

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Aplicabilidade da *stereo*-BRUV para estimar a abundância e a estrutura de tamanho corporal do *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery, 1983) em um riacho de cabeceira

Kessin Ângelo Guimarães Cabral

São João del-Rei

2023

Kessin Ângelo Guimarães Cabral

Aplicabilidade da *stereo*-BRUV para estimar a abundância e a estrutura de tamanho corporal do *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery, 1983) em um riacho de cabeceira

Orientador: Dr. Andrey Leonardo Fagundes de Castro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

São João del-Rei

2023

Nome: Kessin Ângelo Guimarães Cabral

Título: Aplicabilidade da *stereo*-BRUV para estimar a abundância e a estrutura de tamanho corporal do *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery, 1983) em um riacho de cabeceira.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

Aprovada em: 04/12/2023.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Andrey Leonardo Fagundes de Castro (Orientador)

Universidade Federal de São João del-Rei

Prof. Dr. Fernando Cesar Cascelli de Azevedo (Membro titular)

Universidade Federal de São João del-Rei

Prof. Dr. Luiz Gustavo Martins da Silva (Membro titular)

Institute of Environmental Engineering

Prof. Dr. Ricardo Macedo Corrêa e Castro

Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto

Aos quatro dias do mês de dezembro do ano de dois mil e vinte e três, às 14 horas, na Universidade Federal de São João del - Rei, Campus Dom Bosco instalou-se a banca examinadora de dissertação de mestrado do aluno Kessin Ângelo Guimarães Cabral. A banca examinadora foi composta pelos professores Dr. Luiz Gustavo Martins da Silva , Institute of Environmental Engineering, examinador externo, Dr. Ricardo Macedo Côrrea e Castro, Instituto de Biociências de Botucatu/UNESP-SP, examinador externo, Dr. Fernando Cesar Cascelli de Azevedo,UFSJ, examinador interno, e Andrey Leonardo Fagundes de Castro, UFSJ, orientador. Deu-se início a abertura dos trabalhos, por parte do professor Andrey Leonardo Fagundes de Castro, orientador, que, após apresentar os membros da banca examinadora e esclarecer a tramitação da defesa, solicitou ao candidato que iniciasse a apresentação da dissertação, intitulada "Aplicabilidade da stereo-BRUV para estimar a estrutura de tamanho do *Oligasarcus paranensis* no Riacho do Mangue localizado na Serra de São José", marcando um tempo de 30 minutos para a apresentação. Concluída a exposição, o Prof. Andrey Leonardo Fagundes de Castro, presidente, passou a palavra ao examinador externo, professor Luiz Gustavo Martins da Silva, para arguir o candidato , e, em seguida, para o professor Ricardo Macedo Côrrea e Castro, para também arguir a candidata, e, por último ao examinador interno, professor Fernando Cesar Cascelli de Azevedo , para que fizessem o mesmo. Concluídos os trabalhos de apresentação e arguição, a candidata foi APROVADO conforme as normas vigentes na Universidade Federal de São João del-Rei. A versão final da dissertação deverá ser entregue ao programa no prazo de 30 (trinta) dias, a contar a partir da data de defesa, contendo as modificações sugeridas pela banca examinadora e constante na folha de correção anexa, conforme o artigo 97 da Resolução CONEP Nº 001, de 15 de março de 2023. O candidato não terá o título senão cumprir as exigências acima descritas.

Dr. RICARDO MACEDO CORRÊA E CASTRO, USP

Examinador Externo à Instituição

Dr. LUIZ GUSTAVO MARTINS DA SILVA

Examinador Externo à Instituição

Dr. FERNANDO CESAR CASCELLI DE AZEVEDO, UFSJ

Examinador Interno



Universidade Federal de São João del-Rei
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dr. ANDREY LEONARDO FAGUNDES DE CASTRO, UFSJ

Presidente

Kessin Ângelo Guimarães Cabral

Mestrando

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C117a Cabral, Kessin Ângelo Guimarães.
Aplicabilidade da stereo-BRUV para estimar a
abundância e a estrutura de tamanho corporal do
Oligosarcus paranensis (Menezes & Gery, 1983) em um
riacho de cabeceira / Kessin Ângelo Guimarães Cabral
; orientador Andrey Leonardo Fagundes de Castro. --
São João del-Rei, 2023.
54 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em
Ecologia) -- Universidade Federal de São João del
Rei, 2023.

1. Peixes de riacho. 2. Stereo-BRUV. 3.
Estimativa de Tamanho Corporal. 4. Estimativa de
Abundância MaxN+. I. Castro, Andrey Leonardo Fagundes
de , orient. II. Título.

Financiamentos:



Universidade Federal
de São João del-Rei



Esse estudo foi financiado pela Universidade Federal de São João del-Rei (bolsa de mestrado de maio/2021 à abril/2023 e por recursos do projeto intitulado “Quantificando letalidade e comportamento de peixes expostos a supersaturação gasosa em rios sob influência de usinas hidrelétricas – AP 23088.012191/2023-30”, parceria firmada entre a UFSJ, UNIFEI e Sinop Energia (bolsa de mestrado de setembro/2023 à dezembro/2023).

Apoio e colaborações:



Universidade Federal
de São João del-Rei



Laboratório de Ecologia
Molecular e Ictiologia



Programa de Pós- Graduação em Ecologia

Agradecimentos

Aos meus familiares, em especial minha mãe Céu e meu pai Zezé Cabral, que me apoiaram e incentivaram durante todo período do mestrado.

Ao meu irmão Kelvin, sua esposa Eduarda e meu sobrinho Murilo pela ajuda durante o período de realização do mestrado.

À minha irmã Kívia e minha afilhada Manuela - exímia “Bióloga” - que me apoiaram e incentivaram, e em especial à Manuela pelas incansáveis vezes em que me vi obrigado a dizer “não” para as nossas brincadeiras em decorrência das atividades do mestrado.

Ao meu tio Jair e à minha tia Pitucha pela hospedagem durante vários anos de formação.

Aos meus amigos do “Rolê Aleatório” pelo incentivo e compreensão e aos meus amigos João Vitor e Alan que se dispusera a ir a campo comigo.

Aos meus amigos André Thiago e Gustavo Guimarães que discutiram sobre algumas situações do mestrado mesmo não sendo das suas referidas áreas de atuações.

À minha namorada Vitória (Vitorinha) que me surgiu brilhantemente na parte final do mestrado, mas que me incentivou e me compreendeu em todos os momentos.

À Universidade Federal de São João del Rei pelas oportunidades oferecidas e pelo financiamento concedido com a graduação e o mestrado.

À SINOP Energia pelo financiamento parcial do atual projeto.

Ao Laboratório de Ecologia Molecular e Ictiologia pelos quase 10 anos de participação e a todos e todas que pude aqui conviver.

Aos meus amigos Daniel, Guilherme, Lucas e Maju – exímios biólogos e exímia bióloga que desde a graduação, sempre estiveram comigo com muito companheirismo.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia pela oportunidade e aos professores pela contribuição com seus ensinamentos durante todo período.

Aos colegas do Programa de Pós Graduação em Ecologia em especial à Marluce que esteve comigo em momento delicado de Saúde.

À minha companheira de campo Nathália pelo companheirismo durante todo procedimento de amostragem.

Ao Prof. Dr. Andrey pelo ensinamento e por me orientar durante toda minha formação. A amizade criada nesses quase 10 anos juntamente com o conhecimento adquirido que certamente vou levar para vida toda.

Ao Prof. Dr. Carlos Martinez e Prof. Dr. Luiz Gustavo pela confiança ao meu trabalho no projeto de Sinop.

Aos membros da banca, Prof. Dr. Luiz Gustavo, Prof. Dr. Ricardo Macedo e Prof. Dr. Fernando Cesar, por terem aceitado participar desse momento importante em minha formação. Agradeço pelas considerações e ponderações com o meu trabalho.

“Parte da jornada é o fim!”

- Tony Stark

Lista de Figuras

Figura 1 – Imagens de exemplares do *Oligosarcus paranensis* filmados com a *stereo*-BRUV no riacho do Mangue, Serra de São José, MG. Foto: Arquivo pessoal.

Figura 2 – Mapa dos pontos amostrados do riacho do Mangue na Serra de São José, MG. Linhas em vermelho e preto indicam os limites do Refúgio de Vida Silvestre, Libélulas da Serra de São José e APA da Serra de São José, respectivamente. Linha azul indica o córrego do Mangue, e círculos vermelhos os pontos amostrados.

Figura 3 – Imagens dos pontos de coleta com a *stereo*-BRUV e armadilhas para estimar a estrutura de tamanho corporal do *Oligosarcus paranensis* no riacho do Mangue na Serra de São José, MG. A) Ponto 1; B) Ponto 2; C) Ponto 3; D) Ponto 4 e E) Ponto 5. Fotos: Arquivo pessoal.

Figura 4 – Imagem da *stereo*-BRUV usada para estimar a estrutura de tamanho corporal dos *Oligosarcus paranensis* do riacho do Mangue na Serra de São José, MG. Foto: Arquivo pessoal.

Figura 5 – Estrutura de calibração. a) *SmallChecker*, responsável pelo cálculo da distorção das imagens; b) *SmallBack* e *SmallFront*, utilizada para a calibração da estimativa de tamanho da *stereo*-BRUV. Foto: Arquivo pessoal.

Figura 6 – Exemplar de *Oligosarcus paranensis* sendo mensurado através do comprimento padrão com o uso da *stereo*-BRUV. O mesmo exemplar é visto nas duas fotos sendo o da imagem superior a vista da câmera esquerda e a imagem inferior a vista da câmera da direita. Fotos: Arquivo pessoal.

Figura 7 – Procedimento de mensuração do comprimento padrão dos *Oligosarcus paranensis* capturados com as armadilhas. A medida é feita com auxílio de um paquímetro. Fotos: Arquivo pessoal.

Figura 8 – Média e desvio padrão dos tamanhos dos 15 peixes modelo mensurados com a *stereo*-BRUV para verificar a precisão na obtenção das medidas.

Figura 9 – Comparação da precisão da *stereo*-BRUV utilizando os tamanhos dos peixes modelos. A correlação de Spearman foi de 0,9979.

Figura 10 – Correlação entre o tamanho (mm) de todos *Oligosarcus paranensis* obtido em relação ao tempo de aparição na *stereo*-BRUV. $R^2 = 0,008$.

Figura 11 – Tamanho dos *Oligosarcus paranensis* amostrados com *stereo*-BRUV e por captura. Houve diferença significativa entre os dados da *stereo*-BRUV com os dados da captura.

Figura 12 – Comparação da distribuição das abundâncias de *Oligosarcus paranensis* ao longo dos 30 eventos amostrais (registros de vídeo e capturas). Linha de cor verde representa o número de indivíduos estimados pelo MaxN. Linha de cor rosa representa o número de indivíduos encontrados pelo método de captura; Linha de cor amarela representa o número de indivíduos estimados pelo MaxN+.

Figura 13 – Histograma dos tamanhos (mm) dos *Oligosarcus paranensis* mensurados pela *stereo*-BRUV para os dados de MaxN (verde) e MaxN+ (amarelo).

Figura 14 – Estimativa da densidade de Kernel do *Oligosarcus paranensis* levando em consideração as duas metodologias aplicadas para estimar os tamanhos. Linha verde = MaxN; Linha amarela = MaxN+; Linha rosa = Captura.

Figura 15 – Estrutura de tamanho corporal dos *Oligosarcus paranensis* amostradas com o auxílio da *stereo*-BRUV nos cinco pontos amostrados, sendo o gráfico 1 com os dados de MaxN e o gráfico 2 com os dados do MaxN+. A barra horizontal preta dentro de cada caixa cinza indica o valor da média. Pontos com a mesma quantidade de * são semelhantes entre si estatisticamente. Pontos com a quantidade diferente de * são estatisticamente diferentes. Teste de Kruskal-Wallis seguido do teste posc hoc Dunn's.

Figura 16 – Comparação entre as médias e os desvios padrões do *Oligosarcus paranensis* comparadas em relação às campanhas realizadas. Letras iguais demonstram ter diferença significativa. Ausência de letras significa não haver diferença estatística entre os grupos. Gráfico verde = MaxN; Gráfico rosa = captura.

Lista de tabelas

Tabela 1 – Pontos amostrados do riacho do Mangue na Serra de São José, MG com suas respectivas coordenadas geográficas, altitude (m) e área amostrada, além da correspondência com os pontos amostrados por Melo (2018).

Tabela 2 - Distribuição da abundância e tamanho dos indivíduos de *Oligosarcus paranensis* em função dos pontos amostrais. *- representam valores de abundância significativamente diferentes do número de animais capturados e medidos.

Tabela 3 – Tabela dos valores de p nas comparações entre as metodologias *stereo-BRUV* (MaxN e MaxN+) e a captura por armadilhas de *Oligosarcus paranensis* em relação à abundância por pontos amostrais.

Tabela 4 Distribuição da abundância e tamanho dos indivíduos de *Oligosarcus paranensis* em função das campanhas. *representam valores de abundância significativamente diferentes do número de animais capturados e medidos. **representam tamanhos significativamente diferentes daqueles obtidos de animais capturados e medidos.

Tabela 5 – Tabela dos valores de p nas comparações entre as metodologias *stereo-BRUV* (MaxN e MaxN+) e a captura por armadilhas dos *Oligosarcus paranensis* em relação à abundância por campanhas realizadas.

Tabela 6 – Tabela dos valores de p nas comparações entre as metodologias *stereo-BRUV* e a captura por armadilhas de *Oligosarcus paranensis* em relação à estrutura de tamanho corporal. Teste de Kruskal-Wallis seguido do teste *post hoc* Dunn's.

Tabela 7 – Tabela dos valores de p nas comparações entre as metodologias *stereo-BRUV* e a captura por armadilhas dos *Oligosarcus paranensis* em relação à abundância por campanhas realizadas. Teste de Kruskal-Wallis seguido do teste *post hoc* Dunn's.

Tabela 8 – Tabela dos valores de p nas comparações individuais das metodologias *stereo-BRUV* e a captura por armadilhas dos *Oligosarcus paranensis* em relação à estrutura de tamanho corporal por campanha realizada.

Sumário

Resumo.....	15
Abstract.....	16
Introdução.....	17
Objetivos.....	22
Metodologia.....	23
Resultados.....	32
Discussão.....	42
Considerações Finais.....	46
Conclusão.....	46
Referências Bibliográficas.....	47

Resumo

Uma técnica relevante para o estudo de espécies de peixe é o uso de BRUVs (Vídeo Remoto Subaquático com Isca), que emprega vídeos subaquáticos remotos com isca. Esse método permite estimar a abundância usando o MaxN (número máximo de indivíduos identificados simultaneamente da mesma espécie no vídeo), mas obter as dimensões dos peixes filmados é um desafio. Uma das alternativas é o uso de duas câmeras sincronizadas e calibradas (*stereo-BRUV*). O *Oligosarcus paranensis* é um representante dos peixes de riacho que carecem de informações populacionais sobre a estrutura de tamanho corporal dos indivíduos. O objetivo deste estudo foi verificar a utilidade do *stereo-BRUV* na avaliação dos tamanhos corporais de *O. paranensis* em um riacho de cabeceira. Para calcular o erro médio absoluto nas estimativas de tamanho, foram confeccionados 15 peixes modelo de tamanhos diversos (tamanho real). Tais tamanhos foram comparados a cinco medições realizadas com *stereo-BRUV* em campo. O erro absoluto médio foi de 2,3%. Comparações na abundância e estrutura de tamanho corporal foram realizadas entre os animais capturados por armadilhas (covo) e aqueles registrados pelas *stereo-BRUV*. Trinta vídeos de 30 minutos foram coletados em cinco locais do Córrego Mangue durante seis campanhas. Houve diferença estatística entre as duas técnicas na comparação direta de abundância e tamanho. A estimativa da densidade do Kernel revelou dois picos de densidade em torno de 40 e 70 mm para captura e *stereo-BRUV*, respectivamente. Houve variações na abundância e tamanho corporal de *O. paranensis* somente nos locais 4 e 5. Os valores altos de abundância encontrados pelo método de captura nesses locais, com tamanhos próximos a 40mm, possivelmente contribuíram para a diferença observada. A técnica de captura apresentou tamanhos médios superiores na primeira campanha em comparação com as demais, sugerindo que peixes maiores possam evitar as armadilhas após serem capturados, enquanto não houve diferença nos tamanhos dos indivíduos ao longo das campanhas de amostragem com a *stereo-BRUV*. Através do *stereo-BRUV*, foi introduzido o MaxN+, um novo parâmetro de estimativa de abundância com uma melhora em mais de 70%. O uso da metodologia *stereo-BRUV* revelou-se eficaz para estimar abundância e tamanho de *O. paranensis*, podendo ser aplicado em ambientes de riachos. Com a utilização proposta do MaxN+, há uma estimativa mais precisa da abundância e, conseqüentemente, uma estrutura de tamanho corporal ampliada dos peixes amostrados.

Palavras-chave: Riacho, *Stereo-BRUV*, Tamanho, VidSync, MaxN+

Abstract

The use of BRUV (Baited Remote Underwater Video) to assess the ichthyofauna composition of a location has gained much attention. This technique involves the use of remote underwater videos, where the abundance is estimated considering the maximum number of individuals of the a species recorded in a single frame of the video (MaxN). Nonetheless, determining the size of the recorded fish poses a major challenge due to the bidimensional nature of the video. Alternatively, it has been proposed the use of two cameras (stereo-BRUV) that, once the videos were synchronized and calibrated, the sizes could be estimated using image analysis software (e.g. VidSync). Considering Neotropical headwater streams, many species of fish lack information on the size distribution for their population. Therefore, the goal of this study is to evaluate the use of stereo-BRUV in estimating the sizes of a Neotropical headwater stream species, the *Oligosarchus paranensis*. To determine the mean absolute error, 15 model fish of known sizes were constructed. Their real sizes were compared to the size estimation of the stereo-BRUV, resulting on a mean absolute error of 2.3%. Comparisons of abundance and size structure were also performed using the data obtained by stereo-BRUV and trap captures. Thirty 30-minute videos were collected at five points in the Mangue Stream during six campaigns. There was a statistical difference between the two techniques in direct comparison of abundance and size. Kernel density estimation identified two density peaks around 40 and 70mm for capture and stereo-BRUV, respectively. Regarding the points, there were differences in abundance and size of *O. paranensis* only at points 4 and 5. The high abundance values found by the capture method at these points, with sizes close to 40mm, certainly contributed to the observed difference. The capture technique showed a higher size average in the first campaign compared to the others. This raised the hypothesis that larger fish tend to avoid subsequent captures using traps. The stereo-BRUV data did not showed differences in sizes along the campaigns. Using stereo-BRUV, a new parameter for abundance estimation (MaxN+) was proposed. With MaxN+, abundance estimates improved by over 70%. The use of stereo-BRUV methodology proved efficient for estimating abundance and size of *O. paranaensis* and can be applied in stream environments. With the proposed use of MaxN+, there's an enhanced estimate for abundance and consequently a new size structure of the sampled fish.

Key-Words: Stream, Stereo-BRUV, Size, VidSync, MaxN+

1. INTRODUÇÃO

A qualidade das informações ecológicas sobre peixes de riachos tem sido avaliada em diferentes estudos (Murphy & Jenkins 2010, Schmid et al. 2017, Lima 2017, França 2023). De modo geral, a escolha do método de estudo a ser utilizado durante o levantamento dessas informações deve considerar o ambiente amostrado, a biologia da espécie-alvo, assim como o objetivo do estudo.

Dentre as técnicas comumente utilizadas em estudos de peixes de riacho se destacam os tradicionais petrechos de pesca (e.g. armadilha, arrasto, peneira, dentre outras), pesca elétrica, censo visual e amostragem por vídeo (Heagney et al. 2007; Lowry et al. 2012; Castro & Polaz 2020; Edeye 2022). A combinação de métodos de observação surge como uma estratégia promissora para alcançar um monitoramento eficaz e economicamente viável e que pode não apenas aprimorar a qualidade dos dados coletados, mas também oferece uma compreensão mais completa e precisa, destacando-se como uma abordagem fundamental dos aspectos ecológicos em análise (Murphy & Jenkins 2010; Cheal et al. 2021; Jessop et al. 2022). Essas técnicas podem ser classificadas como: i) ativas: aquelas que dependem da participação direta do pesquisador na coleta de dados (e.g. tarrafas, peneiras, arrastos, censos visuais, dentre outras), ii) passivas: onde a participação direta do pesquisador não mostra efeito na obtenção dos dados (e.g. armadilhas/covos, redes-de-espera, dentre outras). Metodologias ativas podem acrescentar uma variável importante, mas de difícil mensuração, que é o efeito do coletor (Ribeiro & Zuanon 2006; Ebner & Morgan 2013; Possamai et al. 2014).

Além disso, os métodos de coleta de dados podem ser também classificados de acordo com o potencial de danos causados aos indivíduos amostrados, em i) invasivas ou destrutivas, aquelas que apresentam algum tipo de impacto sobre os indivíduos amostrados, como estresse prolongado, lesões ou mesmo a morte; e ii) metodologias não-destrutivas ou não-invasivas, aquelas em que o risco de danos é reduzido ou ausente (Ribeiro & Zuanon 2006; Ebner & Morgan 2013; Possamai et al. 2014). Assim, metodologias que se mostrem independentes do efeito coletor para a obtenção dos dados e que causem o mínimo de interferência na espécie-alvo, ou mesmo aos ambientes amostrados, sem perda de qualidade das informações, tendem a ser

consideradas ideais para qualquer estudo ecológico (Pelletier et al. 2011; Schmid et al. 2017).

Um exemplo notável de metodologia passiva não-invasiva é a BRUV (*Baited Remote Underwater Video*), estações remotas de vídeos subaquáticos. Nessa técnica, câmeras de alta definição são acopladas a uma estrutura com a presença de isca, permitindo a realização de filmagens subaquáticas, com o intuito de estudar a composição de espécies, seleção de habitats e outros aspectos ecológicos capturados pelas imagens. As iscas atraem os peixes para o campo de visão das câmeras, contribuindo para ter uma amostragem mais eficiente (Ellis & DeMartini 1995; Cappo et al. 2003; Harvey et al. 2007; Cundy et al. 2017).

Embora seja mais comumente usado em ambientes marinhos, devido à maior transparência da água (Cappo et al. 2003; Murphy & Jenkins 2010; Lowry et al. 2012; Cheal et al. 2021; Thompson et al. 2022), a BRUV também tem sido aplicada em rios e riachos que contenham águas menos turvas (Ebner & Morgan 2013; Ebner et al. 2015; Schmid et al. 2017; Cousins et al. 2017; Melo 2018; Tibúrcio 2018; Carvalho 2021; França 2022; O’Hea Miller et al. 2022). A eficácia da BRUV já foi comprovada em comparação com outras metodologias utilizadas para o estudo da ictiofauna, desde censos-visuais até pesca elétrica, demonstrando ser uma técnica altamente viável (Langlois et al. 2006; Heagney et al. 2007; Harvey et al. 2012; Langlois et al. 2015; Cundy et al. 2017; Kiggins et al. 2018; Melo 2018; Heldsinger et al. 2022; Jessop et al. 2022; Rolim et al. 2022). Melo (2018) destaca a eficiência das BRUVs para a determinação da composição ictiofaunística de riachos, caracterizados como ambientes de grande diversidade estrutural, o que demandaria o uso de diferentes técnicas tradicionais de amostragem. Além da eficiência das BRUVs em comparação com censos visuais, esse estudo destaca a facilidade logística em se utilizar as BRUVs, apesar de uma demanda maior de tempo para o processamento dos vídeos registrados.

Apesar de a metodologia BRUV ser altamente versátil, se tornando, ao longo dos últimos anos, bastante utilizada para amostragens aquáticas, a obtenção de informações biométricas, como o tamanho dos indivíduos, tem sido um grande desafio para estudos populacionais (Melo 2018; Edeye 2022), pois a obtenção de imagens bidimensionais obtidas com o uso de uma única câmera (a serem tratadas aqui como

mono-BRUVs) limita a capacidade de determinar a distância de um indivíduo à câmera, e consequentemente a capacidade de se estimar o seu tamanho.

Dados de tamanho dos indivíduos de uma população, no entanto, se mostram importantes em estudos populacionais, permitindo determinar a estrutura dessas populações, ou mesmo identificar suas variações (Pope & Kruse 2007; Schobernd et al. 2013). Alguns estudos propõem estratégias para estimar o comprimento de peixes utilizando *mono*-BRUVs como, por exemplo, a utilização de *softwares*, barras de referência ou a isca localizada próxima de um tablado escalonado (Cappo et al. 2003; Cappo et al. 2006, Heagney et al. 2007; Kiggins et al. 2018). O sucesso na obtenção dessa estimativa de tamanho se mostra dependente da configuração da BRUV, posição das câmeras (e.g. voltadas para o horizonte ou voltadas para baixo), utilização de referências de tamanho (e.g. barras de referência, feixe de *lasers* paralelos), ou mesmo das ferramentas e algoritmos utilizados para o processamento das imagens registradas, dentre outros.

Uma forma de compensar a limitação das *mono*-BRUVs em proporcionar informações dimensionais tem sido o uso de duas câmeras acopladas à BRUV: *Stereo*-BRUV. Tal configuração permite fazer o registro simultâneo de imagens que, quando sobrepostas, fornecem informações de profundidade em 3D do campo de filmagem. No entanto, a aplicação desse método requer um processamento de imagem mais complexo e uma importante etapa de calibração com objetos de tamanho conhecidos antes do uso em campo, tornando o processo laborioso (Neuswanger et al. 2016; Harasti et al. 2016; Cundy et al. 2017; Delacy et al. 2017, Goetze et al. 2019, Lewis et al. 2021). Apesar da maior precisão na obtenção de dados biométricos, o alto custo dos *softwares* comumente utilizados e incluídos para essa finalidade torna essa técnica inviável para estudos com baixo orçamento (Heagney et al. 2007; Kiggins et al. 2018; Lewis et al. 2021). A maioria dos estudos que utilizaram e aperfeiçoaram as *Stereo*-BRUVs para estudos de estrutura de tamanho corporal são em ambientes marinhos, possuindo maiores investimentos com recursos financeiros, pois as espécies são de grande e médio porte, além de apresentarem maior importância econômica (Harvey et al. 2012; Harasti et al. 2016; Cundy et al. 2017; Delacy et al. 2017; Schramm et al. 2020; Williams et al. 2022), o que justifica uma falta de aplicações para ambientes de água doce como riachos e espécies de pequeno porte.

Uma das vantagens em utilizar BRUVs como ferramenta de amostragem da ictiofauna está na capacidade de não só obter dados básicos que caracterizam uma comunidade (e.g. composição, riqueza e abundância), como também obter informações sobre o comportamento das espécies em seus ambientes naturais, assim como sobre o uso do hábitat e interações intra- e interespecíficas (Willis & Russel 2000; Smith et al. 2012; Denney et al. 2017; Schramm et al. 2020; França 2022; Williams et al. 2022). Porém, vale ressaltar que os dados ictiológicos obtidos pelas BRUVs podem apresentar importantes limitações.

A identificação das espécies, por exemplo, se mostra dependente não só das espécies a serem amostradas, como também da qualidade dos vídeos capturados, que por sua vez dependerá da capacidade e configuração da câmera (e.g. resolução, luminosidade, número de quadros por segundo, etc...) assim como da transparência da água (Cappo *et al.* 2003, Murphy & Jenkins 2010, Lowry *et al.* 2012). Em ambientes recifais, por exemplo, alguns estudos destacaram que as limitações quanto à identificação de espécies não se mostraram relevantes, sendo possível até mesmo o uso de identificações de espécies de forma automatizada por alguns softwares como, por exemplo, o SeaGis - EventMeasure (Boutros et al. 2015; Langlois et al. 2015; Baletaud et al. 2022; Christiansen et al. 2022). Quando se trata dos ambientes megadiversos da região Neotropical, a identificação de espécies se mostra um desafio, mesmo quando o método de coleta for por captura. Melo (2018) pondera que as BRUVs podem ser consideradas eficientes em riachos Neotropicais, desde que se conheça sobre as espécies que ocorrem nas drenagens a serem amostradas, somado à baixa diversidade alfa, característico desses cursos d'água (Lima 2017; Benone 2021; Coletta & Vasconcelos 2023).

Quanto às estimativas de abundância, a contagem dos indivíduos de uma dada espécie registrada em um vídeo pode se tornar uma tarefa difícil, considerando a chance de recontagem de um mesmo indivíduo registrado mais de uma única vez ao longo do vídeo. Para evitar esse problema, Ellis & DeMartini (1995) propuseram uma forma de minimizar esse viés, utilizando como parâmetro para estimar a abundância o número máximo de indivíduos de uma mesma espécie registrado em um mesmo quadro de imagem (frame) do vídeo (MaxN), logo sendo considerado também como a estimativa mínima de abundância de um ambiente (MinCount)(Colton & Swearer 2010; Watson et

al. 2010; Langlois et al. 2012). Com isso, a estimativa de abundância utilizando BRUVs pode ser considerada subestimada.

Uma forma de avaliar o quão subestimada em abundância uma população pode estar ao utilizar BRUVs é incluir dados como o tamanho corporal dos indivíduos presentes no ambiente amostrados e contrastar com os indivíduos registrados no momento do MaxN. Considerando a possibilidade de se estimar o tamanho dos indivíduos com o uso das *stereo*-BRUVs, pode ser viável usar os tamanhos dos indivíduos registrados ao longo de um vídeo e contrastar com o tamanho dos indivíduos computados pelo MaxN. As diferenças na estrutura de tamanho corporal dos indivíduos ao longo do vídeo e durante o MaxN vão contribuir para definir o quão subestimada é a abundância desta população.

As pesquisas envolvendo história natural de peixes de água doce são consideravelmente menores em relação aos estudos com peixes recifais, compreendendo uma parte dos trabalhos na literatura. O conhecimento a respeito desse ambiente, principalmente sobre a distribuição de tamanho corporal de uma população é um fator primordial que ajuda a fomentar qualquer tipo de ação para sua conservação (Menezes 1996; Castro & Menezes 1998; Castro 1999; Casatti *et al.* 2001; Holzbach et al. 2003; Benone 2021; Coletta & Vasconcelos 2023).

A Serra de São José, localizada na cidade de Tiradentes, MG, é um desses ambientes que são importantes para a conservação da biodiversidade dos peixes de riacho. Considerando as espécies que foram encontradas nesse local, o *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery 1983) foi a que demonstrou maior predominância ao longo do riacho do Mangue, riacho localizado na Serra de São José (Melo 2018; Tibúrcio 2018). É um peixe de pequeno porte com registro de indivíduos em média com oito cm, mas com relatos de indivíduos de 19 cm, sendo que indivíduos até seis cm são considerados juvenis e maiores que seis cm já são adultos, com atração sexual ativa (Abelha et al. 2012). Além disso, o *O. paranensis* possui uma mancha umeral que fica mais larga na região do pedúnculo caudal indo em direção à extremidade dos raios medianos da nadadeira caudal. Os lobos são hialinos ou levemente escuros (Fig. 1). Possui hábitos diurnos e crepusculares e que ficam de forma mais ativa na coluna d'água. A dieta na época juvenil é bastante generalizada e já quando adulto passa a possuir hábitos alimentares carnívoros, caçando ativamente suas presas (Oyakawa 2006;

Abelha et al. 2012). É um peixe com registros de existência somente na América do Sul (Menezes & Ribeiro 2010), com uma ampla distribuição na bacia do rio Paraná, sendo encontrado em ambientes de riachos (Menezes 1988; Casatti et al. 2001; Melo 2018; Tiburcio 2018; Ferreira 2022) e em reservatórios (Castro & Arcifa 1987; Luiz et al. 2003; Gubiani et al. 2009; Abellha et al. 2012; Souza et al. 2016; Ferreira 2022). No entanto, apesar da sua distribuição, pouco se sabe sobre a ecologia e a biologia dessa espécie, especialmente em ambientes de serra. Nesse sentido, o estudo sobre a caracterização da estrutura de tamanho corporal do *Oligosarcus paranensis* na Serra de São José utilizando *Stereo-BRUV* pode contribuir para melhorar a estimativa de abundância dessa espécie nesse local e também fomentar a elaboração de estratégias de conservação e manejo mais efetivos, bem como para o entendimento da ecologia dessa espécie em ambientes de serra.



Figura 1 – Imagens de exemplares do *Oligosarcus paranensis* filmados com a *stereo-BRUV* no riacho do Mangue, Serra de São José, MG. Foto: Arquivo pessoal.

2. OBJETIVOS

Considerando o potencial do uso de BRUVs para o levantamento da composição da ictiofauna em ambientes de riachos, o estudo tem como objetivo geral avaliar a

eficácia da *stereo*-BRUV para a obtenção de dados de estrutura de tamanho corporal do *Oligosarcus paranensis* em um riacho de cabeceira localizados na Área de Proteção Ambiental da Serra de São José.

2.1 Objetivos específicos

- a) Avaliar a capacidade da *stereo*-BRUV em estimar, no ambiente natural, o tamanho de objetos conhecidos;
- b) Avaliar se o tempo de exposição da BRUV afeta a determinação da estrutura de tamanho corporal da população de *O. paranensis*;
- c) Estimar a abundância do *O. paranensis* através dos dados do MaxN e avaliar se os dados de tamanho corporal obtidos pela *stereo*-BRUV permitem aperfeiçoar as estimativas de abundância;
- d) Determinar a estrutura de tamanho corporal do *O. paranensis* no riacho do Mangue, com o uso de *stereo*-BRUV, em função dos tamanhos estimados durante o MaxN;
- e) Contrastar a estrutura de tamanho corporal da população de *O. paranensis* obtida pela *stereo*-BRUV com aquela obtida utilizando métodos de captura.

3. METODOLOGIA

3.1 Área do estudo

O estudo foi realizado no córrego do Mangue, a principal drenagem das unidades de conservação (UC) da Serra de São José (SSJ): Área de Proteção Ambiental da Serra de São José e o Refúgio Estadual da Vida Silvestre de Libélulas-REVS, localizadas entre as cidades mineiras de Tiradentes, São João del-Rei, Santa Cruz de Minas e Prados (Cirino & Lima 2008). Pertencente à sub-bacia do Alto Rio Grande, o riacho nasce a uma altitude de 1.050m, percorrendo uma extensão de aproximadamente 5km até desaguar no rio das Mortes (880 m). Ao longo do seu curso é possível verificar a presença de diferentes ambientes, como vales de águas de baixa vazão, trechos de corredeiras, quedas d'água de diferentes alturas, poções de diferentes tamanhos, além de trechos com diferentes níveis de cobertura vegetal (Melo 2018)(Fig. 2). No riacho foram identificadas 11 espécies de peixes, sendo *O. paranensis* a única espécie presente em

todo o seu curso (Melo 2018, Tibúrcio 2018). Nesse estudo, as campanhas de amostragem foram direcionadas para 5 dos 13 pontos amostrais utilizados por Melo (2018), em função dos padrões de ocorrência da espécie descritos pela autora (Tabela 1). Tais pontos abrangiam os trechos superior e médio do riacho, incluindo diferentes ambientes do riacho (Fig. 3).

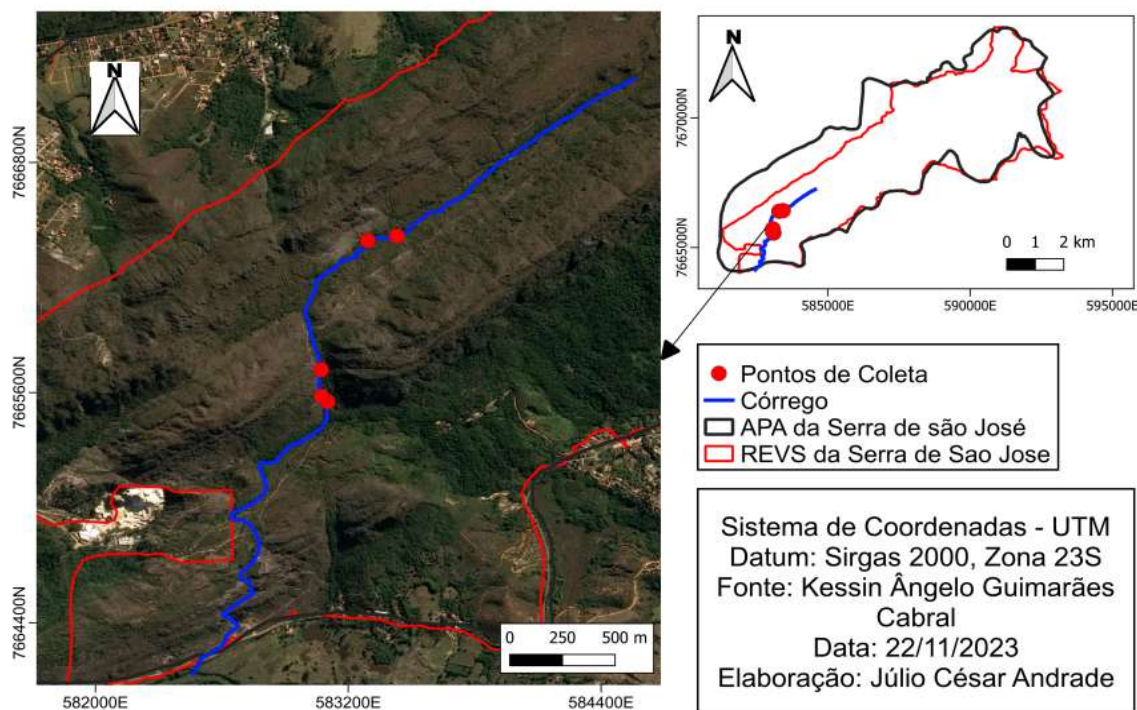


Tabela 1 – Pontos amostrados do riacho do Mangue na Serra de São José, MG com suas respectivas coordenadas geográficas, altitude (m) e área amostrada, além da correspondência com os pontos amostrados por Melo (2018).

Pontos		Coordenadas	Altitude (m)	Área (m ²)
Cabral2023	Melo2018			
1	7	21°6'33.5"S 44°11'59.1"W	1.012	105,3
2	8	21°6'32.6"S 44°12'0.1"W	1.024	24,0
3	10	21°6'28.1"S 44°12'0.2"W	1.034	28,2
4	12	21°6'6.2"S 44°11'52.5"W	1.041	81,0
5	13	21°6'5.4"S 44°11'47.7"W	1.054	23,4



Figura 3 – Imagens dos pontos de coleta com a *stereo-BRUV* e armadilhas para estimar a estrutura de tamanho corporal do *Oligosarcus paranensis* no riacho do Mangue na Serra de São José, MG. A) Ponto 1; B) Ponto 2; C) Ponto 3; D) Ponto 4 e E) Ponto 5. Fotos: Arquivo pessoal.

3.2 Estrutura da *stereo-BRUV*

A estrutura da *stereo-BRUV* (SB) foi construída com tubos de PVC em formato de tripé, para garantir maior estabilidade, possuindo duas câmeras para a obtenção de imagens, uma haste contendo isca, uma lanterna subaquática (Fig. 4). As câmeras foram fixadas em uma base metálica com distância de 30 cm de uma câmera à outra e convergidas a um ângulo de 5°. A fixação das câmeras foi feita de modo que suas

posições não sofressem alteração durante o transporte, evitando a necessidade de novas calibrações para cada evento de amostragem. Foram utilizadas duas câmeras da marca GoPro® Hero 5 com a mesma configuração de gravação de vídeo, com resolução de 1.080p e 60fps, filmados no modo “*normal*”, de modo a evitar distorções nas bordas das imagens, que podem afetar a sobreposição dos vídeos na etapa de processamento. A haste com isca é utilizada para a atração dos peixes para o campo de filmagem das duas câmeras, sendo utilizada ração comercial de peixe triturada. Uma lanterna subaquática (1.000 lúmens) foi utilizada para garantir a captura de imagens em momentos de baixa luminosidade.



Figura 4 – Imagem da *stereo-BRUV* usada para estimar a estrutura de tamanho corporal dos *Oligosarcus paranensis* do riacho do Mangue na Serra de São José, MG. Foto: Arquivo pessoal.

3.3 Calibração e precisão da *Stereo-BRUV*

Uma vez confeccionada, a *stereo-BRUV* tem que passar por um processo de correção de distorções das imagens capturadas pelas câmeras e calibração do tamanho de objetos contidos nas imagens capturadas pelas câmeras. Para a realização dos procedimentos de distorção e calibração foi construído uma estrutura de calibração a partir de modelos disponíveis no site www.vidsync.org/hardware, cujas dimensões são

conhecidas. Tal estrutura consiste em duas placas de calibração (“*SmallBack*” e “*SmallFront*”) e uma placa de distorção (“*SmallChecker*”). As dimensões das três placas do quadro calibrador foram de 92cm x 46cm sendo que as duas placas de calibração foram impressas em material acrílico e a placa de distorção foi impressa em madeirite. As placas de calibração ficaram voltadas para o mesmo lado, sendo separadas por parafusos a uma distância de 27cm. As placas “*SmallBack*” e “*SmallChecker*” foram colocadas justapostas mas em sentidos contrários (Fig. 5).

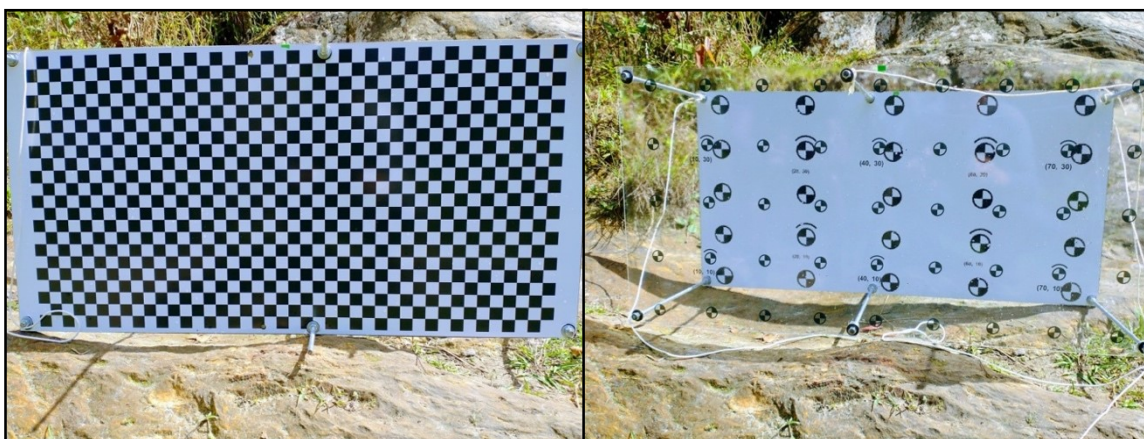


Figura 5 - Estrutura de calibração. a) *SmallChecker*, responsável pelo cálculo da distorção das imagens; b) *SmallBack* e *SmallFront*, utilizada para a calibração da estimativa de tamanho da *stereo-BRUV*. Foto: Arquivo pessoal.

Após iniciar a gravação das duas câmeras da *stereo-BRUV* de modo simultâneo, a estrutura de calibração é posicionada de modo a ocupar todo campo de visão das câmeras. Assim, faz-se o registro em vídeo de ambos os lados da estrutura (lado da placa de distorção e em seguida pelo lado da calibração) permitindo que as correções e calibrações possam ser feitas em laboratório, com o uso do software Vidsync 1.666 (Neuswanger et al. 2016). O *software* analisa os dois vídeos da *stereo-BRUV* simultâneos, utilizando algoritmos de triangulação para determinar profundidade e distâncias/tamanhos de objetos capturados pelas duas câmeras. Tal processo utiliza as referências de profundidade e distância conhecidos para a estrutura de calibração, e os aplica aos parâmetros das imagens capturadas pelas duas câmeras. Os procedimentos de correção de distorções e calibração foram realizados de acordo com o tutorial desenvolvido para o programa (www.vidsync.org/vidsync+video+tutorial), sendo este

um software gratuito, mas que demanda sistema operacional MacOS. Desde que não haja alterações na posição e distâncias das câmeras, o software é capaz de realizar estimativas de distâncias de quaisquer vídeos realizadas pelo sistema já calibrado (Neuswanger et al. 2016, Lewis et al. 2021; Lopez-Macias et al. 2022).

Como objetivo principal foi obter estimativas do tamanho dos indivíduos de *O. paranensis*, a estrutura da *stereo-BRUV* foi calibrada em campo, para garantir que as condições do meio fossem respeitadas e consideradas durante o processo de calibração. Uma vez calibrado, o sistema é capaz de estimar o tamanho dos indivíduos desde que todo o comprimento do indivíduo (comprimento padrão - CP - medido pela distância entre a porção mais anterior do corpo do peixe até o início do pedúnculo caudal) seja registrado nos vídeos gravados (Fig. 6). Além disso, o *software* possui capacidade para fazer estimativas da distância diversas, como entre um indivíduo e qualquer outra estrutura registrada pelos vídeos, assim como a distância entre indivíduos.

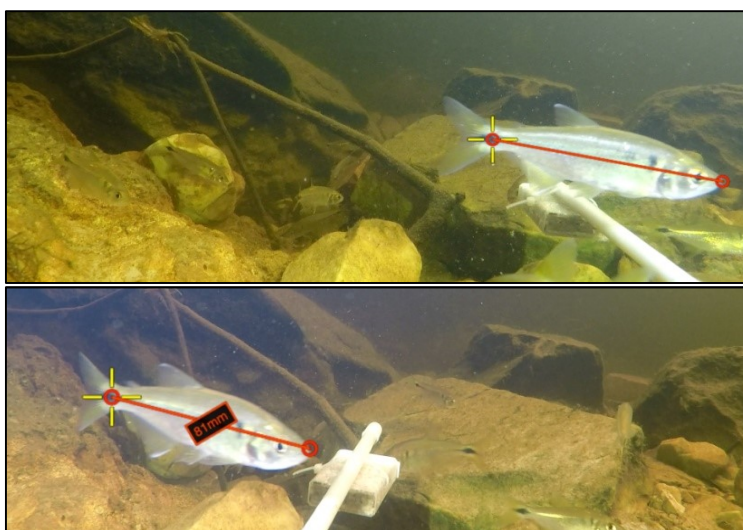


Figura 6 – Exemplar de *Oligosarcus paranensis* sendo mensurado através do comprimento padrão com o uso da *stereo-BRUV*. O mesmo exemplar é visto nas duas fotos sendo o da imagem superior a vista da câmera esquerda e a imagem inferior a vista da câmera da direita. Fotos: Arquivo pessoal.

De modo a determinar a precisão do sistema (*stereo-BRUV* + *software* Vidsync), foram utilizados 15 objetos em formato de peixe, moldados em estrutura de borracha, anexados a uma haste de cano de 50 cm (peixes-modelo). Tais peixes-modelo foram confeccionados por voluntários, de modo não se sabia o tamanho real dos

mesmos no momento da filmagem. Em campo, os peixes modelo foram estrategicamente colocados para interagir com as câmeras, levando em consideração a simulação de movimentos corporais que replicavam as oscilações naturais de um peixe em natação. Esses movimentos foram executados de maneira aleatória, variando em posições, distâncias em relação às câmeras e direções de deslocamento para melhor representar o comportamento de peixes reais, sendo que cada peixe modelo teve sua estimativa de tamanho obtida com a *stereo-BRUV* em cinco momentos diferentes durante o vídeo. Cada peixe modelo foi medido com o uso do paquímetro para a obtenção do tamanho real. O valor da diferença entre o tamanho estimado com o *software* e o tamanho real foi considerado como a acurácia. O desvio padrão do somatório das diferenças entre o tamanho real e o estimado pelo programa de cada peixe foi considerado como o valor da precisão do sistema (Lopez-Macias et al. 2022).

A estimativa do erro do *software* na determinação do tamanho de um indivíduo foi computada como sendo o erro absoluto resultado da diferença em módulo entre a medida obtida pelo Vidsync pela medida do tamanho real, dividido pelo tamanho real do peixe modelo. O percentual do erro é obtido pelo resultado da equação anterior multiplicado por 100. O erro médio absoluto é dado pela média aritmética dos valores encontrados para cada comparação (Boutros et al. 2015; Lopez-Macias et al. 2022).

3.4 Avaliação do efeito do tempo de exposição da BRUV na determinação da estrutura de tamanho corporal

Apesar de Melo (2018) não ter encontrado relação entre o tempo de exposição da BRUV e sua capacidade de registrar riqueza ou mesmo abundância em ambientes de riacho, não se conhece qual seria o efeito da exposição sobre a eficiência desta metodologia em determinar a estrutura de tamanho corporal de uma população. Isso, pois animais de tamanhos diferentes podem ter comportamentos de aproximação à BRUV também diferentes. Desta forma, foi testada a relação entre o tamanho dos indivíduos registrados pela *stereo-BRUV* e o momento do vídeo em que o registro foi feito. Para tanto, a partir do início do vídeo, cada indivíduo que aparecesse no quadro de imagem tinha seu comprimento computado, e o momento do vídeo (em minutos) registrado, sendo todo o vídeo analisado. Para todos os vídeos, cada vez que um animal aparecia no campo de imagem, seu comprimento e momento do vídeo eram registrados.

3.5 Avaliação da subestimativa da abundância pelo MaxN

Para avaliar possíveis subestimativas da abundância pelo MaxN a partir dos dados de tamanho dos indivíduos, todos os indivíduos registrados pelas duas câmeras foram medidos. Para tanto, a partir do início do vídeo, cada indivíduo que aparecesse no quadro de imagem tinha seu comprimento computado. Todo o vídeo foi analisado, e cada vez que um animal aparecia no campo de imagem, seu comprimento era registrado. Diferente da determinação da estrutura da população, onde o MaxN é o único momento do vídeo onde se tem garantia que um animal não está sendo computado mais do que uma vez, o princípio aqui foi registrar todos os diferentes tamanhos presentes em um determinado local e momento, mesmo que um peixe tenha seu comprimento registrado mais que uma única vez. Considerando o valor do erro médio calculado anteriormente, foi possível montar uma nova distribuição de tamanhos dos peixes, indo além daquela registrada apenas pelos indivíduos do MaxN. Desta forma propusemos o “MaxN+”, onde a abundância mínima é igual ao número de indivíduos registrado no MaxN somado aos indivíduos presentes no vídeo cujos tamanhos se mostrarem diferentes daqueles do MaxN, considerando o erro absoluto médio.

3.6 Amostragens e determinação da estrutura de tamanho corporal

Entre agosto de 2022 a abril de 2023 foram realizadas seis campanhas de amostragem para cada um dos pontos amostrais, permitindo a obtenção de 30 pares de vídeos do córrego do Mangue da SSJ (Fig. 2, Tabela 1). A cada evento de amostragem, a *stereo*-BRUV permitia a obtenção de duas filmagens simultânea, uma de cada câmera (câmera “D” e câmera “E”). Com a gravação em andamento, um *flash* de luz era emitido por três vezes na frente do campo de visão das câmeras para aprimorar o processo de sincronização das filmagens. Cada amostragem teve duração de 30 minutos.

Em laboratório, os vídeos registrados pelas *stereo*-BRUVs foram analisados com o uso do Videosync. Para cada amostragem, os vídeos de 30 min. registrados pela *stereo*-BRUV foram analisados e localizado o momento em que o MaxN era registrado. Para determinar a estrutura de tamanho corporal da população de *O. paranensis*, foram utilizados os tamanhos de comprimento padrão (CP) dos indivíduos presentes no MaxN.

3.7 Estrutura de tamanho corporal dos peixes capturados e medidos

De modo a avaliar a estrutura de tamanho corporal da população de *O. paranensis* obtida pela *stereo*-BRUV, foram realizadas avaliações da estrutura de tamanho corporal a partir de dados de animais capturados e medidos, para cada um dos eventos amostrais. A estrutura de tamanho corporal das populações dos peixes de riacho foi avaliada para cada evento amostral em que a *stereo*-BRUV foi exposta, nos cinco pontos amostrais distribuídos no riacho da SSJ. Após o término da exposição da *stereo*-BRUV, a mesma foi cuidadosamente removida e substituída por armadilhas do tipo covo em todas as campanhas. As armadilhas ficaram expostas por um total de 20 minutos. Foi utilizado o mesmo tipo de isca para a atração dos peixes para dentro das armadilhas. Os peixes capturados foram transferidos para um balde (20L) para serem identificados. Após este procedimento, apenas os indivíduos da espécie *O. paranenses* foram mantidos no balde e adicionado anestésico (eugenol) para que os peixes fossem mensurados. Os peixes foram individualmente medidos, utilizando um paquímetro, fotografados e liberados (Fig. 7). Para avaliar os efeitos espaciais e temporais na distribuição de tamanhos do *O. paranensis*, os tamanhos estimados dos indivíduos registrados pela *stereo*-BRUV (MaxN e MaxN+) foram comparados com os tamanhos dos animais capturados, em cada um dos pontos e entre os pontos, assim como para cada uma das campanhas e entre as campanhas (Tabela 2 e 6).



Figura 7 – Procedimento de mensuração do comprimento padrão dos *Oligosarcus paranensis* capturados com as armadilhas. A medida é feita com auxílio de um paquímetro. Foto: Arquivo pessoal.

3.8 Análise estatística

Para verificar a normalidade em relação à distribuição dos dados de tamanho dos peixes modelo, distribuição dos tamanhos dos peixes capturados e filmados, dados de abundância de cada método foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$). Em relação ao procedimento de verificação do *software* para obtenção dos tamanhos, os dados foram submetidos à correlação de Spearman, com grau de 95% de confiança.

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para comparar se houve diferença significativa nos dados de tamanho corporal entre o método de captura e filmagem. E para verificar onde havia diferença entre a estimativa de tamanho nos pontos amostrados e as campanhas realizadas foram verificadas através do teste *post hoc* Dunn's. Além disso, foi utilizada a estimativa de densidade de Kernel e um histograma para trabalhar a distribuição de tamanho corporal dos *O. paranensis* no riacho do Mangue.

Os dados da abundância em geral foram verificados se há diferença significativa no número de indivíduos através do teste de Wilcoxon. As comparações em decorrência dos pontos amostrados e das campanhas realizadas foram feitas pelo teste Mann-Whitney *pairwise*.

Todos os dados obtidos com a mensuração dos peixes foram submetidos a uma correlação linear com o tempo de amostragem em escala decimal para verificar se havia um padrão de tamanho na aparição dos peixes durante os vídeos. Os dados foram analisados nos *softwares* RStudio 2023.03.0-386 e Past4.03.

4. RESULTADOS

4.1 Precisão da *stereo-BRUV*

Após terem sido realizados todos os procedimentos de correção de distorções e calibração do sistema, dados de tamanho dos peixes-modelo foram obtidos em campo. O teste de normalidade para os dados de tamanho extraídos com a *Stereo-BRUV* demonstrou que os dados são não paramétricos ($p = 1,901e-07$). Os tamanhos reais para os 15 peixes-modelo variaram entre 23,4mm a 148,3mm, com média de 71,1mm (SD= 36,6mm) enquanto os tamanhos obtidos pela *stereo-BRUV* variaram entre 21,6mm a 148,5mm, com média de 69,4mm (SD= 35,7mm) (Fig. 8).

Os valores da correlação de Spearman entre os dados das mensurações dos peixes-modelo e com a *stereo*-BRUV demonstraram uma forte relação positiva entre as duas variáveis, tornando uma associação quase perfeita (0,9979). Esses valores demonstram uma forte concordância entre as medidas reais e estimadas pela *stereo*-BRUV, fornecendo evidências de confiabilidade nas suas mensurações (Fig. 9). O erro absoluto médio computado a partir da diferença entre os tamanhos reais e as estimativas pela *stereo*-BRUV foi de 2,3%.

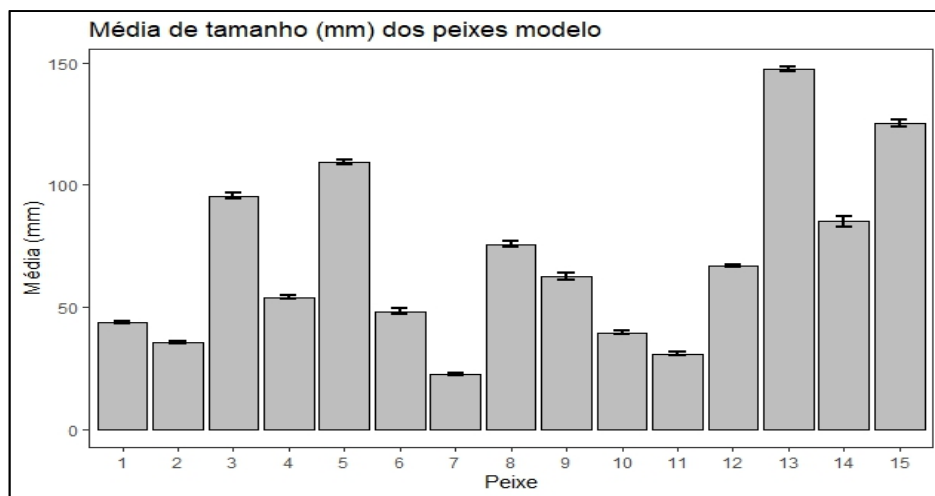


Figura 8 – Média e desvio padrão dos tamanhos dos 15 peixes modelo mensurados com a *stereo*-BRUV para verificar a precisão na obtenção das medidas.

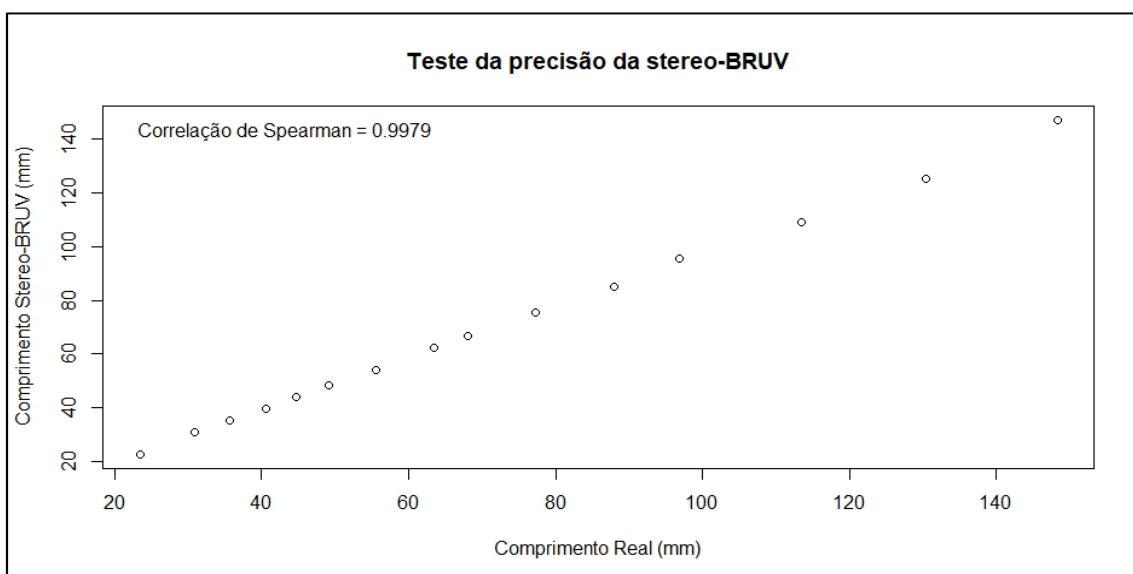


Figura 9 – Comparação da precisão da *stereo*-BRUV utilizando os tamanhos dos peixes modelos. A correlação de Spearman foi de 0,9979.

4.2 Avaliação do efeito do tempo de exposição da stereo-BRUV na determinação da estrutura de tamanho corporal

Ao longo do estudo, foram registrados e mensurados (CP) 3.048 indivíduos de *O. paranensis*. Foi testada a correlação entre o tamanho dos indivíduos e o momento do vídeo em que foi feito o registro, e esta não se mostrou estatisticamente significativa (Fig. 10). Testes de correlação também foram realizados em função dos estimadores de abundância MaxN e MaxN+ (discutido a seguir), e pontos amostrais, sem que tenha sido identificada qualquer correlação.

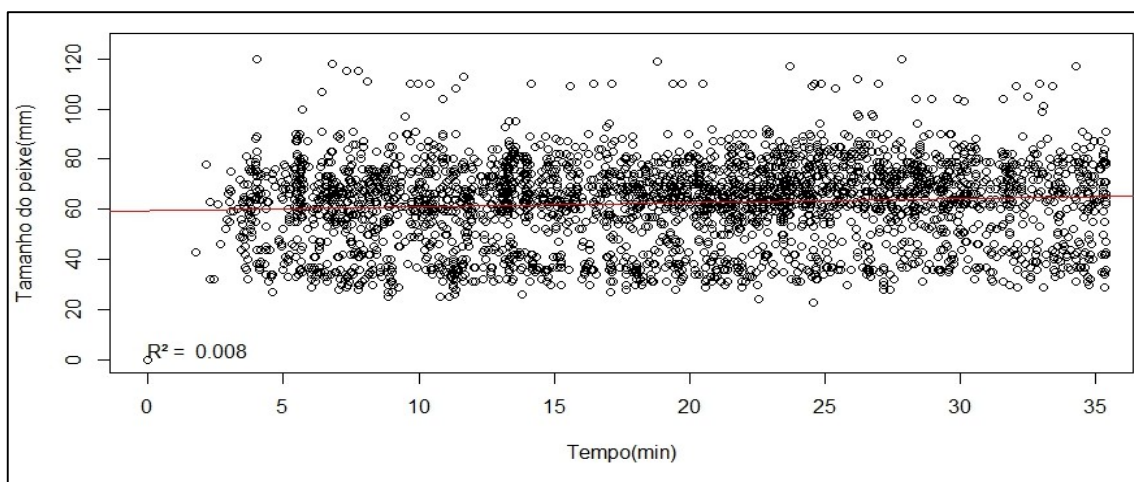


Figura 10 – Correlação entre o tamanho (mm) de todos *Oligosarcus paranensis* obtido em relação ao tempo de aparição na stereo-BRUV. $R^2 = 0,008$

4.3 Avaliação da subestimativa da abundância pelo MaxN

As abundâncias registradas com o uso da stereo-BRUV baseados no MaxN apresentaram valores significativamente diferentes do número de animais capturados em um mesmo local com coletas realizadas imediatamente após a retirada da BRUV (Teste de Wilcoxon, $p = 0,03218$)(Fig. 11). A abundância média registrada a partir do MaxN foi de 5 indivíduos, com valores máximos de 12 indivíduos registrados em um mesmo quadro de imagem (Tabela 2). Por sua vez, as capturas apresentaram um valor médio de abundância de 12,6 indivíduos, com valor máximo de captura de 48 indivíduos. Ambas as metodologias registraram valores mínimos iguais à zero, indicando que nenhum peixe havia sido registrado em vídeo ou capturado (Fig. 12).

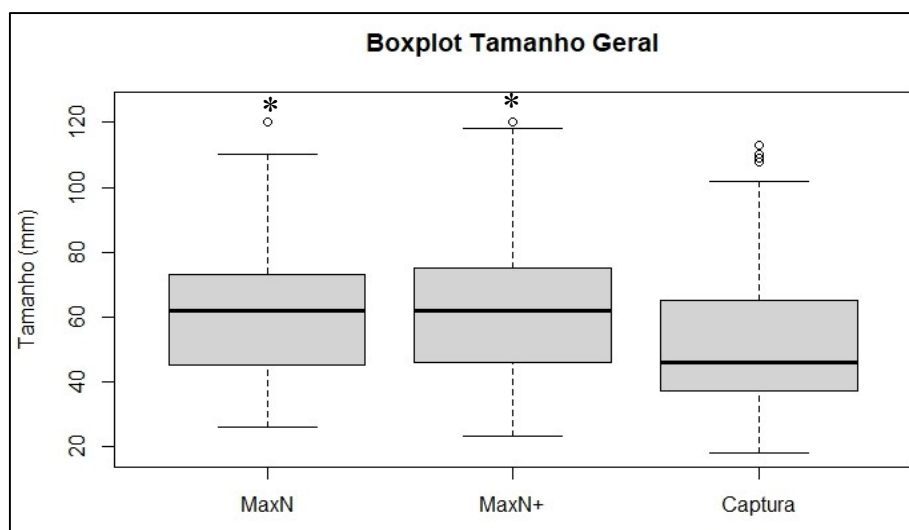


Figura 11 – Tamanho dos *Oligosarcus paranensis* amostrados com *stereo*-BRUV e por captura. Houve diferença significativa entre os dados da *stereo*-BRUV com os dados da captura.

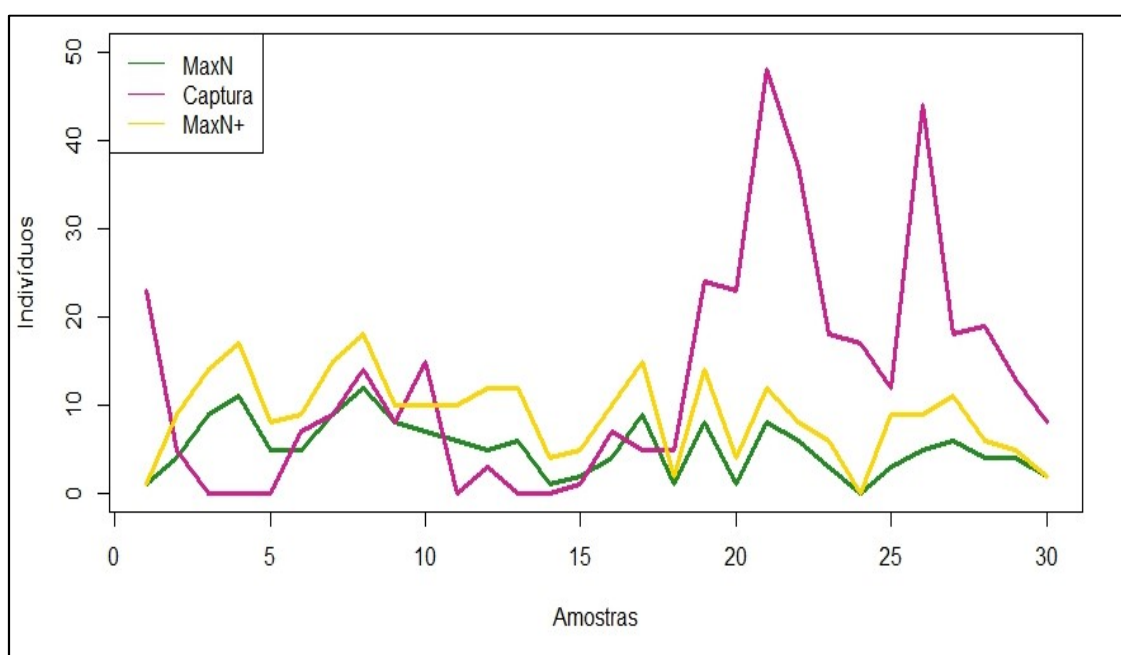


Figura 12 – Comparação da distribuição das abundâncias de *Oligosarcus paranensis* ao longo dos 30 eventos amostrais (registros de vídeo e capturas). Linha de cor verde representa o número de indivíduos estimados pelo MaxN. Linha de cor rosa representa o número de indivíduos encontrados pelo método de captura; Linha de cor amarela representa o número de indivíduos estimados pelo MaxN+.

Avaliando as abundâncias registradas para os cinco pontos amostrados (Tabela 2), pode-se perceber que nos pontos 4 e 5 os números de indivíduos capturados foram significativamente maiores do que aqueles registrados pelo MaxN (Tabela 3). Por outro

lado, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nas abundâncias registradas para as seis diferentes campanhas da captura (Tabela 4 e 5).

Tabela 2 - Distribuição da abundância e tamanho dos indivíduos de *Oligosarcus paranensis* em função dos pontos amostrais. *- representam valores de abundância significativamente diferentes do número de animais capturados e medidos.

Pontos		N (média)	Tamanho (mm)		
			min	max	Média ± SD
1	MaxN	35 (5,8)	55	95	70,2 ± 9,1
	MaxN+	58 (9,6)	44	115	71,7± 14,3
	Captura	35 (5,8)	45	86	66,7 ± 11,5
2	MaxN	47 (7,8)	42	84	65,3 ± 9,8
	MaxN+	75 (12,5)	39	118	67,8±16,5
	Captura	49 (8,1)	46	87	66,2 ± 11,3
3	MaxN	23 (3,8)	40	120	67,1 ± 21,6
	MaxN+	48 (8,0)*	40	120	70,0±20,0
	Captura	13 (2,1)	40	110	71,5 ± 25,7
4	MaxN	26 (3,5)*	26	80	48,6 ± 16,9
	MaxN+	44 (7,3)*	23	100	47,2±19,0
	Captura	167 (27,8)	18	113	44,7 ± 17,4
5	MaxN	24 (4,0)*	31	81	42,2 ± 12,3
	MaxN+	42 (7,0)*	25	109	47,2±18,7
	Captura	114 (19,0)	28	89	46,3 ± 14,7
TOTAL	MaxN	155 (5,1)*	26	120	60,3±17,2*
	MaxN+	267 (8,9)	23	120	62,3±20,3*
	Captura	378 (12,6)	18	113	50,9±18,4

Tabela 3 – Tabela dos valores de p nas comparações entre as metodologias *stereo*-BRUV (MaxN e MaxN+) e a captura por armadilhas de *Oligosarcus paranensis* em relação à abundância por pontos amostrais.

		Abundância				
		MaxN				
Pontos		1	2	3	4	5
Captura	1	0,4649	0,1689	0,6863	0,6242	0,8714
	2	0,6298	0,8095	0,2607	0,2248	0,2607
	3	0,0766	0,0159*	0,3315	0,2920	0,1255
	4	0,0049*	0,0050*	0,0049*	0,0049*	0,0049*
	5	0,0129*	0,0198*	0,0081*	0,0077*	0,0049*
		MaxN+				
Pontos		1	2	3	4	5
Captura	1	0,1249	0,0617	0,3324	0,4151	0,2573
	2	0,6858	0,1460	1	0,7475	0,8089
	3	0,0242*	0,0046*	0,0367*	0,0904	0,0363*
	4	0,0066*	0,0097*	0,0051*	0,0050*	0,0049*
	5	0,1481	0,2928	0,0542	0,0445*	0,0201*

Tabela 4 - Distribuição da abundância e tamanho dos indivíduos de *Oligosarcus paranensis* em função das campanhas. *representam valores de abundância significativamente diferentes do número de animais capturados e medidos. **representam tamanhos significativamente diferentes daqueles obtidos de animais capturados e medidos.

Campanhas		N (média)	Tamanho (mm)		
			min	max	Média ± SD
1	MaxN	27 (5,4)	46	120	67,9 ± 14,1
	MaxN+	51 (10,2)	45	120	72,3±18,1
	Captura	68 (13,6)	46	113	70,8 ± 11,2
2	MaxN	23 (4,6)	28	87	59,9 ± 14,7**
	MaxN+	44 (8,8)	23	117	60,8±20,9**
	Captura	86 (17,2)	18	89	47,4 ± 18,3
3	MaxN	33 (6,6)	31	95	55,9 ± 19,2
	MaxN+	52 (10,4)	25	115	56,6±21,7**
	Captura	75 (15,0)	28	108	47,8 ± 13,8
4	MaxN	32 (6,4)	26	108	60,0 ± 18,3**
	MaxN+	51 (10,2)	26	108	61,2±19,1**
	Captura	78 (15,6)	30	110	48,9 ± 19,9
5	MaxN	27 (5,4)	32	110	59,4 ± 18,6**
	MaxN+	43 (8,8)	24	110	59,4±20,3**
	Captura	34 (6,8)	29	67	40,7 ± 8,0
6	MaxN	13 (2,6)	40	79	58,6 ± 12,0**
	MaxN+	25 (5,0)	40	110	63,1±16,9**
	Captura	37 (7,4)	28	109	41,9 ± 14,9
TOTAL	MaxN	155 (5,1)	26	120	60,3±17,2*
	MaxN+	267 (8,9)	23	120	62,2±20,2*
	Captura	378 (12,6)	18	113	50,9±18,4

Tabela 5 – Tabela dos valores de p nas comparações entre as metodologias *stereo*-BRUV (MaxN e MaxN+) e a captura por armadilhas dos *Oligosarcus paranensis* em relação à abundância por campanhas realizadas.

Campanhas	Abundância					
	MaxN					
	1	2	3	4	5	6
1	0,1732	0,2477	0,1719	0,2087	0,1732	0,115
2	0,4034	0,2477	0,5296	0,402	0,3457	0,1679
3	0,8335	0,6723	1,0	0,834	0,8345	0,3991
4	0,2963	0,2087	0,402	0,2477	0,2101	0,115
5	0,9163	1,0	0,8335	0,6742	0,7526	0,832
6	0,8335	0,402	0,9155	0,9163	0,9166	0,115
Campanhas	MaxN+					
1	2	3	4	5	6	
1	0,8335	0,3691	0,7533	0,5296	0,4034	0,2448
2	0,7533	0,5284	0,6742	0,8340	0,7533	0,2477
3	0,9166	0,9161	0,8345	0,9163	0,9166	0,7526
4	0,6004	0,5284	0,5309	0,6752	0,4633	0,2477
5	0,5296	0,4592	0,5296	0,5284	0,5296	0,8320
6	0,5309	0,4005	0,2963	0,2918	0,6004	0,5258

Considerando o erro médio de 2,3% calculado a partir dos testes de precisão da *stereo-BRUV*, indivíduos registrados ao longo de cada vídeo, mas cujos tamanhos diferiam dos indivíduos registrados durante o MaxN, foram adicionados à estimativa de abundância. O valor resultante passou a ser denominado MaxN+. O número total de total de *O. paranensis* registrados pela *stereo-BRUV* saltou de 155 indivíduos (MaxN) para 267 indivíduos (MaxN+), representando um incremento de 72,3% na abundância (Tabela 2). A abundância média dos indivíduos também apresentou um incremento 74,5% (de 5,1 para 8,9 indivíduos por amostragem). O aumento na abundância registrada pelo MaxN+ se mostrou estatisticamente significativo ($p = 0,0012$).

Diferente da abundância estimada pelo MaxN, que se mostrou significativamente menor do que o número de indivíduos capturados, as abundâncias estimadas pelo MaxN+ se mostraram estatisticamente similares às daquelas das capturas ($p = 0,6461$)(Tabela 2). Apesar de não ter sido encontradas diferenças na abundância estimada pelo MaxN+ e definida pelas capturas dentro e entre campanhas (Tabelas 4 e 5), os pontos 3, 4 e 5 apresentaram abundâncias significativamente diferentes entre as técnicas (MaxN+ e Captura). O ponto 3 apresentou uma abundância maior pela *stereo-BRUV* (MaxN+) do que pelas capturas, ao passo que os pontos 4 e 5 tiveram um número consideravelmente maior de animais capturados do que registrados pela *stereo-BRUV* (Tabelas 2 e 3).

4.4 Estrutura de tamanho corporal de *O. paranensis*

Um total de 155 *O. paranensis* tiveram seus tamanhos estimados com o uso da *stereo-BRUV*, tendo sido medidos durante o MaxN. Os tamanhos variaram de 23 a 120 mm, com média igual à $60,3 \pm 17,2$ mm (Tabela 2, Fig. 11 e Fig. 13). Dos 155 indivíduos amostrados, 70 espécimes foram considerados como juvenis (totalizando um pouco mais de 45 por cento) com média corporal de $45,1 \pm 17,1$ mm e 85 indivíduos foram considerados como adultos (totalizando um pouco menos que 55%) com média corporal de $72,7 \pm 16,8$ mm. Complementarmente, foi avaliada a distribuição dos tamanhos corporais considerando o MaxN+. O número de animais mensurados foi de 267 indivíduos, com tamanhos variando de 23 a 120 mm, com média igual a $62,2 \pm 20,2$ mm (Tabela 2, Fig. 11 e Fig. 13). Dos 267 indivíduos identificados no MaxN+, 126 espécimes foram considerados como juvenis (totalizando um pouco mais de 47 %) com

média corporal de $45,2 \pm 17,1\text{mm}$ e 141 indivíduos foram considerados como adultos (totalizando um pouco menos de 53%) com tamanho corporal médio de $77,5 \pm 16,8\text{mm}$. Por fim, foram capturados e medidos um total de 378 indivíduos de *O. paranensis*, cujos tamanhos variaram de 18 a 113 mm, com média igual à $50,9 \pm 18,4\text{ mm}$ (Tabela 2, Fig. 11). Dos 378 indivíduos capturados e medidos, 265 foram classificados como juvenis (um pouco mais de 70%) com média de tamanho corporal $40,6 \pm 18,3\text{mm}$ e 113 indivíduos foram classificados como adultos (um pouco menos que 30%) com média de tamanho corporal $74,9 \pm 18,5\text{mm}$.

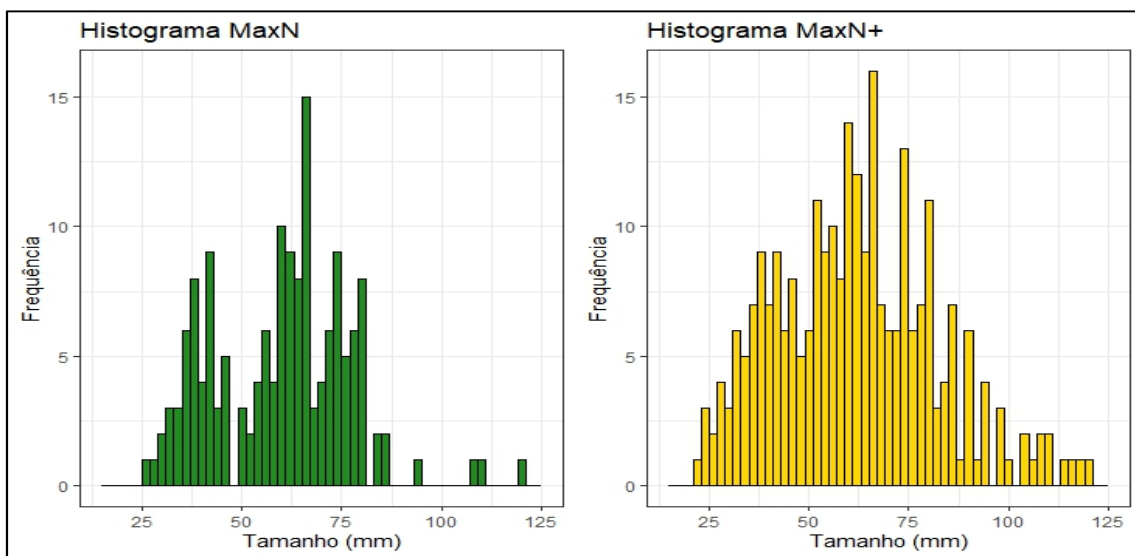


Figura 13 – Histograma dos tamanhos (mm) dos *Oligosarcus paranensis* mensurados pela *stereo*-BRUV para os dados de MaxN (verde) e MaxN+ (amarelo).

A comparação do tamanho corporal entre os indivíduos registrados pela *stereo*-BRUV (considerando tanto o MaxN como o MaxN+) e os indivíduos capturados e medidos, se mostrou significativamente diferente (MaxN: $p = 4,234\text{e-}37$ e MaxN+: $p = 7,19\text{e-}46$). Pela estimativa de densidade de Kernel (KDE) pode-se observar dois picos de densidade em torno dos 40 e 70 mm para *stereo*-BRUV e capturas, mas com intensidades opostas, retratando maiores tamanhos pela BRUV (Fig. 14).

Em relação aos pontos amostrados, não houve diferença significativa no tamanho corporal dos indivíduos registrados pela *stereo*-BRUV (tanto durante o MaxN e quanto a estimativa pelo MaxN+) daqueles capturados e medidos quando as técnicas

foram comparadas diretamente em cada um dos pontos (teste posc hoc Dunn's; Tabela 6). Por outro lado, houve diferença nos tamanhos corporais dos *O. paranensis* ao comparar as técnicas entre os pontos. Tanto os indivíduos registrados durante o MaxN e MaxN+ nos pontos 4 e 5 se mostraram com tamanhos corporais menores que os demais pontos (Fig. 15), evidenciando uma maior presença de indivíduos juvenis nesses pontos. Já em relação aos pontos 1, 2 e 3, os tamanhos corporais dos indivíduos da espécie *O. paranensis* se mostraram ser maiores, sendo considerados como indivíduos adultos. Vale lembrar, no entanto, que o número de indivíduos (abundância) utilizados nas comparações em cada um dos pontos ou entre pontos se mostraram diferentes em algumas situações. Nos pontos 4 e 5, o número médio de indivíduos capturados e medidos (19,0 e 27,8, respectivamente) foi significativamente maior que o número de indivíduos registrados pela *stereo*-BRUV (tanto MaxN quanto MaxN+)(Tabela 2). No ponto 3, por outro lado, o número médio de animais capturados foi estatisticamente semelhante aos peixes registrados no MaxN, mas menor do que aqueles registrados pelo MaxN+. As abundâncias também se mostraram diferentes em algumas comparações entre os pontos (Tabela 3).

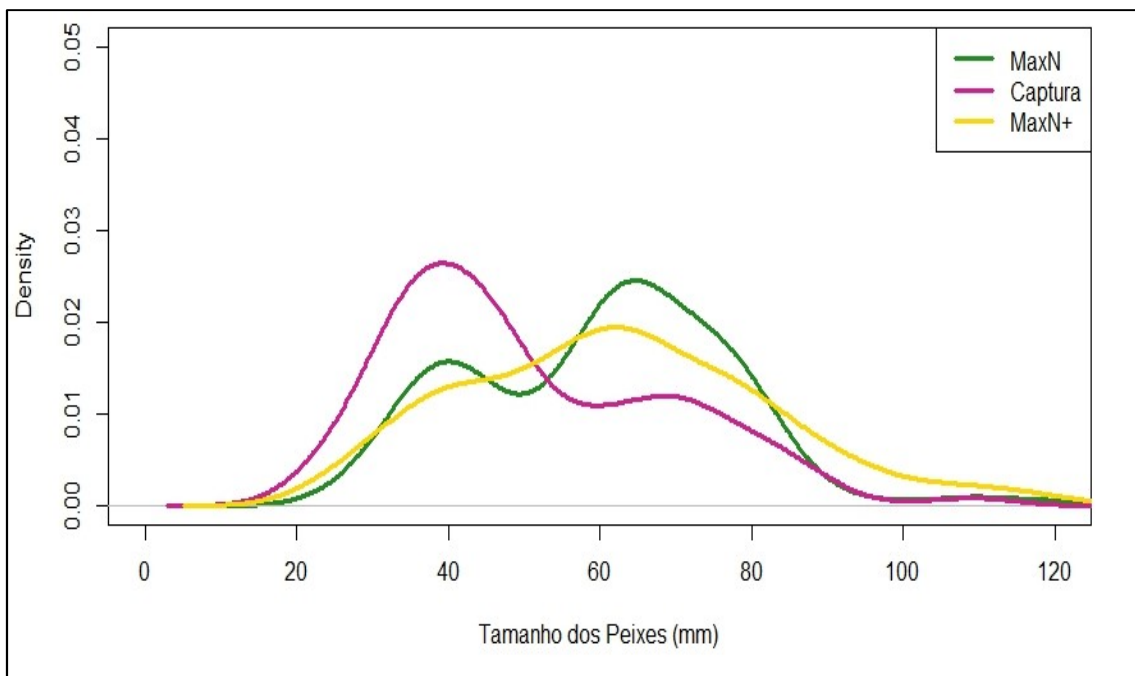


Figura 14 – Estimativa da densidade de Kernel do *Oligosarcus paranensis* levando em consideração as duas metodologias aplicadas para estimar os tamanhos.

Em relação aos pontos amostrados, não houve diferença significativa no tamanho corporal dos indivíduos registrados pela *stereo*-BRUV (tanto durante o MaxN e quanto a estimativa pelo MaxN+) daqueles capturados e medidos quando as técnicas foram comparadas diretamente em cada um dos pontos (teste posc hoc Dunn's; Tabela 6). Por outro lado, houve diferença nos tamanhos corporais dos *O. paranensis* ao comparar as técnicas entre os pontos. Tanto os indivíduos registrados durante o MaxN e MaxN+ nos pontos 4 e 5 se mostraram com tamanhos corporais menores que os demais pontos (Fig. 15), evidenciando uma maior presença de indivíduos juvenis nesses pontos. Já em relação aos pontos 1, 2 e 3, os tamanhos corporais dos indivíduos da espécie *O. paranensis* se mostraram ser maiores, sendo considerados como indivíduos adultos. Vale lembrar, no entanto, que o número de indivíduos (abundância) utilizados nas comparações em cada um dos pontos ou entre pontos se mostraram diferentes em algumas situações. Nos pontos 4 e 5, o número médio de indivíduos capturados e medidos (19,0 e 27,8, respectivamente) foi significativamente maior que o número de indivíduos registrados pela *stereo*-BRUV (tanto MaxN quanto MaxN+)(Tabela 2). No ponto 3, por outro lado, o número médio de animais capturados foi estatisticamente semelhante aos peixes registrados no MaxN, mas menor do que aqueles registrados pelo MaxN+. As abundâncias também se mostraram diferentes em algumas comparações entre os pontos (Tabela 3).

Tabela 6 – Tabela dos valores de p nas comparações entre as metodologias *stereo*-BRUV e a captura por armadilhas de *Oligosarcus paranensis* em relação à estrutura de tamanho corporal. Teste de Kruskal-Wallis seguido do teste posc hoc Dunn's.

		Tamanho				
		MaxN				
Pontos		1	2	3	4	5
Captura	1	0,5366	0,7131	0,5194	p<0,0001*	p<0,0001*
	2	0,4109	0,8149	0,5834	p<0,0001*	p<0,0001*
	3	0,4961	0,9778	0,7742	0,0036*	p<0,0001*
	4	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	0,2441	0,5408
	5	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	0,5492	0,2678
		MaxN+				
Pontos		1	2	3	4	5
Captura	1	0,5092	0,3825	0,5354	p<0,0001*	p<0,0001*
	2	0,8676	0,9741	0,9608	p<0,0001*	p<0,0001*
	3	0,9614	0,8481	0,8487	p<0,0001*	p<0,0001*
	4	p<0,0001*	p<0,0001*	0,0006*	0,4394	0,8688
	5	p<0,0001*	p<0,0001*	0,0005*	0,5299	0,9703

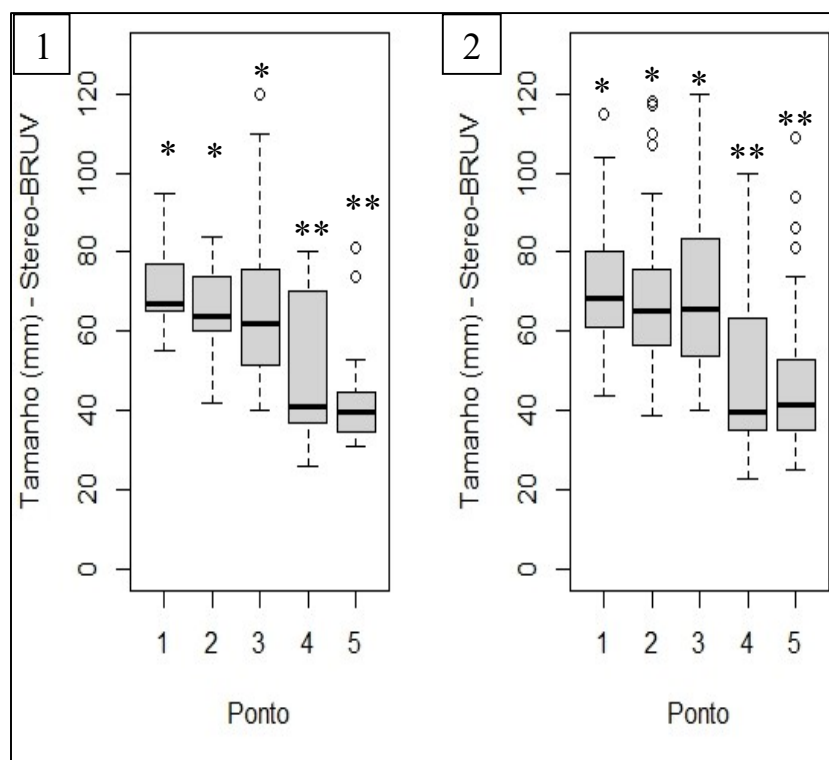


Figura 15 – Estrutura de tamanho corporal dos *Oligosarcus paranensis* amostradas com o auxílio da *stereo-BRUV* nos cinco pontos amostrados, sendo o gráfico 1 com os dados de MaxN e o gráfico 2 com os dados de MaxN+. A barra horizontal preta dentro de cada caixa cinza indica o valor da média. Pontos com a mesma quantidade de * são semelhantes entre si estatisticamente. Pontos com quantidade diferente de * são estatisticamente diferentes. Teste de Kruskal-Wallis seguido do teste *post hoc* Dunn's.

Ao se comparar o tamanho dos indivíduos registrados pela *stereo-BRUV* (MaxN e MaxN+) daqueles coletados e medidos, em função das campanhas, na campanha 1 não houve diferença estatisticamente significativa nos tamanhos, tanto para MaxN quanto MaxN+, quando comparado com peixes capturados e medidos. Por outro lado, na campanha 3 apenas os indivíduos do MaxN+ mostraram tamanhos semelhantes aos animais capturados e medidos, ao passo que os indivíduos do MaxN foram maiores do que os indivíduos coletados. Para todas as demais campanhas, foram observadas diferenças significativas nos tamanhos entre BRUV e captura (Tabela 7). Vale ressaltar que ao se comparar os tamanhos registrados entre as diferentes campanhas, para cada um dos métodos, independentemente, a campanha 1 registrou animais significativamente maiores que as demais campanhas tanto para a *stereo-BRUV* quanto coleta (Fig. 13, Tabela 8). Por outro lado, para a *stereo-BRUV* as demais campanhas não diferiram em tamanhos dos indivíduos, ao passo que nas coletas as campanhas 5 e 6 apresentaram animais significativamente menores que a campanha 3, e esta não diferiu das campanhas 2 e 4 (Tabela 8).

Ao se comparar os tamanhos obtidos pela técnica de captura em um dado ponto, com os tamanhos obtidos pela *stereo*-BRUV em outro ponto, com exceção da campanha 2, que não apresentou diferença nos tamanhos dos peixes do MaxN em relação à campanha 3, todas as demais comparações par-a-par apresentaram tamanhos estatisticamente diferentes entre BRUV (MaxN e MaxN+) e captura (Tabela 7). Quando se comparou a abundância (número de animais cujos tamanhos foram estimados/medidos) das diferentes técnicas em cada campanha ou entre campanhas, não houve diferenças estatisticamente significativas.

Tabela 7 – Tabela dos valores de p nas comparações entre as metodologias *stereo*-BRUV e a captura por armadilhas dos *Oligosarcus paranensis* em relação à abundância por campanhas realizadas. Teste de Kruskal-Wallis seguido do teste *post hoc* Dunn's.

		Tamanho					
		MaxN					
Campanhas		1	2	3	4	5	6
Captura	1	0,4583	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*
	2	0,0176*	0,0032*	0,0042*	0,0024*	p<0,0001*	p<0,0001*
	3	p<0,0001*	0,0511	0,0619	0,0398*	0,0011*	0,0006*
	4	0,0036*	0,0020*	0,0028*	0,0015*	p<0,0001*	p<0,0001*
	5	0,0045*	0,0050*	0,0066*	0,0038*	p<0,0001*	p<0,0001*
	6	0,0424*	0,0292*	0,0333*	0,0240*	0,0012*	0,0009*
Campanhas		MaxN+					
Captura	1	0,7995	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*
	2	0,0022*	0,0005*	0,0006*	0,0004*	p<0,0001*	p<0,0001*
	3	p<0,0001*	0,0247*	0,0297*	0,0217*	0,0003*	0,0002*
	4	0,0031*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*
	5	0,0006*	0,0019*	0,0025*	0,0017*	p<0,0001*	p<0,0001*
	6	0,0656	0,0003*	p<0,0004*	0,0003*	p<0,0001*	p<0,0001*

Tabela 8 – Tabela dos valores de p nas comparações dos tamanhos de *O. paranensis* registrados para cada campanha utilizando *stereo*-BRUV (abaixo da diagonal) e medidas de animais capturados (acima da diagonal).

Campanhas		Captura					
		1	2	3	4	5	6
1			p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*	p<0,0001*
2		0,0731		0,7890	0,7947	0,0552	0,0666
3		0,0297*	0,4142		0,1310	0,0027*	0,0014*
4		0,1636	0,9387	0,4346		0,4880	0,1243
5		0,0640	0,7259	0,3926	0,9939		0,6325
6		0,0564	0,6323	0,5497	0,6518	0,8058	
		MaxN					

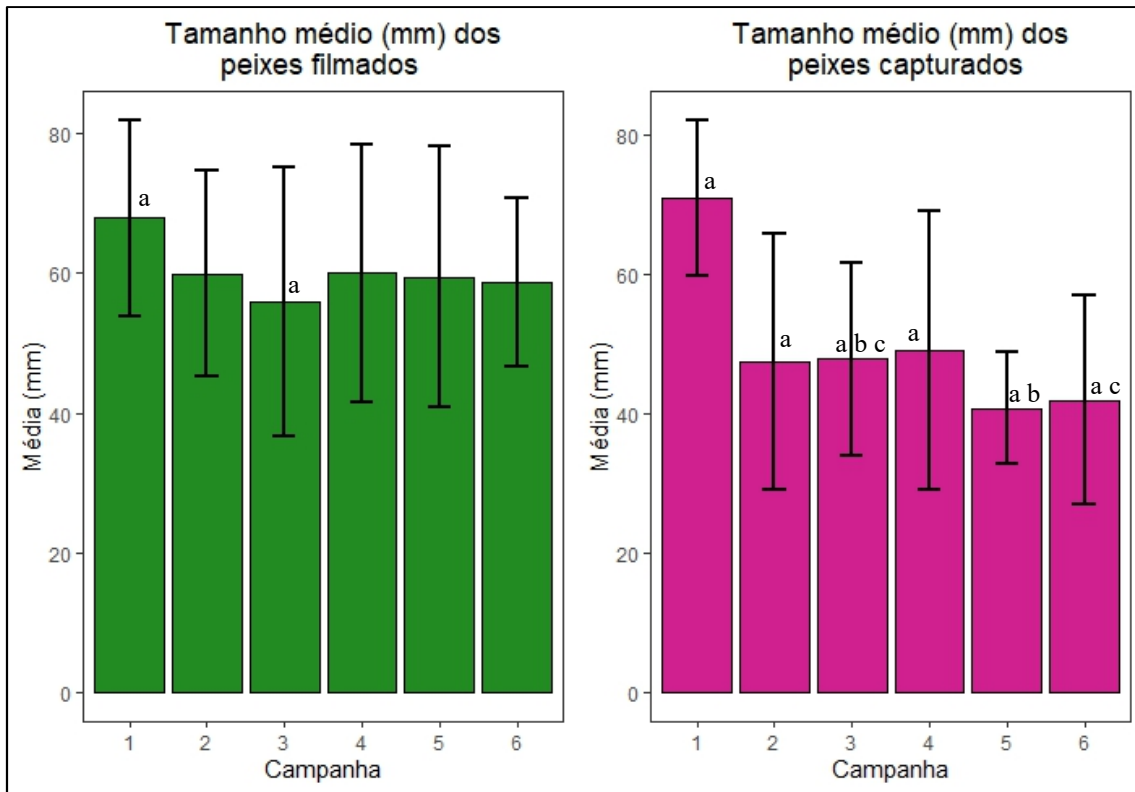


Figura 16 – Comparação entre as médias e os desvios padrões do *Oligosarcus paranensis* comparadas em relação às campanhas realizadas. Letras iguais demonstram ter diferença significativa. Ausência de letras significa não haver diferença estatística entre os grupos.

5. DISCUSSÃO

O erro absoluto médio obtido pelo presente estudo (2,3%) demonstrou ser superior aos valores inferiores a 1% registrados na literatura para o mesmo *software* (Lewis et al. 2021; Lopez-Macias et al. 2022). Lewis e colaboradores (2021) utilizaram o *software* VidSync associado à *stereo*-BRUV para quantificar o tamanho e a estrutura sexual de tubarões da espécie *Notorynchus cepedianus* que é um grande predador marinho de Paterson Inlet, Stewart Island, Nova Zelândia. Já o trabalho de Lopez-Macias et al. (2022) utilizou a metodologia do VidSync para medir os tamanhos dos peixes marinhos de grande porte da espécie *Coryphaena hippurus* e contrastar com as medidas obtidas dos mesmos indivíduos com o *software* SeaGis. Tal diferença no percentual pode ser explicada pelos tamanhos consideravelmente maiores das espécies de peixes mensurados e registrados na literatura para o *software*, tendo em vista que o atual trabalho foi com peixes de pequeno porte. Além disso, outro fator que poderia explicar em parte o maior valor do erro absoluto médio obtido nesse estudo seria a configuração aqui utilizada para a *stereo*-BRUV, onde a distância e angulação das

câmeras foram construídas tendo como referência o centro caixa-estanque / base da GoPro®, ao passo que as lentes dessas câmeras estavam deslocadas para a direita e não coincidente com o centro. Fatores como ângulo, distância entre as câmeras, entre outros, já demonstraram que podem interferir na obtenção do erro padrão médio (Neuswanger et al. 2016).

A heterogeneidade dos ambientes aquáticos é um fator determinante para manter uma maior precisão durante as estimativas de tamanho corporal dos peixes utilizando *stereo-BRUV*. As variações na topografia, na qualidade da água e na disponibilidade de recursos impactam a distribuição e o comportamento dos organismos, tornando desafiador o procedimento de estimar a estrutura de tamanho corporal dos indivíduos da espécie *O. paranensis* (Harvey et al. 2010; Goetze et al. 2019). As limitações técnicas também desempenham um papel significativo, como por exemplo, erros de medição, distorções em imagens subaquáticas, problemas de iluminação e resolução comprometem a precisão das estimativas, podendo afetar a confiabilidade dos dados obtidos. O comportamento dos peixes de riacho em específico apresenta-se como outro desafio, onde movimentos rápidos, esquivas e padrões de agregação podem interferir na obtenção de medidas precisas e consistentes, especialmente durante o procedimento de filmagem com a *stereo-BRUV*. A visibilidade limitada em ambientes de riacho representa um obstáculo adicional. Em ambientes de riacho com maiores profundidades ou em condições climáticas desfavoráveis, a observação direta torna-se difícil. É essencial abordar essas complexidades para garantir a confiabilidade e a utilidade das estimativas de tamanho em estudos relacionados aos peixes de água doce. Ainda que o valor de 2,3% do erro absoluto médio tenha sido maior que o registrado em literatura para o programa VidSync, o mesmo se mostrou eficaz para as aplicações aqui demonstradas.

A ausência de correlação entre o tamanho dos peixes e o momento em que foi registrado em vídeo indica que o tempo de exposição das BRUVs não afetou a avaliação da distribuição de tamanhos dos *O. paranensis*. Lowry et al. (2011) observaram diferenças no tamanho dos peixes que se aproximavam das iscas de um BRUV, sendo mais evidente em espécies que formam grandes cardumes. Capistrano (2018), por sua vez, observou um baixo efeito do tipo de isca sobre a composição ictiofaunística registrada pelas BRUVs no córrego do Mangue, sendo que não foram avaliados os tamanhos corporais dos peixes que se apresentaram no campo de filmagem da BRUV.

Os resultados desse estudo indicam uma predominância de indivíduos menores de *O. paranensis* nas amostragens com as armadilhas, em contraste com a maior predominância de peixes adultos pelas *stereo*-BRUVs. Seletividade de tamanho pelas técnicas utilizadas em estudos como esse podem de fato afetar a interpretação dos dados obtidos (Christiansen et al. 2022). De fato, qualquer técnica de amostragens pode possuir uma seletividade para os tamanhos corporais dos animais amostrados, o que pode influenciar comparações diretas. Nesse estudo, ambas as técnicas de amostragem empregadas - captura por armadilhas e o uso de *stereo*-BRUV – estão sujeitas a uma possível seletividade de tamanho, o que pode explicar as diferenças obtidas considerando o fato de ambas as técnicas foram utilizadas de forma imediatamente subsequente.

Uma possível explicação para a predominância de juvenis de *O. paranensis* nas amostragens com as armadilhas pode ser o comportamento de afugentar por parte dos indivíduos maiores, e já anteriormente capturados. De fato, ao longo do estudo foi observado uma redução do tamanho médio dos peixes capturados pelas armadilhas, fato esse não observado pelas *stereo*-BRUVs. Vale ressaltar, também, que os tamanhos registrados pela *stereo*-BRUV para a espécie se mostraram semelhantes àqueles obtidos em diferentes estudos utilizando diferentes técnicas ativas de amostragem (ex: redes de arrasto e peneiras)(Abelha et al. 2012; Souza et al. 2016). Tal fato pode ser indicativo da menor seletividade por tamanho das *stereo*-BRUVs ao se comparado com as armadilhas.

Por outro lado, o maior registro de indivíduos adultos pela técnica de *stereo*-BRUV pode ser resultado do comportamento agonístico observado em algumas filmagens onde indivíduos maiores demonstraram um comportamento de defesa ativa da isca, expulsando indivíduos menores, por nado rápido e perseguição. Apesar de esse comportamento poder inibir a aproximação de indivíduos menores junto à isca, no próprio registro em vídeo do comportamento é indicativo que tais indivíduos de menor porte estavam presentes no campo de imagem, ainda que nem todos pudessem ser medidos com a mesma acurácia dos indivíduos maiores “dominantes”. Essa observação abre espaço para investigações mais aprofundadas sobre o efeito das interações comportamentais entre peixes durante processos de amostragem pela BRUV e destaca a necessidade de considerar o comportamento antagônico como um fator relevante na interpretação dos dados. De qualquer modo, a complementaridade das técnicas

amostrais vale destaque e deve ser considerada a depender do tipo de dado que se queira obter. A utilização simultânea de ambas as técnicas pode fornecer uma perspectiva mais abrangente da comunidade, mitigando os possíveis efeitos de seleção e oferecendo uma visão mais precisa da distribuição de tamanhos corporais e os efeitos comportamentais na população.

A abundância média obtida (MaxN médio = 5,1) se mostrou semelhante àquela registrada por Melo (2018) para a espécie, com valores iguais à 5,19. Por outro lado, o valor máximo de abundância aqui registrado (12 indivíduos) se mostrou consideravelmente menor do que registrado por Melo (2018) aonde o MaxN chegou a 42 indivíduos. Esta diferença pode ser explicada pela época de amostragem, uma vez que ocorreram em momentos diferentes, podendo apresentar uma densidade populacional diferente atualmente para a espécie no local. A diferença mais evidente entre o número de indivíduos de *O. paranensis* amostrado pela armadilha e *stereo-BRUV*, onde a abundância registrada pelas armadilhas possuía o número de indivíduos sobressaindo notoriamente em relação aos indivíduos filmados, foi suficiente para intensificar a diferença estatística observada nas amostras ($p = 0,03218$).

Os números de abundância encontrados pelos procedimentos de filmagem como a *stereo-BRUV* tem como potencial estimar um valor mínimo de abundância descrito para o ambiente estudado, porém esses valores apresentados são considerados como sendo subestimados (Colton & Swearer 2010; Watson et al. 2010; Langlois et al. 2012), assim como a maioria dos dados aqui coletados que apresentaram, em sua grande maioria, números de abundância mais elevados para a técnica de captura em relação com o MaxN.

A diferença nos dados de abundância encontrada pela técnica de amostragem de captura comparados com os dados de abundância do MaxN e MaxN+ da *stereo-BRUV* nos pontos amostrados 4 e 5 pode estar relacionada com o uso das armadilhas uma vez que poderia apresentar uma seletividade para com o tamanho do peixe em determinados locais e os locais que apresentaram os menores tamanhos dos peixes foram exatamente os pontos 4 e 5. Apesar de ter maior quantidade de espécimes nos pontos 4 e 5, a diferença não foi evidenciada em relação as campanhas, o que leva a concluir que a quantidade do número de indivíduos por campanha é estatisticamente a mesma.

Estimativas de abundância utilizando o MaxN têm sido amplamente empregadas em estudos que trabalham com BRUVs, porém sua tendência à subestimação sempre se faz destaque. A utilização dos dados de tamanho dos indivíduos registrados para aprimorar as estimativas feitas com o MaxN, aqui proposto como MaxN+, onde leva-se em consideração não apenas o número absoluto de indivíduos detectados, mas também a variação nos tamanhos corporais e a estrutura populacional ao longo do vídeo, se mostrou de grande eficiência. A complementação dos dados obtidos com o uso do MaxN+ mostra-se fundamental para evitar a contagem repetida de indivíduos nos vídeos, oferecendo uma solução para a subestimação identificada no MaxN. Embora não forneça os valores absolutos reais do número de indivíduos presentes no ambiente, a abordagem com o estimador de abundância MaxN+ representa um avanço significativo na obtenção de estimativas mais próximas da verdadeira abundância de peixes. A utilização do estimador MaxN+ representa um passo importante na melhoria das estimativas de abundância em estudos baseados em vídeo, mitigando a subestimação observada no MaxN. Esta abordagem oferece uma proposta concreta para minimizar a recontagem de indivíduos nos vídeos, contribuindo para estimativas mais precisas da abundância de peixes em ambientes aquáticos. Vale destacar, entretanto, que o custo na melhoria da estimativa da abundância pelo MaxN+ é notório, considerando o maior tempo de processamento dos vídeos para que todos os peixes de um ambiente tenham seus tamanhos estimados.

A maioria dos tamanhos corporais dos *O. paranensis* encontrados com a *stereo*-BRUV (23 até 120mm) estão de acordo com os já registrados na literatura para a espécie (Castro & Arcifa 1987; Oyakawa, O. T. (1994); Gubiane et al. 2009; Abelha et al 2012). As médias de tamanho encontradas para cada técnica ($60,3 \pm 17,2\text{mm}$ – MaxN; $50,9 \pm 18,4\text{mm}$ – capturas) apresentaram diferença significativa, podendo ser explicada pela diferença no número de indivíduos capturados pelas armadilhas nos pontos 4 e 5. A maioria dos peixes capturados estavam com valores próximos de 40mm. Os dados de tamanho dos peixes mensurados pela *stereo*-BRUV durante o MaxN foram, em média, maiores do que os tamanhos dos peixes medidos por método de captura. Langlois e seus colaboradores (2015) também compartilharam do mesmo resultado, embora estivessem trabalhando com peixes marinhos e de grande porte. Essa observação foi contrária ao observado por Christiansen e seus colaboradores (2022), onde não foi possível identificar diferença estatística entre os tamanhos dos peixes

marinhos de grande porte encontrados por metodologias diferentes. A comparação aqui foi feita com peixes marinhos pelo fato de que há poucos dados sobre o processo de amostragem de tamanho corporal com a *stereo*-BRUV em ambientes de água doce, principalmente em riachos.

Com a utilização das medidas dos peixes que pertencem ao MaxN+, houve uma ampliação nos dados de MaxN, provocando um achatamento na curva de KDE MaxN+ (Fig 10 e 11). Tal achatamento não influenciou na projeção da média comparada com MaxN, oscilando apenas dois milímetros na média de MaxN+. Com isso, a diferença do tamanho médio para os peixes capturados aumentou e essa diferença também foi vista estatisticamente. Quanto maior for a diferença entre as médias (MaxN e MaxN+), maior vai ser o MaxN+ ao ser comparado com o MaxN. Corroborando com a discussão dos dados de abundância nos pontos 4 e 5 que tinham maior valor de abundância para indivíduos capturados, os tamanhos registrado nesses dois pontos foram estatisticamente menores que os demais pontos.

Quando se compara as campanhas de cada metodologia separada, a *stereo*-BRUV demonstrou apresentar similaridade entre os tamanhos médios dos peixes amostrados e com poucas oscilações, sendo a diferença estatística evidente apenas entre as campanhas de maior e menor média que são as campanhas 1 e 3, respectivamente. A média de tamanho encontrada na primeira campanha dos peixes capturados foi maior e estatisticamente diferente das demais o que pode levantar a hipótese de que peixes de maior porte foram capturados na primeira campanha e evitaram as armadilhas nas demais campanhas, cuja habilidade não foi vista para os peixes de menor porte, considerando como argumento os 48 e 46 peixes com a grande maioria sendo capturados pela armadilha nos pontos 4 e 5, respectivamente. O fato observado dos peixes maiores de evitar a armadilha sendo levantado pelos dados apresentados é inteiramente exclusivo aos peixes que foram capturados. Os peixes grandes não evitam a *stereo*-BRUV, sendo sustentada a ideia com o fato de que as médias de tamanho não foram afetadas negativamente durante as campanhas.

Os resultados obtidos nesse estudo indicaram não só a eficiência do uso da *stereo*-BRUV para determinar a estrutura de tamanho do *O. paranensis*, um pequena espécie de peixe de riachos de cabeceira, como também permitiram a proposição de uma alternativa para estimativa de abundância que se mostraram menos subestimadas

que o MaxN. Entretanto, é importante destacar que limitações ao uso de BRUVs em ambientes de riachos podem existir e merecem ser consideradas. A presença de águas turvas em determinados períodos, por exemplo, pode limitar a visibilidade e, conseqüentemente, a capacidade de identificar e estimar com precisão o tamanho corporal dos peixes. Além das limitações ambientais, aspectos comportamentais, como os comportamentos agonísticos observado para o *O. paranensis* no riacho do Mangue, podem dificultar a mensuração de todos os peixes presentes em um dado ambiente. No caso do presente estudo, foi possível detectar a tentativa de dominância espacial por indivíduos de maior porte, mas sem que os peixes menores deixassem de aparecer nos vídeos. Entretanto, fica a dúvida de quantos mais peixes menores nem se arriscaram a se aproximar da BRUV em função da presença de adultos territorialistas. Mesmo considerando essas e demais possíveis limitações no uso das BRUVs, fica claro que essa técnica apresenta complementações valiosas à outras técnicas de amostragem de peixes de riacho. A combinação de abordagens pode fornecer uma visão mais abrangente e robusta da estrutura de tamanho corporal dos peixes da espécie *O. paranensis* em riachos, superando as limitações individuais de cada técnica.

6. CONCLUSÃO

Com a utilização da técnica *stereo*-BRUV na obtenção de dados sobre a estrutura de tamanho corporal do *Oligosarcus paranensis* foi possível fornecer *insights* importantes para a compreensão da ictiofauna em riachos e para o aprimoramento das técnicas de amostragem. Os resultados revelaram a eficiência da *stereo*-BRUV em estimar o tamanho de objetos conhecidos no ambiente natural, mostrando sua viabilidade como uma ferramenta para estimar a estrutura de tamanho corporal do *O. paranensis*. Contudo, mesmo diante de sua eficácia, foi identificada uma seletividade de tamanho dos indivíduos, evidenciando a necessidade de considerar suas limitações. Observações preliminares também levantaram a hipótese de que indivíduos adultos de tamanhos corporais maiores possam desenvolver comportamentos de evitar as armadilhas, o que demanda investigações futuras mais aprofundadas para validar essa hipótese.

Em relação à estimativa de abundância, os dados revelaram uma subestimativa da abundância pelo MaxN, levando à proposição de um novo estimador denominado MaxN+, que demonstrou eficiência na melhoria das estimativas de abundância em mais

de 70%. Essa descoberta apresenta implicações significativas na precisão das estimativas populacionais, destacando a importância de refinamentos metodológicos para uma avaliação mais precisa. Em contrapartida, os valores de tamanho corporal dos indivíduos do MaxN+ não se mostraram diferentes estatisticamente o que evidencia para o MaxN+ seja usado apenas para trabalhos que tem por objetivo uma maior eficiência na análise de abundância. A análise da estrutura de tamanho corporal do *O. paranensis* no riacho do Mangue evidenciou a existência de pontos específicos com diferentes concentrações de peixes adultos e juvenis, enfatizando a heterogeneidade espacial das populações no ambiente estudado.

Dessa forma, considerando os resultados alcançados, a *stereo-BRUV* demonstrou ser uma ferramenta eficaz na obtenção de dados de abundância e tamanho dos *O. paranensis* em riachos com boa visibilidade da água. Contudo, é necessário cautela na interpretação dos resultados, considerando suas possíveis limitações. A utilização dessa técnica pode contribuir significativamente para os estudos de ictiologia e para a conservação de ambientes aquáticos, fornecendo uma alternativa promissora para a avaliação de comunidades de peixes em riachos e áreas de preservação ambiental.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M. C. F., Kashiwaqui, E. A. L., & Goulart, E. (2012). Population structure, conditions and diet of *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery, 1983). **Biota Neotropica**, **12**(1).
- Baletaud, F., Gilbert, A., Mouillot, D., Come, J. M., & Vigliola, L. (2022). Baited video reveal fish diversity in the vast inter-reef habitats of a marine tropical lagoon. **Marine Biodiversity**, **52**(2), 16.
- Benone, N. L., & de Assis Montag, L. F. (2021). Métodos quantitativos para mensurar a diversidade taxonômica em peixes de riachos. **Oecologia Australis**, **25**(2), 414.
- Boutros, N., Shortis, M. R., & Harvey, E. S. (2015). A comparison of calibration methods and system configurations of underwater stereo-video systems for applications in marine ecology. **Limnology and Oceanography: Methods**, **13**(5), 224-236.
- Cappo, M., Harvey, E. S., & Shortis, M. (2006). Counting and measuring fish with baited video techniques – an overview. In J. M. Lyle, D. M. Furlani, & C. D. Buxton (Eds.), Cutting-Edge Technologies in Fish and Fisheries Science, **Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings** (1, 101–114).
- Cappo, M., Harvey, E., Malcolm, H., & Speare, P. (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of Marine Protected Areas. **In Aquatic Protected Areas - what works best and how do we know** (455-464).

- Carvalho, R. De M. (2021). Aplicação de vídeo remoto subaquático iscado (BRUV) na amostragem da ictiofauna de um riacho do cerrado brasileiro. **Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Ecologia e Conservação. Universidade Federal Do Tocantins Campus De Porto Nacional.**
- Casatti, L., Langeani, F., & Castro, R. (2001). Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, **1**, 1-15.
- Castro, R. M. C. (1999). Evolution of the ichthyofauna of South American streams: general patterns and possible causal processes. **Oecologia Australis**, **6**, 139-155.
- Castro, R., & Polaz, C. N. (2019). Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. **Biota Neotropica**, **20**.
- Cheal, A. J., Emslie, M. J., Currey-Randall, L. M., & Heupel, M. R. (2021). Comparability and complementarity of reef fish measures from underwater visual census (UVC) and baited remote underwater video stations (BRUVS). **Journal of Environmental Management**, **289**, 112375.
- Christiansen, H. M., Solomon, J. J., Switzer, T. S., & Brodie, R. B. (2022). Assessing the size selectivity of capture gears for reef fishes using paired stereo-baited remote underwater video. **Fisheries Research**, **249**, 106234.
- Cirino, J. F., & Lima, J. E. De. (2008). Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José-MG: um estudo de caso. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, **46(3)**, 647-672.
- Coletta, B. B. D., & Vasconcelos, T. da S. (2022). Beta diversity and its importance in conservation biology. **Learning Science**, **11(1)**, 06-10.
- Colton, M. A., & Swearer, S. E. (2010). A comparison of two survey methods: differences between underwater visual census and baited remote underwater video. **Marine Ecology Progress Series**, **400**, 19-36.
- Cousins, S., Kennard, M. J., & Ebner, B. C. (2017). Depth-related composition and structuring of tropical riverine fish assemblages revealed by baited video. **Marine and Freshwater Research**. doi.org/10.1071/MF16278.
- Castro, R. M. C., & Arcifa, M. S. (1987). Reservoir fish communities in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, **47(4)**, 493-500.
- Castro, R. M., C. & Menezes, N. A. (1998). Diagnostic study of fish diversity in the state of São Paulo. Biodiversity of the State of São Paulo. **Synthesis of knowledge at the end of the 20th century**, **6**, Vertebrates.
- Costa, A. C. (2011). Morphometric measurements in the evaluation of weights and body yields of pacu *Piaratus mesopotamicus* and tambaqui *Colossoma macropomum*. **Master's thesis defended at the Postgraduate Program in Applied Ecology, Federal University of Lavras.**

- Cundy, M. E., Santana-Garcon, J., Ferguson, A. M., Fairclough, D. V., Jennings, P., & Harvey, E. S. (2017). Baited remote underwater stereo-video outperforms baited downward-facing single-video for assessments of fish diversity, abundance and size composition. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, *497*, 19–32.
- Datry, T., Melo, A. S., Moya, N., Zubieta, J., De la Barra, E., & Oberdorff, T. (2016). Metacommunity patterns across three Neotropical catchments with varying environmental harshness. **Freshwater Biology**, *61*(3), 277-292.
- Delacy, C. R., Olsen, A., Howey, L. A., Chapman, D. D., Brooks, E. J., & Bond, M. E. (2017). Affordable and accurate stereo-video system for measuring dimensions underwater: a case study using oceanic whitetip sharks *Carcharhinus longimanus*. **Mar Ecol Prog Ser**, *574*, 75-84. <https://doi.org/10.3354/meps12190>.
- Denney, C., Fields, R., Gleason, M., & Starr, R. (2017). Development of new methods for quantifying fish density using underwater stereo-video tools. **JoVE (Journal of Visualized Experiments)**, (129), e56635.
- Ebner, B. C., & Morgan, D. L. (2013). Using remote underwater video to estimate freshwater fish species richness. **Journal of Fish Biology**, *82*, 1592-1612.
- Edeye, K. O. (2022). Shallow and mesophotic reef communities of the Western Indian Ocean: implications for management and conservation (**Doctoral dissertation, University of York**).
- Ellis, D., & DeMartini, E. (1995). Evaluation of a video camera technique for indexing abundances of juvenile pink snapper, *Pristipomoides filamentosus*, and other Hawaiian insular shelf fishes. **Fishery Bulletin**, *93*, 67-77.
- França, M. J. P. (2022). Predatory behavior of the traíra (*Hoplias aff. malabaricus*)(Bloch, 1794) in an altitude stream, evaluated using BRUVs. Master's thesis defended at the Postgraduate Program in Ecology, Federal University of São João del Rei.
- Goetze, J. S., Bond, T., McLean, D. L., Saunders, B. J., Langlois, T. J., Lindfield, S., ... & Harvey, E. S. (2019). A field and video analysis guide for diver operated stereo-video. **Methods in Ecology and Evolution**, *10*(7), 1083-1090.
- Gubiani, E. A., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2009). Length–length and length–weight relationships for 48 fish species from reservoirs of the Paraná State, Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, *14*(4), 289-299.
- Harasti, D., Lee, K. A., Laird, R., Bradford, R., & Bruce, B. (2016). Use of stereo baited remote underwater video systems to estimate the presence and size of white sharks (*Carcharodon carcharias*). **Marine and Freshwater Research**, *68*, 1391-139.
- Harvey, E. S., Cappo, M., Butler, J. J., Hall, N., & Kendrick, G. A. (2007). Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. **Marine Ecology Progress Series**, *350*, 245-254.

- Harvey, E. S., Stephen J. Newman, Dianne L. McLean, Mike Cappel, Jessica J. Meeuwig, & Craig L. Skepper. (2012). Comparison of the relative efficiencies of stereo-BRUVs and traps for sampling tropical continental shelf demersal fishes. **Fisheries Research**, **125–126**, 108-120. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.01.026>.
- Harvey, E., Fletcher, D., & Shortis, M. (2002). Estimation of reef fish length by divers and by stereo-video: A first comparison of the accuracy and precision in the field on living fish under operational conditions. **Fisheries Research**, **57 (3)**, 255-265. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00356-3](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00356-3).
- Heagney, E. C., Lynch, T. P., Babcock, R. C., & Suthers, I. M. (2007). Pelagic fish assemblages assessed using mid-water baited video: standardizing fish counts using bait plume size. **Marine Ecol Prog Ser**, **350**, 255-266. <https://doi.org/10.3354/meps07193>.
- Heldsinger, M., Hepburn, C., Jowett, T., & Rayment, W. (2023). Small marine reserves provide conservation benefits for coastal sharks in southern New Zealand. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, **33(2)**, 144-159.
- Holzbach, A. J., Baumgartner, G., Bergmann, F., de Rezende Neto, L. B., Baumgartner, D., Sanches, P. V., & Gubiani, É. A. (2005). Population characterization of *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Y López, 1948) (Characiformes, Curimatidae) in the Piquiri River. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, **27(4)**, 347-353.
- Jessop, S. A., Saunders, B. J., Goetze, J. S., & Harvey, E. S. (2022). A comparison of underwater visual census, baited, diver operated and remotely operated stereo-video for sampling shallow water reef fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **276**, 108017.
- Kiggins, R. S., Knott, N. A., & Davis, A. R. (2018). Miniature baited remote underwater video (mini-BRUV) reveals the response of cryptic fishes to seagrass cover. **Environ Biol Fish**, **101**, 1717–1722. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0823-2>.
- Langlois, T. J., Fitzpatrick, B. R., Fairclough, D. V., Wakefield, C. B., Hesp, S. A., McLean, D. L., ... & Meeuwig, J. J. (2012). Similarities between line fishing and baited stereo-video estimations of length-frequency: novel application of kernel density estimates. **PLoS One**, **7(11)**, e45973.
- Langlois, T. J., Newman, S. J., Cappel, M., Harvey, E. S., Rome, B. M., Skepper, C. L., & Wakefield, C. B. (2015). Length selectivity of commercial fish traps assessed from in situ comparisons with stereo-video: is there evidence of sampling bias. **Fish Res**, **161**, 145–155.
- Langlois, T. J., Chabanet, P., Pelletier, D., & Harvey, E. (2006). Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. **Secretariat of The South Pacific Community Fisheries Newsletter**, **118**, 53-56.
- Lewis, R., Dawson, S., & Rayment, W. (2021). Size structure of broadnose sevengill sharks (*Notorynchus cepedianus*) in Sawdust Bay, Rakiura/Stewart Island, estimated using underwater stereo-photogrammetry. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, **57(1)**, 104-118.

- Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M., & McKenzie, R. (2011). A comparison of methods for estimating fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. **Brazilian Journal of Oceanography**, **59**, 119-131.
- Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M., & Suthers, I. (2012). Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of artificial reefs in estuaries. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **416–417**, 243-253. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.01.013>.
- Luiz, E. A., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., & Bulla, C. K. (2003). Influência de processos locais e regionais nas assembleias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, **25(1)**, 107-114.
- Melo, N. O. (2018). Uso de censos visuais e vídeo remoto (BRUV) para o estudo da assembleia de peixes em um riacho de altitude. **Dissertação de Mestrado defendida junto ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal de São João del Rei**.
- Menezes, N. A. (1988). Implications of the distribution patterns of the species of *Oligosarcus* (Teleostei, Characidae) from Central and Southern America. **In Proceedings**.
- Menezes, N. A. (1996). Methods for assessing freshwater fish diversity. **Biodiversity in Brazil: a First Approach: Proceedings**.
- Menezes, N. A., & Gery, J. (1983). Seven new acestrorhynchin characid species (Osteichthyes, Ostariophysi, Characiformes) with comments on the systematics of the group. **Revue suisse de Zoologie**, **90(3)**, 563-592.
- Menezes, N.A. & Ribeiro, A.C. (2010). *Oligosarcus jacuiensis* (Characiformes: Characidae), a new species from the Uruguay and Jacuí River basins, southern Brazil. **Neotropical Ichthyol.** **8(3):649-653**.
- Murphy, H. M., Jenkins, G. P. (2010). Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. **Marine and Freshwater Research**, **61**, 236-252. <https://doi.org/10.1071/MF09068>.
- Neuswanger, J. R., Wipfli, M. S., Rosenberger, A. E., & Hughes, N. F. (2016). Measuring fish and their physical habitats: versatile 2D and 3D video techniques with user-friendly software. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, **73(12)**, 1861-1873. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0010>.
- O’Hea Miller, S. B., Davis, A. R., & Wong, M. Y. (2022). Further insights into invasion: field observations of behavioural interactions between an invasive and critically endangered freshwater Crayfish using baited remote underwater video (BRUV). **Biology**, **12(1)**, 18.
- Oyakawa, O. T. (1994). Catálogo dos tipos de peixes recentes do Museu de Zoologia da USP. I. Characiformes (Teleostei: Ostariophysi). **Papéis Avulsos de Zoologia**, **39**, 443-507.

- Oyakawa, O. T.; A. Akama; K.C. Mautari; J.C. Nolasco. (2006). Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. **São Paulo, Neotrópica**, 201.
- Pelletier, D., K. Leleu, G. Mou-Tham, N. Guillemot & P. Chabanet, (2011). Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages. **Fisheries Research**, 107, 84–93.
- Pope, K. L., & Kruse, C. G. (2007). Condition. In Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data (C.S. Guy & M.L. Brown, eds.). **American Fisheries Society, Bethesda**, 423-514.
- Possamai, B.; Da Rosa, L. C.; Corrêa, M. F. M. (2014). Seletividade de armadilhas e atrativos na captura de pequenos peixes e crustáceos em ambientes estuarinos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, 18, (2), 11-17.
- Ribeiro, O. M., & Zuanon, J. (2006). Comparação da eficiência de dois métodos de coleta de peixes em igarapés de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, 36(3), 389-394.
- Rolim, F. A., Rodrigues, P. F., Langlois, T., Neves, L. M., & Gadig, O. B. (2022). A comparison of stereo-videos and visual census methods for assessing subtropical rocky reef fish assemblage. **Environmental Biology of Fishes**, 105(3), 413-429.
- Schmid, K., Reis-Filho, J. A., & Harvey, E. (2017). Baited remote underwater video as a promising nondestructive tool to assess fish assemblages in clearwater Amazonian rivers: testing the effect of bait and habitat type. **Hydrobiologia**, 784, 93–109. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2860-1>.
- Schobernd, Z. H., Bacheler, N. M., & Conn, P. B. (2014). Examining the utility of alternative video monitoring metrics for indexing reef fish abundance. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 71(3), 464-471.
- Schramm, K. D., Marnane, M. J., Elsdon, T. S., Jones, C., Saunders, B. J., Goetze, J. S., ... & Harvey, E. S. (2020). A comparison of stereo-BRUVs and stereo-ROV techniques for sampling shallow water fish communities on and off pipelines. **Marine Environmental Research**, 162, 105198.
- Shafait, F., Harvey, E. S., Shortis, M. R., Mian, A., Ravanbakhsh, M., Seager, J. W., Culverhouse, P. F., Cline, D. E., & Edgington, D. R. (2017). Towards automating underwater measurement of fish length: a comparison of semi-automatic and manual stereo–video measurements, **ICES Journal of Marine Science**, 74(6), 1690–1701.
- Smith, T. M., Jenkins, G. P., & Hutchinson, N. (2012). Seagrass edge effects on fish assemblages in deep and shallow habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 115, 291-299.
- Souza, R. C. R., Rodrigues, R. R., Rêgo, A. C. L., Araujo, A. R., Prado, I. G., Carvalho, M. M. (2016). Fish diversity downstream of hydroelectric plants. In R. C. Loures & A. L.

- Godinho (eds) Risk Assessment of Fish Death in hydroelectric plants. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, (**Peixe Vivo Series, 5**), 97-128.
- Stobart, B., García-Charton, J. A., Espejo, C., Rochel, E., Goñi, R., Reñones, O., Herrero, A., Crec'hriou, R., Polti, S., Marcos, C., Planes, S. (2007). A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: methodological evaluation. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **345**, 158–174.
- Switzer, T. S., Tyler-Jedlund, A. J., Keenan, S. F., & Weather, E. J. (2020). Benthic habitats, as derived from classification of side-scan-sonar mapping data, are important determinants of reef-fish assemblage structure in the eastern Gulf of Mexico. **Marine and Coastal Fisheries**, **12(1)**, 21-32.
- Thompson, K. A., Switzer, T. S., Christman, M. C., Keenan, S. F., Gardner, C. L., Overly, K. E., & Campbell, M. D. (2022). A novel habitat-based approach for combining indices of abundance from multiple fishery-independent video surveys. **Fisheries Research**, **247**, 106178.
- Tibúrcio, C. C. C. (2018). Baited underwater remote video (BRUV) as a tool for assessing stream fish community structure: effect of different bait types on sampling. **Master's thesis defended at the Postgraduate Program in Ecology, Federal University of São João del Rei.**
- Watson, D. L., Harvey, E. S., Anderson, M. J., & Kendrick, G. A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. **Marine Biology**, **148**, 415-425.
- Williams, E. H., Shertzer, K. W., & Bacheler, N. (2022). Estimating length composition of fish observed with stereo-video cameras: A simulation study with application to red snapper (*Lutjanus campechanus*). **Fisheries Research**, **254**, 106424.
- Willis, T. J., & Babcock, R. C. (2000). A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. **Marine and Freshwater Research**, **51(8)**, 755-76.