instrução Normativa Conjunta Nº. 3, de 09 de fevereiro de 2004. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil. [INSTRUÇÃO NORMATIVA CONJUNTA MMA/SEAP Nº 3, DE 9 DE FEVEREIRO DE 2004 — Ministério da Agricultura e Pecuária \(www.gov.br\)](https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/legislacao/instrucoes-normativas/2004/instrucao-normativa-conjunta-no-3-de-09-de-fevereiro-de-2004) Accessed on: 2023/05/19

Motta FS, Mendonça JT, Moro PS (2016) Collaborative assessment of recreational fishing in a subtropical estuarine system: a case study with fishing guides from south-eastern Brazil. Fisheries Management and Ecology 23(3-4): 291-302.
<https://doi.org/10.1111/fme.12172>

Muller RG, Taylor RG (2000) The 2000 stock assessment update of common snook, *Centropomus undecimalis*. Florida Marine Research Institute, Florida, USA, 48 pp.

Munyandorero J, Trotter AA, Stevens PW, Muller RG (2020) The 2020 stock assessment of common snook, *Centropomus undecimalis*. Fish and Wildlife Conservation Commission Fish and Wildlife Research Institute, St. Petersburg, USA, 147pp.

Nascimento IRMA, Santos JP, Souza JP, Neta RNFC, de Almeida ZDS (2021) Food and Reproductive Bioecology as a subsidy for the cultivation of the fish *Centropomus undecimalis* (Teleostei: Centropomidae) in Brazil: A Systematic Review. Research, Society and Development 10(16): e592101623893.
<https://doi.org/10.33448/rsd-v10i16.23893>

Nelson JS, Grande TC, Wilson MV (2016) *Fishes of the World*, Fifth Edition, John Wiley & Sons, New York, EUA, 601 pp. <https://doi.org/10.1002/9781119174844>

OBIS (Ocean Biodiversity Information System) (2023) *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792), Ocean Biodiversity Information System, Unesco. [Centropomus undecimalis \(Bloch, 1792\) - Ocean Biodiversity Information System \(obis.org\)](https://obis.org/species/centropomus-undecimalis)
Accessed on: 2023/05/12

Oliveira JN, Gomes G, do Rêgo PS, Moreira S, Sampaio I, Schneider H, Araripe J (2014) Molecular data indicate the presence of a novel species of *Centropomus* (Centropomidae–Perciformes) in the Western Atlantic. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 77: 275–280. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2014.04.019>

Peters KM, Matheson Jr, RE, Taylor RG (1998) Reproduction and early life history of common snook, *Centropomus undecimalis* (Bloch), in Florida. *Bulletin of Marine Science* 62(2): 509-529.

Purtlebaugh CH, Martin CW, Allen MS (2020) Poleward expansion of common snook *Centropomus undecimalis* in the northeastern Gulf of Mexico and future research needs. *PLOS ONE* 15(6): e0234083. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234083>

Rivas LR (1986) Systematic review of the *Perciform* fishes of the genus *Centropomus*. *Copeia* 3: 579–611. <https://doi.org/10.2307/1444940>

Scenna L, Segura V, Derisio C, Figueroa D, Diaz de Astarloa JM (2006) First occurrence of common snook, *Centropomus undecimalis* (Centropomidae), in Argentinean waters. *Cybio* 30(2): 187-188.

Shafland PL, Foote KJ (1983) A lower lethal temperature for fingerling snook (*Centropomus undecimalis*). *Northeast Gulf Science* 6(2): 175–177. <https://doi.org/10.18785/negs.0602.12>

SimCosta (Sistema de Monitoramento da Costa Brasileira) (2021) Estação de Operação RS-5. Portal SimCosta. <http://www.simcosta.furg.br/> Accessed on: 2023-02-03.

Souza ASL, Souza RAL (2019) Desenvolvimento de Juvenis de *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) em Laboratório na Amazônia Oriental. In: *Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca–XXI CONBEP*, Manaus, Brazil, 1-8pp.

Souza JP, Nascimento IRMA, Barros MFS, Carvalho AS, Brito PS, Silva APC, Almeida ZS (2021) Feeding ecology of the *Centropomus undecimalis* Bloch 1792 sea bass (Teleostei, Centropomidae) in the coastal region of Maranhão. Research, Society and Development 10(9): e52010918194. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i9.18194>

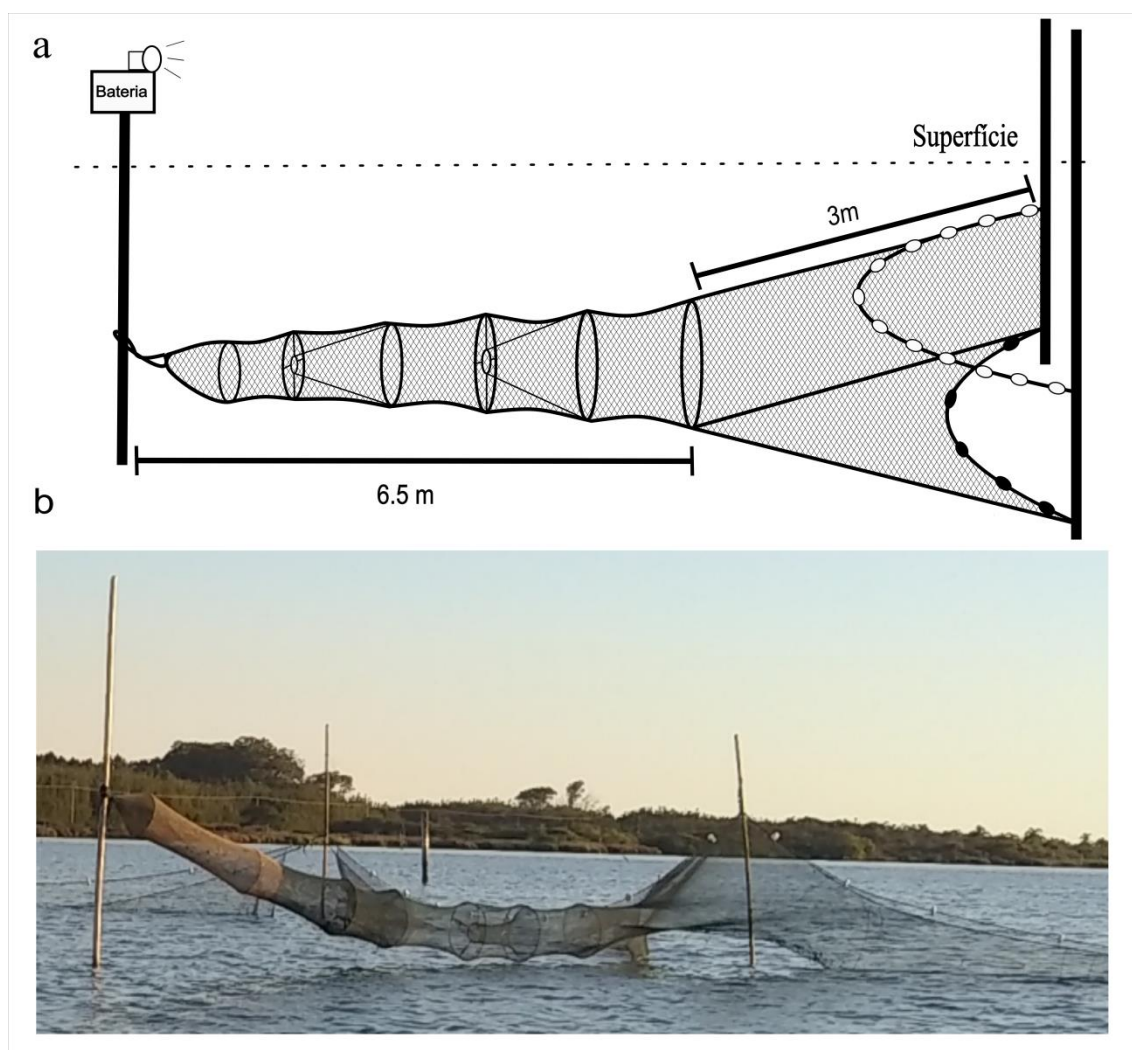
Stevens PW, Blewett DA, Poulakis GR (2007) Variable habitat use by juvenile common snook, *Centropomus undecimalis* (Pisces: Centropomidae): applying a life-history model in a southwest Florida estuary. Bulletin of Marine Science 80(1): 93-108.

Tavares LE, Luque JL (2003) A new species of *Acantholochus* (Copepoda: Bomolochidae) parasitic on *Centropomus undecimalis* (Osteichthyes: Centropomidae) from the coastal zone of the State of Rio de Janeiro, Brazil. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 98(2): 241-246. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762003000200013>

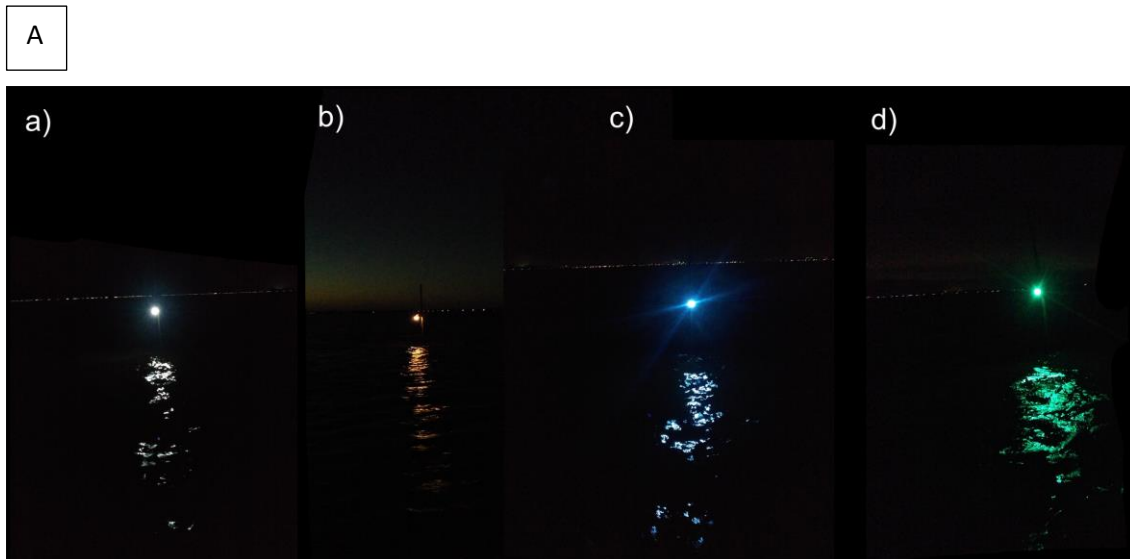
Taylor RG, Whittington JA, Grier HJ, Crabtree RE (2000) Age, growth, maturation, and protandric sex reversal in common snook, *Centropomus undecimalis*, from the east and west coasts of South Florida. Fishery Bulletin 98 (3): 612–624.

Vieira JP, Castello JP (1996) Fish fauna. In: Seeliger U, Odebrecht C, Castello JP (Eds.) Subtropical Convergence Environments, the Coast and Sea in the Southwestern Atlantic. Springer Berlin Heidelberg, Rio Grande, Brazil, 56-61 pp.

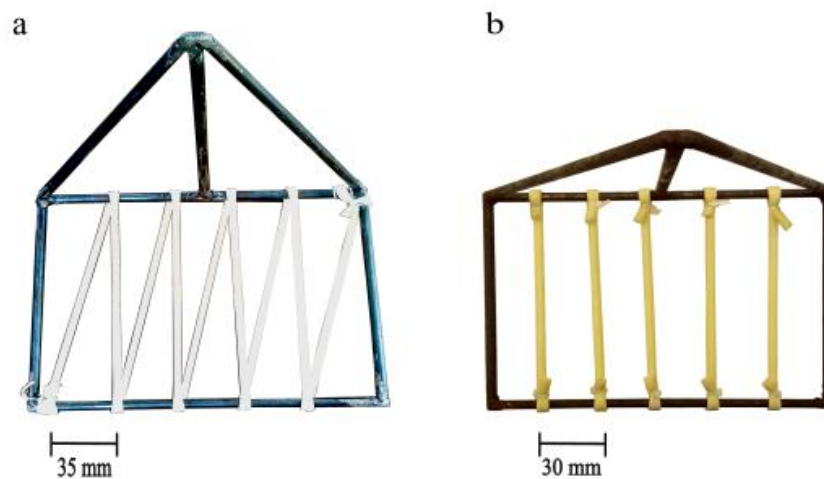
Apêndice 2: Rede aviãozinho utilizada na pesca do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos. a) desenho esquemático; b) foto da rede suspensa.



Apêndice 3: Atrativo luminoso. **A.** a) luz branca (controle); b) luz cor amarela - AM; c) luz cor azul - AZ; d); e luz cor verde - VD. **B.** Bateria com lâmpada revestida com celofane.



Apêndice 4: *Fisheye*. a) F1 com barras em forma de V com distância na base de 35 mm; b) F2 com barras paralelas com 30 mm de distância entre elas.



Apêndice 5: Malha-quadrada. a) M1 – 40 mm de lado; b) M2 – 30 mm de lado.

a



40 mm

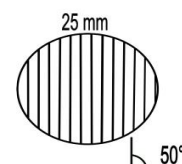
b



30 mm

Apêndice 6: Grades utilizadas nas redes. a) G1 – distância de 25 mm entre barras com ângulo de instalação de 50°; b) G2 – distância de 25 mm entre as barras com ângulo de instalação de 32°.

a



b

