

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE – FURG
INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA
BIOLÓGICA

**EFICIÊNCIA DO DISPOSITIVO REDUTOR DE FAUNA
ACOMPANHANTE *FISHEYE* EM UMA PESCARIA
ARTESANAL DE CAMARÃO COM REDE
“AVIÃOZINHO” NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS
PATOS, BRASIL**

MARIANA GABRIELLA FONTES AMORIM

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

Orientador: Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont
Co-orientadora: Dra. Dérien Lucie Verneti Duarte

RIO GRANDE
Agosto de 2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE – FURG
INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA
BIOLÓGICA

**EFICIÊNCIA DO DISPOSITIVO REDUTOR DE FAUNA
ACOMPANHANTE *FISHEYE* EM UMA PESCARIA
ARTESANAL DE CAMARÃO COM REDE
“AVIÃOZINHO” NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS
PATOS, BRASIL**

MARIANA GABRIELLA FONTES AMORIM

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

Orientador: Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont
Co-orientadora: Dra. Dérien Lucie Verneti Duarte

RIO GRANDE
Agosto de 2019

i stand
on the sacrifices
of a million women before me
thinking
what can i do
to make this mountain taller
so the women after me
can see farther

- legacy

Rupi Kaur

Se não houver frutos, valeu a beleza das flores
Se não houver flores, valeu a sombra das folhas
Senão houver folhas, valeu a intenção da semente

Maurício Ceolin

AGRADECIMENTOS

À FURG e aos alunos, educadores e técnicos que, de alguma forma, contribuíram com a minha formação pessoal e acadêmica durante a graduação e a pós-graduação;

Às políticas de democratização das Universidades públicas que possibilitaram a minha vinda do interior da Bahia para estudar Oceanografia no extremo sul do Brasil;

Ao meu orientador pela oportunidade que me deu de desenvolver um trabalho no qual acreditei “à primeira vista” e a minha coorientadora pelo compartilhamento de saberes da pesca e por me ajudar a dar os primeiros passos no apaixonante universo dos dispositivos redutores de fauna acompanhante;

Ao Laboratório de Crustáceos Decápodes e nosso vizinho Lab. de Ecologia Molecular Marinha pelo convívio, trocas, risos, papos e indignações coletivas. Em especial à Samanta, Lu, Sarah, Robs, Cris, Ana Luzia e Maíra pela inspiração diária;

A todos que foram a campo comigo na cansativa e belíssima aventura de pescar durante a madrugada no coração do estuário da Lagoa dos Patos. Quando tudo parecia que ia dar errado, com a ajuda de todos, dava tudo certo. Obrigada Samanta, Walkiria, Everton, Gabriel, Sarah, Marcos, Davi e Ruy;

Ao Giovani pelos saberes compartilhados, pela enfadonha tarefa de realizar seis despesas de rede a cada duas horas durante a madrugada, pelas risadas e pelo seu imenso coração;

Aos meus pais e irmão por todo apoio e sacrifícios desde o início da minha graduação. Obrigada por depositarem tanta fé em mim e por tornarem possível a realização do meu maior sonho, ser uma oceanógrafa. Vocês são as três coisas mais importantes da minha vida;

Às minhas tias Lúcia e Rosa por zelarem por mim assim como a minha mãe o faz;

Aos meus avós Isabel e Antônio que partiram durante o período no qual vivi em Rio Grande. Eu pensei que desistiria da vida longe de casa após as suas partidas, mas eu sabia que, a julgar pela garra com que lutaram para os seus filhos terem acesso à educação

básica em tempos tão difíceis, eu estava no exato lugar que vocês gostariam que eu estivesse;

Ao Eng. José Carvalho e ao Prof. Marcos Amorim, por enxergarem na educação o futuro e por terem desempenhado papéis relevantes na minha formação básica, média e ingresso em um curso superior;

Ao Grupo para a Redução da Ansiedade entre Universitários (GRAU/FURG) por ter me colado em contato, pela primeira vez, com uma abordagem para atenuar um problema hoje tão comum no mundo acadêmico, a ansiedade;

Ao Rafa, por ter sido o meu companheiro e porto seguro na época em que mais precisei;

Às minhas queridas irmãs do Cassino, Fer e Bru, e minha sobrinha Maria Violeta (Vivi) por terem sido a minha família e o meu lar em Rio Grande;

À poesia, minha terapia.

ÍNDICE

DEDICATÓRIA	III
AGRADECIMENTOS	IV
LISTA DE FIGURAS	VII
RESUMO	VIII
ABSTRACT	IX
INTRODUÇÃO	1
MATERIAL E MÉTODOS	5
Área de Estudo	5
Petrechos de pesca.....	6
O BRD: Confeção e Instalação	7
Teste do fisheye.....	10
Amostragem biológica.....	11
Dados abióticos	11
Análise de dados	12
SÍNTESE DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
CONCLUSÕES	15
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	16
APÊNDICE	20
Manuscrito intitulado “Fisheye efficiency in an artisanal shrimp fishery in the Patos Lagoon estuary, Brazil”, escrito no formato da revista Fishery Bulletin	

LISTA DE FIGURAS

	Pag.
Figura 1: Dispositivos redutores de fauna acompanhante. <i>Turtle excluder device</i> – TED (A), malha-quadrada (B) e <i>Gulf fisheye</i> (C). Arquivo pessoal.	2
Figura 2: Região do estuário da Lagoa dos Patos, a estrela aponta a área onde os experimentos foram realizados.	6
Figura 3: Atrativo luminoso utilizado atualmente na pescaria com aviãozinho (A) e imagem dos atrativos durante operação de pesca (B). Arquivo pessoal.	7
Figura 4: <i>Fisheye</i> e suas dimensões.	7
Figura 5: Mapa (Adaptado de Benedet et al. 2010) e figura da rede aviãozinho com indicação de locais em que o dispositivo fisheye foi instalado, pano triangular observado para localização do local correto de costura do dispositivo e posicionamento do atrativo luminoso	9
Figura 6: Embarcações (caíco) popularmente utilizadas na pesca artesanal de camarão com aviãozinho no ELP. Arquivo pessoal.	10
Figura 7: Medições dos grupos amostrados, camarão (A), peixe (B) e siri (C). CT = comprimento total, CC = comprimento da carapaça e CP = comprimento padrão. Arquivo pessoal.	11
Figura 8: Diferenças na captura média ($\pm$ erro padrão) entre o <i>fisheye</i> avançado (FP) e central (MP) e seus respectivos controles: (a) e (b) CPUE dos camarões; (c) e (d) NPUE dos camarões; (e) e (f) CPUE do <i>byproduct</i> ; (g) e (h) NPUE do <i>byproduct</i> ; (i) e (j) CPUE do <i>bycatch</i> ; (k) e (l) NCPUE do <i>bycatch</i> . Histogramas com asterisco representam diferença significativa.	14

RESUMO

Mesmo com a elevada importância socioeconômica, as pescarias de camarão são conhecidas pela captura de altas taxas de fauna acompanhante, o que pode afetar o ecossistema através da remoção de diferentes espécies. A captura incidental da pescaria do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos (ELP), extremo sul do Brasil, é composta principalmente por indivíduos juvenis de interesse comercial como a corvina (*Micropogonias furnieri*) e o siri-azul (*Callinectes sapidus*). Para reduzir o impacto dessas pescarias, uma alternativa eficaz é o desenvolvimento de dispositivos redutores de fauna acompanhante por meio de uma abordagem ecossistêmica para a pesca, que integra todos os fatores que interagem com a pescaria, como os aspectos ecológicos, humanos e econômicos dessa atividade. Sendo assim, este estudo teve como objetivo testar um dispositivo redutor chamado *fisheye*, para reduzir a captura incidental de peixes em redes de espera, conhecidas como “aviãozinho”. A eficiência do dispositivo foi avaliada em duas posições de instalação, avançada e central. Foram realizados 30 lances de pesca com redes controle e modificadas operando simultaneamente em uma área pesqueira próxima à Ilha dos Marinheiros, Rio Grande. O *fisheye* reduziu significativamente ($p < 0.05$) a captura de peixes em ambas posições de instalação, no entanto apenas na posição avançada não houve redução significativa ($p > 0.05$) da captura da espécie-alvo. Nas redes modificadas ocorreu a captura de camarões maiores. A captura do siri-azul foi significativamente menor ($p < 0.05$) nas redes com o *fisheye*. No teste do *fisheye* na posição avançada houve uma redução de 50% na taxa de captura da fauna acompanhante (de 10:1 para 5:1). Os resultados indicaram uma melhora substancial na seletividade do “aviãozinho” para a captura de camarões com o uso do *fisheye* avançado, reduzindo a captura de espécies acessórias, sendo assim, uma importante alternativa para a mitigação dos impactos ecossistêmicos dessa pescaria.

Palavras-chave: redução da fauna acompanhante, abordagem ecossistêmica, redes passivas

ABSTRACT

Even with high socioeconomic importance, shrimp fisheries are known for its high non-target species catch rates which can affect the ecosystem through the removal of several species. The incidental capture of pink shrimp (*Penaeus paulensis*) fishery in the Patos Lagoon estuary (PLE), in the extreme south of Brazil, is mainly composed by juvenile individuals with commercial interests such as white croaker (*Micropogonias furnieri*) and blue crab (*Callinectes sapidus*). In order to reduce the impact of these fisheries, an effective tool is the development of high non-target fauna reduction devices through an ecosystemic approach to fishing that integrates all factors that interact with the fishery, such as the ecological, human and economic aspects of this activity. Therefore, this study aimed to test a bycatch reduction device called fisheye to reduce the incidental catch of fish in a fyke net, known as "aviãozinho". The efficiency of the device was evaluated at two installation positions, middle and forward. The total of thirty fishing operations were carried out with control and modified nets operating simultaneously in a fishing area near Marinheiros Island, Rio Grande for each test. Fisheye significantly reduced ($P<0.05$) catch of fish in both installation positions but only in the forward position the reduction of target species caught was not significant ($P>0.05$). Blue crab catch was significantly lower ($p < 0.05$) in modified nets. In the test of fisheye in forward position there was a 50% reduction in the non-target fauna catch ratio, which went from 10: 1 to 5: 1. The results showed an improvement in selectivity of fyke nets through fish catch reduced with use of forward fisheye, being an important alternative for impact mitigation of non-target fauna catch.

Keyword: non-target fauna reduction, ecosystem approach, fyke nets

INTRODUÇÃO

A pesca de camarões possui grande relevância econômica, sendo responsável por 16% do mercado mundial de pescado, somando 3,5 milhões de toneladas do crustáceo (FAO, 2018). Além disso, é responsável pela geração de milhares de empregos nas regiões costeiras e estuarinas do mundo (Gillett 2008). Embora a relevância sócio econômica, as pescarias de camarões geram impactos que afetam os ambientes marinho e estuarino, dentre eles, a captura de espécies não alvo, conhecida como fauna acompanhante (Alverson et al. 1994, Hall et al. 2000).

A fauna acompanhante é composta por espécies capturadas incidentalmente, com e sem valor comercial, conhecida como *byproduct* e *bycatch*, respectivamente (Penney et al. 2013). O *bycatch* é apontado como a fonte dos principais danos ecológicos causados pelas pescarias, uma vez que, ao remover do ambiente um grande número de peixes juvenis e invertebrados, elos importantes na teia trófica, a biodiversidade e a sustentabilidade do ecossistema e de outras pescarias são afetadas negativamente (FAO 2016).

Existem várias formas de capturar o camarão, entre elas, a pescaria de arrasto, que apresenta altas taxas de captura incidental (Kelleher 2005 & King 2007) e também causa perturbações ao extrato bentônico (Mangano et al. 2013, Hiddink et al. 2017, Ortega et al. 2018). Outra forma de captura do crustáceo são as redes de espera, que por serem de caráter passivo, não causam os distúrbios físicos característicos do arrasto, porém também apresentam altos índices de captura incidental (Tzanatos & Somarakis 2007, Koed & Dieperink 2001, Raby et al. 2011).

Nesse contexto, a utilização da abordagem ecossistêmica aplicada às pescarias para redução dos impactos sugere que a gestão dessas artes de pesca devem levar em consideração diversos parâmetros, que não apenas a abundância da espécie-alvo, mas também outros aspectos como o impacto ecológico, incluindo a captura incidental, e a dimensão humana associada, uma vez que a atividade fornece alimento, renda e meio de subsistência para pessoas (FAO 2005). Uma alternativa eficaz em relação a captura da fauna acompanhante é o desenvolvimento de dispositivos redutores de fauna acompanhante (do inglês *Bycatch Reduction Devices* – BRD), uma ferramenta que têm

sido utilizada mundialmente na gestão de pescarias de camarões (Broadhurst 2000, Willems et al. 2016, Gallaway et al. 2017, Poirier et al. 2018, Farias et al. 2019).

Os BRDs são modificações tecnológicas realizadas em redes ou armadilhas de pesca com o intuito de reduzir a captura da fauna acompanhante. Essas modificações podem ser classificadas em duas categorias, as que separam as espécies pelo tamanho ou pelo comportamento. Na primeira categoria, os dispositivos selecionam a captura por meio do seu tamanho, sendo acoplados na rede equipamentos que impedem indivíduos maiores do que as aberturas de serem direcionados para o ensacador da rede, exemplos desses dispositivos são as grelhas como *Nordmore*, dispositivo exclutor de tartarugas (do inglês *Turtle Excluder Device* – *TED* – Figura 1A) e dispositivos excludores de leões marinhos (do inglês *Sea Lion Excluder Device* – *SLED*). Na segunda categoria, as modificações excluem as espécies pela diferença entre os comportamentos natatórios, por meio da resposta optomotora (Wardle 1985, Engåas et al. 1999). Exemplos desses dispositivos são a malha quadrada (Figura 1B) e o *fisheye* (Figura 1C) (Broadhurst et al. 2000).



Figura 1: Dispositivos redutores de fauna acompanhante. Turtle excluder device – TED (A), malha-quadrada (B) e Gulf fisheye (C). Arquivo pessoal.

O *fisheye* consiste em uma janela de escape permanentemente aberta durante a operação da rede. Portanto, se instalado em uma posição adequada, pode constituir uma rota de fuga para os peixes, diminuindo a captura incidental. Estudos anteriores, utilizando redes ativas de arrasto, demonstram que o *fisheye* promove o escape de scianídeos e arídeos, principais componentes de pescarias no Golfo do México (García-Caudillo et al. 2000, Steele et al. 2002). Em uma pescaria de siri azul com redes passivas na Carolina do Sul, USA, uma janela de escape similar ao *fisheye* apresentou resultados promissores da redução na captura incidental da tartaruga de água doce *Malaclemys terrapin* (Arendt et al. 2018). Além do modelo do dispositivo, alguns estudos mostram que a posição do BRD na rede também pode definir a sua eficiência. Em geral, quanto maior a proximidade entre o BRD e o ensacador da rede, maior o escape da fauna acompanhante, mas aumenta-se também a possibilidade de escape de camarões pela abertura do dispositivo (Broadhurst et al. 2002). Para que um dispositivo tenha aceitação do setor produtivo e seja considerado efetivo é importante o conhecimento prévio das capturas alvo e da fauna acompanhante, o envolvimento do setor no desenvolvimento e teste dos dispositivos e conhecimento das embarcações e petrechos de pesca (Hall & Mainprize 2005).

No extremo sul do Brasil, localiza-se a maior laguna estrangulada do mundo, a Lagoa dos Patos. No estuário da Lagoa dos Patos (ELP), a pescaria artesanal do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) configura-se como a principal atividade comercial local (Reis & D’Incao 2000), tendo já representado 40% das capturas nacionais de camarões (D’Incao et al. 2002). Apenas redes passivas são permitidas para a captura dessa espécie no ELP (MMA/SEAP, 2004) e a mais comumente utilizada é o aviãozinho (Figura 4), uma rede de espera fixada em varas de bambu (andainas) que utiliza luz para atrair a captura (Benedet et al. 2010). Avaliações preliminares estimam que a pescaria de camarão-rosa com aviãozinho captura incidentalmente 4,2 milhões de juvenis de corvina (*Micropogonias furnieri*) a cada temporada de pesca (Vieira et al. 1996).

As pescarias com artes ativas na região são proibidas desde 1998 (Portaria do IBAMA Nº171/98), porém existem evidências que a pescaria com redes de arrasto de portas ainda é praticada ilegalmente no ELP (Ortega et al. 2018). O arrasto visa compensar a diminuição histórica no rendimento do camarão no ELP, mas a intensificação dessa arte de pesca na região se dá sob a alegação de ser mais eficiente que

a arte passiva (Kalikoski & Vasconcellos 2003). Dessa forma, melhorar a seletividade das redes passivas é uma forma de incentivar o abandono do arrasto por parte dos pescadores.

A fim de melhorar a seletividade da pescaria com “aviãozinho” dirigida ao camarão-rosa no ELP, foi testado um BRD que consistia em uma grelha localizada na entrada do túnel da rede com o objetivo de diminuir a captura da fauna acompanhante (Vianna & D’Incao 2006). Como resultado, o dispositivo não alterou significativamente a captura dos camarões, porém reduziu significativamente os maiores indivíduos de siri-azul (*Callinectes sapidus*). O siri-azul constitui a fauna acompanhante que é estocada e uma importante fonte de renda auxiliar para os pescadores (Lima & Velasco 2012, Kalikoski & Vasconcellos 2012). Devido a isso, o dispositivo não se mostrou eficaz e não foi incorporado pelos pescadores. No trabalho de Vianna e D’Incao (2006) não foi testado efeito do dispositivo na captura de peixes.

Esses resultados demonstraram a necessidade de adequar o dispositivo às características e necessidades pesqueiras da região de forma integrada ao setor produtivo a fim de promover maior eficiência na seletividade dessas redes e na aceitação dos dispositivos por parte dos pescadores (Uhlmann & Broadhurst 2013, Guanais et al. 2015, Duarte et al. 2019).

Com base no conhecimento preliminar da fauna acompanhante do camarão-rosa no ELP, formada em sua maioria por juvenis de espécies de peixes, o fisheye seria um potencial BRD para reduzir a captura incidental e, conseqüentemente, os impactos dessa pescaria ao ecossistema estuarino do ELP. Sendo assim, este trabalho propôs testar a eficiência de um modelo de fisheye na redução da captura incidental na pescaria artesanal de camarão-rosa com a rede de aviãozinho, considerando-se duas posições de instalação do BRD na rede.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi conduzido durante a temporada de pesca do camarão-rosa (fevereiro – abril de 2018 e fevereiro de 2019) no estuário da Lagoa dos Patos (ELP), às margens da Ilha dos Marinheiros (32° 0' S, 52° 12' W), localizada na cidade de Rio Grande, Brasil (Figura 1). A região estuarina engloba uma área total de 900 km² e comunica a laguna com o oceano Atlântico sul. Os experimentos foram realizados em uma área rasa, com profundidade variando de 1,2 a 1,4 m, temperatura da água variando de 24,2 a 27 °C e salinidade de 2,2 a 24,6.

O ELP apresenta pequena amplitude de maré, sendo as chuvas e ventos determinantes nas variações do nível da água. A entrada da água salgada é predominante nos meses de verão, nos quais o nível da água da laguna é reduzido devido à alta evaporação que, associadas a ventos sul, empurram massas d'água oceânicas para o estuário. Nos meses de inverno ocorre a inversão da direção do fluxo das águas provocada pelos ventos norte carregado de umidade (Moller et al. 1996, Fernandes et al. 2005). Mudanças de vento e de descargas d'água doce promovem elevadas oscilações nos valores de salinidade do ELP, variando de oligoahalino a mesohalino em escalas de horas a dias. As temperaturas da água no estuário variam entre 10 e 30°C (Kantin & Baumgarten 1982, Hartmann & Schettini 1993).

A pesca de camarão com a rede “aviãozinho” ocorre desde o limite superior do ELP, da Ponta dos Lençóis (31°41'S, 52° 09'W) à Ponta da Feitoria (31° 48'S, 51° 52'W), até a barra do Rio Grande (Almeida & D'Incao 1999), abrangendo a maioria dos 900 km² de zona estuarina.

Os experimentos foram conduzidos no entorno da Ilha dos Marinheiros, numa região conhecida com Saco do Arraial, onde, segundo Ruas et al. (2011), estão concentradas maiores abundâncias de juvenis de camarão-rosa.

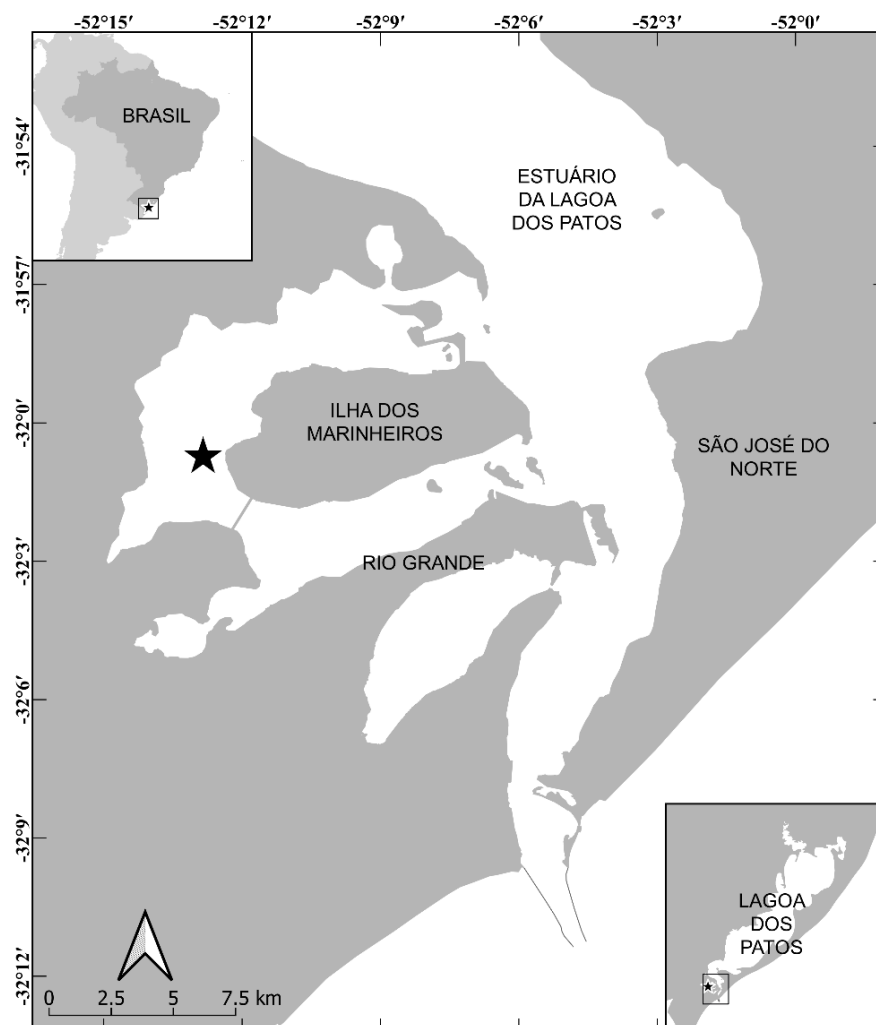


Figura 2: Região do estuário da Lagoa dos patos, a estrela aponta a área onde os experimentos foram realizados

Petrechos de pesca

As redes (Figura 5) utilizadas nesse trabalho possuíam dimensões iguais às utilizadas na pescaria comercial local de camarão, fabricadas com pano multifilamento (TD 210\6) de poliamida (PA), com abertura de 20 m e tamanho de malha de 18 mm entre nós opostos. A medida entre o primeiro aro de sustentação e o ensacador foi de 6.5 m e 45 cm de diâmetro. Essas redes atraíram o camarão por meio do uso de um atrativo luminoso (Figura 2), que hoje consistiu em um refletor LED de 12 V ligado a uma bateria de 12 V, 7,2 ah. As redes nas quais os dispositivos foram instalados fazem parte do acervo

do Laboratório de Crustáceos Decápodes, FURG, enquanto as utilizadas como controle foram escolhidas aleatoriamente entre as redes que o pescador parceiro do projeto utilizou em sua pescaria.

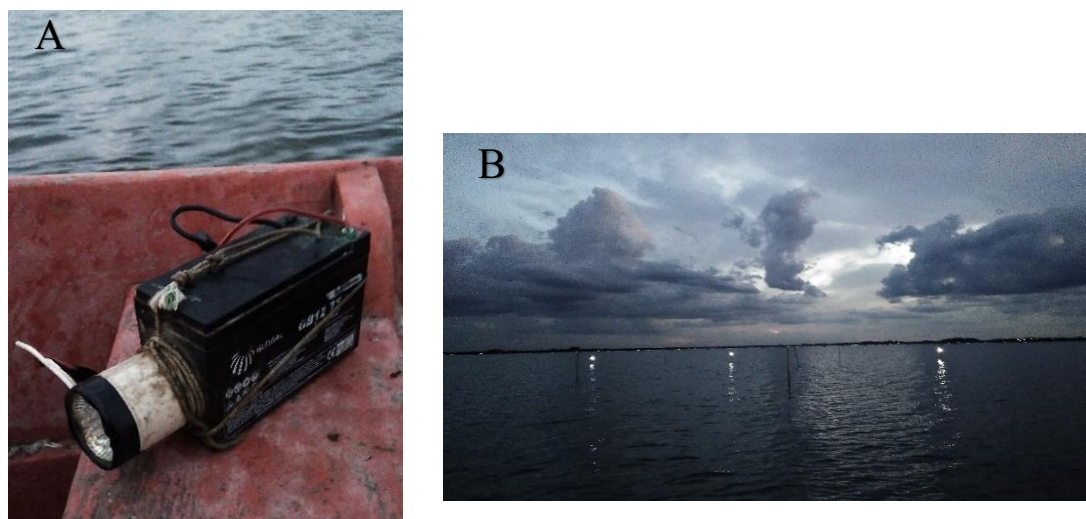


Figura 3: Atrativo luminoso utilizado atualmente na pescaria com aviãozinho (A) e imagem dos atrativos luminosos durante operação de pesca (B). Arquivo pessoal.

O BRD: Confeção e Instalação

O dispositivo (Figura 3) foi confeccionado em vergalhão de ferro de 5 mm de diâmetro ($\emptyset$) por um serralheiro local. O design escolhido levou em consideração modelos que vêm sendo testados em outras pescarias no Brasil e o comprimento médio dos peixes capturados em pescarias na região, que varia entre 11 e 330 mm (Rezende 2016).

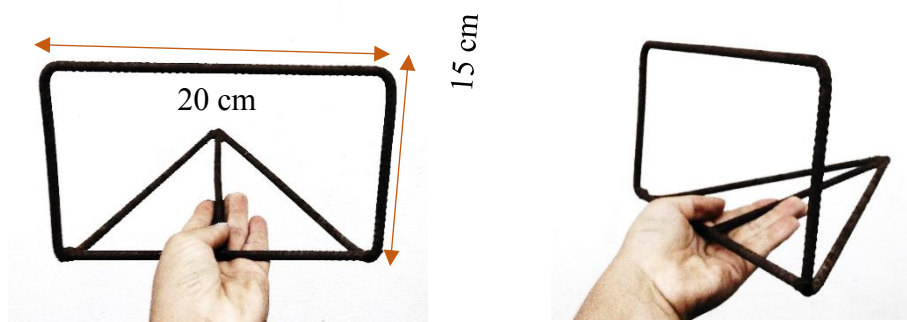


Figura 4: *Fisheye* e suas dimensões. Arquivo pessoal.

As posições escolhidas (Figura 4) para a costura do dispositivo encontram-se no centro da rede, em sua parte superior. Para encontrar o centro da rede foram observadas panagens em forma de triângulo (Figura 4) que ligam o túnel da rede às suas mangas. Através da contagem das malhas entre triângulos foi possível obter, de forma exata, a malha correspondente ao centro da parte superior da rede. A partir dessa malha foi possível marcar todo o centro superior da rede, local de instalações do BRD.

Os dispositivos foram instalados entre os aros que compõem a estrutura da rede. O primeiro passo da costura do BRD foi utilizar o aro mais recuado como suporte para entralhe do vértice do triângulo que liga as três arestas da base do dispositivo. Com o dispositivo fixado, marcou-se na rede estendida as malhas correspondentes à base do retângulo do dispositivo, o que corresponde a 20 cm ou 30 malhas. A marcação deve estar sempre em consonância com o centro superior da rede obtido anteriormente. Após marcação, corta-se as malhas e entalha-se o retângulo do BRD, que dará forma à janela de escape, e as arestas do triângulo, que fará com que a rede fique estendida na base do dispositivo. O entralhe do dispositivo foi feito com agulha de poliacetato número 4 e linha de polietileno.

Para cada posição em que o dispositivo foi testado, três redes foram modificadas de forma idêntica. Para isso, as medidas das três redes escolhidas foram previamente mensuradas a fim de garantir que estas eram iguais. A primeira posição em que o BRD foi instalado se encontra no meio do corpo da rede, entre o terceiro e quarto aro, contados a partir da boca da rede. A segunda posição corresponde a uma parte mais próxima à boca da rede, entre o primeiro e segundo aro. Para ambas posições de instalação, foram seguidos os mesmos protocolos de posicionamento, corte e costura.

Teste do *fisheye*

A eficiência do dispositivo foi testada em duas posições diferentes ao longo da rede, a primeira localizada próximo à boca da rede e outra na porção intermediária do túnel da rede (Figura 2). Foram realizados 10 lances de pesca com 6 redes (3 controle-3 BRD) operando ao mesmo tempo para cada local em que o *fisheye* foi costurado, totalizando 120 lances (60 controles-60 BRD).

As redes foram dispostas aleatoriamente entre as andainas, de forma a minimizar a influência da localização. Os experimentos foram conduzidos durante o período escuro do dia, das 19 às 5h. Cada lance durou cerca de duas horas e as diferenças no tempo de operação de cada rede foram minimizadas através da cronometragem de cada lance para posterior padronização do esforço em (hora/rede).

As despescas das redes foram realizadas por meio de uma embarcação de apoio sem motor popularmente conhecida como caíco (Figura 5) (4,9 metros) que era trazido à campo rebocado pela embarcação principal de 8 metros de comprimento, na qual ficavam os membros da equipe. A coleta do material biológico foi autorizada pelo SISBio - IBAMA (código 60011).



Figura 6: Embarcações (caíco) popularmente utilizadas na pesca artesanal de camarão com aviãozinho no ELP. Arquivo pessoal.

Amostragem biológica

A captura de cada rede foi separada em espécie-alvo (camarão) e não-alvo (fauna acompanhante). Foi obtido o peso total ($\pm 0,1$ g) de camarões por rede através de uma balança digital portátil e cada amostra foi quarteada para medição do comprimento da carapaça (CC) ($\pm 0,1$ mm) a bordo da embarcação. Os valores de comprimento total da carapaça (CT) dos camarões apresentados neste trabalho foram estimados através da relação $CT = (CC + 0,2819) / 0,2201$ (Vianna e D’Incao. 2006). A fauna acompanhante foi levada a laboratório, onde cada indivíduo foi pesado ($\pm 0,1$ g) e medido. Nos peixes foi aferido o comprimento total (± 1 mm) e nos siris a largura total ($\pm 0,1$ mm). Cada indivíduo foi classificado a nível de espécie, exceto o único indivíduo do gênero *Astyanax* que apareceu em uma amostra e não foi possível identificá-lo a nível específico por possuir vários caracteres danificados devido à predação pelos siris dentro do ensacador

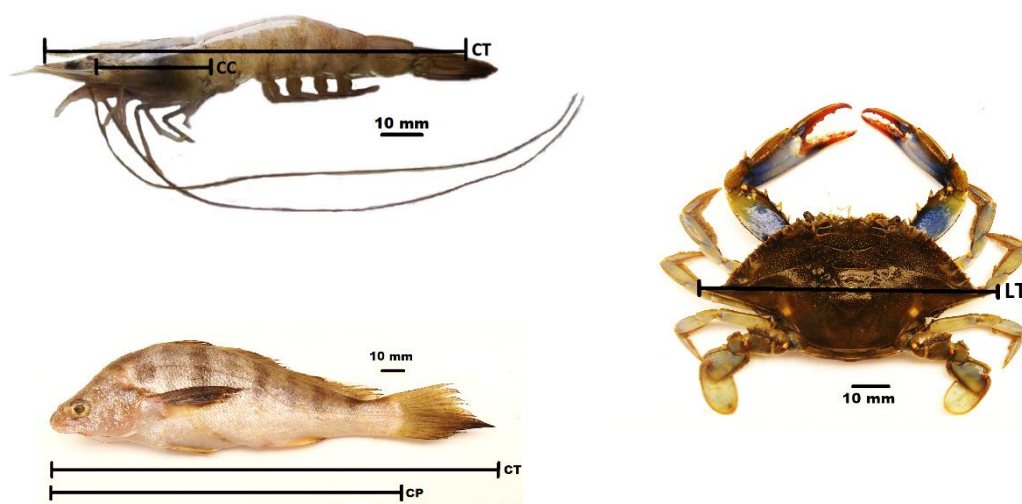


Figura 7: Medições dos grupos amostrados, camarão (A), peixe (B) e siri (C). CT = comprimento total, CC = comprimento da carapaça e CP = comprimento padrão.

Arquivo pessoal.

Dados abióticos

Em todos os experimentos a salinidade e a temperatura foram monitoradas. As salinidades foram obtidas através de amostras de água armazenadas em frascos plásticos (50mL) e posteriormente lidas no refratômetro em laboratório. As temperaturas da água ($^{\circ}\text{C}$) foram obtidas através de termômetro de vidro *in situ*.

Análise de dados

A abundância relativa dos grupos camarões, peixes e siris em cada rede foi estimada por meio da captura por unidade de esforço (CPUE) e número por unidade de esforço (NPUE). A CPUE corresponde ao peso pescado a cada rede por hora (g/rede/h) e o NPUE ao número capturado por rede a cada hora (n/rede/h). Os resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão. Testes de Shapiro-Wilk mostraram que as capturas das redes modificadas e originais não possuíam distribuição normal, logo foi adotado o teste não paramétrico de Mann-Whitney ($p < 0,05$) para verificar se houve diferença estatística entre as CPUEs médias de camarões, peixes e siris entre as redes controle e modificadas. Dados de distribuição percentual de frequência foram estimados para *F. paulensis*. As taxas de captura da fauna acompanhante foram obtidas através da razão entre a abundância da fauna acompanhante e da espécie alvo (FA/EA).

SÍNTESE DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os testes realizado, o fisheye instalado na posição média, teve a captura da espécie alvo (*Penaeus paulensis*) significativamente maior ($p < 0.05$) do que nas redes controle (Figura 8a e 8c), o que evidencia que os camarões conseguiram escapar da rede através do dispositivo. O escape da espécie alvo através dos BRDs é um importante fator associado aos testes realizados com redes de espera (Poirier et al. 2018, Arendt et al. 2018, Moos & Blackwell 2018). Na posição de instalação avançada, a captura do camarão-rosa não diferiu entre os tratamentos controle e *fisheye* (Figura 8b e 8d) porque o dispositivo está mais próximo à abertura da rede, onde a dificuldade do camarão de achar a saída é maior (Broadhurst et al. 2002). As frequências de tamanho mostram uma tendência de maior captura percentual de indivíduos com maiores classes de tamanhos nas redes com o BRD, o que pode atenuar a perda econômica causada pelo escape da espécie alvo, uma vez que maiores indivíduos de camarão têm maior valor no mercado (Béné et al. 2000, Asche et al. 2012).

O siri-azul representou a maior parte da captura incidental nas redes, tendência também observada em trabalhos anteriores (Vianna & D’Incao 2006, Ruas et al. 2018).

No presente estudo, a captura do siri-azul foi reduzida em ambas posições (Figura 8e, 8f e 8h) em que o dispositivo foi testado. Apesar de não ser a espécie alvo da pescaria com aviãozinho, os maiores indivíduos de siri-azul são utilizados para o autoconsumo e também para a comercialização, sendo um complemento importante na renda dos pescadores (Lima & Velasco 2012, Kalikowski & Vasconcelos 2012). Logo, é necessário o desenvolvimento de uma tecnologia que melhore a seletividade da rede, mantenha a captura dos siris maiores e exclua os menores, uma vez que é espécie atingiu o seu limite máximo de exploração (Haimovici & Cardoso 2017).

Nos testes em que o *fisheye* foi instalado na posição avançada, a captura de peixes foi significativamente menor ($p < 0.05$) em número e em peso (Figura 8k e 8l). Para o dispositivo na posição central essa diferença foi observada apenas quando comparado o número de indivíduos (Figura 8j). Além disso, no teste do *fisheye* avançado, o comprimento médio das corvinas foi significativamente maior ($p < 0.05$) nas redes modificadas, evidenciando que o dispositivo foi eficiente em reduzir a captura dos menores indivíduos de *M. furnieri*. As corvinas capturadas pela rede “aviãozinho” não são aproveitadas pelos pescadores locais por serem juvenis e podem afetar a abundância da espécie, causando impacto em outras pescarias, como por exemplo a de emalhe dirigida à essa espécie na região. Arendt et al. (2018) apontam através de simulações que, dentre diversos tamanhos de janelas de escape testadas, a de menor dimensão (5,6 x 7,5cm) foi a que apresentou maior capacidade de redução na captura de peixes sem interferir na captura da espécie-alvo (*Callinectes sapidus*) na Carolina do Sul (USA). Logo, recomenda-se que sejam testados menores tamanhos de *fisheye* com intuito de aumentar a exclusão de peixes das redes saquinho.

O teste com o *fisheye* na posição central não exibiu um efeito claro do dispositivo na redução da taxa de captura da fauna acompanhante. A razão FA/EA alvo desse teste foi semelhante à obtida por Vianna & D’Incao (2006). Já o *fisheye* instalado na posição avançada apresentou uma clara influência na relação FA/EA, reduzindo-a a metade, passando de 10:1 para 5:1.

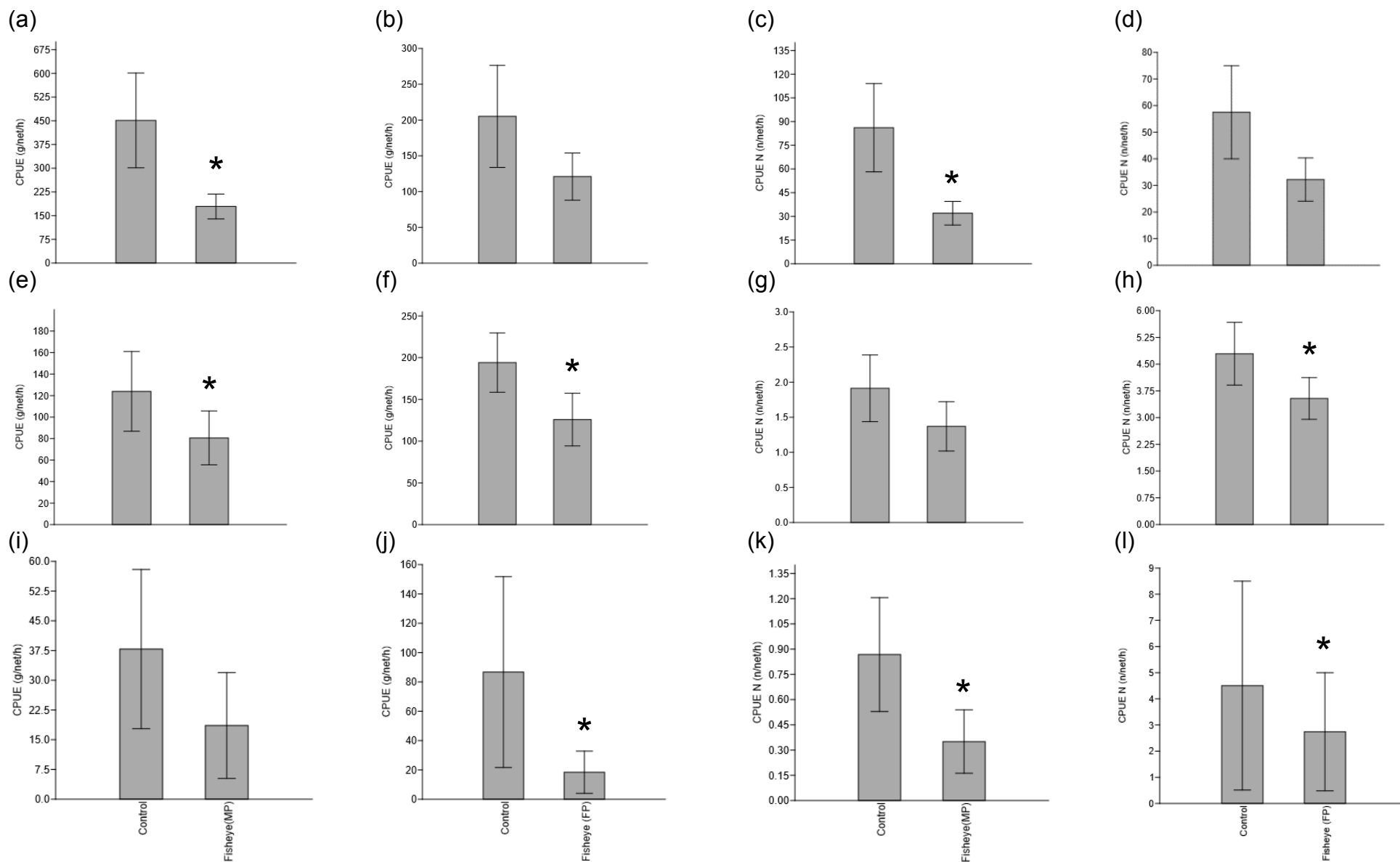


Figura 8: Diferenças na captura média ($\pm$ erro padrão) entre o *fisheye* avançado (FP) e central (MP) e seus respectivos controles: (a) e (b) CPUE dos camarões; (c) e (d) NPUE dos camarões; (e) e (f) CPUE do *byproduct*; (g) e (h) NPUE do *byproduct*; (i) e (j) CPUE do *bycatch*; (k) e (l) NCPUE do *bycatch*. Histogramas com asterisco representam diferença significativa.

CONCLUSÕES

É possível afirmar que a eficiência e seletividade do *fishery* instalado próximo a boca é maior que a do *fishery* instalado na parte central da rede, uma vez que o dispositivo conseguiu excluir significativamente o *bycatch* sem afetar a captura da espécie-alvo. Assim como Broadhurst et al. (2002) demonstraram, diferente do que ocorre em pescarias ativas como o arrasto, nas modalidades de pesca passiva, os dispositivos instalados em posições anteriores são mais eficientes que os instalados próximos ou no ensacador.

Apesar dos resultados positivos na redução de juvenis de peixes, a fauna acompanhante do camarão-rosa no ELP possui muitas flutuações devido à alta variabilidade ambiental estuarina, sendo necessária uma ampliação do conhecimento sobre a influência das variáveis ambientais na captura incidental e também a necessidade de uma ampla diversidade de dispositivos testados em associação ao setor produtivo e levando em consideração essas alterações.

A questão chave para a eficiência do BRD é a manutenção da captura da espécie-alvo, nesse quesito, é necessária maior atenção para as perdas de camarão nas redes modificadas. Sob a ótica dos pescadores, faz-se necessário o desenvolvimento de tecnologias que promovam a exclusão de juvenis de siri e peixes que não possuem interesse comercial das suas redes, mantendo a qualidade do pescado e melhorando as suas condições de trabalho, uma vez que reduz-se o tempo de seleção da captura a bordo da embarcação (Vianna & D’Incao 2006). Nesse ponto, uma iniciativa que colabore com o empoderamento e melhoria da pesca e trabalhe com um pescado mais sustentável com as redes legalizadas dentro do estuário pode auxiliar na redução do uso das redes de arrasto e aumentar o valor agregado a espécie-alvo por meio de uma certificação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida HL & D'Incao F (1999) Análise do esforço de pesca do camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) na Lagoa dos Patos, Brasil. *Atlântica*, 21p.
- Alverson D L (1994) A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Rep. No. 339. Rome, FAO 339p.
- Arendt MD, Schwenter JA, Dingle J, Evans CA, Waldrop E, Czwartacki B & Whitaker JD (2018) A “BRD” in the Hand Worthy of Four in the Trap: Validation of Optimal Bycatch Reduction Device (BRD) Size to Maximize Blue Crab *Callinectes sapidus* Entry and Diamondback Terrapin *Malaclemys terrapin* Exclusion Through Theoretical Modeling and Application. *North American Journal of Fisheries Management* 38(2): 411-423.
- Asche F, Benneer LS, Oglend A & Smith MD (2012) US shrimp market integration. *Marine Resource Economics* 27(2): 181-192.
- Béné C, Cadrenb M & Lantz F (2000) Impact of cultured shrimp industry on wild shrimp fisheries: Analysis of price determination mechanisms and market dynamics. *Agricultural Economics* 23(1): 55-68.
- Benedet RA, Dolci DC & D'Incao F (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): 05-24.
- Broadhurst MK (2000) Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: a review and framework for development. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10(1): 27-60.
- Broadhurst MK, Kennelly SJ & Gray CA (2002) Optimal positioning and design of behavioural-type by-catch reduction devices involving square-mesh panels in penaeid prawn-trawl codends. *Marine and Freshwater Research* 53(4): 813-823.
- D'Incao F (1991) Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* 13(1): 159-169.
- Duarte DL, Broadhurst MK0 & Dumont LF (2019) Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries. *Marine Policy* 99: 374-381.
- FAO (2005) Putting into practice the ecosystem approach to fisheries. Rome 76p.
- FAO (2016) The State of World Fisheries and Aquaculture: Contributing to food security and nutrition for all. Rome, 204p.
- FAO (2018) The State of World Fisheries and Aquaculture: Meeting the sustainable development goals. Rome, 227p.

- Farias EG, Pereira-Júnior AC, Domingos MM & Dantas DV (2019) Proposed Bycatch-reduction modifications of shrimp fyke nets used in South American lagoons. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 49(1): 1-7.
- Fernandes EH, Dyer KR & Moller OO (2005) Spatial gradients in the flow of southern Patos Lagoon. *Journal of Coastal Research*, p 759-769.
- Fontoura NF, Vieira JP, Becker FG, Rodrigues LR, Malabarba LR, Schulz UH & Vilella FS (2016) Aspects of fish conservation in the upper Patos Lagoon basin. *Journal of fish biology* 89(1): 315-336.
- Gallaway BJ, Gazey WJ & Cole JG (2017) An updated description of the benefits and consequences of Red Snapper shrimp trawl bycatch management actions in the Gulf of Mexico. *North American Journal of Fisheries Management* 37(2): 414-419.
- García-Caudillo JM, Cisneros-Mata MA & Balmori-Ramírez A (2000) Performance of a bycatch reduction device in the shrimp fishery of the Gulf of California, Mexico. *Biological Conservation* 92(2): 199-205.
- Gillett R (2008) Global study of shrimp fisheries. FAO Fisheries Technical Report. No. 475. Rome, FAO. 331p.
- Guanais JH, Medeiros RP & McConney PA (2015) Designing a framework for addressing bycatch problems in Brazilian small-scale trawl fisheries. *Marine Policy* 51: 111-118.
- Haimovici M & Cardoso LG (2017) Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research* 13(1): 135-150.
- Hall MA, Alverson DL & Metuzals KI (2000) By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin* 41(1-6): 204-219.
- Hall SJ & Mainprize BM (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.
- Hartmann C & Schettini CA (2017) Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS. *Revista brasileira de Geociências* 21(4): 371-377.
- Hiddink JG, Jennings S & Kaiser MJ (2007) Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *Journal of Applied Ecology* 44(2): 405-413
- Kalikoski DC & Vasconcellos MC (2003) Fishers knowledge role in the management of artisanal fisheries in the estuary of Patos lagoon, southern Brazil. *In* Proceedings of conference: Putting fishers' knowledge to work, August 27-30, 2001. Fish. Cent., University of British Columbia, Canada. 509p.

- Kalikoski DC & Vasconcellos MC (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 No. C1075.
- Kantim R & Baumgarten MD (1982) Observações hidrográficas no estuário da Lagoa dos Patos; distribuição e flutuações dos sais Nutrientes. *Atlântica* 5:76-92.
- Kelleher K (2005) Discards in the world's marine fisheries: an update. FAO Fish. Tech. Rep. No. 470. Rome, FAO 131p.
- King (2007) Fisheries biology, assessment and management 2nd Ed. Blackwell Publishing 382p.
- Koed A & Dieperink C (1999) Otter guards in river fyke-net fisheries: effects on catches of eels and salmonids. *Fisheries Management and Ecology* 6(1): 63-69.
- Lima BB, Velasco G (2012) Estudo piloto sobre o autoconsumo de pescado entre pescadores artesanais do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* (ISSN: 1678-2305), São Paulo, SP, Brasil 38(4): 357-367
- Mangano MC, Kaiser MJ, Porporato EM & Spanò N (2013) Evidence of trawl disturbance on mega-epibenthic communities in the Southern Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology Progress Series* 475: 101-117.
- MMA/SEAP (2004) Instrução Normativa Conjunta MMA-SEAP n. 03, 9 February 2004. Dispõe sobre a atividade de pesca no estuário da Lagoa dos Patos no Estado do Rio Grande do Sul. *Diário Oficial da União, Brasília*, 1: 148–149.
- Moller Jr, O. O., Stech, J., & Mata, M. M. (1996). The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. *Continental Shelf Research*, 16(3): 335-351.
- Moos TS & Blackwell BG (2017) Comparison of Two Escapement Designs for Western Painted Turtles Captured in Modified Fyke Nets. *Journal of Fish and Wildlife Management* 9(1): 228-237.
- Ortega I, Colling LA & Dumont LF (2018) Response of soft-bottom macrobenthic assemblages to artisanal trawling fisheries in a subtropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 207: 142-153.
- Penney A, Kirby D, Cheshire K, Wilson M & Bray S (2013) Technical Review for the Commonwealth Policy on Fisheries Bycatch: risk-based approaches, reference points and decision rules for bycatch and byproduct species. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry Australian Bureau of Agricultural and Recourse Economics and Sciences. 105p.
- Poirier LA, Tang S, Mohan J, O'Connor E, Dennis E, Abdullah M & Quijón PA (2018) A novel bycatch reduction device (BRD) and its use in a directed fishery for non-indigenous green crabs (*C. maenas*) in Atlantic Canada. *Fisheries research*, 204:165-171.

- Raby GD, Colotelo AH, Blouin-Demers G & Cooke SJ (2011) Freshwater commercial bycatch: an understated conservation problem. *BioScience* 61(4): 271-280.
- Reis EG & D'Incao F (2000) The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. *Ocean & Coastal Management* 43(7): 585-595.
- Rezende G (2016) Avaliação do Impacto da Pesca de Arrasto Artesanal do Camarão-rosa, *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967), no Estuário da Lagoa Patos (Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande). 152p.
- Ruas VM, Dumont LF & D'Incao F (2011) Avaliação do tamanho de captura e estimativa da abundância relativa do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante 1967) no entorno da Ilha dos Marinheiros, estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica* 33(2): 161-172.
- Ruas VM, Becker C & D'Incao F (2018) Evaluation of the Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 Bycatch in Artisanal Fisheries in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 60p.
- Steele P, Bert TM, Johnston KH & Levett S (2002) Efficiency of bycatch reduction devices in small otter trawls used in the Florida shrimp fishery. *Fishery Bulletin*, 100(2): 338-350.
- Tzanatos E, Somarakis S, Tserpes G & Koutsikopoulos C (2007) Discarding practices in a Mediterranean small-scale fishing fleet (Patraikos Gulf, Greece). *Fisheries Management and Ecology*, 14(4): 277-285.
- Uhlmann SS & Broadhurst MK (2015) Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps. *Fish and Fisheries* 16(2): 183-229.
- 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.
- Vieira J, Vasconcellos M, Silva R & Fischer L (1996) A rejeição da pesca do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. The by-catch of pink shrimp (*Penaeus paulensis*) fisheries on Lagoa dos Patos, RS, Brazil. *Atlântica*. 18p.
- Willems T, Depestele J, De Backer A & Hostens K (2016) Ray bycatch in a tropical shrimp fishery: do bycatch reduction devices and turtle excluder devices effectively exclude rays? *Fisheries research*, 175: 35-42.

APÊNDICE

Manuscrito intitulado “Fisheye efficiency in an artisanal shrimp fishery in the Patos Lagoon estuary, Brazil”, escrito no formato da revista Fishery Bulletin.

**Fisheye efficiency in an artisanal shrimp fishery in the Patos Lagoon estuary,
Brazil**

Mariana G. F. Amorim¹, Dérien L. V. Duarte², Luiz F. C. Dumont³

¹ Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica

Universidade Federal do Rio Grande

Avenida Itália, Km 8

96201-900 Rio Grande, Brazil

² Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e
Sul do Brasil (CEPSUL/ICMBio/MMA)

Avenida Carlos Ely Castro, 195

88301-445 Itajaí, Brazil

³ Laboratório de Crustáceos Decápodes

Universidade Federal do Rio Grande

Avenida Itália, Km 8

96201-900 Rio Grande, Brazil

Abstract

Despite their socioeconomic importance, shrimp fisheries have high incidental catch rates, affecting the ecosystem by removing a large volume of species. The incidental capture of the pink shrimp (*Penaeus paulensis*) fishery in Patos Lagoon estuary (PLE), extreme south of Brazil, is mainly composed by juvenile individuals with commercial interest such as white croaker (*Micropogonias furnieri*) and blue crab (*Callinectes sapidus*). An effective tool to reduce this impact is the development of bycatch reduction devices (BRD) through an ecosystemic approach. Therefore, this study aimed to test a BRD known as to reduce incidental capture of fish in fyke nets. The efficiency of device was evaluated at two installation positions, middle (MP) and forward (FP). In

order to test it, 30 fishing operations were performed with control and modified nets operating simultaneously. Fisheye significantly reduced ($P<0.05$) fish capture at both installation positions but only at FP, the reduction of target species capture was not significant ($P>0.05$). The results indicate an improvement in fyke net selectivity for fish capture using forward fisheye, being an important measure to mitigate the impact of non-target fauna capture.

Keywords: bycatch reduction, gear modification, ecosystem approach, passive fishing gear, fyke nets

1. Introduction

Shrimp fishing has a great economic relevance, representing 16% of the world fish market, accounting for 3.5 million tons of the crustacean (FAO, 2018). In addition, it is responsible for generating thousands of jobs in coastal and estuarine regions around the world (Gillett, 2008). Despite the socio-economic relevance, shrimp fisheries have impacts that affect marine and estuarine environments, including the capture of non-target species known as accompanying fauna (Alverson et al., 1994; Hall et al., 2000). The accompanying fauna is composed by incidentally captured species with and without commercial value known as byproduct and bycatch, respectively (Penney et al., 2013). Bycatch is cited as the source of major ecological damage caused by fisheries since by removing a large number of juvenile and invertebrate fish from the environment, which are important links in food web, biodiversity and sustainability of other fisheries are affected (FAO, 2016).

There are several ways to catch the shrimp, including trawl fishery, which presents high bycatch rates (Kelleher, 2005; King, 2007) and also causes disturbance to the benthic extract (Mangano et al., 2013; Hiddink et al., 2017; Ortega et al., 2018).

Another way to catch shrimp is through fyke nets, which do not cause the characteristic physical disturbances of trawling because they are passive but also have high incidental catch rates (Tzanatos and Somarakis, 2007; Koed and Dieperink, 2001; Raby et al., 2011).

In this context, using the ecosystemic approach applied to fisheries to reduce impacts suggests that management of these fisheries should take into account a number of parameters, including the ecological impact of this activity and the associated human dimension (FAO, 2005). An effective alternative to incidental capture of non-target fauna is the development of bycatch reduction devices (BRD), a widely used tool in shrimp fishery management (Broadhurst, 2000; Willems et al., 2016; Gallaway et al., 2017; Poirier et al., 2018; Farias et al., 2019).

The BRDs are technological modifications made in fishing nets or traps to reduce bycatch. Those modifications can be classified into two categories: size and behavior. In the first category, the devices select catch by size and prevents individuals larger than their spacebars from going to the net codend, examples of these devices are the grids like Nodmore, Turtle Excluder Device - TED and Sea Lion Excluder Device - SLED. In the second category, the modification excludes the species considering the shoal's behavior (optomotor response). Examples of these devices are the square mesh and fisheye (Broadhurst et al., 2000).

The fisheye consists in an escape window constantly open during the net operation. Therefore, if installed in the right position it may create an escape route for fish, reducing the incidental capture. Previous studies using active trawls demonstrates that fisheye promotes an escape of sciaenids and ariid, mainly components in Gulf of Mexico fisheries (García-Caudilho et al., 2000; Steele et al., 2002). In a blue crab fishery with fyke nets in South Carolina, USA, an escape window similar to fisheye

showed promising results in the reduction of the incidental capture of freshwater turtles *Malaclemys terrapin* (Arendt et al., 2018). Beyond the device model, some studies showed that BRD position may also define its efficiency. In general, the bigger is the proximity between the BRD and the codend, greater is the non-target species escape, however it may also increase the possibility of shrimp escape by the device opening.

The Patos Lagoon is located in the extreme south of Brazil and is the largest strangled lagoon in the world. In the Patos Lagoon Estuary (PLE) the artisanal fishery of pink shrimp (*Penaeus paulensis*) is the main local commercial activity (Reis and D'Incao, 2000), having already represented 40% of the national shrimp catches. (D'Incao et al., 2002). Only passive nets are allowed to capture this species in the PLE (MMA/SEAP, 2004) and the most commonly used is a fyke net, which uses light to attract the catch (Benedet et al., 2010). Preliminary evaluations estimate that the pink shrimp fyke net fishery catches incidentally 4.2 million juveniles of white croaker (*Micropogonias furnieri*) each fishing season (Vieira et al., 1996).

The active gear fisheries in the region have been prohibited since 1998 (IBAMA Ordinance No. 171/98), but there is evidence that trawl fishing has been illegally practiced in the PLE (Ortega et al., 2018). Trawling aims to compensate the historical decrease in shrimp yield in the PLE, but the intensification of this fishery in the region is because fishermen claim it is more efficient than passive art (Kalikoski and Vasconcellos, 2003). Thus, improving the selectivity of passive nets is a way to encourage fishermen to abandon trawl.

In order to improve the selectivity of the fyke net in the PLE, tests were previously performed with a grid located at the net tunnel entrance with the aim of decrease the catch of no-target species in fyke nets shrimp fishing (Vianna and D'Incao, 2006). The device did not interfered in shrimp capture and significantly reduced the

largest individuals of blue crab (*Callinectes sapidus*). Blue crab is a byproduct and an important source of income for fishermen (Lima and Velasco, 2012; Kalikoski and Vasconcellos, 2012). Vianna and D'Incao (2006) didn't test the effect of device on catching fish.

These results demonstrated the importance of adapting the device to the region's fishing characteristics and demands and, therefore, it is reinforced that tests of BRD performed in an integrated way to the productive sector would promote greater efficiency in the selectivity of these nets and in the devices acceptance by fishermen (Uhlmann and Broadhurst, 2013; Guanais et al., 2015; Duarte et al., 2019).

Based on the preliminary knowledge of the pink shrimp accompanying fauna in the PLE, it is believed that among behavior-based bycatch reduction devices, fisheye would be a potential BRD to meet the specific needs of PLE. Therefore, this work proposed to test the efficiency of a fisheye model for bycatch reduction in the PLE fyke net shrimp fishery. To find out the optimal location of BRD installation on the network, fisheye was tested in two different positions.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study was conducted in the Lagoa dos Patos estuary, in a traditional fishing area near Marinheiros Island (32° 0' S, 52° 12' W), located at Rio Grande city, south of Brazil (Figure 1). The estuarine region has a total area of 900 km² and communicates the lagoon with the south Atlantic Ocean. The experiments were performed in a shallow area, with depth ranging from 1.2 to 1.4 m, water temperature from 24.2 to 27 °C and salinity from 2.2 to 24.6.

2.2. Fishing equipment and fisheye

The fishing equipment used in this work are the same as those used in the local commercial shrimp fishery. The nets are made of polyamide (PA) multifilament fabric (TD 210\6), with a 20 m opening and 18 mm mesh size (Figure 2). The measurement between the first support ring and the cod-end is 6.5 m and the diameter is 45 cm. These nets were fixed side by side on bamboo poles that keep the mouth of the net open. A 12 V LED spotlight connected to a 12-V 7.2-ah battery was used to attract the shrimp to the net. The displacement of the crew to the fishing area was carried out by an 8-m 26-ft motorized vessel. The installation of nets in bamboo poles and the harvesting were carried out by a rowing boat (4.9-m 16-ft). The BRD dimensions were chosen taking into account the average length of fish caught in the local fyke nets fishery (Figure 2B).

2.3. Fisheye test

The device tests were performed during the pink shrimp fishing season (February - April) in 2018 and 2019. The device efficiency was tested at two different positions along the fyke net, one located near the net's opening (forward position) and another in the middle portion of the tunnel (middle position) (Figure 2A). There were ten fishing throws with 6 nets (3 control and 3 with BRD) operating at the same time for each fisheye position, totaling 120 throws (60 controls and 60 with BRD). The nets were arranged randomly between bamboo poles to minimize the influence of location. The experiments were conducted during the dark hours of the day, from 7 pm to 5 am. The bids lasted an average of two hours. Fishing throws lasted two hours.

2.4. Biological sampling

The capture of each net was separated into target species (TS) and non-target species (NS). The total weight (± 0.1 g) of shrimps per net was obtained and in each sample carapace length (CL) (± 0.1 mm) of at least 30 shrimps was measured. Shrimp carapace total length (TL) values presented in this work were estimated by the equation $TL = (CL$

+ 0.2819) / 0.2201 (Vianna and D'Incao, 2006). The non-target fauna was taken to the laboratory where each individual was weighed (± 0.1 g) and measured. The fishes had its total length (± 1 mm) registered between the snout and the end of the tale the crabs had its higher carapace width (± 0.1 mm) registered. Each individual was classified at species and family level, except for 12 individuals who were grouped as “not identified” due to damages made by crabs at the codend making any identification possible.

2.5. Data analysis

The relative abundance of shrimp, fish, and crab groups in each net was estimated by catch per unit effort (CPUE) and number per unit effort (NPUE). CPUE corresponds to the biomass fished by net per hour (g/net/h) and NPUE to the number caught per net per hour (n/net/h). Results were expressed as mean $\pm$ standard error. Shapiro-Wilk tests showed that catches of modified and original nets didn't have a normal distribution so the nonparametric Mann-Whitney test ($P < 0.05$) was adopted to verify if there was a statistical difference between mean CPUE and NPUE of shrimp, fish and crabs between control and modified nets. Carapace length frequencies distribution data were estimated for *P. paulensis*. The capture rates of the non-target fauna were obtained by the ratio between abundance of the non-target and target species (AF/TS).

3. Results

3.1. Fisheye test in middle position

3.1.1. Target species catch

A total of 5195 and 1968 shrimp were caught in traditional (control) and modified (fisheye) nets, respectively. The mean CPUE of shrimp in control nets was 451.11 ± 76.47 g/ net/h and in modified nets, was 178.78 ± 20.07 g/net/h. NPUE of control and modified nets was 86.15 ± 14.26 and 31.97 ± 3.80 n/net/h, respectively. In both capture

standardizations there was a significant difference ($P < 0.05$) between the means of nets with and without fisheye installed in middle position (Table 2).

Frequency distributions (Figure 3A) showed that there is a tendency for shrimps fished by modified nets to be larger. In this test, the size class with the largest number of captured individuals was 20 mm, which corresponds to 92 mm in total length. The proportion of individuals over 80 mm was 8% higher in modified nets.

3.1.2. Non-target species catch

A total of 167 and 102 individuals were captured in control and modified nets, respectively (Table 1). In both treatments, blue crab (*Callinectes sapidus*) was the species with the largest number of individuals, representing 69% of the non-target catch in control treatment and 80% in the middle fisheye (Table 1). Fish represented 31% and 20% of non-target fauna in control and middle fisheye treatments, respectively.

Altogether eleven fish species were captured in the thirty tests, ten in control and six in modified nets. However, only two species had more than ten individuals counted at the end of tests, *Micropogonias furnieri* and *Gobionellus oceanicus* (Table 1). The mean TL of *M. furnieri* individuals captured in control nets was 36.81 ± 9.15 and in modified 17.65 ± 3.76 , while *G. oceanicus* was 25.54 ± 1.0 and 24.35 ± 0.89 , respectively. There was no significant difference ($P > 0.05$) between total lengths of two treatments for both species (Figure 4A).

The mean CPUE of non-target species of the control nets (161.76 ± 22.46) was significantly higher ($P < 0.05$) than in modified ones (99.21 ± 14.43). The same was observed when NPUE was used as parameter (Table 2). However, when fish capture was analyzed separately, it was observed that mean CPUE of this group did not differ between treatments ($P > 0.05$) (Table 2), but the mean NPUE of control nets (0.86 ± 0.17) was significantly higher ($p < 0.05$) than of the modified nets (0.35 ± 0.09). In case

of crabs, the mean CPUE of the treatments were significantly different ($P>0.05$), but the mean NPUE didn't differ ($P>0.05$) (Table 2). However, there was a difference ($P>0.05$) between the mean carapace width of crabs in control (94.98 ± 2.20) and modified (90.12 ± 2.95) nets (Figure 5).

3.2. Fisheye test in forward position

3.2.1. Target species catch (TS)

A total of 3605 and 2025 shrimp were caught in traditional (control) and modified (fisheye) nets, respectively. The CPUE of shrimp caught in control nets (205.12 ± 36.37 g/net/h) and in modified nets (120.99 ± 16.83 g/net/h) did not show significant difference ($P>0.05$) (Table 2). However, the mean NPUE of target species was significantly ($P<0.05$) higher (57.49 ± 8.91 n/net/h) in control than in modified nets (32.19 ± 4.14 n/net/h).

Carapace length frequencies distribution (Figure 3B) showed that the size class with the largest number of captured individuals was 15 mm-CL, which is 70 mm-TL. In the modified nets, capture of individuals larger than 70 mm was 9% higher than in control. Proportion of individuals over 80 and 90 mm was 5 and 9% higher in fisheye, respectively.

3.2.2. Non-target species catch (NS)

A total of 561 individuals were captured in control and 385 in modified nets. Blue crab also predominated (Table 1), representing 53% of individuals present in the control net and 57% in the net with forward fisheye. The mean carapace width of crabs in control treatment (78.44 ± 1.46) and in modified nets (75.35 ± 1.65) didn't differ significantly ($P>0.05$). Nine fish species were caught in thirty fishing throws performed for this test. Three of them had more than ten individuals counted, *M. furnieri*, *Lycengraulis grossidens* and *Parapimelodus nigribarbis*. The mean TL of these three species was

73.11 $\pm$ 3.77, 81.25 $\pm$ 4.0 and 108.2 $\pm$ 5.48 mm in control and 88.45 $\pm$ 1.68, 75.04 $\pm$ 1.69 and 104 $\pm$ 8.60 mm in the modified nets, respectively. Total lengths of *L. grossidens* and *P. nigribarbis* did not differ significantly between two treatments. The mean TL of white croaker caught on modified nets was significantly higher ($P < 0.05$) than control (Figure 4B).

Both CPUE and NPUE of non-target fauna caught in control nets were significantly higher ($P < 0.05$) than those captured in modified nets (Table 2). The same is true when analyzing fish and crabs separately. Catch of these groups in both total weight and number was significantly higher ($P < 0.05$) in control nets (Table 2).

3.3. Non-target catch ratio

NS/TS ratio ranged from 0.08 to 1.8 in control and from 0.2 to 1.14 in the middle fisheye treatment (Figure 6). The mean ratio found in control was 0.62 $\pm$ 0.18, while in modified net it was 0.68 $\pm$ 0.10. In forward position, NS/TS ratio was 10.38 $\pm$ 8.62 in control nets and 5.51 $\pm$ 3.77 in the modified ones (Figure 6). This ratio ranged from 0.67 to 87.82 in control treatment and from 0.58 to 38.66 forward fisheye.

4. Discussion

4.1. Target species catch

The variation of the total shrimp biomass between the two tests performed in this work, fisheye in middle and forward position, may be associated with the annual variability of the post larvae recruitment of pink shrimp in PLE (Möller et al., 2009) and the influence of weather phenomena La Niña and El Niño that present positive and negative correlations with the abundance of shrimp in PLE, respectively (Pereira and D'Incao, 2012). Shrimp post-larvae from oceanic continental shelf need estuary to complete a part of their life cycle and return months later, as juveniles, to the open sea where they recruit to adult stock (D'Incao, 1991).

In tests performed with fisheye installed in middle position the capture of target species (*P. paulensis*) was significantly higher in control nets (Table 2), which shows that shrimp escaped from net through the device. Escaping of target species through BRDs is a problem associated with passive fishing gear (Poirier et al., 2018; Arendt et al., 2018; Moos and Blackwell, 2018). In nocturnal fisheries directed to penaeids this problem can be aggravated by their increased swimming activity and exploration of water column during the dark phase of the day (Wassenberg and Hill, 1994; Silva et al., 2012), which, in association with low height of the device on fyke net (Figure 2C), is a favorable escape situation for shrimps.

In the forward position test, pink shrimp capture did not differ between unmodified and modified nets because device is closer to the mouth, where it is harder to shrimp find the way out (Broadhurst et al., 2002). This is of great importance in fishermen's acceptance of technology implementation (Broadhurst, 2000; Eayrs, 2012; Duarte et al., 2019). However, according to internationally established protocols for BRD certification (NMFS, 2008) a device is considered efficient if target species exclusion is less than 15% and non-target species escape greater than 25%. In forward position, total shrimp catch in modified nets was 41% lower than in control, not being approved. Several factors may favor shrimp escape in the device, such as accompanying fauna composition, BRD and net shape, size and swimming capacity of all species and direction of water flow. Therefore, it is necessary to carry out further investigations with changes in the positioning, type of material and size of the fisheye that take into account adaptations that include size and swimming behavior of fish and shrimp.

Through size distribution curves (Figure 3) it was possible to observe that the most frequent carapace length in shrimps sampled during the test with middle fisheye was five millimeters longer than the one in forward position. This is because size

structure of shrimps varies in different months of the same fishing season and among them as well due to fishing pressure and annual variation in species recruitment (Noleto-Filho et al., 2017). In addition, size frequency curves show a tendency for higher capture of individuals of larger size classes in modified nets (Figure 3). This pattern was also found by Farias et al. (2019) and it is possibly associated with the greater capacity of smaller sized shrimp to escape through the fisheye opening. Improvement in target species selectivity through BRDs will not necessarily result in economic loss since larger shrimp have higher trade value (Béné et al., 2000; Asche et al., 2012).

4.2. Non-target species catch

4.2.1. Bycatch

All fish sampled during the tests were juveniles. The species found in this study were similar to those found by Vianna and D’Incao (2006) for the same region and fishery. They presented a variation in occurrence frequency and capture between both tests possibly due to the influence of El Niño, pointed as a precursor of changes in PLE fish diversity (Garcia and Vieira, 2001). Proportion of fish in accompanying fauna of unmodified nets was higher than those found in previous studies. Two decades ago, Vieira et al. (1996) observed the proportion of 19.7%. Later, Vianna and D’Incao (2006) observed a 7% increase in this value, however, they discarded the need for development of specific fish reduction devices. In this study, the proportion of fish in accompanying fauna of the control nets ranged from 31.14% in middle fisheye test to 47.42% in the advanced fisheye test, showing that incidental capture of fish by fyke nets was notably higher than those observed in previous studies. Therefore, it is important to improve the selectivity of this fishery.

In tests which fisheye was installed in forward position, fish capture was significantly lower in modified nets in both number and weight while in middle position this difference was observed only when comparing the number of individuals. Moreover, in forward fisheye test, the mean length of white croaker (Figure 4B) was significantly longer ($P<0.05$) in modified nets, showing up the device was efficient in reducing the capture of smaller *M. furnieri* individuals. Thus, it can be said that efficiency and selectivity of fisheye installed closer to the mouth is greater than that of fisheye installed in the central part of the network, once the device was able to significantly exclude bycatch without affecting the capture of target species. The results of the present study are similar to those observed by Farias et al. (2019), in their work carried out at the Laguna estuary, southern Brazil, which tested a new proposal design for the fyke net, which proved to be efficient in excluding fish without affecting *P. paulensis* capture. Despite the positive result, the design of the device proposed by Farias et al. (2019) are different from those for the PLE, where it's important that devices are reversible, low cost and low installation complexity since local fishermen face problems such as low income and illiteracy (Garcez and Sánchez-Botero, 2005). The fisheye tested in this work was installed on the fyke net from a small reversible cut and its manufacturing cost was five dollars.

Variations in fisheye size must be tested to improve fyke net selectivity. In South Carolina (USA), Arendt et al. (2018) showed through simulations that, among several sizes of escape windows tested, the smallest (5.6 x 7.5cm) had the largest exclusion of fish without to affect catch of target species (*Callinectes sapidus*). Viana and D'Incao (2006) pointed out white croaker juveniles as the main ones affected by incidental catch of PLE fyke net fishery, representing 56.5% of fish. In advanced fisheye test was observed reduction of the croaker (Figure 4B). *M. furnieri* caught by

fyke net are not exploited by local fishermen and may affect their abundance, impacting the gill fishery directed to this species. Therefore, it is also recommended that future studies contemplate the effects of the luminous attractive used in this fishery to capture white croaker, since it has been observed that among the fish groups, the sciaenids are the most affected by artificial lights of many intensities (Marchesan et al., 2009).

There are some initiatives around the world regarding the efficiency of BRD in passive nets. Target species of these fisheries are usually fish or crustaceans and bycatch varies widely, including crustaceans, fish juveniles, reptiles and even mammals (Cullen and Mc Carthy, 2002; Bury, 2011; Larocque et al., 2012; Oksanen et al. (2015; Grubbs et al., 2018). Tests with devices, with fish as target species, were able to escape serve as basis for the development of future technologies aiming the exclusion of fish from fyke net (Fratto et al., 2007; Moos and Blackwell, 2018).

4.2.2. Byproduct

The blue crab *Callinectes sapidus* was the most common species in incidental catch, a trend also observed in previous works (Vianna and D'Incao, 2006; Ruas et al., 2018). In the present study, blue crab catch was reduced at both positions where device was tested. Due to the large incidental catches, the blue crab is used for self-consumption as well as commercialization, being an important complement to fishermen's income (Lima and Velasco, 2012; Kalikowski and Vasconcelos, 2012). Therefore, it is necessary to promote the development of a technology that improves the selectivity of the fyke net, keeping the catch of largest crabs and excluding smaller ones, once blue crabs have reached their maximum exploitation limit (Haimovici and Cardoso, 2017).

4.3 Non-target species catch ratio

The fisheye test in the middle position didn't show a clear effect of device in reducing non-target / target species ratio. The ratio obtained in control nets was similar

to obtained by Vianna and D’Incao (2006). Nets with fisheye installed in the advanced position, tested in situations of low abundance of target species, reduced by a half the non-target species catch ratio, going from 10: 1 to 5: 1 (Figure 6). Thus, this device demonstrates potential of being an alternative in bycatch reduction of the fyke net in periods when abundance of non-target exceeds the target species. And, as Broadhurst et al. (2002) demonstrated, devices installed in previous positions are more efficient than those installed near or in the codend.

Despite the positive results in the reduction of fish juveniles, the accompanying fauna of pink shrimp in the PLE has many fluctuations due to high environmental variability of region. Therefore, a better understanding of the influence of environmental variables on incidental catch is needed for new tests with other devices. Furthermore, it is necessary to re-evaluate shrimp losses in modified nets and promote new tests with fisheye and other behavior reducing devices, such as square mesh, to reduce or mitigate the bycatch associated fyke net, since the commercial fish stocks decline in the region may be related to juvenile mortality (Fontoura, 2016). From the fishermen's point of view, it’s necessary to develop technologies that promote exclusion of juvenile crabs and fish, maintaining the quality of the shrimp and improving their working conditions once catch selection time is reduced.

Acknowledgments

The authors would like to thank fisherman Giovanni for fishing operations and use of his nets and vessels; to colleagues from the Decapod Crustacean Laboratory (Universidade Federal do Rio Grande) for their fieldwork and biometrics; to Ciro Neto for building the map. This work was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de

Nível Superior (CAPES) [2017-2019] and REBYC LAC – II FAO [FAO-GCP/RLA/201/GFF and GEF Project ID 5304].

Literature cited

Alverson, D. L.

1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Rep. No. 339. Rome, FAO. 339p.

Arendt, M. D., Schwenter, J. A., Dingle, J., Evans, C. A., Waldrop, E., Czwartacki, B. and Whitaker, J. D.

2018. A “BRD” in the Hand Worthy of Four in the Trap: Validation of Optimal Bycatch Reduction Device (BRD) Size to Maximize Blue Crab *Callinectes sapidus* Entry and Diamondback Terrapin *Malaclemys terrapin* Exclusion Through Theoretical Modeling and Application. North American Journal of Fisheries Management, 38(2): 411-423.

Asche, F., Benneer, L. S., Oglend, A., and Smith, M. D.

2012. US shrimp market integration. Marine Resource Economics, 27(2):181-192.

Béné, C., Cadrenb, M. and Lantz, F.

2000. Impact of cultured shrimp industry on wild shrimp fisheries: Analysis of price determination mechanisms and market dynamics. Agricultural Economics, 23(1):55-68.

Benedet, R. A., Dolci, D. C. and D'Incao, F.

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):05-24.

Broadhurst, M. K.

2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: a review and framework for development. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 10(1):27-60.

Broadhurst, M. K., Kennelly, S. J. and Gray, C. A.

2002. Optimal positioning and design of behavioural-type by-catch reduction devices involving square-mesh panels in penaeid prawn-trawl codends. Marine and Freshwater Research, 53(4):813-823.

Bury, R.

2011. Modifications of traps to reduce bycatch of freshwater turtles. *The Journal of Wildlife Management*, 75(1):3-5.
- Cullen, P. and Carthy, T. M.
2002. Wildlife bycatch in a commercial eel fishery on the River Shannon, Ireland. *The Irish Naturalists' Journal*, p 49-56.
- D’Incao, F.
1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica*, 13(1):159-169.
- D’Incao, F., Valentini, H. and Rodrigues, L. F.
2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil (1965-1999). *Atlântica*. 24(2):103-116.
- Duarte, D. L., Broadhurst, M. K. and Dumont, L. F.
2019. Challenges in adopting turtle excluder devices (TEDs) in Brazilian penaeid-trawl fisheries. *Marine Policy*, 99:374-381.
- Eayrs, S.
2007. A guide to bycatch reduction in tropical shrimp-trawl fisheries. Rome: FAO Food & Agriculture Organization. 107p.
- FAO.
2005. Putting into practice the ecosystem approach to fisheries. Rome. 76p.
2016. The State of World Fisheries and Aquaculture: Contributing to food security a nutrition for all. Rome. 204p.
2018. The State of World Fisheries and Aquaculture: Meeting the sustainable development goals. Rome. 227p.
- Farias, E. G., Pereira-Júnior, A. C., Domingos, M. M. and 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.
- Fontoura, N. F., Vieira, J. P., Becker, F. G., Rodrigues, L. R., Malabarba, L. R., Schulz, U. H. and Vilella, F. S.
2016. Aspects of fish conservation in the upper Patos Lagoon basin. *Journal of fish biology*, 89(1):315-336.
- Fratto, Z. W., Barko, V. A., Pitts, P. R., Sheriff, S. L., Briggler, J. T., Sullivan, K. P. and Johnson, T. R.
2008. Evaluation of turtle exclusion and escapement devices for hoop-nets. *The Journal of Wildlife Management*, 72(7):1628-1633.

- 441 Gallaway, B. J., Gazey, W. J. and Cole, J. G.
 442 2017. An updated description of the benefits and consequences of Red Snapper
 443 shrimp trawl bycatch management actions in the Gulf of Mexico. *North American*
 444 *Journal of Fisheries Management*, 37(2):414-419.
- 445 Garcez, D. S. and Botero, J. I. S.
 446 2005. Comunidades de pescadores artesanais no estado do Rio Grande do Sul, Brasil.
 447 *Atlântica*. 27(1): 17-29.
- 448 Garcia, A. M. and Vieira Sobrinho, J. P.
 449 2001. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o
 450 episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica*. 23:133-152.
- 451 García-Caudillo, J. M., Cisneros-Mata, M. A. and Balmori-Ramírez, A.
 452 2000. Performance of a bycatch reduction device in the shrimp fishery of the Gulf of
 453 California, Mexico. *Biological Conservation*, 92(2):199-205.
- 454 Gillett, R.
 455 2008. Global study of shrimp fisheries. FAO Fisheries Tech. Rep. No. 475. Rome,
 456 FAO. 331p.
- 457 Grubbs, S. P., Funkhouser, H., Myer, P., Arendt, M., Schwenter, J. and Chambers, R.
 458 M.
 459 2018. To BRD or Not to BRD? A Test of Bycatch Reduction Devices (BRDs) for the
 460 Blue Crab Fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, 38(1):18-
 461 23.
- 462 Guanais, J. H. G., Medeiros, R. P. and McConney, P. A.
 463 2015. Designing a framework for addressing bycatch problems in Brazilian small-
 464 scale trawl fisheries. *Marine Policy*, 51:111-118.
- 465 Haimovici, M. and Cardoso, L. G.
 466 2017. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent
 467 coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research*, 13(1):135-150.
- 468 Hall, M. A., Alverson, D. L. and Metuzals, K. I.
 469 2000. By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41(1-6):204-219.
- 470 Hiddink, J. G., Jennings, S. and Kaiser, M. J.
 471 2007. Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on
 472 habitats with different sensitivities. *Journal of Applied Ecology*, 44(2):405-413
- 473 *IBAMA*.

1998. *Portaria n. 171. 22 December 1998. Dispõe sobre a atividade de pesca no Estuário da Lagoa dos Patos/RS. Diário Oficial da União Brasileira, Brasília.*
- Kalikoski, D. C. and Vasconcellos, M. C.
2003. Fishers knowledge role in the management of artisanal fisheries in the estuary of Patos lagoon, southern Brazil. *In Proceedings of conference: Putting fishers' knowledge to work; Canada, 27-30, August 2001, 509p. Fish. Cent., University of British Columbia, Canada*
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 No. C1075.*
- Kelleher, K.
2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. *FAO Fish. Tech. Rep. No. 470. Rome, FAO. 131p.*
- King.
2007. *Fisheries biology, assessment and management 2nd ed., 382p Blackwell Publishing.*
- Koed, A. and Dieperink, C.
1999. Otter guards in river fyke-net fisheries: effects on catches of eels and salmonids. *Fisheries Management and Ecology, 6(1):63-69.*
- Larocque, S. M., Cooke, S. J. and Blouin-Demers, G.
2012. Mitigating bycatch of freshwater turtles in passively fished fyke nets through the use of exclusion and escape modifications. *Fisheries Research, 125:149-155.*
- Lima, B.B. and Velasco, G.
2012. Estudo piloto sobre o autoconsumo de pescado entre pescadores artesanais do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca (ISSN: 1678-2305), 38(4):357-367, São Paulo, SP, Brasil.*
- Mangano, M. C., Kaiser, M. J., Porporato, E. M. and Spanò, N.
2013. Evidence of trawl disturbance on mega-epibenthic communities in the Southern Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology Progress Series, 475:101-117.*
- Marchesan, M., Spoto, M. and Ferrero, E. A.
2009. Impact of artificial light on behavioural patterns of coastal fishes of conservation interest. *Varstvo Narave 22:117-136*
- MMA/SEAP. 2004. Instrução Normativa Conjunta MMA-SEAP n. 03, 9 February

2004. Dispõe sobre a atividade de pesca no estuário da Lagoa dos Patos no Estado do Rio Grande do Sul. Diário Oficial da União, Brasília, 1:148–149.
- Möller, O. O., Castello, J. P. and Vaz, A. C.
2009. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. Estuaries and Coasts, 32(4):787-796.
- Moos, T. S. and Blackwell, B. G.
2017. Comparison of Two Escapement Designs for Western Painted Turtles Captured in Modified Fyke Nets. Journal of Fish and Wildlife Management, 9(1):228-237.
- Noletto-Filho, E. M., Pucciarelli, P. and Dumont, L. F. C.
2017. Spatial and temporal variation in juvenile size distribution of the pink shrimp (*Penaeus paulensis*) in the Patos Lagoon Estuary, Brazil. Marine Biology Research, 13(1):62-73.
- NMFS,
2008. Bycatch Reduction Device Testing Manual. National Marine Fisheries Service, SERO, 42p.
- Oksanen, S. M., Ahola, M. P., Oikarinen, J. and Kunasranta, M.
2015. A novel tool to mitigate by-catch mortality of Baltic seals in coastal fyke net fishery. PloS one, 10(5).
- Ortega, I., Colling, L. A. and Dumont, L. F. C.
2018. Response of soft-bottom macrobenthic assemblages to artisanal trawling fisheries in a subtropical estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 207:142-153.
- Penney, A., Kirby, D., Cheshire, K., Wilson, M. and Bray, S.
2013. Technical Review for the Commonwealth Policy on Fisheries Bycatch: risk-based approaches, reference points and decision rules for bycatch and byproduct species. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry Australian Bureau of Agricultural and Recourse Economics and Sciences. 105p.
- Pereira, N.n and D'Incao, F.
2012. Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with El Niño and La Niña phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 92(7):1451-1456.

- 540 Poirier, L. A., Tang, S., Mohan, J., O'Connor, E., Dennis, E., Abdullah, M. and Quijón,
541 P. A.
542 2018. A novel bycatch reduction device (BRD) and its use in a directed fishery for
543 non-indigenous green crabs (*C. maenas*) in Atlantic Canada. *Fisheries research*,
544 204:165-171.
- 545 Raby, G. D., Colotelo, A. H., Blouin-Demers, G. and Cooke, S. J.
546 2011. Freshwater commercial bycatch: an understated conservation problem. *Bio*
547 *Science*, 61(4):271-280.
- 548 Reis, E. G. and D'Incao, F.
549 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort
550 towards community-based management. *Ocean & Coastal*
551 *Management*, 43(7):585-595.
- 552 Ruas, V. M., Dumont, L. F. and D'Incao, F.
553 2011. Avaliação do tamanho de captura e estimativa da abundância relativa do
554 camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante 1967) no entorno da Ilha
555 dos Marinheiros, estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 33(2):161-
556 172.
- 557 Ruas, V. M., Becker, C. and D'Incao, F.
558 2018. Evaluation of the Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 Bycatch in
559 Artisanal Fisheries in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and*
560 *Technology*, 60p.
- 561 Santana, O., Silveira, S. and Fabiano, G.
562 2015. Catch variability and growth of pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in two
563 coastal lagoons of Uruguay and their relationship with ENSO events. *Brazilian*
564 *Journal of Oceanography*, 63(3):355-362.
- 565 Silva, P. F., Medeiros, M. D. S., Silva, H. P. A. and Arruda, M. D. F.
566 2012. A study of feeding in the shrimp *Farfantepenaeus subtilis* indicates the value of
567 species level behavioral data for optimizing culture management. *Marine and*
568 *freshwater behaviour and physiology*, 45(2):121-134.
- 569 Steele, P., Bert, T. M., Johnston, K. H. and Levett, S.
570 2002. Efficiency of bycatch reduction devices in small otter trawls used in the Florida
571 shrimp fishery. *Fishery Bulletin*, 100(2):338-350.
- 572 Tzanatos, E., Somarakis, S., Tserpes, G. and Koutsikopoulos, C.

- 573 2007. Discarding practices in a Mediterranean small-scale fishing fleet (Patraikos
574 Gulf, Greece). *Fisheries Management and Ecology*, 14(4):277-285.
- 575 Uhlmann, S. S. and Broadhurst, M. K.
- 576 2015. Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps. *Fish and*
577 *Fisheries*, 16(2):183-229.
- 578 Vianna, M. and D’Incao, F.
- 579 2006. Evaluation of by-catch reduction devices for use in the artisanal pink shrimp
580 (*Farfantepenaeus paulensis*) fishery in Patos Lagoon, Brazil. *Fisheries*
581 *Research*, 81(2-3):331-336.
- 582 Vieira, J., Vasconcellos, M., Silva, R. and Fischer, L.
- 583 1996. A rejeição da pesca do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da
584 Lagoa dos Patos, RS, Brasil. The by-catch of pink shrimp (*Penaeurs paulensis*)
585 fisheries on Lagoa dos Patos, RS, Brazil. *Atlantica*. 18p.
- 586 Wassenberg, T. J. and Hill, B. J.
- 587 1994. Laboratory study of the effect of light on the emergence behaviour of eight
588 species of commercially important adult penaeid prawns. *Marine and Freshwater*
589 *Research*, 45(1):43-50.
- 590 Willems, T., Depestele, J., De Backer, A. and Hostens, K.
- 591 2016. Ray bycatch in a tropical shrimp fishery: do bycatch reduction devices and
592 turtle excluder devices effectively exclude rays? *Fisheries research*, 175:35-42.

Table 1: Number and specific composition of non-target fauna present in traditional and modified nets.

		Middle fisheye			
		Control		Modified net	
		Number captured	Total percentage	Number captured	Total percentage
Fish bycatch species	Family				
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	Characidae	2	1.19	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Engraulidae	3	1.79	0	0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cichlidae	3	1.79	0	0
<i>Platanichthys platana</i>	Clupeidae	6	3.59	0	0
<i>Astyanax sp.</i>	Characidae	0	0	1	0.98
<i>Micropogonias furnieri</i>	Scianidae	7	4.19	4	3.92
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Gobiidae	19	11.37	9	8.82
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	Pimeloidae	1	0.59	1	0.98
<i>Genidens sp.</i>	Ariidae	4	2.39	4	3.92
<i>Brevoortia pectinata</i>	Clupeidae	1	0.59	0	0
<i>Engraulis anchoita</i>	Engraulidae	1	0.59	0	0
Not identified		5	2.99	1	0.98
Crustacean bycatch species					
<i>Callinectes sapidus</i>	Portunidae	115	68.86	82	80.39
Total		167	100%	102	100%

		Forward fisheye			
		Control		Modified net	
		Number captured	Total percentage	Number captured	Total percentage
Fish bycatch species	Family				
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	Characidae	1	0.17	1	0.25
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Engraulidae	23	4.09	49	12.72
<i>Micropogonias furnieri</i>	Scianidae	107	19.07	101	26.23
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Gobiidae	0	0	1	0.25
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	Pimeloidae	127	22.63	6	1.55
<i>Brevoortia pectinata</i>	Clupeidae	5	0.89	3	0.77
<i>Catathyridium garmani</i>	Achiridae	0	0	1	0.25
<i>Menticirrhus americanus</i>	Scianidae	1	0.17	0	0
<i>Peprilus paru</i>	Stromateidae	1	0.17	0	0
Not identified		1	0.17	4	1.04
Crustacean bycatch species					
<i>Callinectes sapidus</i>	Portunidae	295	52.58	219	56.88
Total		561	100%	385	100%

Table 2: Mean and standard error of CPUE and NPUE (g/net/h and n/net/h) of shrimps, Table crabs, fish and total non-target species (NS) caught in control, middle and forward fisheye treatments. *significant difference ($P<0.05$) between control and fisheye treatment.

	Middle fisheye		Forward fisheye	
	Control	Modified net	Control	Modified net
CPUE Shrimp	451.11 $\pm$ 76.47*	178.78 $\pm$ 20.07*	205.12 $\pm$ 36.37	120,99 $\pm$ 16.83
NPUE Shrimp	86.15 $\pm$ 14.26*	31.97 $\pm$ 3.80*	57.49 $\pm$ 8.91*	32.19 $\pm$ 4.14*
CPUE Crab	123.89 $\pm$ 18.92*	80.62 $\pm$ 12.77*	194.07 $\pm$ 18.10*	125.81 $\pm$ 16.09*
NPUE Crab	1.91 $\pm$ 0.24	1.37 $\pm$ 0.18	4.79 $\pm$ 0.45*	3.53 $\pm$ 0.29*
CPUE Fish	37.86 $\pm$ 10.25	18.58 $\pm$ 6.80	86.73 $\pm$ 33.19*	18.44 $\pm$ 7.35*
NPUE Fish	0.86 $\pm$ 0.17*	0.35 $\pm$ 0.09*	4.50 $\pm$ 2.03*	2.74 $\pm$ 1.15*
CPUE NS	161.76 $\pm$ 22.46*	99.21 $\pm$ 14.43*	251.35 $\pm$ 25.09*	142.44 $\pm$ 16.22*
NPUE NS	2.78 $\pm$ 0.26*	1.74 $\pm$ 0.18*	9.33 $\pm$ 2.20	6,29 $\pm$ 1.14

Figure legends

(Figures need to be submitted in a separate pdf)

Figure 1: Region of Patos Lagoon estuary, the star shows to the area where the tests were performed.

Figure 2: Technical map of fyke nets (Adapted from Benedet et al, 2010) indicating where the fisheye device was installed (A). Device dimensions and side view (B). Device installed (C).

Figure 3: Size frequency distributions of *Penaeus paulensis* (pink shrimp) caught in nets with fisheye in middle position (A) and forward position (B) with their respective controls.

Figure 4: Total length of the main fish species caught in middle position (A) and forward position (B) and their respective controls during 2018 and 2019 Patos Lagoon estuary shrimp fishery season. MF = *Micropogonias furnieri*, GO = *Gobionellus oceanicus*, LG = *Lycengraulis grossidens* and PN = *Parapimelodus nigribarbis*. Bars represent mean values and whiskers standard error. * significant difference ($P < 0.05$) between control and fisheye treatment.

Figure 5: Width of the blue crab (*Callinectes sapidus*) carapace in middle position (MP) and forward position (FP) and their respective controls during 2018 and 2019 Patos Lagoon estuary shrimp fishery season. Bars represent mean values and whiskers standard error.

Figure 6: Non-target species catch ratio (non-target/target species) in nets with fisheye in middle position (MP) and in forward position (FP) and their respective controls. Bars represent mean values and whiskers standard error.

Figure 1

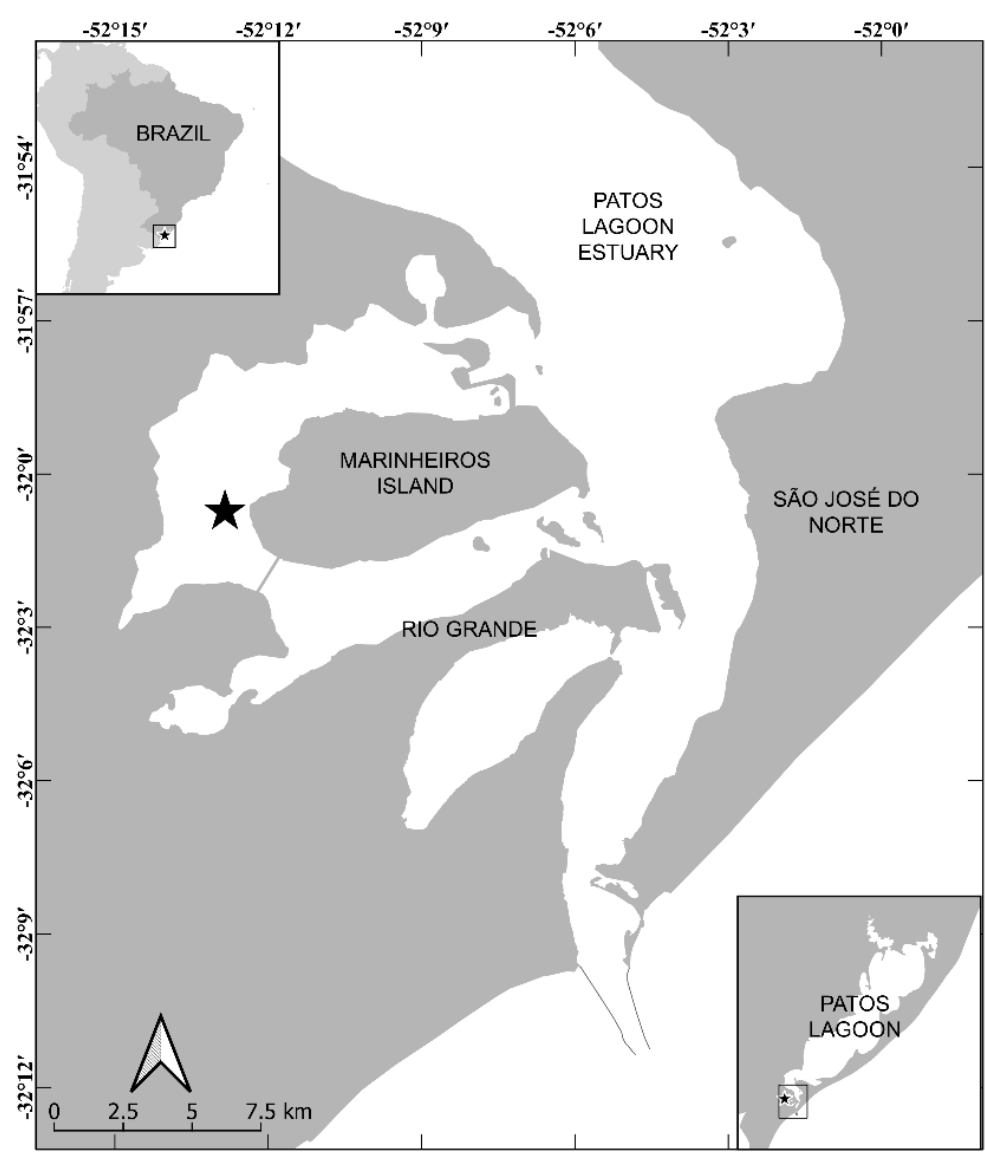


Figure 2

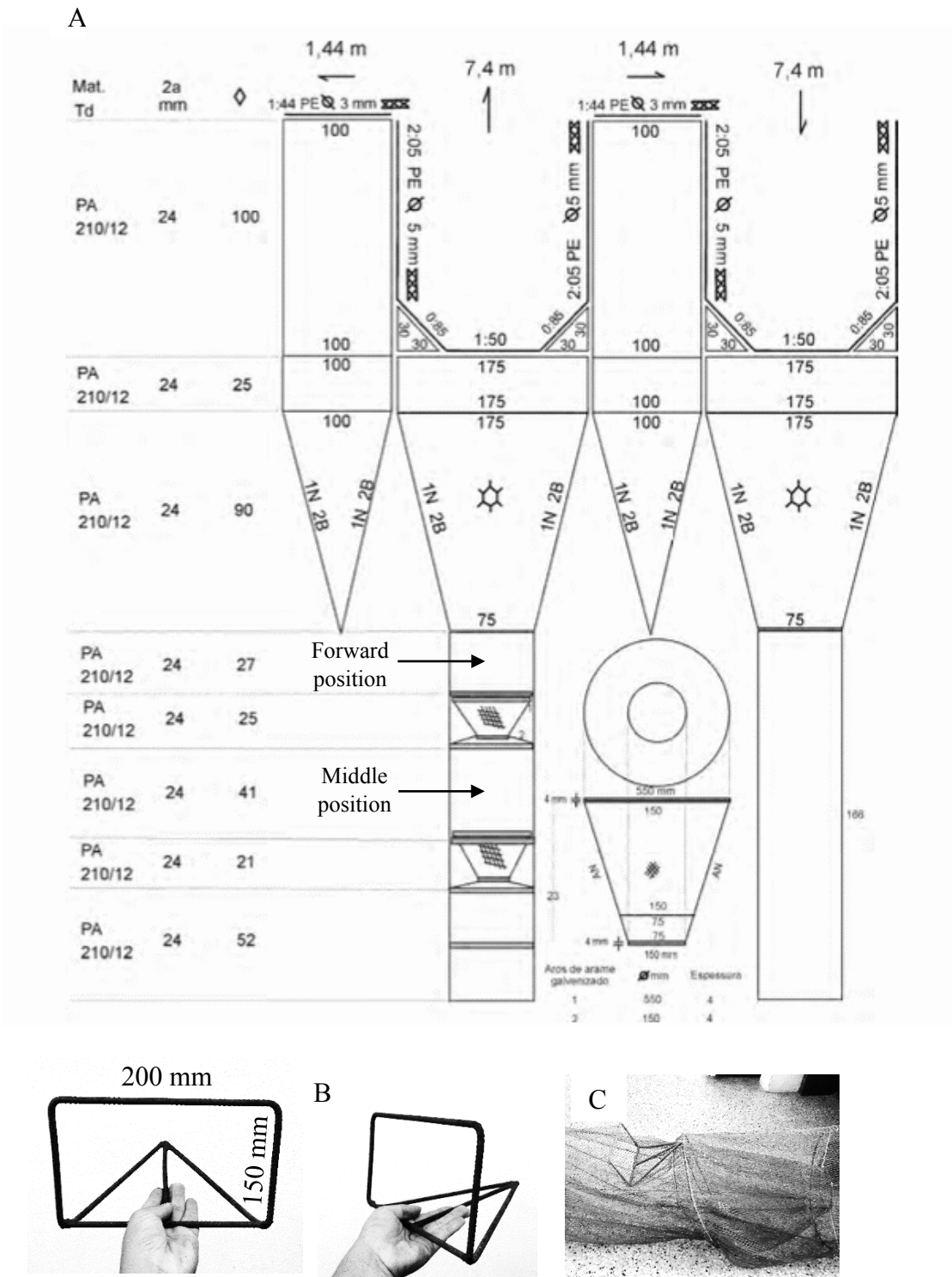


Figure 3

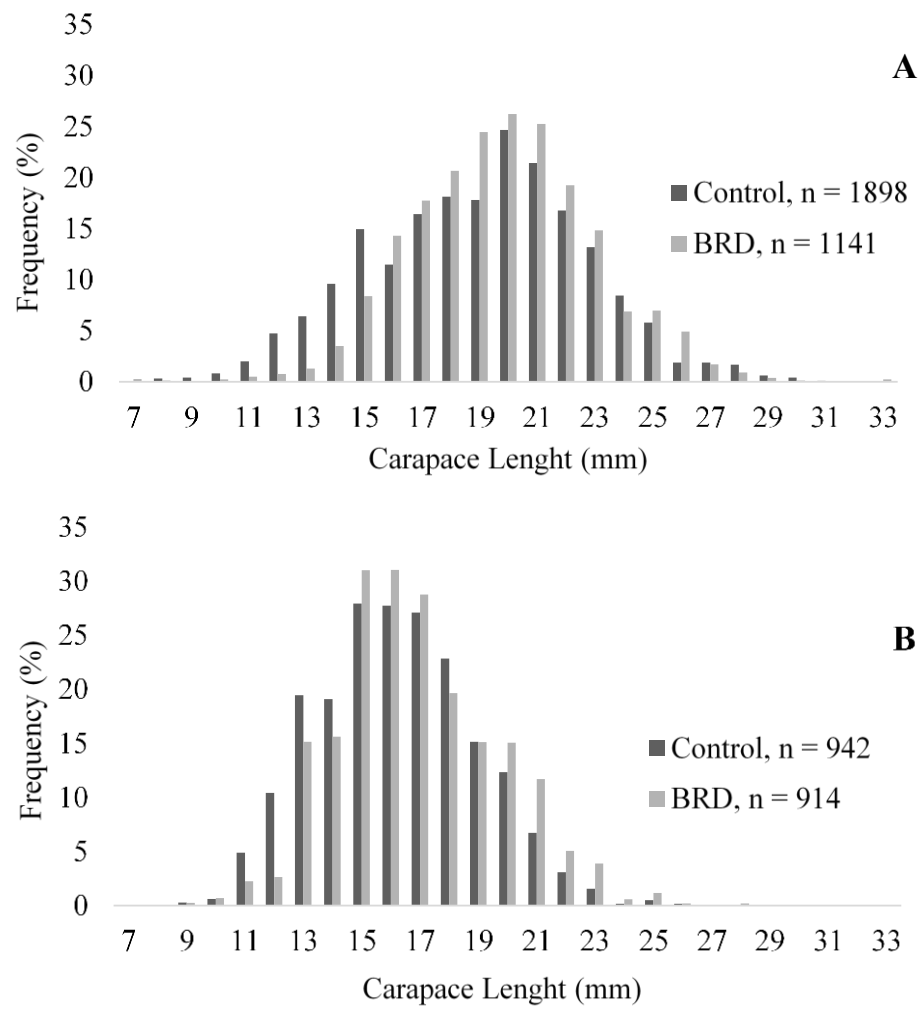


Figure 4

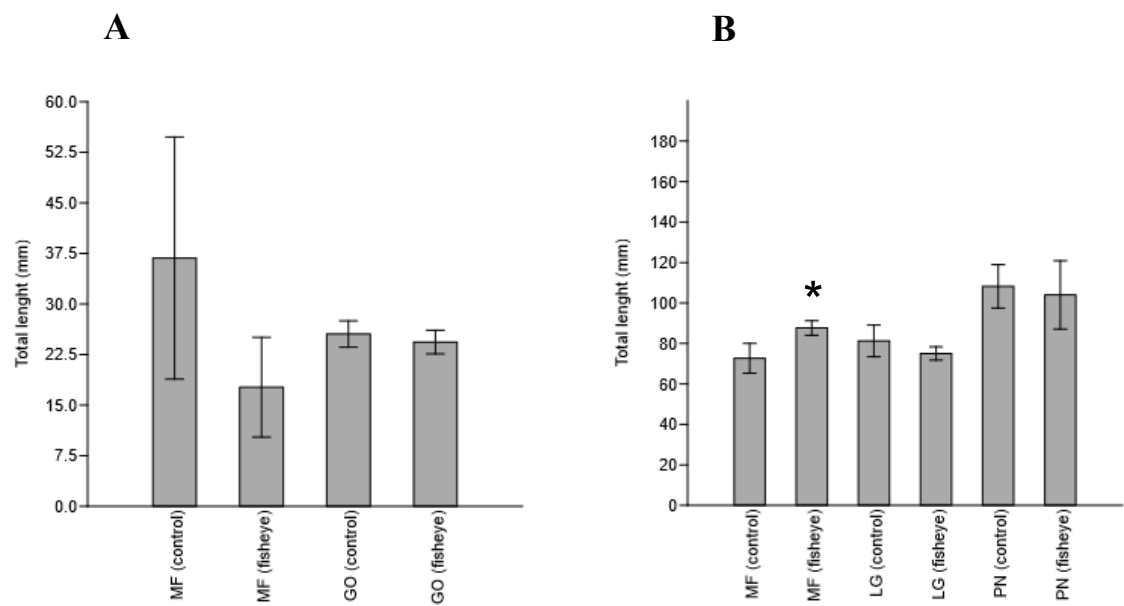


Figure 5

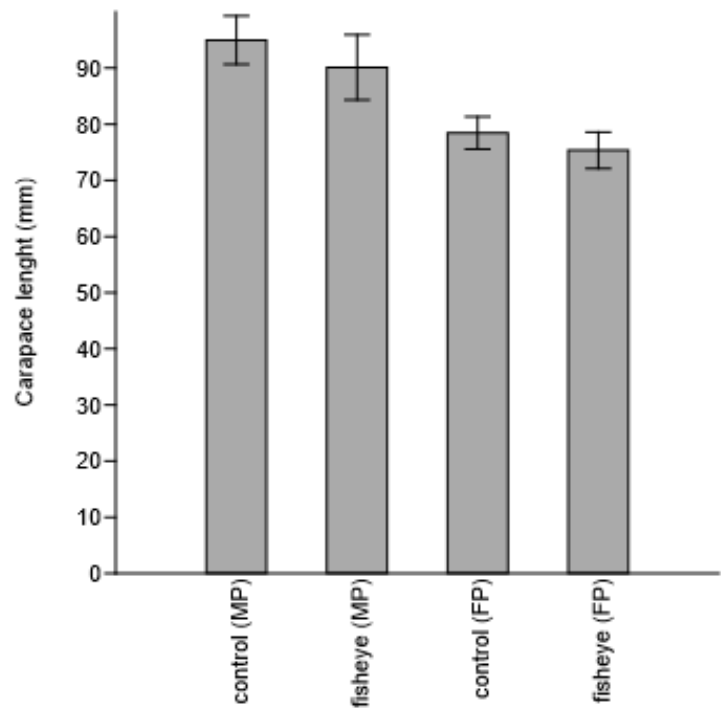
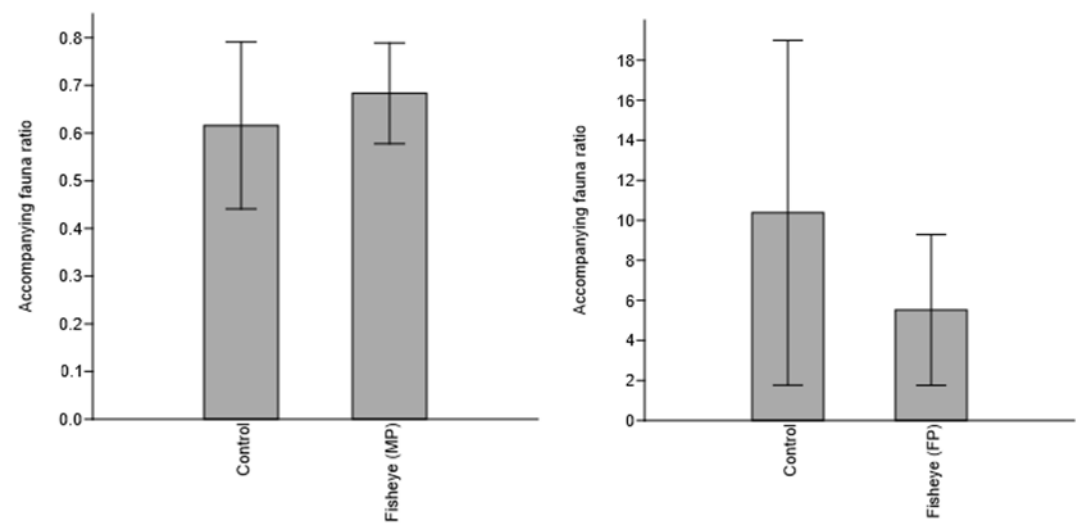


Figure 6



PROCURAÇÃO

OUTORGANTE: Mariana Gabriella Fontes Amorim; Estado Civil: Solteira; Profissão: Oceanóloga; Documento de Identidade (RG): 1317812352; CPF: 04355626571; Endereço: Rua Dr. Walter Costa Brum, 647, Rio Grande – RS.

OUTORGADO: Maria Fernanda Figueira Lucas Ramiros; Estado Civil: Solteira; Profissão: Oceanóloga; Documento de Identidade (RG): 47785445x; CPF: 40902515837; Endereço: Rua Dr. Walter Costa Brum, 647, Rio Grande – RS.

PODERES: Para o fim especial de me representar junto à UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE, podendo tudo praticar, alegar, requerer, assinar, promover, discutir, escolher, recorrer, pagar Taxas, receber CERTIFICADOS e substabelecer, podendo ainda receber valores, emitir recibos e dar quitação.

Rio Grande, 29 de agosto de 2019

.....
Assinatura do Outorgante

PROCURAÇÃO

OUTORGANTE: Mariana Gabriella Fontes Amorim; Estado Civil: Solteira; Profissão: Oceanóloga; Documento de Identidade (RG): 1317812352; CPF: 04355626571; Endereço: Rua Dr. Walter Costa Brum, 647, Rio Grande – RS.

OUTORGADO: Samanta da Silveira Borges; Estado Civil: Casada; Profissão: Bióloga; Documento de Identidade (RG): 3110896994; CPF: 02666465063; Endereço: Travessa Pernambuco, 659, Rio Grande – RS.

PODERES: Para o fim especial de me representar junto à UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE, podendo tudo praticar, alegar, requerer, assinar, promover, discutir, escolher, recorrer, pagar Taxas, receber CERTIFICADOS e substabelecer, podendo ainda receber valores, emitir recibos e dar quitação.

Rio Grande, 29 de agosto de 2019

.....
Assinatura do Outorgante