

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

DIOGO FERNANDES SANTIAGO

**CRESCIMENTO ALOMÉTRICO E O USO DA RELAÇÃO PESO E
COMPRIMENTO NA AVALIAÇÃO ESPACIAL DA ABUNDÂNCIA E CONDIÇÃO
CORPORAL DE PEIXES JUVENIS**

SÃO CARLOS – SP

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

DIOGO FERNANDES SANTIAGO

**CRESCIMENTO ALOMÉTRICO E O USO DA RELAÇÃO PESO E
COMPRIMENTO NA AVALIAÇÃO ESPACIAL DA ABUNDÂNCIA E CONDIÇÃO
CORPORAL DE PEIXES JUVENIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Federal de São Carlos, como um dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências (Ciências Biológicas), área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr.². Joaquim Olinto Branco

Coorientador: Prof. Dr. Jorge Luiz Rodrigues Filho

SÃO CARLOS - SP

2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Diogo Fernandes Santiago, realizada em 27/09/2022.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Joaquim Olinto Branco (UFSCar)

Profa. Dra. Carolina Reigada Montoya (UFSCar)

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Profa. Dra. Natália Carneiro Lacerda dos Santos (UFRJ)

Profa. Dra. Vivian de Mello Cionek (UDESC)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr². Joaquim Olinto Branco pela orientação e por me dar a oportunidade de estudar ecologia de peixes estuarinos.

Ao Thiago Piazza pelo auxílio nas análises em linguagem R e pela parceria.

Aos colegas Victor de Mello e Larissa Malise pelo auxílio na triagem e coletas.

Ao Prof. Dr. David Valença Dantas por disponibilizar seu laboratório, auxiliar na identificação das espécies, e por sempre estar à disposição para ajudar.

Ao Prof. Dr. Jorge Luiz Rodrigues pela coorientação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

À todas as pessoas envolvidas diretamente e indiretamente com o trabalho.

Ao Justino e ao Marcelo Domingos, membros do Corpo de Bombeiros, que foram fundamentais para as coletas de campo.

..... **E**

Ao meu filho, **DILAN FERNANDES**, por ser a minha força para continuar caminhando.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	6
ABSTRACT GERAL	7
INTRODUÇÃO GERAL	8
OBJETIVOS	
Objetivo geral	10
Objetivos específicos	10
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	11
CAPÍTULOS	
CAPÍTULO I - Relação peso - comprimento e crescimento alométrico de peixes juvenis em um ecossistema estuarino subtropical	
RESUMO.....	14
ABSTRACT.....	15
INTRODUÇÃO	15
MATERIAL E MÉTODOS	17
Área de estudo	17
Amostragens	18
Análises de dados	19
Relação peso e comprimento	19
Crescimento alométrico dos peixes juvenis	19
Seleção de juvenis	20
RESULTADOS	21
Seleção de juvenis.....	21
Crescimento alométrico e relações (<i>LW</i>) de peixes juvenis.....	24
DISCUSSÃO	25
CONCLUSÃO	27
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
APÊNDICE CAPÍTULO I.....	32

CAPÍTULO II – Influência de distintos habitats sobre a abundância e condição corporal de peixes juvenis de *Atherinella brasiliensis*

ABSTRACT	59
INTRODUCTION	59
MATERIALS E METHODS	61
Study area	61
Sampling	63
Data analysis	63
Outliers and lower <i>cut off</i>	64
Global model selection	64
Model selection with habitats interaction term.....	65
Population structure and abundance among habitats.....	65
RESULTS	65
DISCUSSION AND CONCLUSIONS.....	69
REFERENCES.....	71
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	78
SUPPLEMENTARY MATERIAL I	79

RESUMO GERAL

Os ecossistemas costeiros tais como os estuários e lagoas costeiras possuem grande importância econômica, ecológica e social. Os habitats vegetados, como os manguezais e marismas são reconhecidos por atuarem como áreas de berçários para os peixes juvenis, devido ao fato de proverem áreas de refúgio contra predadores, maior disponibilidade de alimento e proporcionar um crescimento acelerado dos peixes juvenis. No entanto, a intensa degradação ambiental e o uso inapropriado de seus recursos pela humanidade coloca em ameaça os serviços ecossistêmicos costeiros desses ambientes. Os dados extraídos das relações peso e comprimento (LW) possuem aplicabilidade em diversos estudos ecológicos e para a ciência pesqueira. Nesse sentido, o objetivo geral foi explorar os aspectos ecológicos e biológicos por meio da abordagem das relações (LW). Inicialmente, foram ajustadas relações (LW), e seus parâmetros foram estimados. O tipo de crescimento alométrico (alométrico positivo; alométrico negativo; isométrico) foi testado para os peixes juvenis capturados em um estuário na região neotropical. Além disso, os valores extremos (maiores e menores) do parâmetro b das relações (LW) foram avaliados quanto ao formato corporal dos peixes. Por fim, testou-se a influência de distintos habitats sobre a abundância e condição corporal de peixes juvenis da *Atherinella brasiliensis*. Foram ajustadas 22 relações (LW) para peixes na fase juvenil, e o tipo de crescimento predominante (54,54%) foi o isométrico, evidenciando que a maioria das espécies de juvenis aumentam suas dimensões corporais na mesma proporção. O formato corporal das espécies parece explicar em parte os valores extremos (maiores e menores) do parâmetro b . Além disso, os resultados do segundo capítulo indicam que os habitats de marismas parecem aumentar o valor de berçário para indivíduos juvenis de *A. brasiliensis*, provavelmente devido à presença de vegetação abundante e seus recursos associados.

Palavras-chave: Ecossistemas Costeiros – berçário – peixes juvenis - relação peso e comprimento – habitats estuarinos.

ABSTRACT GERAL

Coastal ecosystems such as estuaries and coastal lagoons have a great economic, ecological and social importance. Vegetated habitats such as mangroves and marshes are recognized for acting as nursery areas for juvenile fish, due to the fact that they provide areas of refuge against predators, greater availability of food and provide an accelerated growth of juvenile fish. However, the intense environmental degradation and the inappropriate use of its resources by humanity threaten the coastal ecosystem services of these environments. The data extracted from the weight and length relationship (LW) have applicability in several ecological studies and for fisheries science. In this sense, the general objective was to explore ecological and biological aspects through the relationship approach (LW). Initially, relationships (LW) were adjusted, and their parameters were estimated. Allometric growth type (positive allometric; negative allometric; isometric) was tested for juvenile fish caught in an estuary in the Neotropics. In addition, the extreme values (higher and lower) of the parameter b of the relationships (LW) were evaluated regarding the body shape of the fish. Finally, the influence of different habitats on the abundance and body condition of juvenile fish of *Atherinella brasiliensis* was tested. Twenty-two relationships (LW) were adjusted for fish in the juvenile phase, and the predominant type of growth (54.54%) was isometric, showing that most species of juveniles increase their body dimensions in the same proportion. The body shape of the species partly explains the extreme values (higher and lower) of parameter b . Furthermore, the results of the second chapter indicate that saltmarsh habitats seem to increase the nursery value for juvenile *A. brasiliensis* individuals, probably due to the presence of abundant vegetation and its associated resources.

Keywords: Coastal Ecosystems – nursery – juvenile fish – weight and length ratio – estuarine habitats.

INTRODUÇÃO GERAL

Os sistemas costeiros de transição, como as lagoas costeiras e os estuários, estão dentre os ecossistemas aquáticos mais valiosos e produtivos do planeta (COSTANZA et al., 1997) e são componentes importantes que integram as zonas costeiras continentais, tanto do ponto de vista biológico como em termos de utilização e valoração para a humanidade (COOPER et al., 1994). O reconhecimento da importância desses ambientes verifica-se através do contexto histórico, no qual são áreas fortemente povoadas e ocupadas em todo o mundo, e que apresentam crescente desenvolvimento urbano e industrial (SPENCER, 2002; CHÍCHARO et al., 2008).

Os ambientes estuarinos e lagoas costeiras desempenham funções ecológicas essenciais devido às suas características intrínsecas, como, por exemplo, a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes, a regulação do fluxo de água, de partículas e de poluentes (KENNISH, 2002; PAERL, 2006). Sua alta produtividade biológica pode suportar densas populações de diversos organismos (HAMILTON; MACDONALD, 1980). Nesse contexto, os peixes e invertebrados que habitam o ambiente estuarino constituem-se em um recurso alimentar valioso para a subsistência das comunidades litorâneas e formam a base para o desenvolvimento de uma grande variedade de pescados (BLABER, 1997).

Um valor cada vez mais reconhecido para as zonas costeiras úmidas, no qual o estuário insere-se, é o seu papel ecológico como áreas de berçários para diversas espécies de peixes e invertebrados (BECK et al., 2001, MUMBY; HASTINGS, 2008), seja devido à importância ecológica, cultural e/ou econômica que essas espécies podem apresentar. A forte corrente teórica que investiga o valor do estuário do ponto de vista da atuação como berçário, se baseia, em grande parte, na sua importância em prover diferentes tipos de habitats, refúgio contra predadores, alimento, e também às condições físicas favoráveis que moldam e permitem o estabelecimento de determinadas espécies (BECK et al., 2001; NAGELKERKEN et al., 2015; SHEAVES, 2009). Além disso, os processos que conferem valor de berçário a um estuário estão interligados por um mosaico de habitats com constante interação (SHEAVES, 2009; BERKSTROM et al., 2012; NAGELKERKEN et al., 2015), e pode receber aporte de insumos oriundos além do próprio local (BEGER et al., 2010), como a matéria orgânica provenientes de ambientes terrestres adjacentes, pelo aporte fluvial e pelos nutrientes advindos do oceano. Portanto, trata-se de uma visão mais integrativa que considera a totalidade de uma paisagem.

Dentre as áreas que podem atuar como berçários estão os manguezais e pântanos salgados (DORENBOSCH et al., 2005; KIMIREI et al., 2011; MINELLO et al., 2003), pois fornecem alimento, abrigo e podem permitir o crescimento de peixes e invertebrados (BECK et al., 2001; HECK et al., 2003; KIMIREI et al., 2013). Embora os ambientes costeiros sejam considerados dentre os ecossistemas mais valiosos do planeta (ELLIOTT; WHITFIELD, 2011), também estão sob forte ameaça (BASSETT et al., 2013). A sua localização na interface terra e mar confere alto valor para a comunidade e, por consequência, ocorrem crescentes ameaças ambientais devido à intensa pressão populacional associada ao desenvolvimento acelerado e em larga escala (LOTZE et al., 2006, WORM et al., 2006). Além disso, o funcionamento desses sistemas agrava-se também pela pressão exercida pela pesca predatória (HAIMOVICI et al., 2014) e pelas alterações climáticas (YANG et al., 2015). O papel fundamental que esses ecossistemas provêm à sociedade e aos organismos aquáticos direciona, para essas áreas, o foco das ações conservacionistas (LOTZE, 2006). Contudo, para que as ações sejam efetivas, é primordial construir um conhecimento aprofundado do ambiente.

Uma ferramenta que possui aplicabilidade em estudos ecológicos (JELLYMAN; BOOKER; CROW et al., 2013) e para a ciência pesqueira são os dados extraídos das relações peso e comprimento (LW) (SPARRE et al., 1989; GULLAND, 1983). Huxley (1924), propôs um modelo de relação (LW) (Equação 1), que é utilizado amplamente, no qual o W_t é o peso total e o L_t corresponde ao comprimento. O parâmetro a é o intercepto da regressão e o parâmetro b corresponde à inclinação da regressão.

$$W_t = aL_t^b \quad (1)$$

O coeficiente alométrico (parâmetro b) pode ser avaliado do ponto de vista do tipo de crescimento que os peixes podem apresentar: isométrico ($b = 3$, todas as dimensões do peixe aumentam na mesma proporção), alométrico negativo ($b < 3$, o peixe aumenta menos em peso do que o previsto para seu comprimento, tornando-se mais alongado à medida que cresce), ou alométrico positivo ($b > 3$, o peixe aumenta em peso mais do que o previsto para seu comprimento, adquirindo uma forma menos alongada ou mais arredondada à medida que cresce) (FROESE; TSIKLIRAS; STERGIOU, 2011). Além disso, segundo Froese (2006), se $b = 3$, então os espécimes pequenos na amostra em consideração têm a mesma forma e condição que os espécimes grandes. Quando $b > 3$, os espécimes grandes aumentaram em altura ou largura mais do que em comprimento, seja como resultado de uma notável mudança ontogenética na forma do corpo com o tamanho, o que é raro, ou porque a maioria dos espécimes grandes na amostra eram mais espessos que os pequenos, o que é comum. Por outro

lado, se $b < 3$, então os espécimes grandes mudaram sua forma do corpo para se tornarem mais alongados ou os espécimes pequenos estavam em melhor condição nutricional no momento da amostragem. Percebe-se que para aplicar essa interpretação é necessário que os dados utilizados para ajustar relações (LW) devem conter indivíduos em distintas fases de vida ou em diferentes classes de comprimento. Entretanto, neste estudo, o foco foi explorar as relações (LW) para a fase juvenil dos peixes.

Estudos que focam em peixes juvenis e buscam identificar áreas de berçários são de grande valia, pois essas áreas são responsáveis, em parte, por exportar indivíduos para o estoque de peixes adultos e na manutenção das atividades pesqueiras. Além disso, a Lagoa Santo Antônio dos Anjos, local onde o estudo foi conduzido, apresenta a ocorrência de dois importantes habitats com vegetação entremarés, o mangue e o marisma, que são reconhecidos por exercerem papel como áreas de berçários. Frente ao exposto, o presente trabalho teve como objetivo fornecer dados extraídos de relações (LW) de espécies de peixes juvenis e explorar os aspectos ecológicos e biológicos por meio da abordagem das relações (LW).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Ajustar relações peso – comprimento e estimar seus respectivos parâmetros para peixes juvenis;
2. Testar o tipo de crescimento alométrico para peixes juvenis;
3. Avaliar se os valores extremos (maior e menor) do parâmetro b refletem no formato corporal dos peixes juvenis;
4. Avaliar a influência de distintos habitats estuarinos sobre a condição corporal e abundância de peixes juvenis de *Atherinella brasiliensis*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BASSET, A.; ELLIOTT, M.; WEST, R. J.; WILSON, J. G. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 132, p. 1-4, 2013.
- BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; & WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. **Bioscience**, v. 51, n.8, p. 633–641, 2001.
- BEGER, M.; GRANTHAM, H. S.; PRESSEY, R. L.; WILSON, K. A.; PETERSON, E. L.; DORFMAN, D & POSSINGHAM, H. P. Conservation planning for connectivity across marine, freshwater, and terrestrial realms. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 565–575.
- BERKSTRÖM, C. M.; GULLSTRÖM, R.; LINDBORG, A. W.; MWANDYA, S. A. S.; YAHYA, N. KAUTSKY.; NYSTRÖM, M. Exploring ‘knowns’ and ‘unknowns’ in tropical seascape connectivity with insights from East African coral reefs. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 107, p. 1–21, 2012.
- BLABER, S. J. Fish and fisheries in tropical estuaries. **Springer Science & Business Media**, v. 22, 1997.
- COOPER, J. A. G.; RAMM, A. E. L.; HARRISON, T.D. The Estuarine Health Index – a new approach to scientific-information transfer. **Ocean & Coastal Management**, v. 25, n. 2, p. 103-41, 1994.
- COSTANZA, R.; DARGE, R.; DEGROOT, R.; FRABER, S.; GRASSO, M.; HANNON B.; VAN DEN BELT, M. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-60, 1997.
- CHÍCHARO, A.; CHÍCHARO, L.; WOLANSKI, E. Estuarine ecohydrology. Ecological Engineering: **Encyclopedia of Ecology**, p. 1413-22, 2008.
- DORENBOSCH, M.; GROL, M. G. G.; CHRISTIANEN, M. J. A.; NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. Indo-Pacific seagrass beds and mangroves contribute to fish density and diversity on adjacent coral reefs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 302, p. 63–76, 2005.
- ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 94, n. 4, p. 306-314, 2011.
- FROESE, R.; TSIKLIRAS, A. C.; STERGIOU, K. I. Editorial note on weight–length relations of fishes. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 41 (4): 261–263, 2011.
- GULLAND, J. A. Fish stock assessment: a manual of basic methods. **FAO/Wiley Series on Food and Agriculture**, Rome, 1983
- HAIMOVICI, M.; ANDRIGUETO FILHO, J. M.; SUNYE, P. S. Sistemas pesqueiros marinhos e estuarinos do Brasil: análise multidisciplinar de pescarias. 1. ed. Rio Grande: **Editora da FURG**, v. 1, p. 191, 2014.
- HAMILTON, P.; MACDONALD, K. B. Estuarine and wetland Processes. **Plenum Press**, New York, p. 653, 1980.

- HECK, JR. K. L.; HAYS, G.; ORTH RJ. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. **Marine Ecology Progress Series**, v. 253, p. 123–136, 2003.
- HUXLEY JS (1924). Constant differential growth-ratios and their significance. **Nature**, v. 114, n. 2877, p. 896-897, 2014.
- JELLYMAN, P. G., BOOKER, D. J.; CROW, S. K.; BONNETT, M. L.; JELLYMAN, D. J. Does one size fit all? An evaluation of length–weight relationships for New Zealand’s freshwater fish species. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 47, n. 4, p. 450–468, 2013.
- KENNISH, M. J. Environmental threats and environmental futures of estuaries. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 1, p. 78-107, 2002.
- KIMIREI, I. A.; NAGELKERKEN, I.; MGAYA, Y. D.; HUIJBERS, C. M. The mangrove nursery paradigm revisited: otolith stable isotopes support nursery-to-reef movements by Indo-Pacific fishes. **PloS one**, v. 8, n. 6, p. e66320, 2013.
- KIMIREI, I.A.; NAGELKERKEN, I.; GRIFFIOEN, B.; WAGNER, C.; MGAYA, Y. D. Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass associated coral reef fish shows flexibility in time and space. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, n. 1, p. 47-58, 2011.
- LOTZE, H. K.; LENIHAN, H. S.; BOURQUE, B. J.; BRADBURY, R. H.; COOKE, R. G.; KAY, M. C.; JACKSON, J. B. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science**, v. 312, n. 5781, p. 1806-1809, 2006.
- MINELLO, T. J.; ABLE, K. W.; WEINSTEIN, M. P.; HAYS, C. G. Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 246, p. 39–59, 2003.
- MUMBY, P. J.; HASTINGS, A. The impact of ecosystem connectivity on coral reef resilience. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 854-862, 2008.
- NAGELKERKEN, I. M.; SHEAVES, R.; BAKER, R.; CONNOLLY. The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, p. 362 – 371, 2015.
- PAERL, H. W. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: interactive effects of human and climatic perturbations. **Ecological Engineering**, v. 26, n. 1, p. 40-54, 2006.
- SHEAVES, M. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. **Marine Ecology-Progress Series**, v. 391, p. 107–115, 2009.
- SPARRE, P., E. URSIN and S.C. VENEMA. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO. **Fisheries Technical Paper**, v. 306, n.1, 1989.
- SPENCER, K. L. Spatial variability of metals in the intertidal sediments of Medway Estuary, Kent, UK. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 933-944, 2002.
- WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J. E.; FOLKE, C.; HALPERN, B. S.; WATSON, R. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. **science**, v. 314, n. 5800, p. 787-790, 2006.

YANG, Z. WANG, T. VOISIN, N.; COPPING, A. Estuarine response to river flow and sea-level rise under future climate change and human development. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 156 p. 19–30, 2015.

CAPÍTULO I

RELAÇÃO PESO – COMPRIMENTO, CRESCIMENTO ALOMÉTRICO E FORMATO CORPORAL DE PEIXES JUVENIS EM UM ECOSISTEMA ESTUARINO SUBTROPICAL

RESUMO

Neste estudo, são apresentadas 22 relações peso-comprimento (LW) e o tipo de crescimento alométrico para espécies de peixes juvenis capturadas nas águas rasas de um ecossistema estuarino subtropical. Além disso, foi avaliado se os valores extremos do parâmetro b da relação (LW) refletem no formato corporal (mais alongado ou mais arredondado) dos peixes juvenis. Para selecionar apenas indivíduos juvenis utilizou-se um método alternativo para remoção de indivíduos adultos. Os espécimes foram coletados mensalmente entre novembro de 2018 e outubro de 2019. Dentre as 22 espécies de peixes analisadas, inferiu-se o comprimento de primeira maturação para 15 espécies. A maioria dos comprimentos de primeira maturação mostrou-se estar abaixo do L50 encontrado na literatura, não refletindo com precisão o L50. Um total de 5664 indivíduos juvenis foram utilizados para ajustar as relações (LW) por meio de regressões lineares simples. Os parâmetros b das relações (LW) para os peixes juvenis variaram de 2.59 (*Ctenogobius boleosoma*) a 3.37 (*Poecilia vivipara*) com coeficientes de determinação (r^2) entre 0.90 a 0.99, exceto para espécies *Platanichthys platana*, *Ctenogobius stigmaticus* e *Ctenogobius boleosoma*, que apresentaram valores de 0.57, 0.78 e 0.83, respectivamente. Em parte, os valores de b para essas espécies podem ser explicados por suas respectivas formas corporais. As espécies com os dois menores valores de b possuem um corpo alongado, enquanto que os dois maiores valores desse parâmetro foram observados em espécies com um formato mais arredondado. Os valores encontrados do parâmetro b para as espécies de peixes juvenis estão dentro da variação de 2.5 a 3.5 esperada. Esse estudo fornece novas informações para peixes juvenis capturados no estuário e pode servir de base para o manejo da pesca e conservação dessa área.

Palavras-chave: ictiofauna, juvenil, estuário, crescimento relativo, crescimento alométrico

ABSTRACT

In this study, 22 weight-length (LW) relationships and the type of allometric growth for juvenile fish species captured in the shallow waters of a subtropical estuarine ecosystem are presented. In addition, it was evaluated whether the extreme values of the parameter b (LW) reflect the body shape (longer or more rounded) of juvenile fish. To select only juvenile individuals, an alternative method was used to remove adult individuals. The specimens were collected monthly between November 2018 and October 2019. Among the 22 fish species analyzed, the length at first maturation was inferred for 15 species. Most of the first maturation lengths were shown to be below the L50 found in the literature, not accurately reflecting the L50. A total of 5664 juvenile individuals were used to adjust the relationships (LW) using simple linear regressions. The b parameters (LW) for juvenile fish ranged from 2.59 (*Ctenogobius boleosoma*) to 3.37 (*Poecilia vivipara*) with coefficients of determination (r^2) between 0.90 and 0.99, except for *Platanichthys platana*, *Ctenogobius stigmaticus* and *Ctenogobius boleosoma* species, which presented values of 0.57, 0.78 and 0.83, respectively. In part, the b values for these species can be explained by their respective body shapes. The species with the two lowest values of b have an elongated body, while the two highest values of this parameter were observed in species with a more rounded shape. The values found for parameter b for juvenile fish species are within the expected range of 2.5 to 3.5. This study provides new information for juvenile fish caught in the estuary and can serve as a basis for fisheries management and conservation in this area.

Keywords: ichthyofauna, juvenile, estuarine, relative growth, allometric growth

INTRODUÇÃO

Os dados provenientes da relação peso e comprimento (LW) possuem grande importância na ciência da pesca (SPARRE et al., 1989; GULLAND, 1983) devido à sua utilização frequente para avaliar estoques pesqueiros, sendo também utilizada em estudos ecológicos (JELLYMAN; BOOKER; CROW et al., 2013). Geralmente, os dados coletados durante os levantamentos pesqueiros compreendem informações apenas referente ao número de indivíduos e seus respectivos comprimentos, não sendo possível, em muitos casos, a obtenção do peso individual dos espécimes devido às restrições inerentes à atividade de campo. Nesse contexto, as relações (LW) permitem realizar estimativas da biomassa dos estoques pesqueiros (MA; JIAO; REN, 2017; HILBORN; WALTERS, 1992).

Apesar do extenso uso das informações que as relações (LW) fornecem, a interpretação dos resultados deve ser cuidadosa. Por exemplo, os dados provenientes das relações (LW) podem diferir-se entre espécies devido às suas respectivas formas corporais e aos fatores fisiológicos, como a maturidade e desova (SCHNEIDER et al., 2000). Além disso, o processo de crescimento pode diferir em uma mesma espécie habitando diferentes locais, influenciado por inúmeros fatores bióticos e abióticos (JISR et al., 2018). LE CREN (1951) foi um dos pioneiros nos estudos das relações (LW), e esse autor observou diferenças significativas das relações (LW) para a espécie *Perca fluviatilis* (LINNAEUS, 1758) associados aos fatores biótico e abióticos, e concluiu que uma única regressão não descreverá adequadamente a relação (LW) para essa espécie. Outro aspecto importante referente ao crescimento dos peixes é a ocorrência de um padrão de desenvolvimento em distintas fases de vida (BARLOW, 1961), que pode apresentar alterações na forma do corpo (FONTELES-FILHO, 2011). A omissão desses pontos de mudanças nas relações (LW) pode refletir na inclinação de uma regressão (parâmetro b), podendo resultar em valores super ou subestimados (FROESE, 2006). Portanto, vários fatores podem influenciar nas relações (LW) das espécies de peixes.

As modelagens das relações (LW) são frequentemente realizadas por meio de regressões lineares simples, aplicando o logaritmo nas variáveis preditora e resposta (CHUCTAYA et al., 2018). A maioria das publicações científicas que abordam as relações (LW) estimam uma única regressão por espécie de peixe, geralmente não considerando as diferentes fases de vida, que podem apresentar etapas de crescimento distintas. Esse é o primeiro estudo abordando relações (LW) especificamente para peixes juvenis conduzido na Lagoa de Santo Antônio dos Anjos (LSA), Santa Catarina, Brasil. A LSA juntamente com as Lagoas de Imaruí e Mirim formam o Sistema Estuarino de Laguna (SEL), que compreende uma extensa área de águas rasas que apresenta múltiplos usos, fornecem diversos serviços ecossistêmicos e suportam a pesca artesanal e esportiva (BARLETTA et al., 2017). Além disso, o SEL possui relevância ecológica devido à existência de habitats vegetados de marismas e mangues, onde ocorre o limite austral da distribuição dos manguezais no Brasil (SOARES et al., 2012; SCHAEFFER-NOVELLI, 1995). Portanto, investigar e levantar dados da ictiofauna juvenil em ecossistemas de berçários podem contribuir para o manejo das espécies. Nesse contexto, o objetivo geral desse estudo foi estimar os parâmetros das relações (LW) e testar a alometria para as espécies de peixes juvenis capturadas na LSA. Os dados serão disponibilizados no *FishBase* para o uso por meio da abordagem Hierárquica Bayesiana (FROESE; PAULY, 2017; FROESE et al., 2014).

No contexto das relações (LW), o parâmetro b indica a taxa de mudança na forma ou condição do peixe, sendo que $b < 3,0$ indica a redução na condição ou um alongamento na forma de acordo com o aumento do comprimento, enquanto que $b > 3,0$ resulta em um aumento na condição ou aumento da altura ou largura de acordo com o aumento do comprimento (HILE, 1936). Portanto, quanto maior for a distância de 3,0, maior será a mudança na condição ou forma dos peixes. Nesse contexto, a seguinte hipótese foi avaliada: valores discrepantes do parâmetro b refletem no formato corporal das espécies de peixes juvenis. Espera-se que os peixes com formato mais alongado possuam os menores valores de b , enquanto que os peixes com formato mais arredondado possuam os maiores valores de b .

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Sistema Estuarino de Laguna (LES) é composto pelas lagoas de Imaruí, Mirim e Santo Antônio dos Anjos (18.400 ha) que estão interconectadas (BARLETTA et al., 2017). A Lagoa de Santo Antônio dos Anjos (LSA), área de estudo para a obtenção das amostragens, apresenta elevada hidrodinâmica devido a influência das marés, pelo aporte de águas fluviais e por possuir uma ligação permanente com o oceano (DANTAS et al., 2019). Além disso, na sua porção sul, encontra-se os habitats de marisma e mangue, que estão inseridos na Área de Proteção Ambiental de Baleia Franca (APABF).

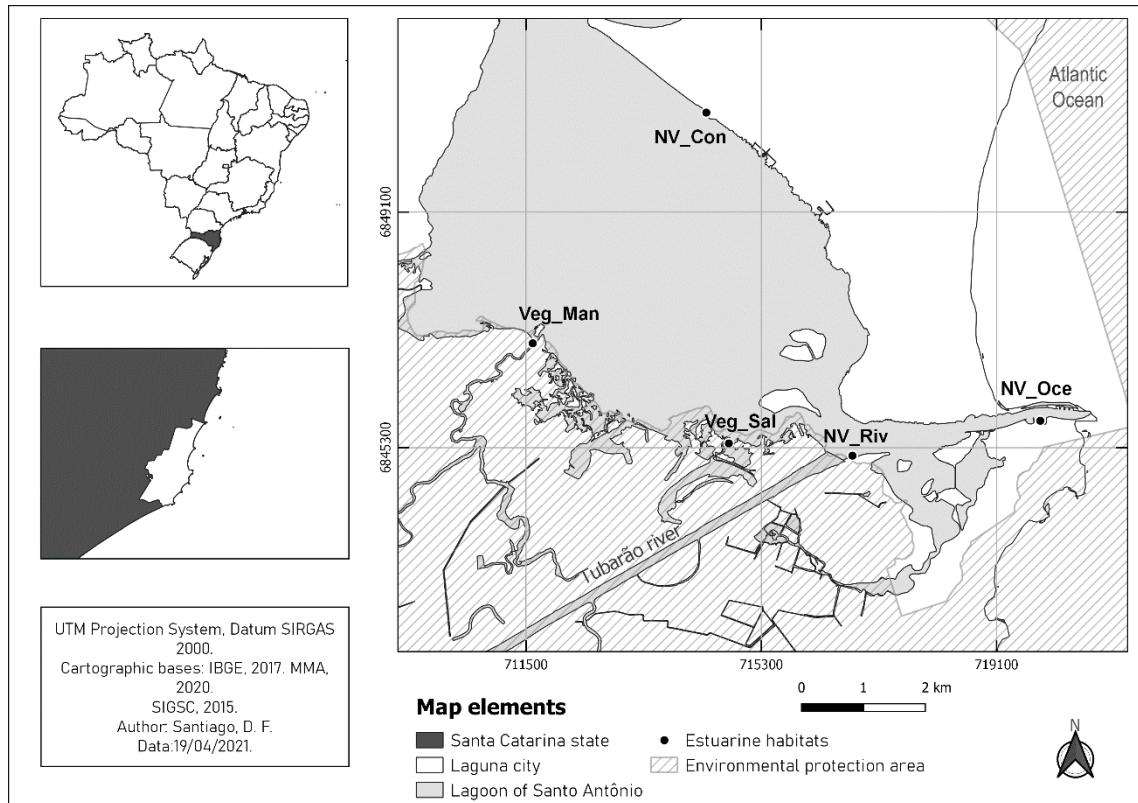


Figura 1. Mapa do local do estudo no município de Laguna, Santa Catarina, Sul do Brasil. Os pontos pretos referem-se aos locais de coleta de dados na Lagoa de Santo Antônio, sendo: NV_Oce (área não vegetada próxima ao oceano), NV_Riv (área não vegetada próxima ao Rio Tubarão), Veg_Sal (área vegetada com espécies de marismas), Veg_Man (área vegetada com espécies semelhantes a manguezais) e NV_Con (área não vegetada - local controle).

Amostragens

Os indivíduos foram coletados mensalmente em cinco pontos amostrais (Figura 1) nas águas rasas da Lagoa de Santo Antônio dos Anjos entre novembro de 2018 e outubro de 2019. As coletas dos espécimes da ictiofauna foram realizadas sob posse do documento de autorização emitido pela entidade pública competente (SISBIO autorização nº 62946-1). Para cada ponto amostral foram realizados três arrastos utilizando uma rede do tipo picaré com ensacador (210/206 com malha de multifilamento com 0.5 cm entrenós), com abertura de 6 metros, tracionadas por cabos de 23 metros e com altura de 1 metro. Os espécimes da ictiofauna foram colocados em sacos plásticos devidamente etiquetados e transportados em caixas térmicas contendo gelo para o Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação (LEAC) da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). No laboratório, os peixes foram armazenados em freezer abaixo de 0°C. Para a identificação da ictiofauna foram utilizadas as chaves dicotômicas de Figueiredo & Menezes (1978,1980 e 200) e Menezes & Figueiredo,

(1980, 1985). Para cada espécime foram obtidos os dados biométricos do comprimento total (TL) em centímetros (cm) e peso total (WT) em gramas (g).

Análises de dados

As análises de dados foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2020). Primeiramente, checou-se na literatura o tamanho de primeira maturação (L50) das espécies de peixes. Caso o comprimento total (cm) das espécies capturadas nesse estudo fosse menor em relação ao comprimento de primeira maturação (L50; Tabela 2) registrado na literatura, os indivíduos foram considerados pertencentes à fase juvenil. Desse modo, os parâmetros das relações (LW) foram estimados, e foi verificado o tipo de alometria para essa fase de vida. Por outro lado, para as espécies que apresentaram comprimento total maior do que o L50 da literatura, ou no caso da inexistência de informações (L50), foi realizada uma inferência do comprimento de primeira maturação (L50) com a finalidade de excluir os indivíduos adultos (tópico: *Seleção de juvenis*). Posteriormente foi verificado a alometria para a fase juvenil.

Relação peso e comprimento (LW)

Inicialmente, foram ajustados modelos lineares pela função *lm* do pacote *stats* (R Core TEAM, 2020) sobre os dados logaritimizados, e os parâmetros *a* e *b* foram estimados. Como o parâmetro *a* da regressão linear (valor negativo) e da regressão não linear (valor positivo) são distintos, foi necessário aplicar a função *exp* para obter o valor de *a* de uma regressão não linear, característica de uma curva de relações (LW). Os intervalos de confiança (95%) dos parâmetros *a* e *b* e o coeficiente de determinação (R^2) foram obtidos aplicando a função *confint* do pacote *stats* (R CORE TEAM, 2020) e pela função *Rsq.ad* do pacote *qpcR* (SPIESS, 2018), respectivamente.

Crescimento alométrico dos peixes juvenis

De posse dos parâmetros das relações (LW) estimados, foi verificado o tipo de crescimento para os indivíduos juvenis: isométrico ($b = 3$, todas as dimensões do peixe aumentam na mesma proporção), alométrico negativo ($b < 3$, o peixe aumento menos em peso do que o previsto para seu comprimento, tornando-se mais alongado à medida que cresce), ou alométrico positivo ($b > 3$, o peixe aumenta em peso mais do que o previsto para seu comprimento, adquirindo uma forma menos alongada ou mais arredondada à medida que cresce) (FROESE; TSIKLIRAS; STERGIOU, 2011). Para determinar o tipo de crescimento foi utilizado o *student's t-test* ($\alpha = 0.05$) no qual foi verificada a hipótese nula de $H_0: b = 3$

(crescimento isométrico) e a hipótese alternativa de $H_1: b \neq 3$ com nível de significância de 5 % (ZAR, 2010).

Seleção de juvenis

Esta etapa foi realizada para as espécies que apresentaram o comprimento total (TL) acima do L50 registrado na literatura, assim como para as espécies que não existem informações sobre o tamanho de primeira maturação. O objetivo dessa análise foi excluir os indivíduos adultos para testar o tipo de crescimento (alometria) e avaliar os valores do parâmetro b quanto ao formato corporal apenas para os indivíduos juvenis. Dessa forma, para inferir o comprimento total (L50) de primeira maturação das espécies, foi realizada uma análise visual dos resíduos para detectar alterações do padrão residual, indicando mudanças do crescimento entre fases ontogenéticas. O comprimento de primeira maturação foi determinado na primeira alteração do padrão comportamental dos resíduos. Para isso, foi ajustado um modelo não linear pela função *nls* do pacote *nlstools* (FLORENT BATY et al., 2015). Os parâmetros a e b foram estimados considerando todos os indivíduos (juvenis e adultos), como foi descrito anteriormente (Tópico: *Relação peso e comprimento*). De posse dos valores, os parâmetros de a e b foram inseridos na função *nls*. Em seguida, os resíduos padronizados foram extraídos do modelo não linear pela função *nlsResiduals* do pacote *nlstools* (FLORENT BATY et al., 2015), e foram plotados com o comprimento total. Para detectar as alterações do comportamento residual, foi ajustada uma média móvel dos resíduos padronizados (eixo y) a cada intervalo de 1 cm do comprimento total (eixo x) utilizando a função *smooth.spline* do pacote *stats* (R CORE TEAM, 2020). Foram excluídos os indivíduos (adultos) com comprimento (TL) acima do comprimento de maturação estimado. Dessa forma, para verificar o tipo de crescimento, foram utilizados apenas os indivíduos da fase juvenil (Tópico: *Crescimento alométrico dos peixes juvenis*).

Além disso, para verificar a acurácia o L50 estimado nesse estudo, foram obtidas as médias dos diferentes L50 da literatura para cada espécie, quando disponível, e posteriormente, foi dividido o valor do L50 observado nesse estudo pela média do L50 da literatura. O valor obtido foi denominado de “*Distance from L50*”. Assim, os valores maiores que 1.0 indica que o L50 desse estudo está acima da média da literatura, enquanto que os valores menores que 1.0 estão abaixo da média da literatura.

RESULTADOS

Seleção de peixes juvenis (L50)

Dentre as 22 espécies de peixes analisadas, inferiu-se o comprimento de primeira maturação para 15 espécies (Figuras; ver Apêndice) (*Eucinostomus melanopterus* (Bleeker, 1863), *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1855), *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes, 1835), *Ctenogobius stigmaticus* (Poey, 1860), *Ctenogobius boleosoma* (Jordan & Gilbert, 1882), *Gobionellus oceanicus* (Pallas, 1770), *Poecilia vivípara* (Bloch & Schneider, 1801), *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842), *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829), *Diapterus auratus* (Ranzani, 1842), *Platanichthys platana* (Regan, 1917), *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829), *Anchoa lyolepis* (Evermann & Marsh, 1900), *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829), *Citharichthys arenaceus* (Evermann & Marsh, 1900)). Ao total, foram removidos 1.949 indivíduos adultos após a análise visual dos resíduos. Por outro lado, não foi possível determinar o comprimento de primeira maturação para 7 espécies; *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766), *Mugil liza* (Valenciennes, 1836), *Mugil curema* (Valenciennes, 1836), *Genidens barbatus* (Lacepède, 1803), *Genidens genidens* (Cuvier, 1829), *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879), *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), devido ao comprimento total dos indivíduos capturados neste estudo estar abaixo do L50 registrado na literatura. Dentre as 15 espécies que foi determinado o comprimento de primeira maturação, apenas 7 possuíam informações pretéritas na literatura. Observou-se que a maioria das espécies (*E. argenteus*, *L. grossidens*, *C. arenaceus*, *D. rhombeus*, *O. argentinensis*) apresentaram L50 menor em relação à média do L50 da literatura (Tabela 2). Os valores mais discrepantes do “Distance from L50” foram observados para as espécies *D. rhombeus* e *O. argentinensis* com 0.49 e 0.55, respectivamente (Tabela 2). Na tabela 2 são apresentados os dados das duas fases de vida (juvenil e adulto), os comprimentos de primeira maturação da literatura e os comprimentos de maturação (CPM) determinado nesse estudo.

Família	Espécie	N	PT (g)	CT (cm)	Parâmetros da Regressão								Crescimento	
			min - máx	min - máx	<i>a</i>	<i>a</i> (IC 95%)	<i>b</i>	<i>b</i> (IC 95%)	R ²	<i>t</i>	<i>p</i>			
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	317	0.05 - 5.66	1.66 - 7.46	0.0096	0.0091	0.0101	3.11	3.08	3.15	0.97	6.50	<0.05	A +
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	188	0.03 - 4.40	1.44 - 7.63	0.0104	0.0098	0.0110	2.98	2.94	3.02	0.99	-0.96	0.25	I
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	233	0.08 - 1.24	1.97 - 4.68	0.0105	0.0094	0.0116	2.96	2.87	3.05	0.93	-0.85	0.28	I
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>	34	0.14 - 7.24	2.30 - 8.27	0.0094	0.0074	0.0118	3.09	2.96	3.21	0.98	1.34	0.16	I
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	291	2.43 - 32.14	6.68 - 14.54	0.0062	0.0055	0.0071	3.15	3.09	3.21	0.97	5.14	<0.05	A +
Atherinopsidae	<i>Odontesthes argentinensis</i>	192	0.04 - 3.99	2.0 - 8.18	0.0038	0.0035	0.0041	3.21	3.17	3.26	0.98	8.77	<0.05	A +
Mugilidae	<i>Mugil liza</i>	1773	0.06 - 97.98	2.0 - 22.11	0.0077	0.0074	0.0079	3.24	3.22	3.27	0.96	19.19	<0.05	A +
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	1590	0.07 - 26.34	2.09 - 14.25	0.0091	0.0089	0.0093	3.05	3.04	3.07	0.98	6.28	<0.05	A +
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i>	480	1.78 - 39.02	6.58 - 16.49	0.0077	0.0063	0.0095	2.97	2.87	3.06	0.95	-0.65	0.32	I
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	162	2.65 - 24.24	6.62 - 14.77	0.0116	0.0094	0.0142	2.81	2.72	2.91	0.97	-3.92	<0.05	A -
Gobiidae	<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	28	0.04 - 0.22	1.98 - 3.18	0.0075	0.0044	0.0128	2.79	2.26	3.32	0.78	-0.80	0.28	I
Gobiidae	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	8	0.08 - 0.21	2.17 - 3.05	0.0114	0.0043	0.0299	2.59	1.63	3.54	0.83	-1.06	0.21	I
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i>	22	0.14 - 12.52	2.69 - 13.96	0.0069	0.0051	0.0093	2.81	2.67	2.94	0.97	-2.97	<0.05	A -
Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i>	15	0.05 - 0.18	1.63 - 2.44	0.0094	0.0064	0.0138	3.37	2.83	3.91	0.93	1.50	0.13	I
Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i>	85	0.02 - 0.37	1.39 - 3.09	0.0086	0.0076	0.0098	3.28	3.14	3.41	0.94	4.07	<0.05	A +
Eugraulidae	<i>Platanichthys platana</i>	26	0.07 - 0.19	2.38 - 3.11	0.0060	0.0018	0.0202	2.99	1.80	4.19	0.57	-0.01	0.39	I
Eugraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	27	2.19 - 5.85	6.71 - 9.63	0.0086	0.0041	0.0181	2.85	2.49	3.20	0.91	-0.90	0.26	I
Eugraulidae	<i>Achoa lyolepis</i>	32	0.09 - 0.73	2.84 - 5.25	0.0061	0.0043	0.0089	2.86	2.60	3.12	0.95	-1.09	0.22	I
Eugraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	16	16.59 - 25.35	11.97 - 13.41	0.0065	0.0013	0.0325	3.17	2.53	3.81	0.90	0.57	0.33	I
Clupeidae	<i>Sardinella brasiliensis</i>	35	0.09 - 2.54	2.71 - 7.16	0.0043	0.0032	0.0058	3.24	3.03	3.45	0.99	2.34	<0.05	A +
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	90	0.08 - 8.88	1.96 - 10.24	0.0098	0.0088	0.0108	2.89	2.82	2.95	0.99	-3.32	<0.05	A -
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	20	0.22 - 26.60	2.71 - 13.56	0.0096	0.0070	0.0131	2.98	2.82	3.13	0.99	-0.28	0.38	I

Tabela 1. Parâmetros estimados a partir dos ajustes das relações (LW) apenas para peixes juvenis. N = número de indivíduos, PT = peso total, CT = comprimento total, *a* = intercepto, *b* = inclinação, IC = intervalo de confiança, *r*² = coeficiente de determinação, *t* = teste de *student*, *p* = valor de *p*. Crescimento = A+ (crescimento positivo), A- (crescimento negativo), I (crescimento isométrico).

Espécie	N	PT (g)	CT (cm)	Parâmetros da Regressão									CPM (cm)	Literatura (L50)	Referência	Distance L50
				min - máx	min - máx	<i>a</i>	<i>a</i> (IC 95%)	<i>B</i>	<i>b</i> (IC 95%)	R ²	<i>t</i>	<i>p</i>				
<i>E. argenteus</i>	416	0.05 - 40.06	1.66 - 12.53	0.0106	0.0100	0.0112	3.03	3	3.07	0.93	1.84	0.07	7.50	8.0 ^B -8.31 ^B	1,2	0.92
<i>E. melanopterus</i>	208	0.03 - 33.52	1.44 - 14.90	0.0104	0.0099	0.0110	2.98	2.95	3.01	0.99	-1.23	0.19	7.70	7.50 ^B	3	1.03
<i>D. rhombus</i>	718	0.08 - 20.60	1.97 - 11.62	0.0083	0.0079	0.0086	3.17	3.15	3.20	0.98	12.68	<0.05	4.66	9.54 ^B	3	0.49
<i>D. auratus</i>	69	0.14 - 19.43	2.30 - 11.38	0.0091	0.0078	0.0105	3.10	3.03	3.18	0.97	2.91	<0.05	8.3	*	*	*
<i>O. argentinensis</i>	240	0.04 - 31.96	2.0 - 17.77	0.0040	0.0037	0.0042	3.19	3.16	3.22	0.98	10.97	<0.05	8.2	13.80 ^M -16.10 ^F	4	0.55
<i>C. stigmaticus</i>	96	0.04 - 2.96	1.98 - 7.75	0.0061	0.0052	0.0071	3.05	2.94	3.17	0.96	0.89	0.27	3.25	*	*	*
<i>C. boleosoma</i>	83	0.08 - 1.52	2.17 - 6.23	0.0099	0.0077	0.0128	2.76	2.58	2.94	0.88	-2.60	<0.05	3.06	*	*	*
<i>G. oceanicus</i>	61	0.14 - 48.60	2.69 - 25.48	0.0087	0.0063	0.0120	2.71	2.59	2.83	0.84	-4.68	<0.05	14	*	*	*
<i>P. vivipara</i>	258	0.05 - 4.93	1.63 - 7.72	0.0097	0.0090	0.0103	3.26	3.22	3.32	0.99	10.97	<0.05	2.50	*	*	*
<i>J. multidentata</i>	594	0.02 - 6.40	1.39 - 7.35	0.0090	0.0086	0.0095	3.21	3.19	3.24	0.97	13.67	<0.05	3.10	*	*	*
<i>P. platana</i>	39	0.07 - 1.51	2.38 - 5.79	0.0041	0.0030	0.0057	3.37	3.10	3.63	0.97	2.76	<0.05	3.35	*	*	*
<i>L. grossidens</i>	185	2.19 - 47.06	6.71 - 18.41	0.0049	0.0039	0.0061	3.13	3.04	3.23	0.95	2.83	<0.05	9.7	13.30 ^M -11.20 ^F ,8.0 ^B 12.0 ^B 12.0 ^B	5,5,6,7,8	0.86
<i>A. lyolepis</i>	155	0.09 - 3.43	2.84 - 8.30	0.0040	0.0034	0.0047	3.14	3.05	3.23	0.96	3.11	<0.05	5.5	*	*	*
<i>C. edentulus</i>	31	16.59 - 65.20	11.97 - 18.18	0.0055	0.0034	0.0088	3.24	3.06	3.42	0.98	2.70	<0.05	13.6	11.8 ^B -11.2 ^M -11.8 ^F	9	1.17
<i>C. arenaceus</i>	109	0.08 - 22.89	1.96 - 14.35	0.0089	0.0082	0.0097	2.96	2.91	3.00	0.9788	-1.84	0.07	10.5	11.70 ^C	10	0.90

Tabela 2. Tabela que contém os dados das duas fases de vida (juvenis e adultos). N = número de indivíduos, PT = peso total, CT = comprimento total, a = intercepto, b = inclinação, IC = intervalo de confiança, r² = coeficiente de determinação, t = teste de *student*, CPM = comprimento de primeira maturação desse estudo, B = ambos os sexos, F = fêmea, M = macho; C = L50 de espécie congênica, * = Sem informações do L50 na literatura; Referência: 1 = Araújo et al., (1999), 2 = Leão, G. N (2016), 3 = Ramos, J. D. A. A. (2011), 4 = Moresco, A., & Bemvenuti, M. D. A. (2006), 5 = Ramos, L. A. (2005), 6 = Oliveira, E.C. 2008, 7 = Mastrarrigo, V. 1947, 8 = Fuster De Plaza, M.L. & Boschi, E.E. (1961), 9 = Souza-Conceição, J. M et al (2005), 10 = Dias, J. F et al., (2005).

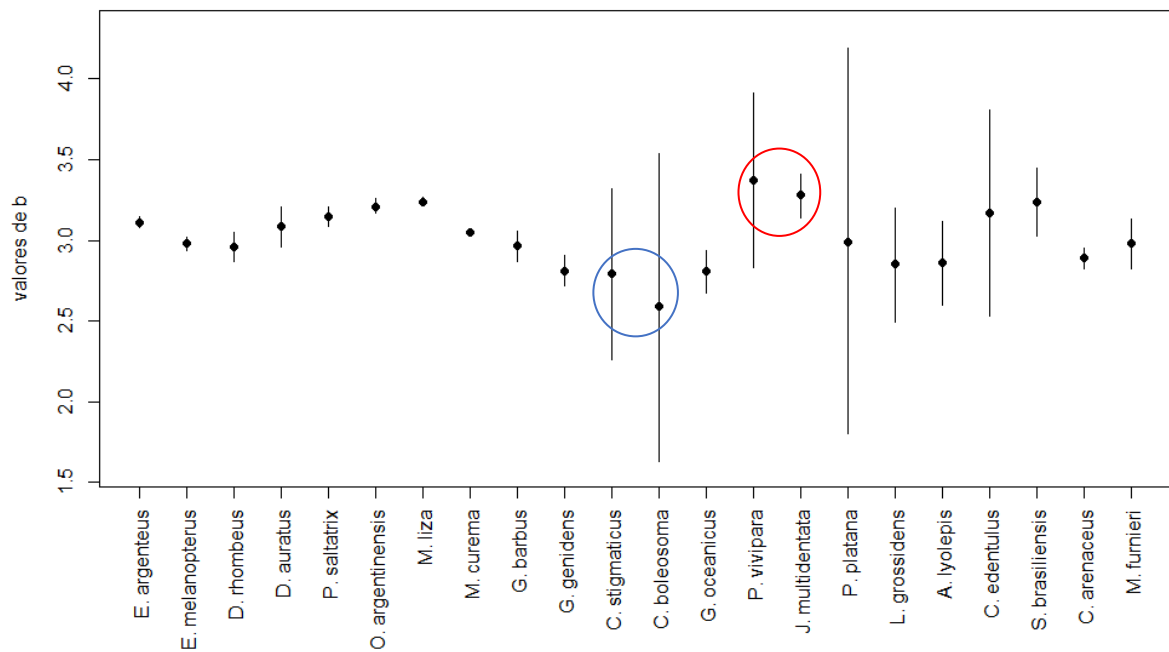


Figura 2. Os valores do parâmetro b são apresentados no eixo Y e as respectivas espécies de peixes juvenis no eixo X. As linhas verticais correspondem aos intervalos de confiança do parâmetro b . O círculo azul e vermelho representam os menores e maiores valores de b , respectivamente.

Crescimento alométrico e relações (LW) de peixes juvenis

Um total de 5.664 indivíduos distribuídos entre 22 espécies e 12 famílias foram utilizados para estimar os parâmetros das relações (LW) e testar o tipo de crescimento alométrico para a fase juvenil (Tabela 1). O tamanho amostral, comprimento e peso mínimo e máximo, parâmetros da relação (LW) e o coeficiente de determinação (r^2) por espécie na fase juvenil são apresentados na Tabela 1. Dentre as relações (LW) ajustadas para a fase juvenil, 54.54% apresentaram crescimento isométrico, 31.82% crescimento alométrico positivo e 13.64% alométrico negativo (Tabela 1). Os menores valores do parâmetro b foram observados para os juvenis de *Ctenogobius boleosoma* ($b = 2.59$) e para *C. stigmaticus* ($b = 2.79$) (Figura 1), ambos pertencentes à família gobiidae. Por outro lado, os maiores valores de b foram observados para as espécies *Poecilia vivipara* ($b = 3.37$) e *Jenynsia multidentata* ($b = 3.28$) (Figura 1). O coeficiente de determinação (r^2) apresentaram valores entre 0.90 a 0.99, exceto para espécies *Platanichthys platana*, *C. stigmaticus* e *C. boleosoma*, que apresentaram valores de 0.57, 0.78 e 0.83, respectivamente.

DISCUSSÃO

Seleção de peixes juvenis (L50)

De maneira geral, a análise visual dos resíduos evidenciou um L50 conservador, evidenciado pelo comprimento de primeira maturação abaixo em relação aos estudos anteriores. Embora a maioria das espécies tenha apresentado o comprimento de maturação abaixo do registrado na literatura, os valores obtidos pela análise visual dos resíduos foram relativamente aproximados, exceto pelas espécies *D. rhombeus* e *O. argentinensis*. Diversos fatores podem influenciar o tamanho de primeira maturação dos peixes, como condições ambientais, tamanho populacional, disponibilidade de alimento (ENGEN; SAETHER, 2016; STAWITZ; ESSINGTON, 2019) ou até mesmo a pressão da sobrepesca exercida sobre os indivíduos, que pode resultar em uma idade reprodutiva precoce (SHARPE; HENDRY, 2009). Entretanto, para atender ao propósito desse estudo, que objetivou excluir os indivíduos adultos para estimar relações (LW) somente para a fase juvenil, esta análise foi eficiente. A análise visual dos resíduos parece não representar com precisão o L50, mas a escassez de informações na literatura do L50 para as algumas espécies impossibilitou realizar uma análise mais robusta. O critério utilizado para determinar o comprimento de primeira maturação foi identificar visualmente a primeira alteração do padrão residual. Portanto, o comprimento de primeira maturação parece conter menos indivíduos adultos em relação à média do L50 da literatura, que foi evidenciado pelos valores baixos do “*Distance from L50*”. Assim, sugere-se que seja feito para as seguintes espécies *D. auratus*, *C. stigmaticus*, *C. boleosoma*, *G. oceanicus*, *P. vivipara*, *J. multidentata*, *P. platana* e *A. lyolepis*, que não existem informações do comprimento de primeira maturação, a comparação desse método com métodos específicos de investigação gonadal para corroborar ou refutar, a conclusão de que o comprimento de maturação determinado visualmente é conservador.

Crescimento alométrico e relações (LW) dos peixes juvenis

Os valores encontrados do parâmetro b para as espécies de peixes juvenis estão dentro da variação de 2.5 a 3.5 evidenciado por Froese (2006), sendo que, nesse estudo, o crescimento isométrico ($b = 3$) predominou na fase juvenil (54.54%). Os menores valores do parâmetro b encontrados para os juvenis de *C. boleosoma* ($b = 2.59$) e para *C. stigmaticus* ($b = 2.79$) e os maiores valores de b encontrados para as espécies *P. vivipara* ($b = 3.37$) e *J. multidentata* ($b = 3.28$) parecem refletir os respectivos formatos corporais. Entretanto, a interpretação deve ser cautelosa, visto que existem diversos fatores que podem alterar os parâmetros das relações

(LW). Le Cren (1951), investigou relações (LW) para a *Perca fluviatilis* em diferentes fases de vida, sexos, estágio de desenvolvimento gonadal e entre estações, e concluiu que apenas uma única regressão não irá descrever adequadamente a relação (LW) para a *P. fluviatilis*. Martin (1949), mostrou que as relações (LW) podem ser desiguais entre diferentes fases de vida, como, por exemplo, entre larvas, juvenis e adultos. Além disso, esse mesmo autor mostrou que diferentes tipos de crescimento podem ser experimentalmente produzidos por alterações da temperatura da água ou por privação de alimento, ou seja, fatores abióticos também podem interferir nos parâmetros das relações (LW). JISR et al (2018) mostrou que o tipo de crescimento na mesma espécie pode variar entre diferentes estações.

As espécies da família gobiidae (*C. boleosoma* e *C. stigmaticus*) possuem um corpo mais alongado, enquanto que as espécies *P. vivipara* e *J. multidentata* apresentam um corpo fusiforme. Apesar dos diversos fatores que podem influenciar no parâmetro b das relações (LW), o formato corporal dessas espécies parece explicar em parte seus valores do parâmetro b . Os tipos de crescimento podem ser: isométrico ($b = 3$, todas as dimensões do peixe aumentam na mesma proporção), alométrico negativo ($b < 3$, o peixe aumento menos em peso do que o previsto para seu comprimento, tornando-se mais alongado à medida que cresce), ou alométrico positivo ($b > 3$, o peixe aumenta em peso mais do que o previsto para seu comprimento, adquirindo uma forma menos alongada ou mais arredondada à medida que cresce) (FROESE; TSIKLIRAS; STERGIOU, 2011). Esperava-se um crescimento alométrico negativo para os menores valores de b . Entretanto, o crescimento isométrico ($b = 3$) encontrado para essas espécies (*C. boleosoma* e *C. stigmaticus*), pode ser explicado pela elevada amplitude do intervalo de confiança desse parâmetro, evidenciado por valores maiores e menores que três (Figura 2; Tabela 1). Por outro lado, esperava-se um crescimento alométrico positivo para as espécies *P. vivipara* e *J. multidentata*, entretanto, apenas *J. multidentata* apresentou esse tipo de crescimento. Embora a *P. vivipara* tenha apresentado um valor alto do parâmetro b , o crescimento isométrico pode ser explicado também pela alta amplitude do parâmetro b . A amplitude do parâmetro b parece ser determinante e essa elevada variação pode ser explicada por influências ambientais, como a temperatura e a disponibilidade de alimento (LE CREN, 1951; MARTIN, 1949; JISR et al., 2018).

A Lagoa de Santo Antônio (LSA), área de estudo em que os indivíduos juvenis foram capturados, integra a Unidade de Conservação (Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca). A LSA é caracterizada por apresentar elevada hidrodinâmica devido à descarga fluvial e à sua conexão livre com o oceano. Em sua porção sul, ocorrem habitats de mangue e marisma que

estão situados no interior de uma Unidade de Conservação. Além disso, observa-se estresses antropogênicos associados à pesca de pequena escala e navegação (BARLETTA et al., 2017), o que faz da área de estudo, um ambiente com elevada complexidade ecológica, social e econômica. Os ecossistemas costeiros são reconhecidos por atuarem como áreas de berçários para diversos vertebrados e invertebrados, provendo abrigo e alimento (BECK et al., 2001; LEFCHECK et al., 2019; MCLUSKY; ELLIOTT, 2004). Portanto, existem diversos fatores que podem influenciar nos parâmetros das relações (LW), e que podem atuar ligados às características específicas das próprias espécies. Nesse contexto, é difícil determinar quais fatores foram mais determinantes para o predomínio do crescimento isométrico para os peixes juvenis. O crescimento isométrico ($b = 3$), representa o aumento na mesma proporção em todas as dimensões corporais do peixe (FROESE, 2006). Nesse sentido, a maioria dos peixes juvenis (54.54%) capturados na Lagoa de Santo Antônio apresentaram um desenvolvimento proporcional em suas dimensões corporais.

CONCLUSÃO

A peculiaridade desse estudo foi ajustar relações (LW) e seus parâmetros associados para estágios iniciais do desenvolvimento para 22 espécies de peixes e fornecer pela primeira vez dados sobre relações (LW) exclusivamente para peixes juvenis coletados na Lagoa de Santo Antônio dos Anjos. Dentre os diferentes tipos de crescimento, a maioria das espécies apresentou o crescimento isométrico. Além disso, conclui-se também, que o método utilizado para excluir os indivíduos adultos foi eficiente, porém não representa com precisão o L50 determinado por meio de análises do grau de maturação gonadal observado na literatura. Sugere-se a utilização desse método associado à análise das gônadas, ou na ausência desse.

Por fim, os valores discrepantes (maiores e menores) do parâmetro b refletiram o formato corporal das espécies de peixes juvenis. A hipótese foi confirmada, ou seja, os menores valores do parâmetro b foram observados para as espécies *C. boleosoma* e *C. stigmaticus* que apresentam um corpo alongado. Por outro lado, os maiores valores de b foram observados para as espécies *P. vivipara* e *J. multidentata*, que apresentam um formato corporal mais arredondado.

REFERÊNCIAS

- ALBIERI, R. J.; ARAÚJO, F. G. Reproductive biology of the mullet *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in a tropical Brazilian bay. **Zoologia**, v. 27, n. 3, p. 331–340, 2010.
- ARAÚJO, F. G. Distribuição, abundância relativa e movimentos sazonais de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 5, n. 4, p. 509-43, 1988.
- ARAÚJO, F. G.; GOMES, I. D.; BERTOLDO, I. C. Proporção sexual e período reprodutivo de três espécies de Gerreidae (Osteichthyes, Perciformes) na Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Medicina veterinária**, v. 21, p. 207 -210, 1999.
- BADE, T. M. The Biology of Tailor (*Pomatomus saltatrix* Linn.) from the East Coast of Australia. **Masters Thesis**, University of Queensland University of Queensland, Brisbane, 1977.
- BARBIERI, L. R.; SANTOS, R. P.; ANDREATA, J. V. Reproductive biology of the marine catfish, *Genidens genidens* (Siluriformes, Ariidae), in the Jacarepaguá Lagoon system, Rio de Janeiro, **Brazilian Environmental Biology Fishes**, v. 35, n. 1, p. 23-35, 1992.
- BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; DANTAS, D. V.; OLIVEIRA, I. M.; REIS NETO, J.; FERNANDES, C. A. F.; FARIAS, E. G. G.; RODRIGUES FILHO, J. L.; COSTA, M. F. How can accurate landing stats help designing better fisheries and environmental management for Western Atlantic estuaries? In: Finkl CW, Makowski C (eds) (Org.) **Coastal wetlands: alteration and remediation**, 1st edn. Springer Nature, Dordrecht, v. 21, p. 1–64, 2017.
- BARLOW, G. W. Causes and significance of morphological variation in fishes. **Systematic Zoology**, v. 10, n. 3, p. 105–117, 1961.
- CERGOLE, M. C.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. **Instituto Oceanográfico**, p. 101-107, 2005.
- CERGOLE, M. C. Stock assessment of the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis*, of the southeastern coast of Brazil. **Scientia Marina (Espana)**, v. 59, p. 597-610, 1995.
- CHUCTAYA, J.; CAPITANI, L.; FAUSTINO, D.; CASTRO, E. Length–Weight relationships of 23 fish species from floodplain ecosystems of the Andean Amazon piedmont, Peru. **Journal of applied ichthyology**, v. 34, n. 1, p. 172-176, 2018.
- DA COSTA, M. R.; MARTINS, R. R. M.; TOMÁS, A. R. G.; DE ALMEIDA TUBINO, R.; MONTEIRO-NETO, C. Biological aspects of *Mugil liza* Valenciennes, 1836 in a tropical estuarine bay in the southwestern Atlantic. **Regional Studies in Marine Science**, v. 43, 2021.
- DANTAS, D. V.; RIBEIRO, C. I.; FRISCHKNECHT, C. D. C.; MACHADO, R.; FARIAS, E. G. Ingestion of plastic fragments by the Guri sea catfish *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) in a subtropical coastal estuarine system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 8, p. 8344-8351, 2019.
- DIAS, J. F.; FIADI, C. B.; SILBINGER, H. L. N.; SOARES, L. S. H. Reproductive and population dynamics of the bay whiff *Citharichthys spilopterus* Günther, 1862 (Pleuronectiformes: Paralichthyidae) in the Mamanguá inlet, Rio de Janeiro, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 3, p. 411-419, 2005.

- ENGEN, S.; SÆTHER, B. E. Optimal age of maturity in fluctuating environments under r-and K-selection. **Oikos**, v. 125, n. 11, p. 1577-1585, 2016.
- FERNANDEZ, W. S.; DIAS, J. F. Aspects of the reproduction of *Mugil curema* Valenciennes, 1836 in two coastal systems in southeastern Brazil. **Tropical Zoology**, v. 26, n. 1, p. 15-32, 2013.
- FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo: **Museu de Zoologia da USP**, 1978.
- FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo: **Museu de Zoologia da USP**, 1980.
- FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo: **Museu de Zoologia da USP**, 2000.
- FLORENT BATY, CHRISTIAN RITZ, SANDRINE CHARLES, MARTIN BRUTSCHE, JEAN-PIERRE FLANDROIS, MARIE-LAURE DELIGNETTE-MULLER. A Toolbox for Nonlinear Regression in R: The Package nlstools. **Journal of Statistical Software**, 66(5), 1-21, 2015.
- BATY, F.; RITZ, C.; CHARLES, S.; BRUTSCHE, M.; FLANDROIS, J. P.; DELIGNETTE-MULLER, M. L. A toolbox for nonlinear regression in R: the package nlstools. **Journal of Statistical Software**, v. 66, n. 5, p. 1-21, 2015.
- FONTELES-FILHO A. A. Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros. [**Oceanography, biology and population dynamics of fishery resources.**] Expressão Gráfica e Editora. Fortaleza, Brazil, 2011.
- FRANCO, T. P.; ARAÚJO, C. E. O.; ARAÚJO, F. G. Length-weight relationships for 25 fish species from three coastal lagoons in Southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 30, n. 1, p. 248-250, 2014.
- FROESE, R.; TSIKLIRAS, A. C.; STERGIOU, K. I. Editorial note on weight-length relations of fishes. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 41, n. 4, p. 261-263, 2011.
- FROESE, R. Cube law, condition factor and weightlength relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, n. 4, p. 241-253, 2006.
- FROESE, R.; PAULY, D. FishBase. **World Wide Web electronic publication**, 2017.
- FROESE, R.; THORSON, J. T.; REYES, R. B. A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 30, n. 1, p. 78-85, 2014.
- FROTA, L.O.; COSTA, P. A. S.; BRAGA, A. C. Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. **NAGA WorldFish Center Q**, v. 27(1&2), p. 20-26, 2004.
- FUSTER DE PLAZA, M. L.; BOSCHI, E. E. Areas de migracion y ecologia de la anchoa *Lycengraulis olidus* (Günther) en las aguas argentinas (Pisces, fam. Engraulididae). **Contribuciones del Instituto de Biología Marina (Mar del Plata, Argentina)**, v. 1, n. 3, p. 127-183, 1961.
- GULLAND, J. A. Fish stock assessment: a manual of basic methods. FAO/Wiley Series on **Food and Agriculture**, Rome, 1983.

- HAIMOVICI, M.; IGNACIO, J. M. *Micropogonias furnieri*, (Desmarest, 1823). In M.C. CERGOLE, A.O.; ÁVILA-DA-SILVA.; ROSSI-WONGTCHOWSKI, C. L. D. B. (eds.) Análise das principais pescarias comerciais da região sudeste-sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. São Paulo: **Instituto Oceanográfico**, p. 101-107, 2005.
- HILE, R. Age and growth of the cisco *Leucichthys artedi* (Le Sueur), in the lakes of the north-eastern highlands, Wisconsin. *Bull. U.S. Bureau Fish*, v. 48, p. 211–317, 1936.
- HILBORN, R.; WALTERS, C. J. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**; v. 2, n. 2, p. 177–8, 1992.
- HOSTIM-SILVA, M.; VERANI, J. R.; BRANCO, J. O.; LEITE, J. R. Reprodução do bagre *Genidens genidens* (Siluriformes, Ariidae) na foz do Rio Itajaí-Açú, SC. **Editora UNIVALI**, p. 279-298, 2009.
- HUXLEY, J. S. Constant differential growth-ratios and their significance. **Nature**, v. 14, p. 896-897, 1924.
- JELLYMAN, P. G.; BOOKER, D. J.; CROW, S. K.; BONNETT, M. L.; JELLYMAN, D. J. Does one size fit all? An evaluation of length–weight relationships for New Zealand’s freshwater fish species. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 47, n. 4, p. 450–468, 2013.
- JISR, N.; YOUNES, G.; SUKHN, C.; EL-DAKDOUKI, M. H. Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 4, p. 299-305, 2018.
- LEÃO, G. N. Aspectos da biologia de *Eucinostomus Argentus* Baird e Girard, 1855, Gerreidae, capturado no canal de Santa Cruz – Pernambuco. **Universidade Federal Rural de Pernambuco**, 2016.
- LOTZE, H. K.; LENIHAN, H. S.; BOURQUE, B. J.; BRADBURY, R. H.; COOKE, R. G.; KAY, M. C.; JACKSON, J. B. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science**, v. 312, n. 5781, p. 1806-1809, 2006.
- MA, Q.; JIAO, Y.; REN, Y. Linear mixed-effects models to describe length-weight relationships for yellow croaker (*Larimichthys Polyactis*) along the north coast of China. **PLoS One**, v. 12, n. 2, e0171811, 2017.
- MASTRARRIGO, V. La sardinha de la cuenca del Río de la Plata (*Lycengraulis olidus*) (Günther). **Ministerio de Agricultura**, Montevideo, 1947.
- MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). São Paulo, **Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo**. p. 96, 1980.
- MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). São Paulo, **Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo**. p. 105, 1985.
- MISHIMA, M.; TANJI, S. (Maturation and spawning of marine catfish (Osteichthyes, Ariidae) in the lagoon-estuarine complexo f Cananéia (25° S, 48° W). **Boletim do Instituto de Pesca**, p. 129-141, 1983.

- MORESCO, A.; BEMVENUTI, M. D. A. Biologia reprodutiva do peixe-rei *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes)(Atherinopsidae) da região marinha costeira do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 1168-1174, 2006.
- OLIVEIRA, E. C. Ictiofauna da face norte da ilha rasa da cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná: composição, estrutura da assembléia e reprodução. Dissertation, **Universidade Federal do Paraná**, Curitiba, 2008.
- PATRICIO, L. F. Dinâmica da reprodução da sardinha-verdadeira *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879) no Sudeste-Sul do Brasil (Doctoral dissertation, **Universidade de São Paulo**), 2022.
- R Core Team. A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2020.
- RAMOS, J. D. A. A. Ecologia alimentar e os habitats utilizados por cada fase ontogenética das espécies pertencentes à família Gerreidae (Actinopterygii Perciformes) no estuário do Rio Goiana (PE/PB) (Master's thesis, **Universidade Federal de Pernambuco**), 2011.
- RAMOS, L. A. Auto-ecologia de *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) (Clupeiformes, Engraulididae) em estuários do Rio Grande do Sul e sua pesca na barra do rio Tramandaí, RS, Brasil. Tese de Doutorado, **Universidade Federal de Rio Grande**, 2005.
- REIS, E. G. Reproduction and feeding habits of the marine catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, Brazil. **Atlântica**, v. 8, p. 35-55, 1986.
- ROBINS, C. R.; RAY, G. C. A field guide to Atlantic coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company, **Boston**, U.S.A. p. 354, 1986.
- SALERNO, D. J.; BURNETT, J.; IBARA, R. M. Age, growth, maturity, and spatial distribution of bluefish, *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus), off the northeast coast of the United States, 1985-96. **Journal of Northwest Atlantic Fishery Science**, v. 29, 2001.
- SCHAEFFER-NOVELLI Y. Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar. São Paulo, **Caribbean Ecological Research**. p. 64, 1995.
- SCHILLING, H. T.; SMITH, J. A.; STEWART, J.; EVERETT, J. D.; HUGHES, J. M.; SUTHERS, I. M. Reduced exploitation is associated with an altered sex ratio and larger length at maturity in southwest Pacific (east Australian) *Pomatomus saltatrix*. **Marine environmental research**, v. 147, p. 72-79, 2019.
- SCHNEIDER, J. C.; LAARMAN, P. W.; GOWING, H. Length-weight relationships. Chapter 17. In: Schneider, J. C. (Ed.), *Manual of Fisheries Survey Methods II: With Periodic Updates*, Michigan Department of Natural Resources, **Fisheries Special Report 25**, Ann Arbor; 2000. pp. 1-18, 2000.
- SHARPE, D.; HENDRY, A. Life history change in commercially exploited fish stocks: an analysis of trends across studies. **Evolutionary Applications**, v. 2, n. 3, p. 260-275, 2009.
- SOARES, M. L. G.; ESTRADA, G. C. D.; FERNANDEZ, V.; TOGNELLA, M. M. P. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 101, p. 44-53, 2012.
- SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M.; RODRIGUES-RIBEIRO, M.; CASTRO-SILVA, M. A. Dinâmica populacional, biologia reprodutiva e o icteoplâncton de *Cetengraulis edentulus* Cuvier

(Pisces, Clupeiformes, Engraulidae) na enseada do Saco dos Limões, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 953-961, 2005.

SPARRE, P. E.; URSIN A. N. D.; VENEMA, S. C. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. **FAO Fisheries Technical Paper**. No. 306.1. Rome, FAO, 1989.

SPIESS, A. N. qpcR: Modelling and Analysis of Real-Time PCR Data. **R package version 1.4-1**, 2018. <https://CRAN.R-project.org/package=qpcR>

STAWITZ, C. C.; ESSINGTON, T. E. Somatic growth contributes to population variation in marine fishes. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 2, p. 315-329, 2019.

TRINDADE-SANTOS, I.; FREIRE, K. M. F. Analysis of reproductive patterns of fishes from three large marine ecosystems. **Frontiers in Marine Science**, v. 2, n. 38, 2015.

VÉLEZ-ARELLANO, N.; SÁNCHEZ-CÁRDENAS, R.; SALCIDO-GUEVARA, L. A.; RAMIREZ-PEREZ, J. S.; SOBERANO-PALOMARES, I. M. Gonadal development, sex ratio, and length at sexual maturity of white mullet *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae) inhabiting southeastern Gulf of California. **Latin american journal of aquatic research**, v. 50, n. 3, p. 417-429, 2022.

VIANA, A. P.; LUCENA-FRÉDOU, F.; MÉNARD, T.; FRÉDOU, T.; FERREIRA, V.; LIRA, A. S.; LE LOCH, F. Length-weight relations of 70 fish species (Actinopterygii) from tropical coastal region of Pernambuco, Northeast Brazil. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 46, n. 3, p. 271-277, 2016.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall, New Jersey, US, 2010.

APÊNDICE

A seguir são apresentadas 52 figuras, que compreendem: gráficos de análises de resíduos (comprimento de primeira maturação estimado nesse estudo), relações peso-comprimento para as duas fases de vida juntas (juvenis e adultos) e separadamente para indivíduos juvenis de diversas espécies. Essas figuras são referentes ao capítulo I.

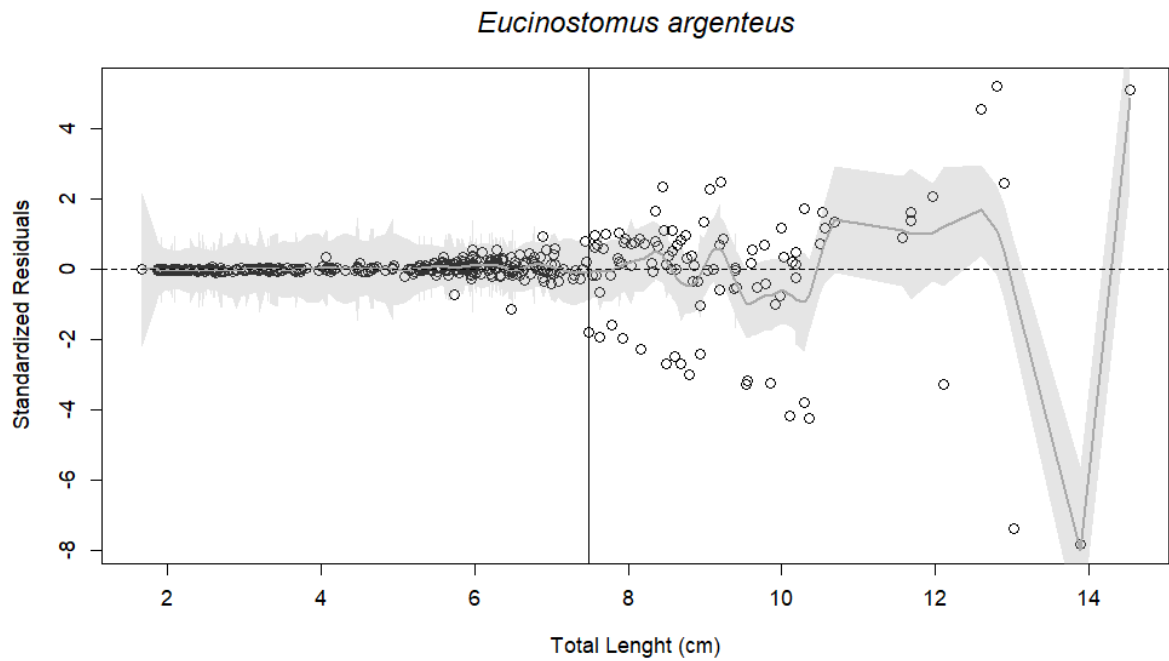


Figura 1. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

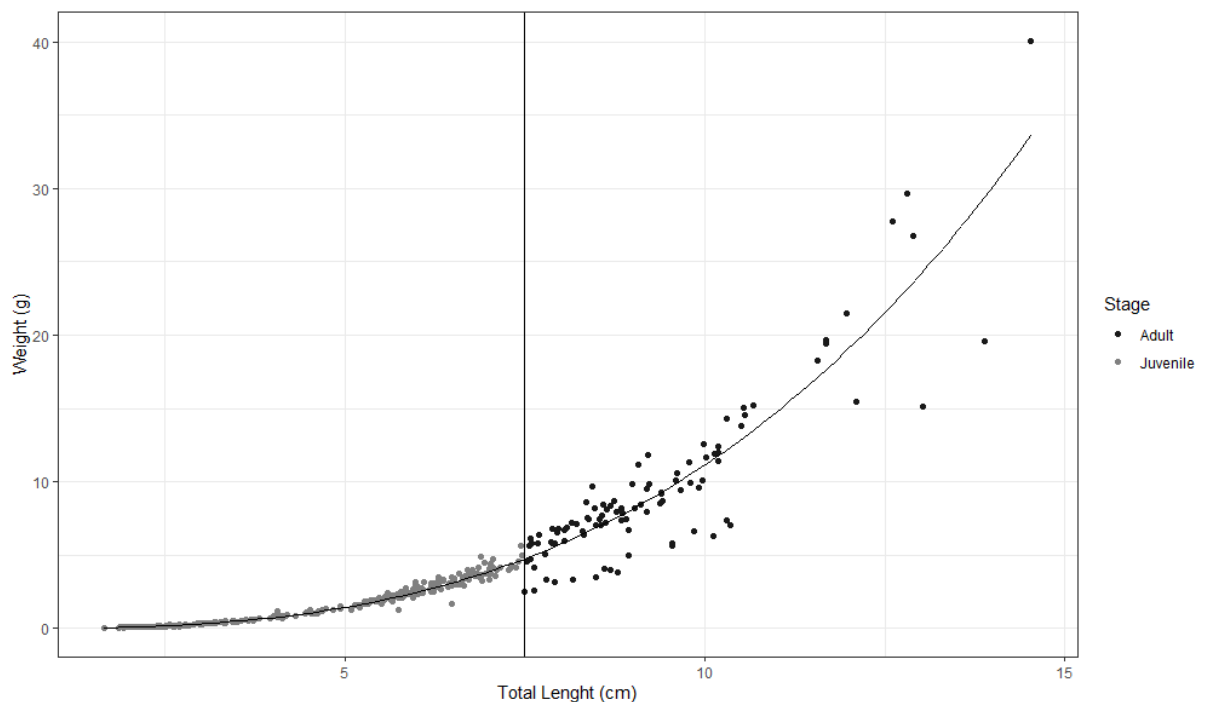


Figura 2. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Eucinostomus argenteus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

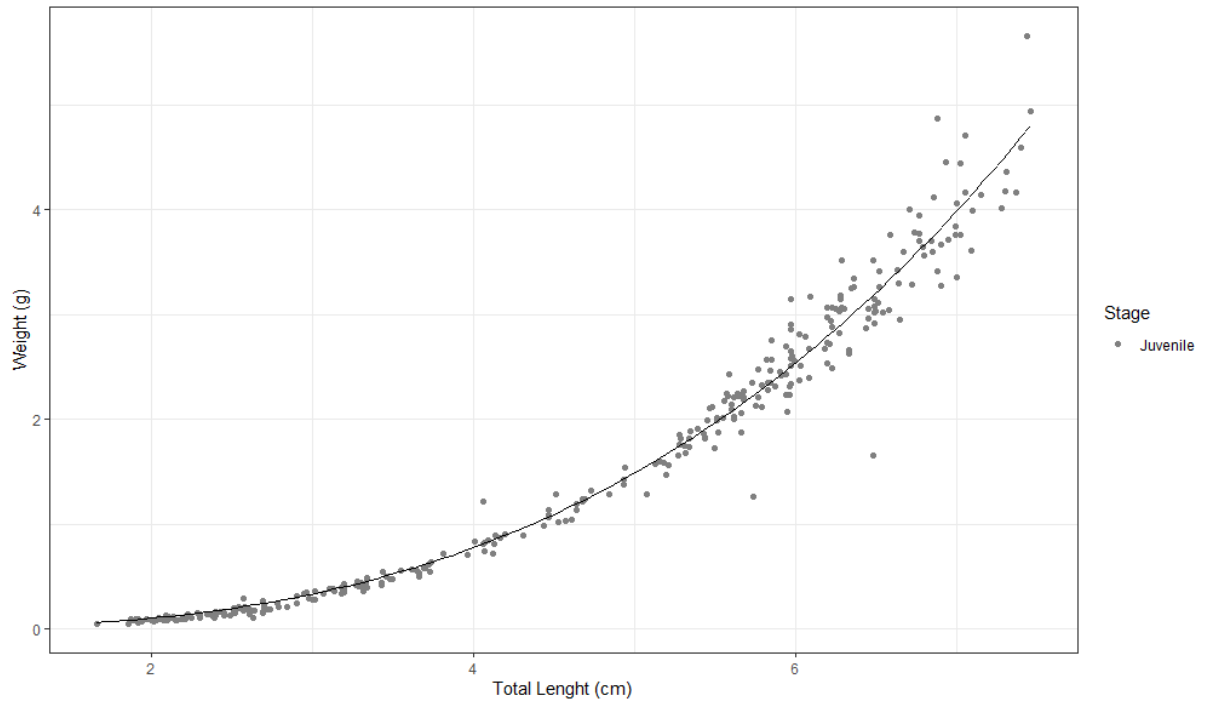


Figura 3. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Eucinostomus argenteus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

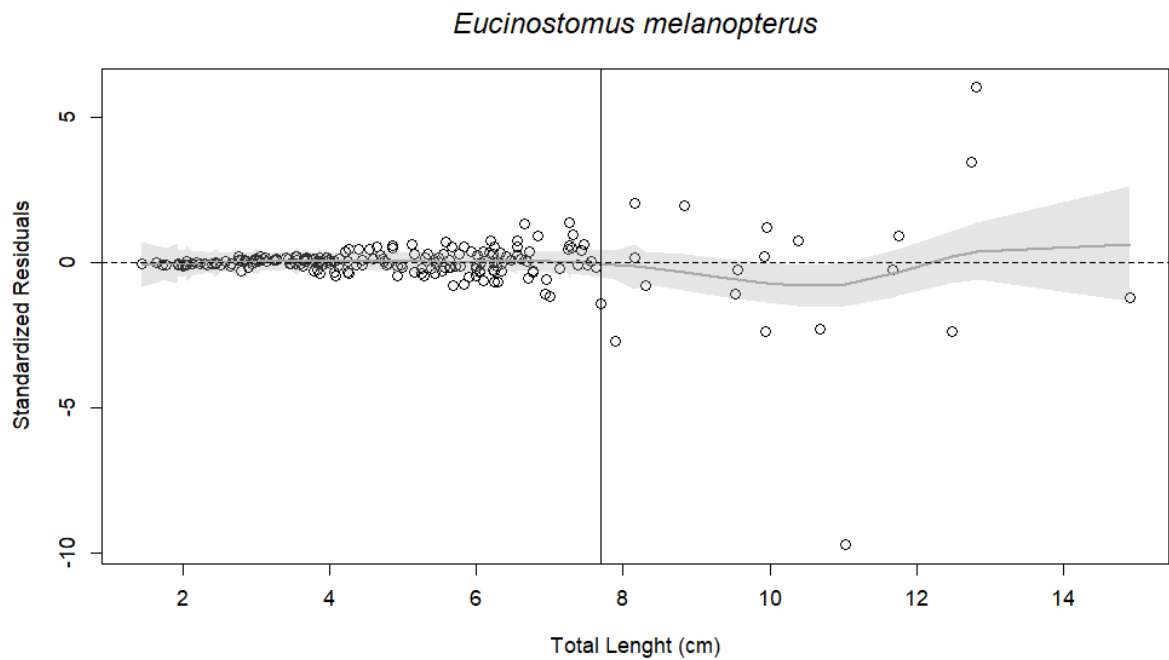


Figura 4. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

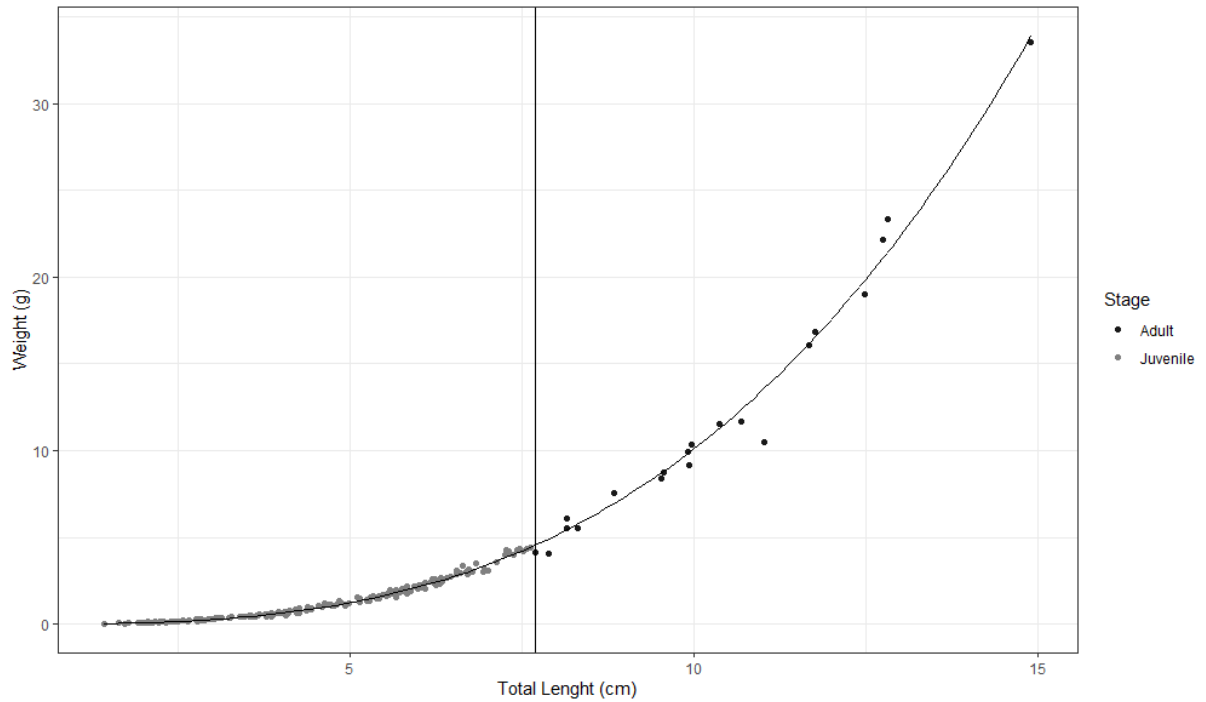


Figura 5. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Eucinostomus melanopterus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

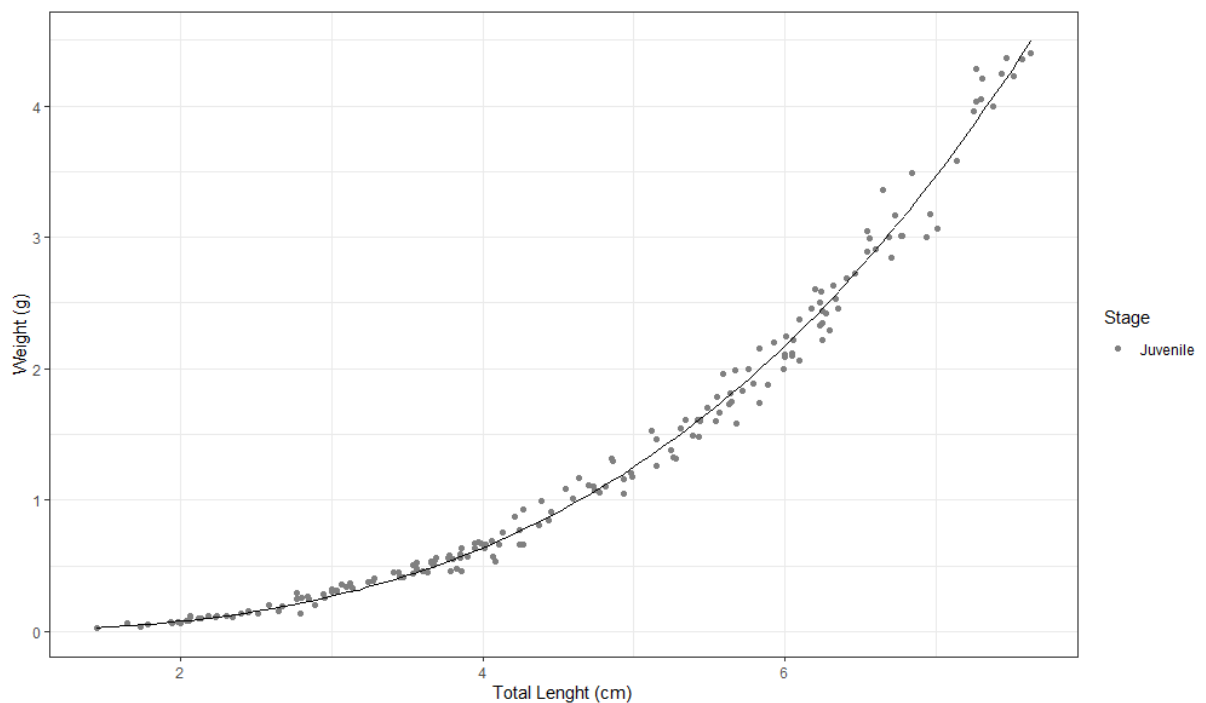


Figura 6. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Eucinostomus melanopterus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

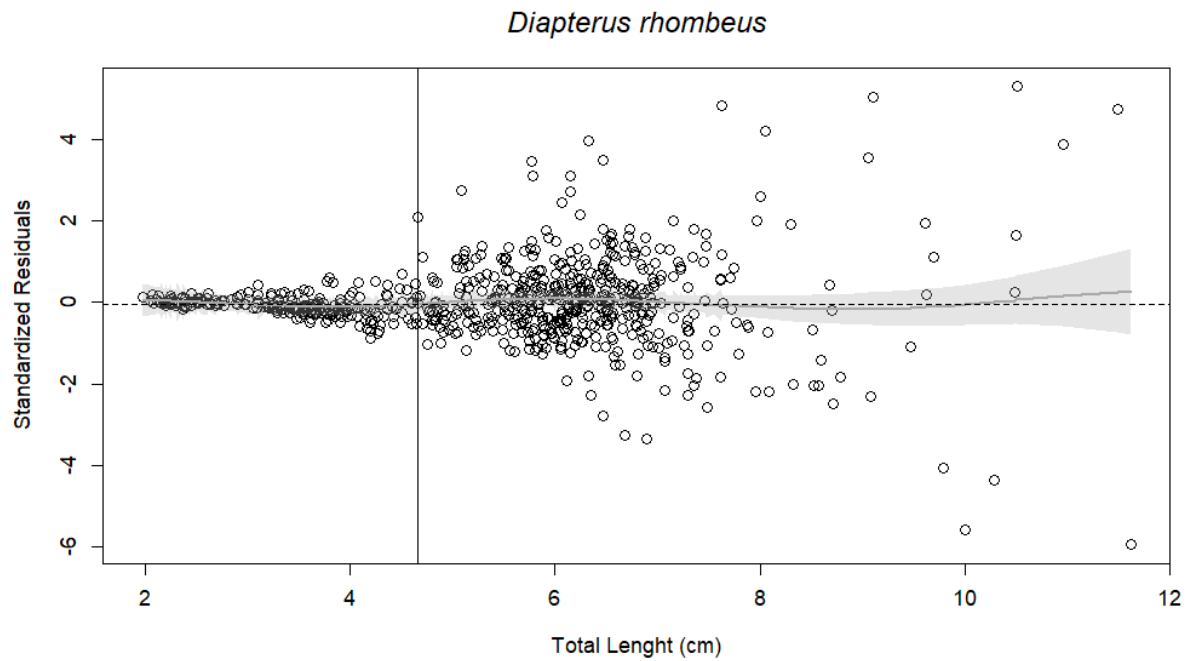


Figura 7. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

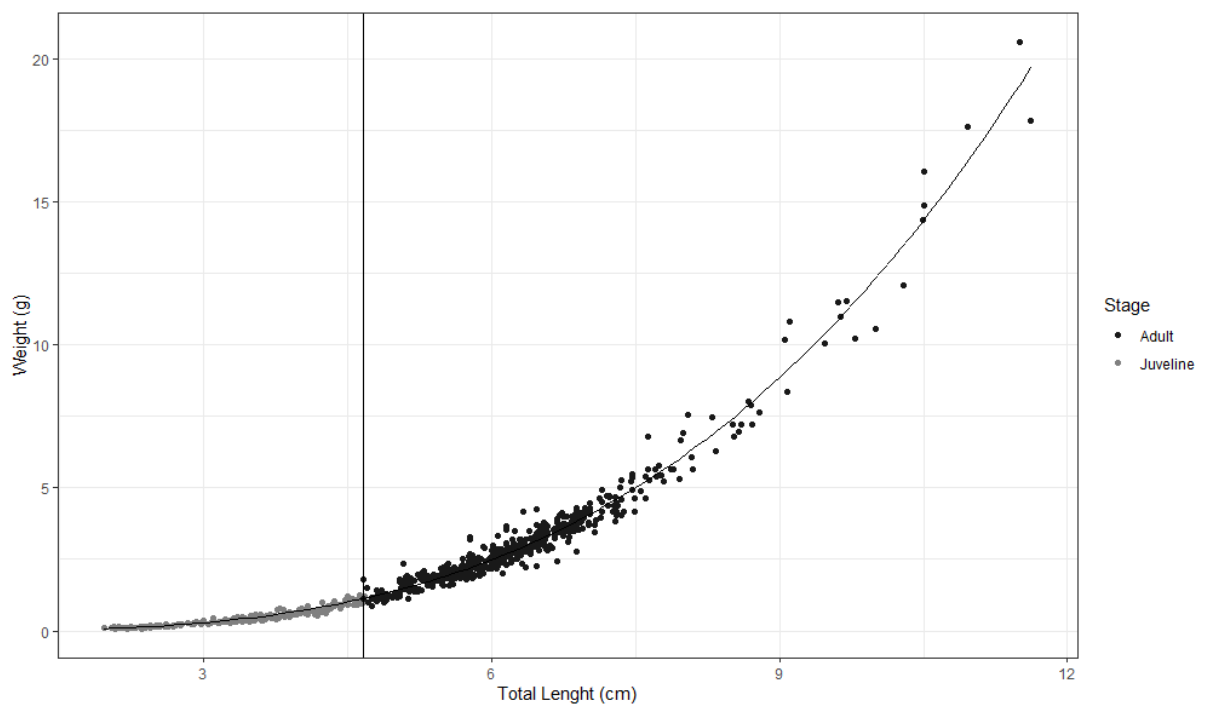


Figura 8. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Diapterus rhombeus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

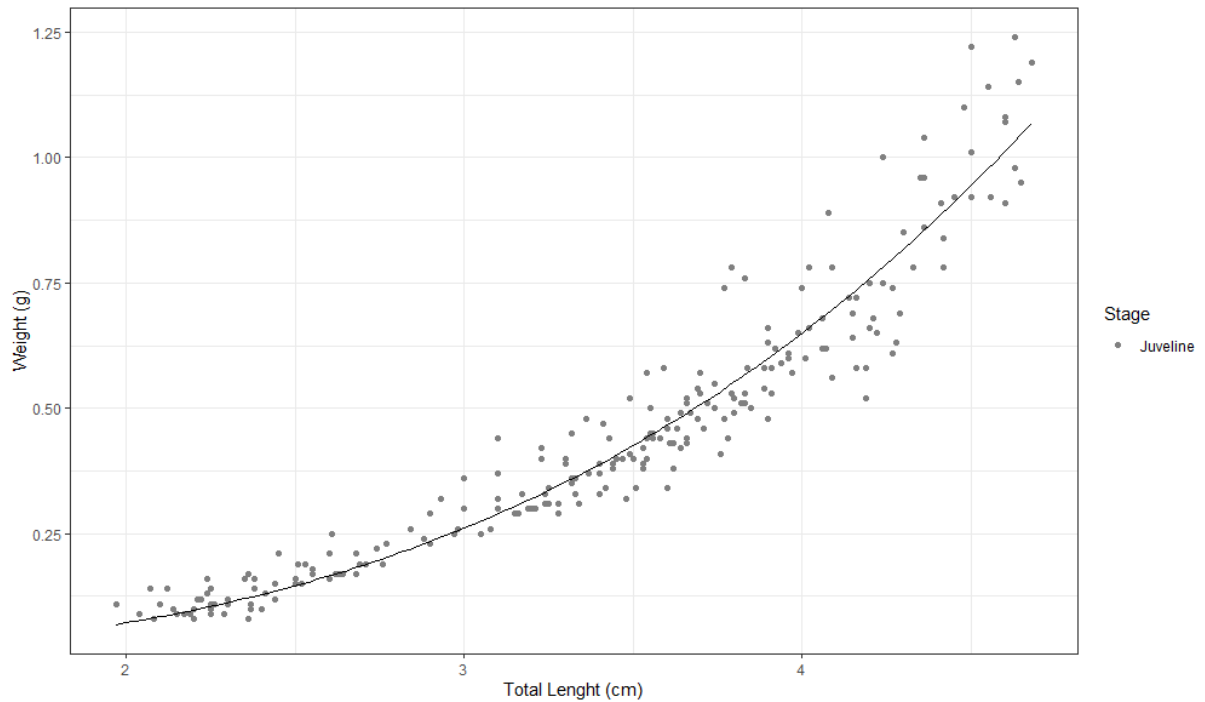


Figura 9. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Diapterus rhombeus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

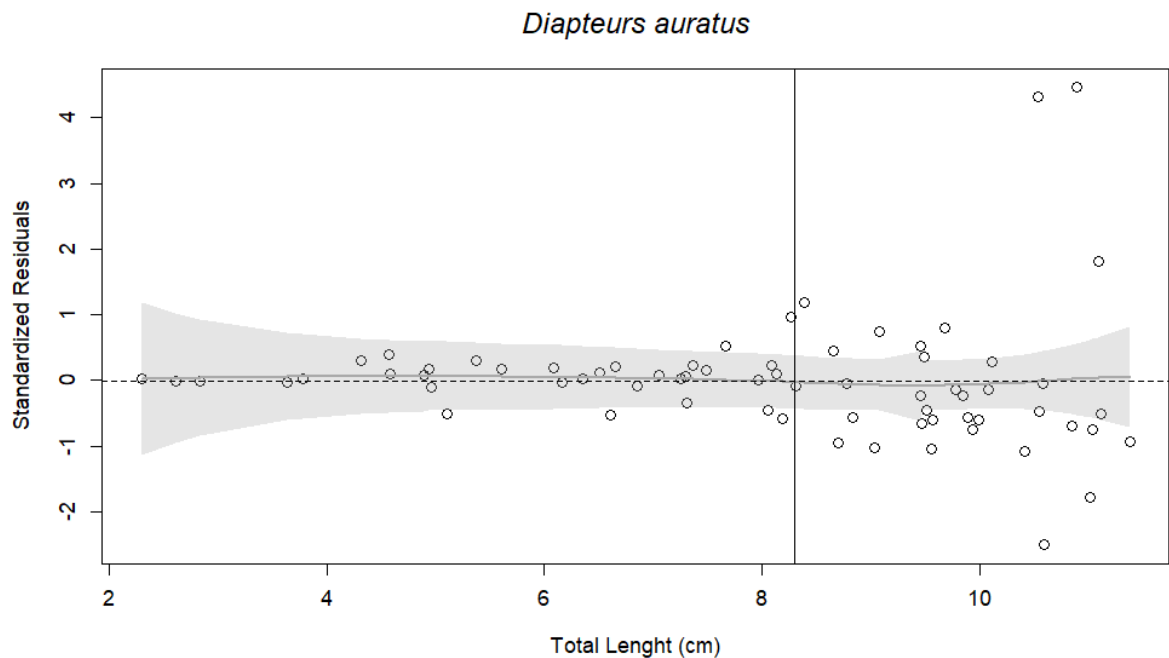


Figura 10. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

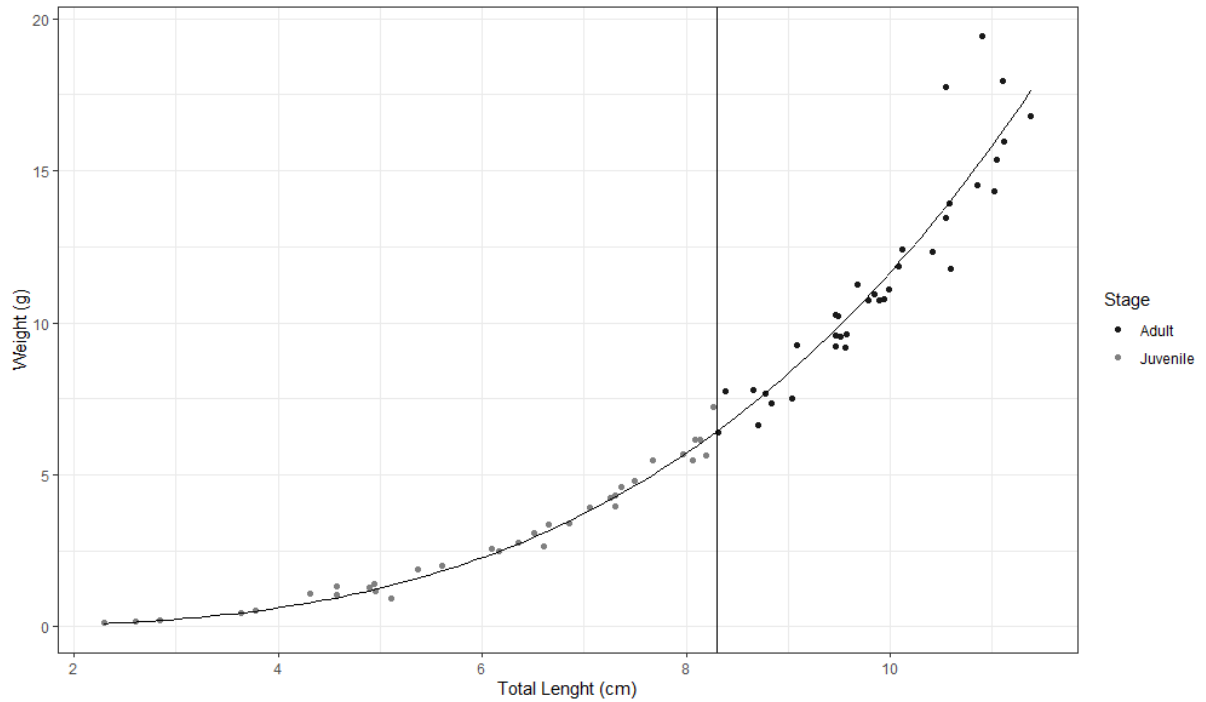


Figura 11. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Diapterus auratus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

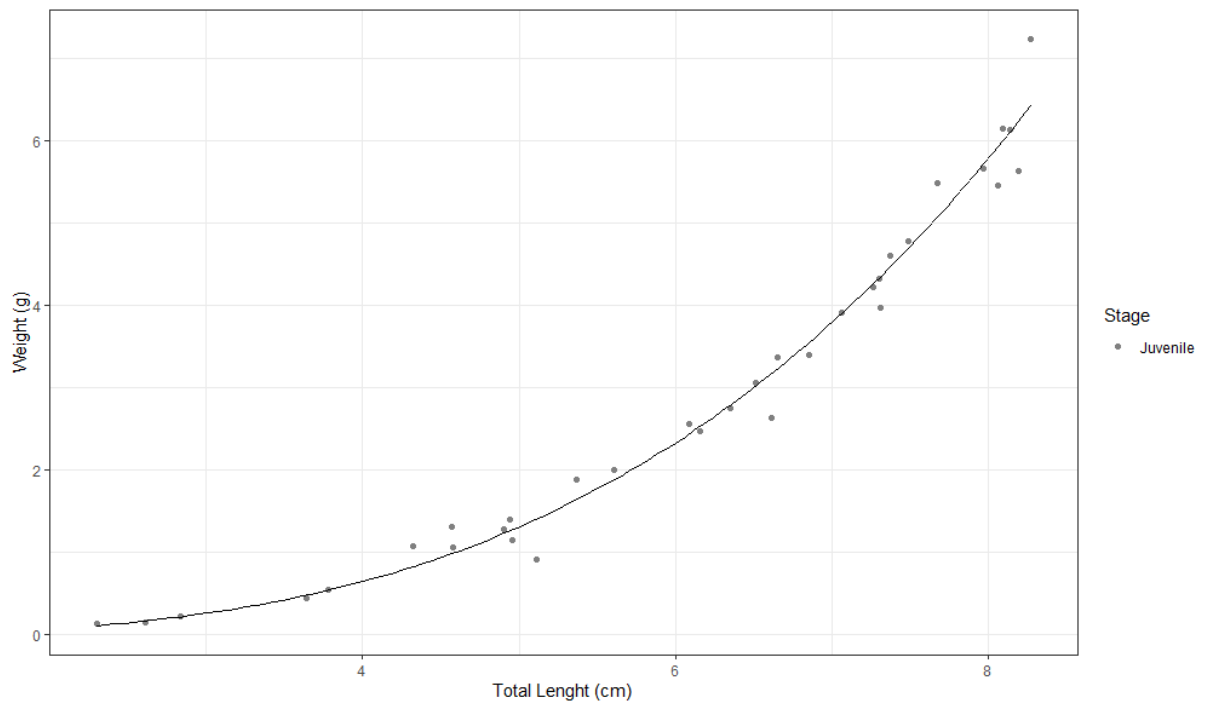


Figura 12. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Diapterus auratus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

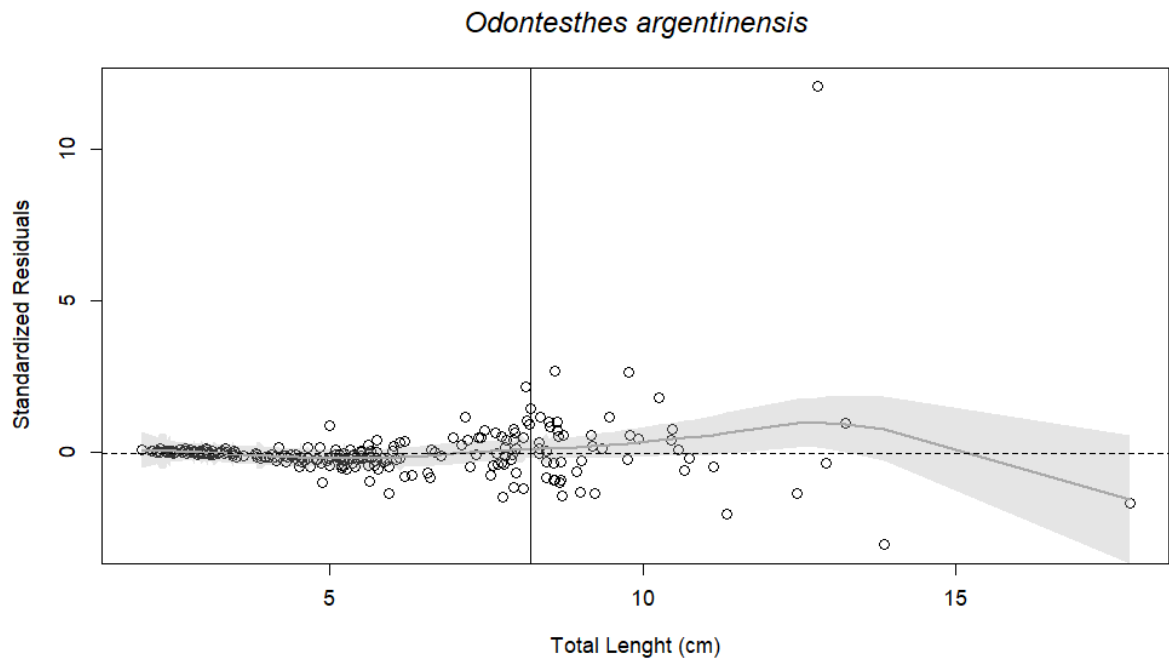


Figura 13. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

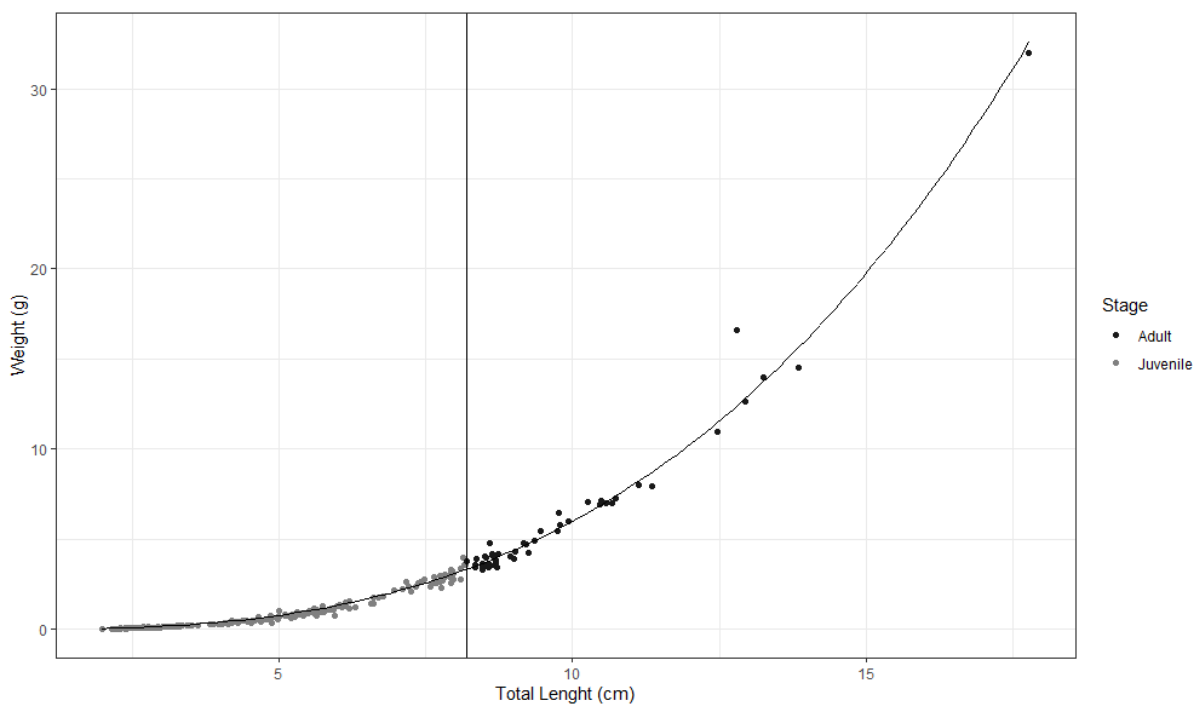


Figura 14. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Odontesthes argentinensis*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

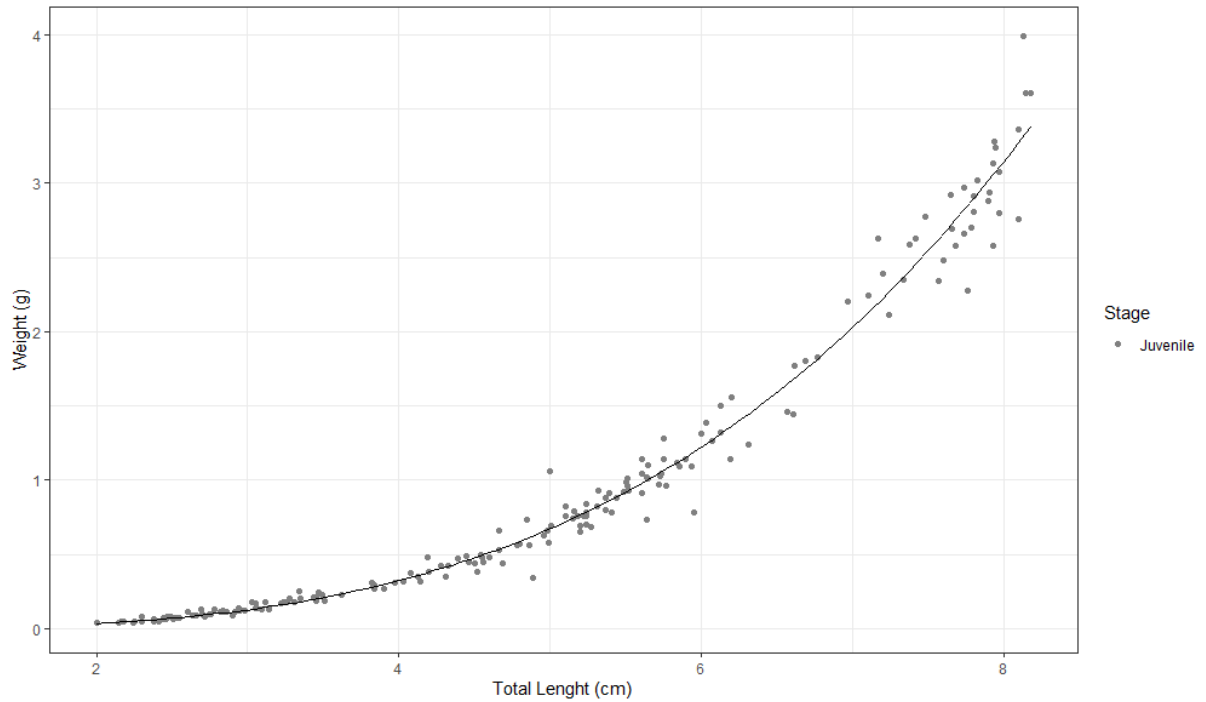


Figura 15. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Odontesthes argentinensis*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

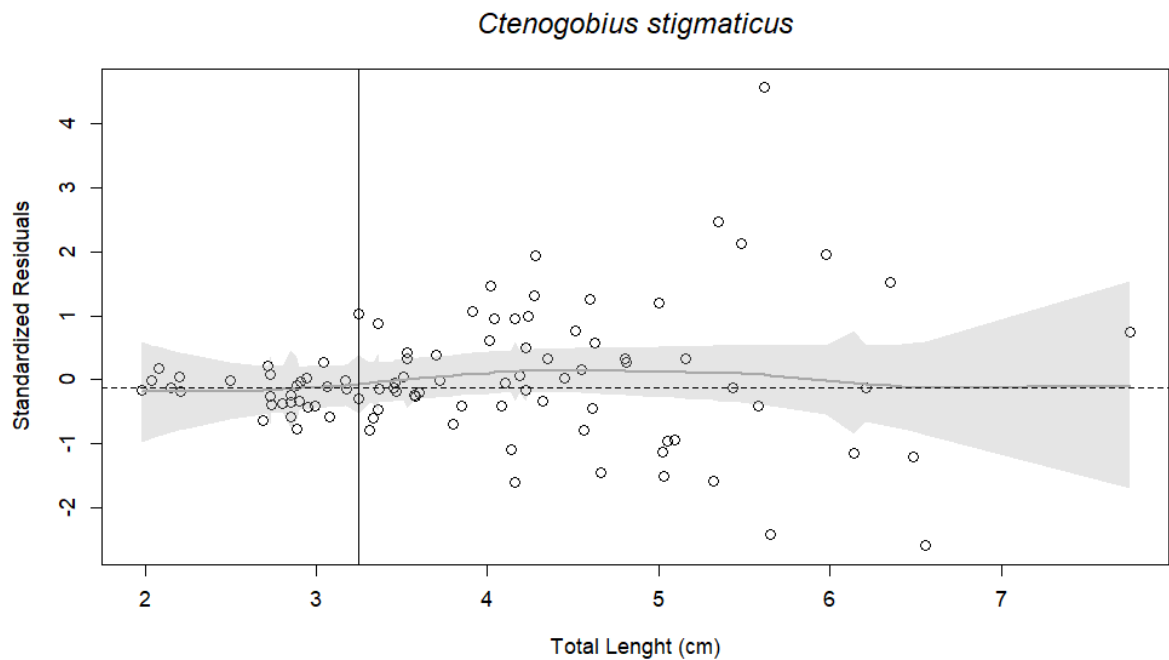


Figura 16. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

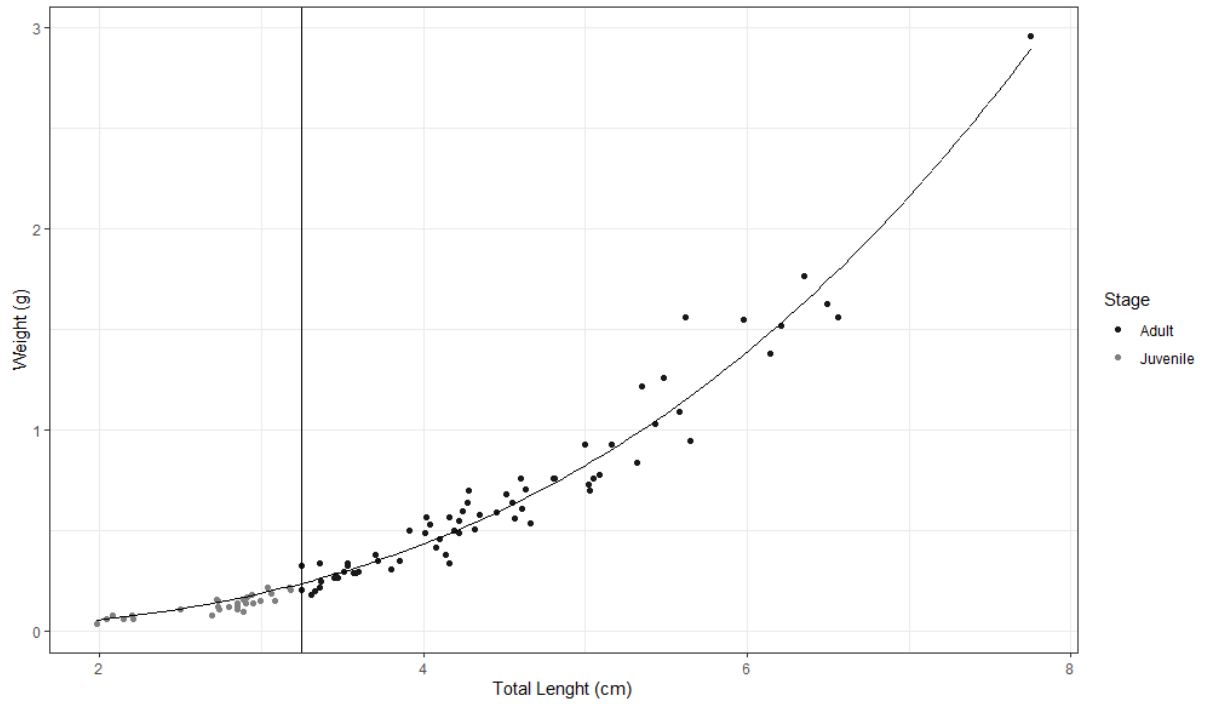


Figura 17. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Ctenogobius stigmaticus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

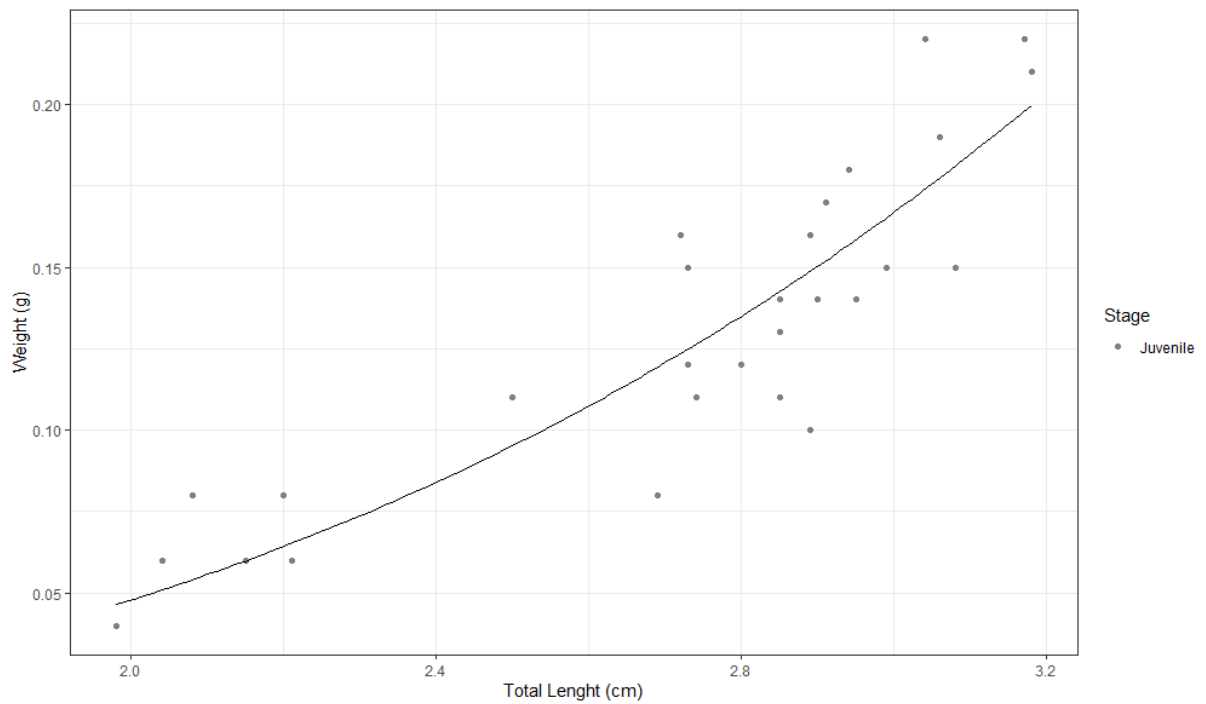


Figura 18. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Ctenogobius stigmaticus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

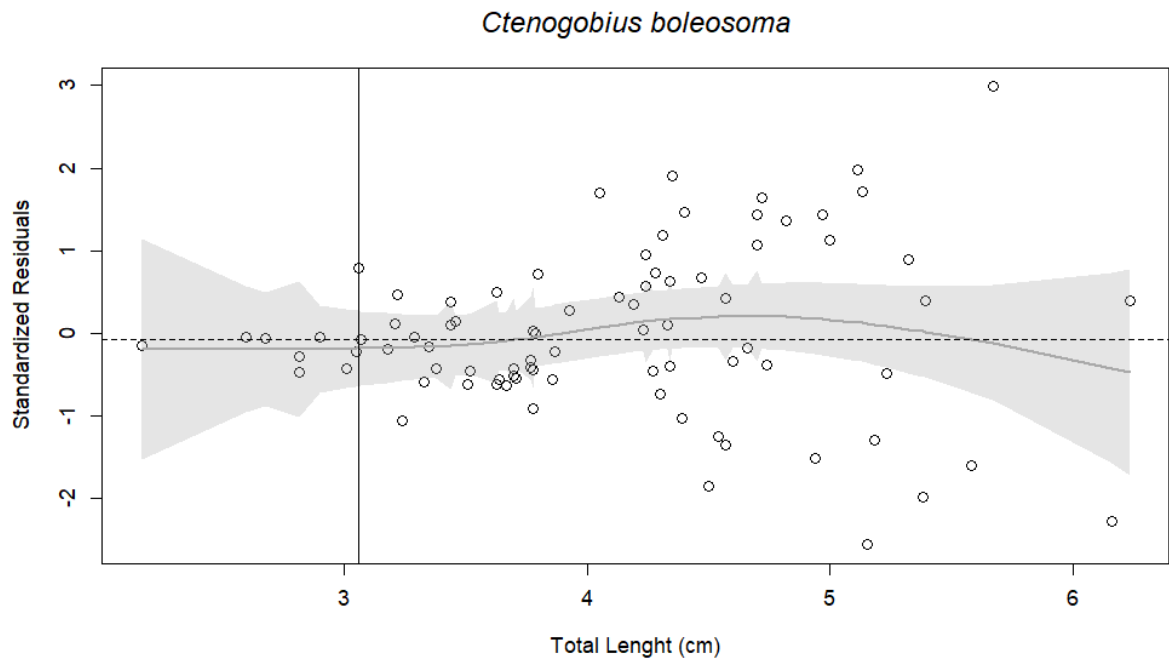


Figura 19. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

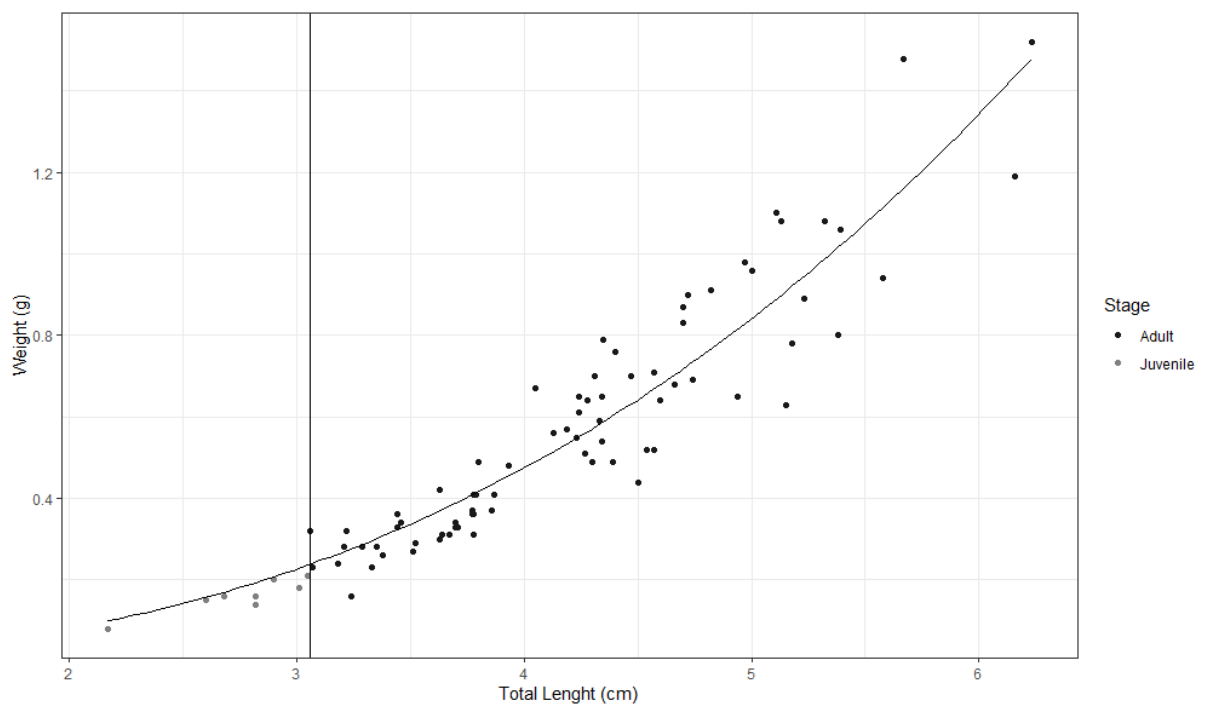


Figura 20. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Ctenogobius boleosoma*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

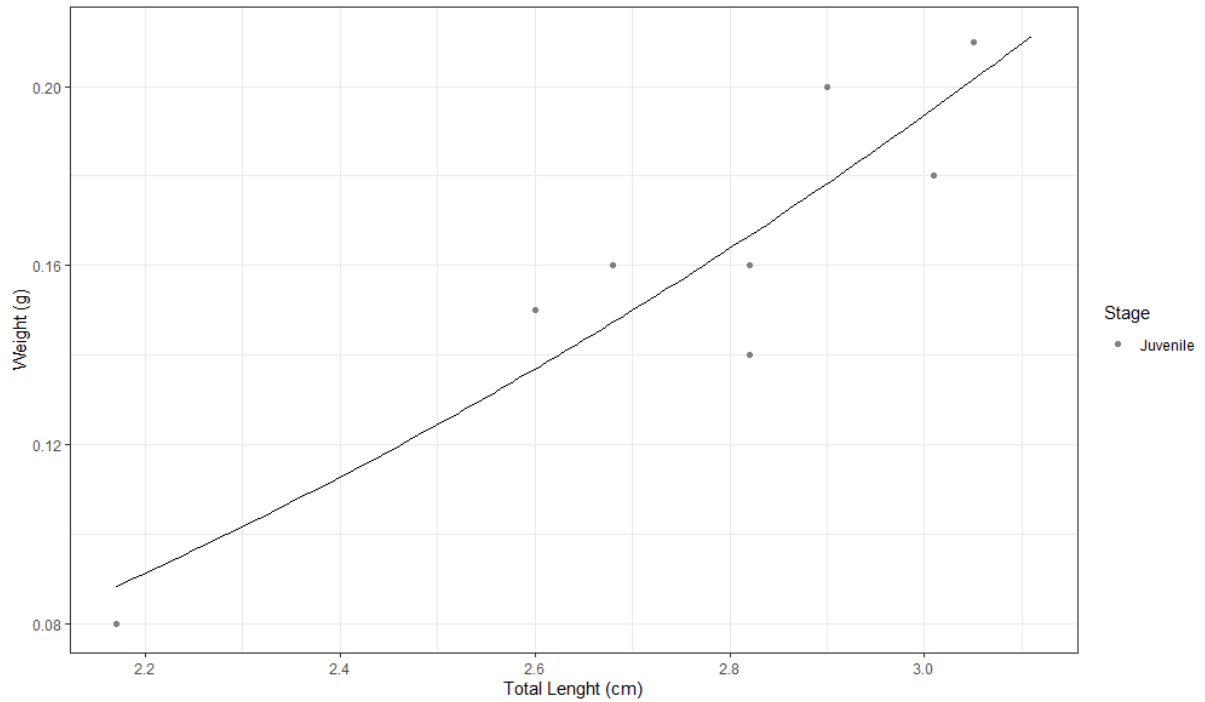


Figura 21. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Ctenogobius boleosoma*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

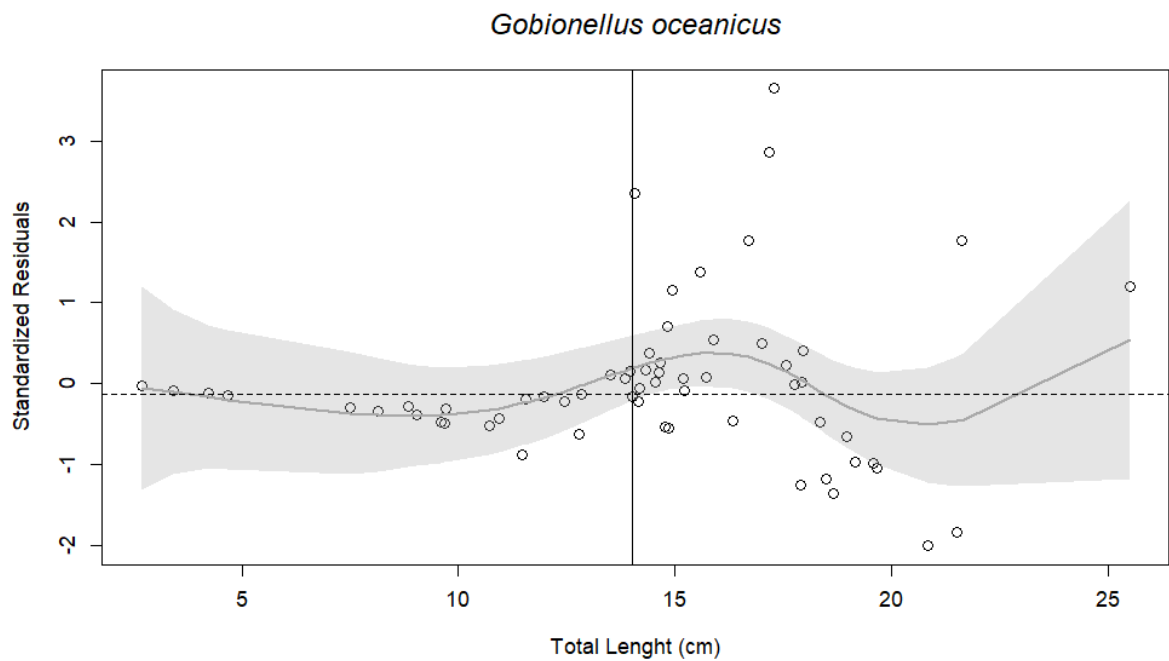


Figura 22. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

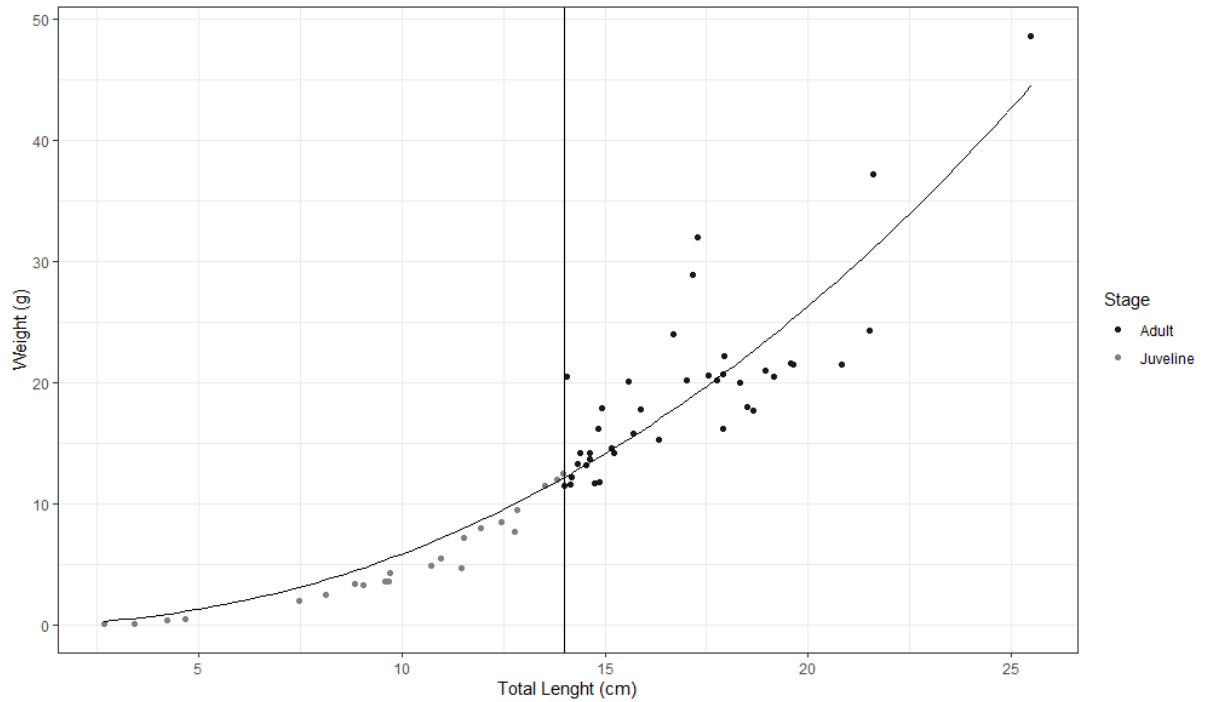


Figura 23. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Gobionellus oceanicus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

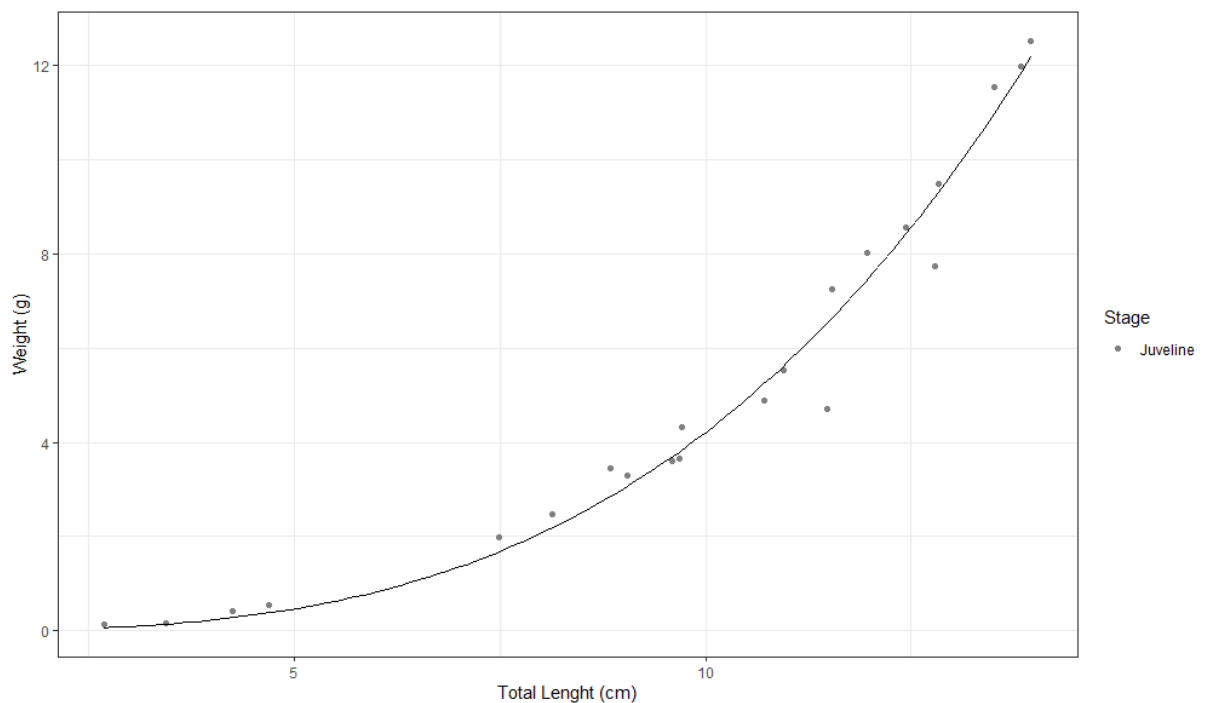


Figura 24. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Gobionellus oceanicus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

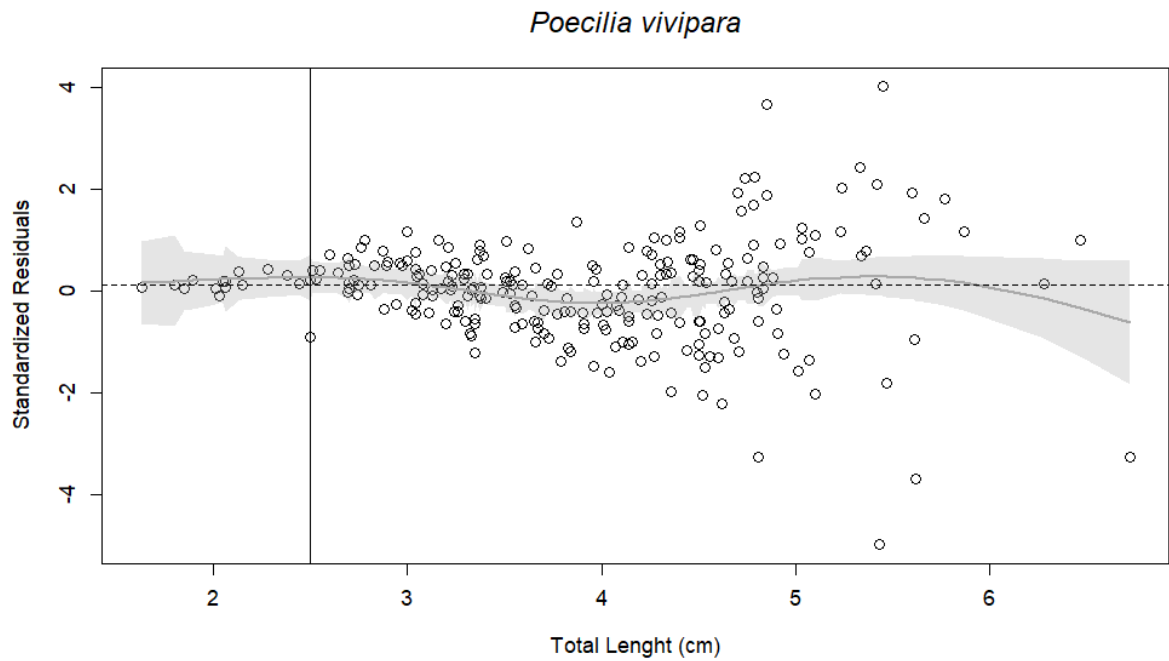


Figura 25. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

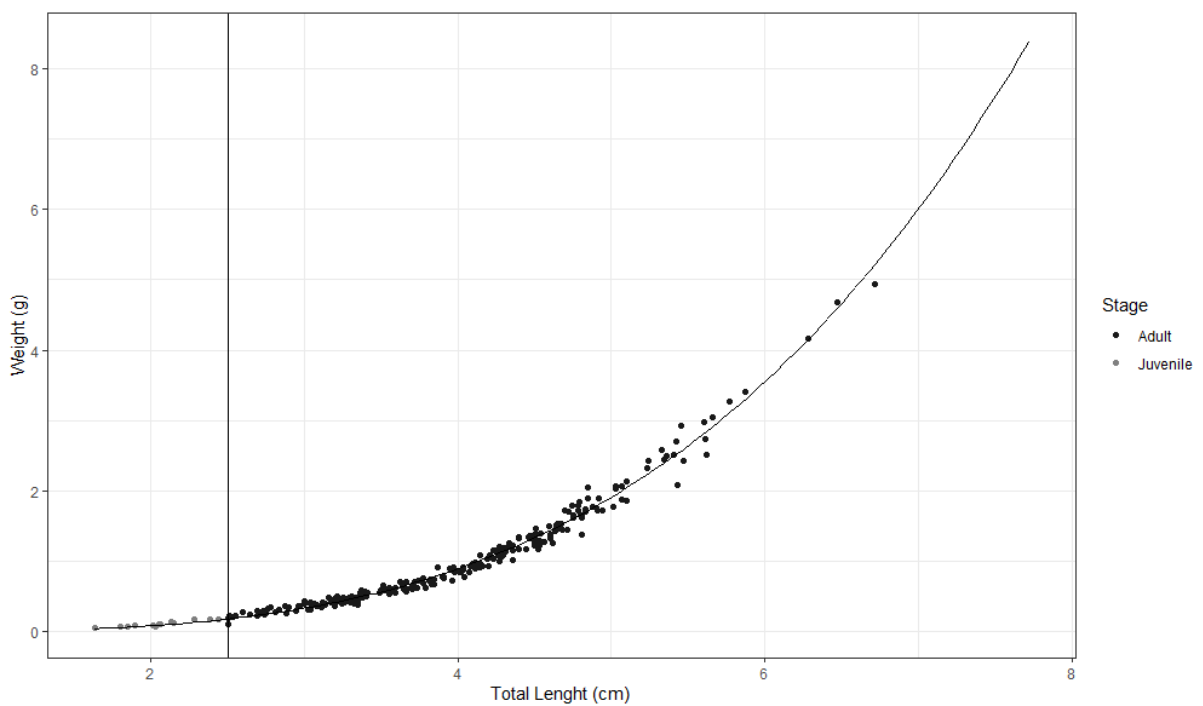


Figura 26. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Poecilia vivipara*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

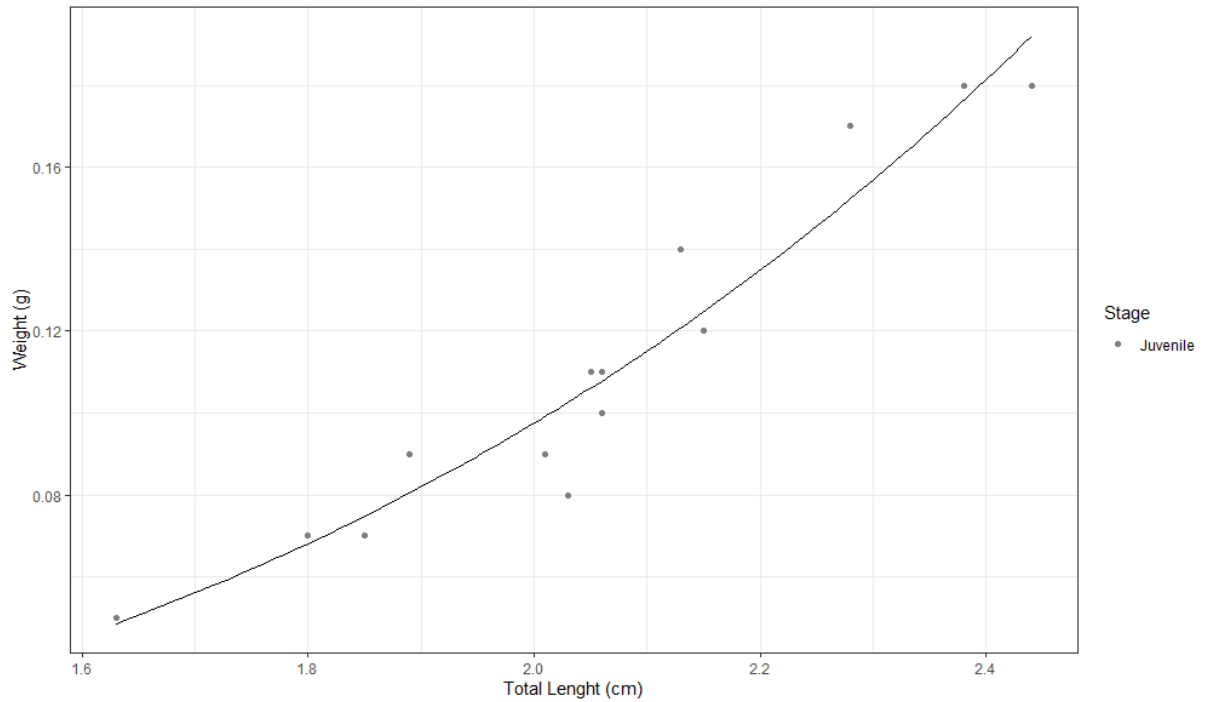


Figura 27. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Poecilia vivipara*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

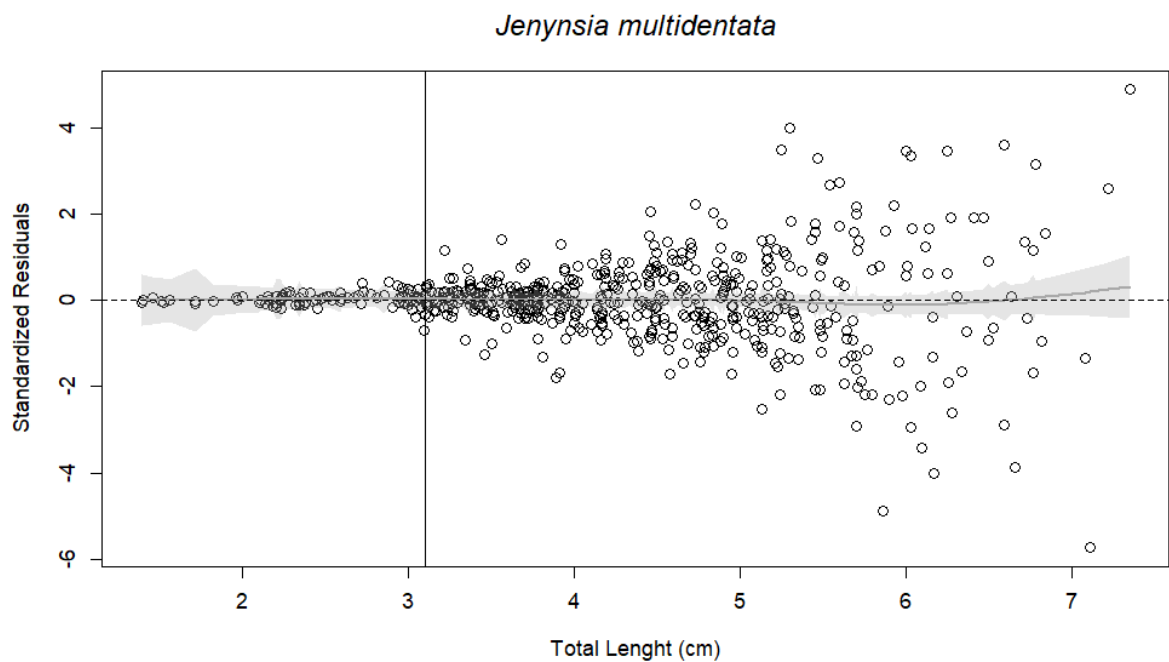


Figura 28. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

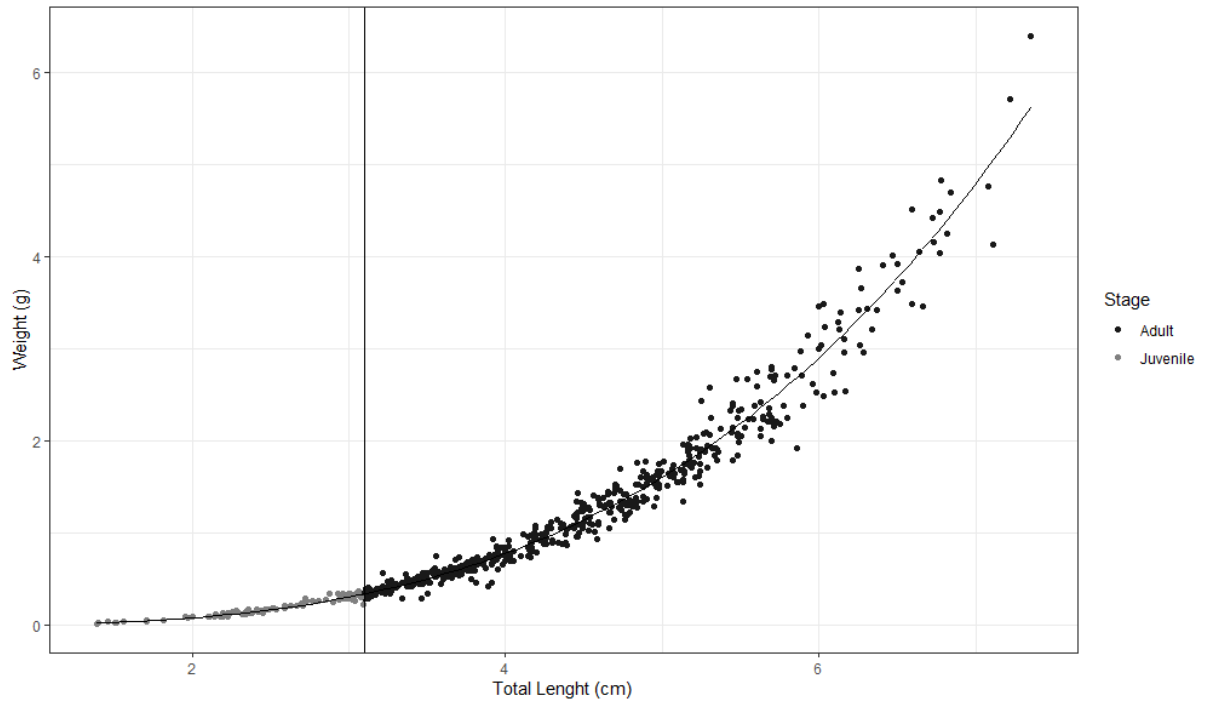


Figura 29. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Jenynsia multidentata*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

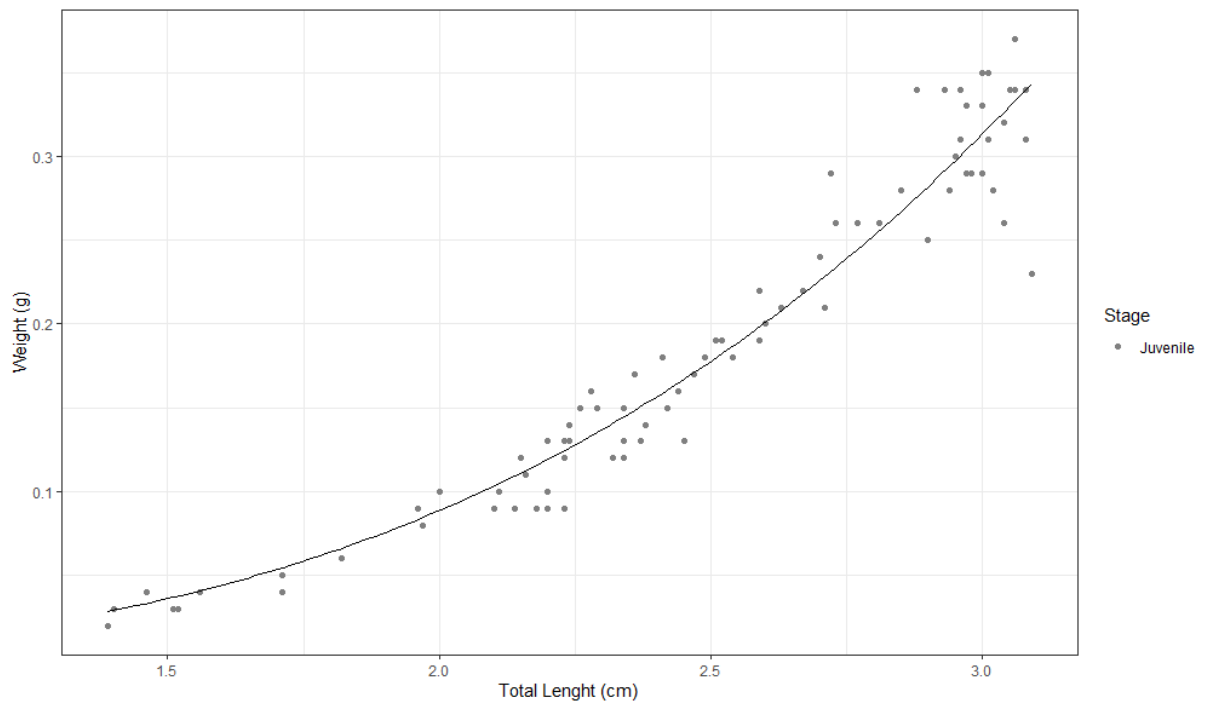


Figura 30. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Jenynsia multidentata*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

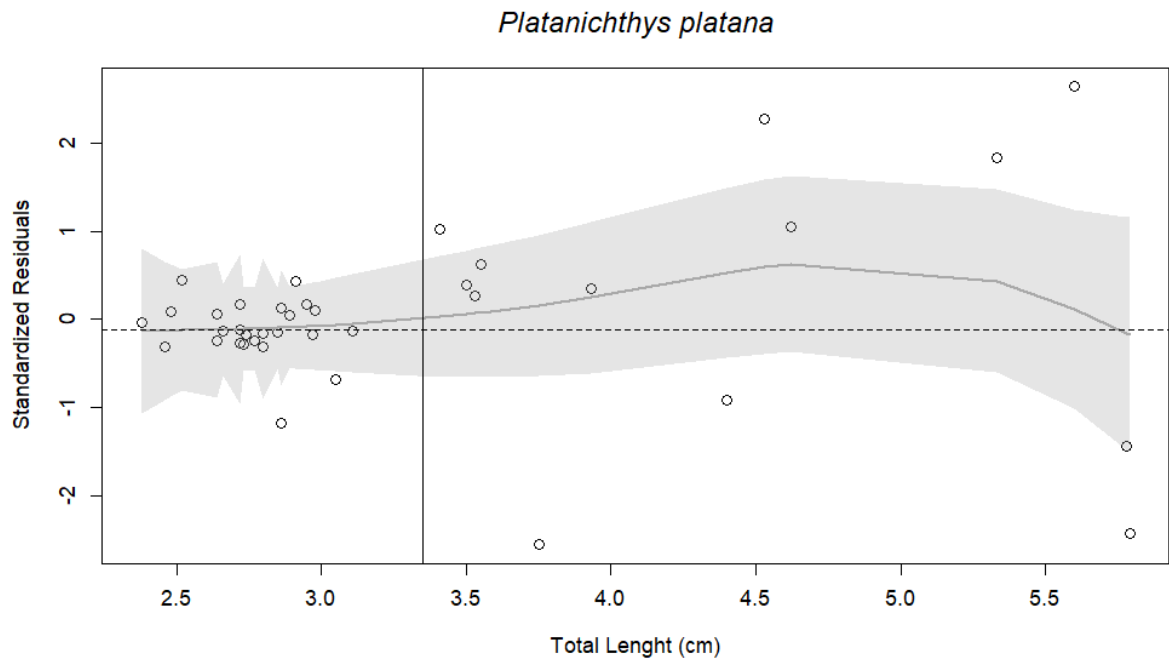


Figura 31. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

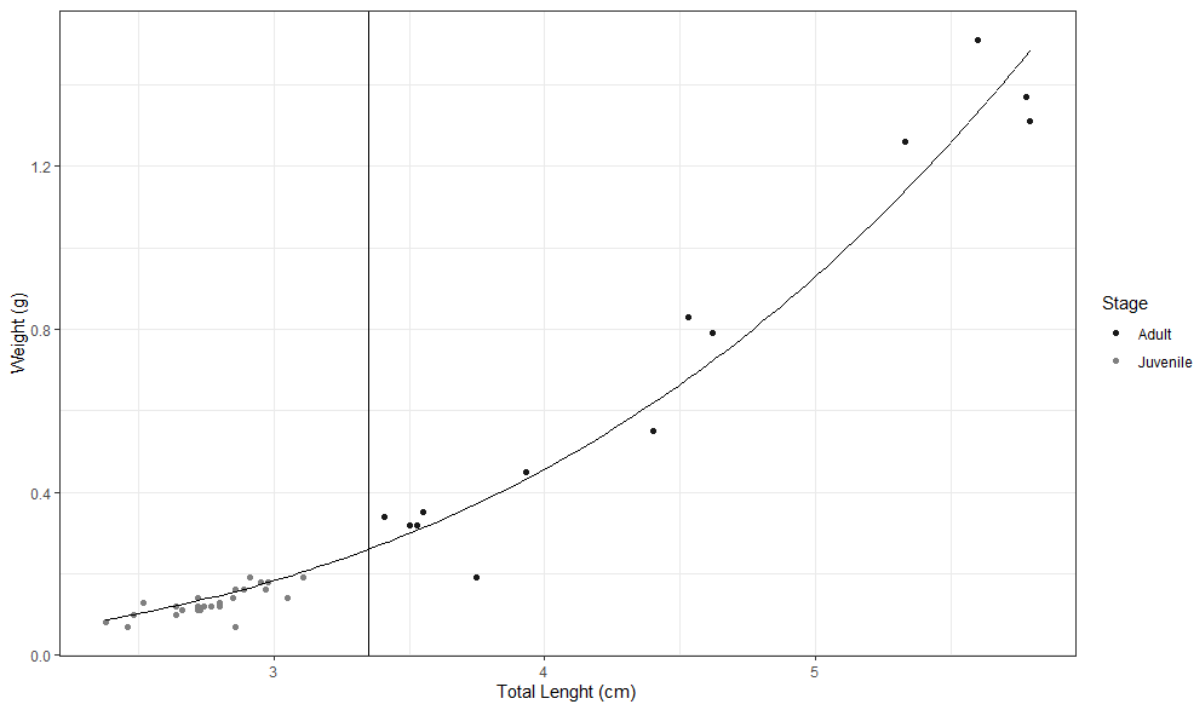


Figura 32. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Platanichthys platana*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

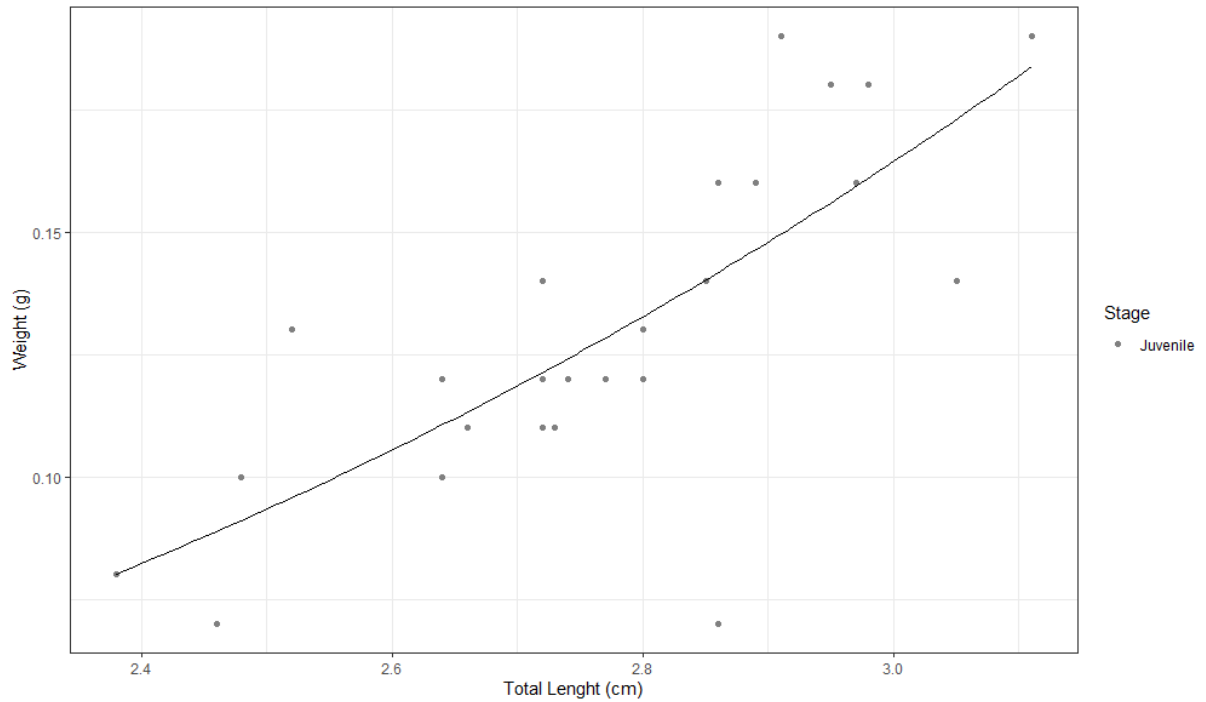


Figura 33. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Plataniichthys platana*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

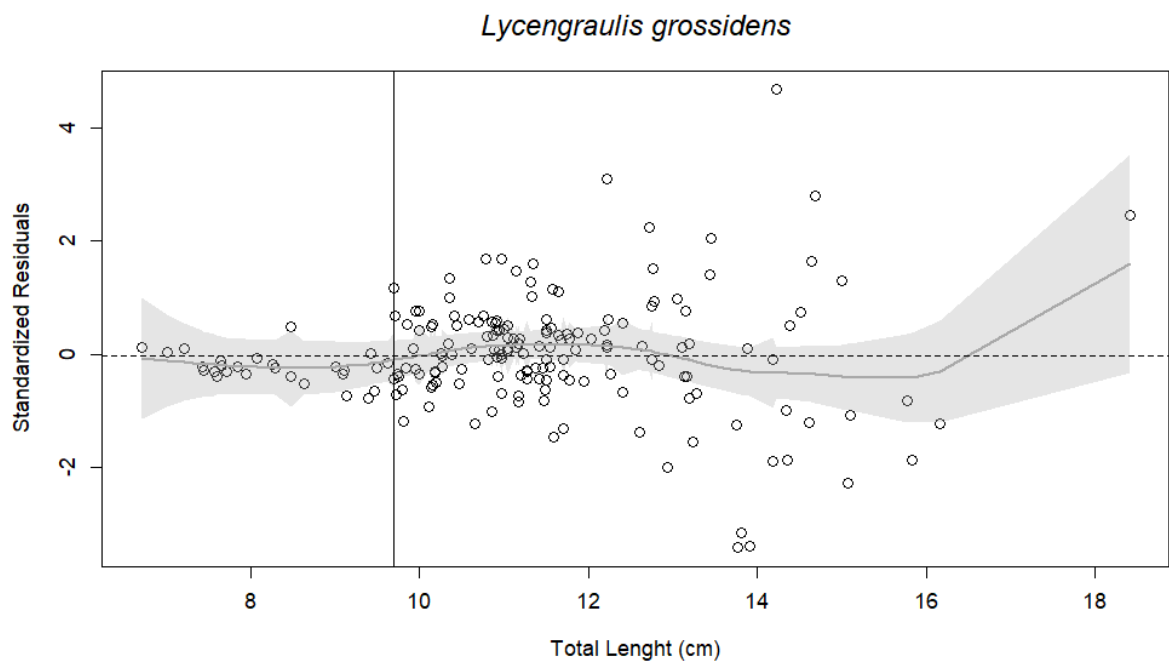


Figura 34. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

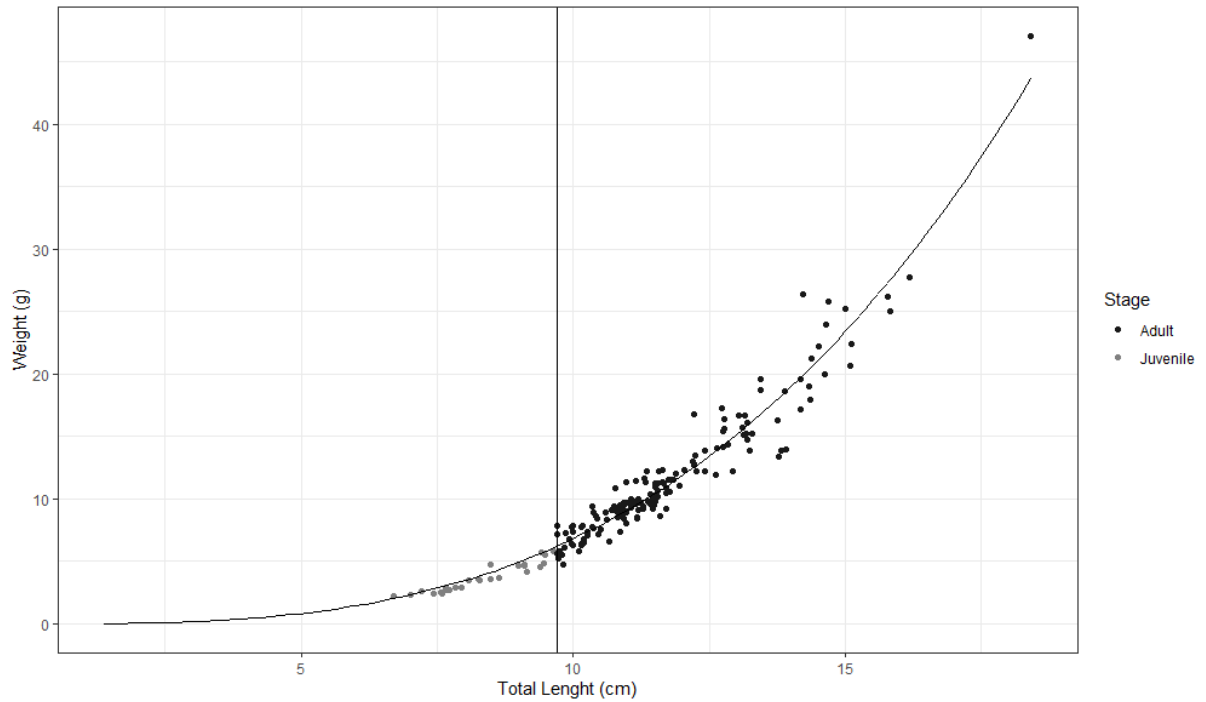


Figura 35. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Lycengraulis grossidens*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

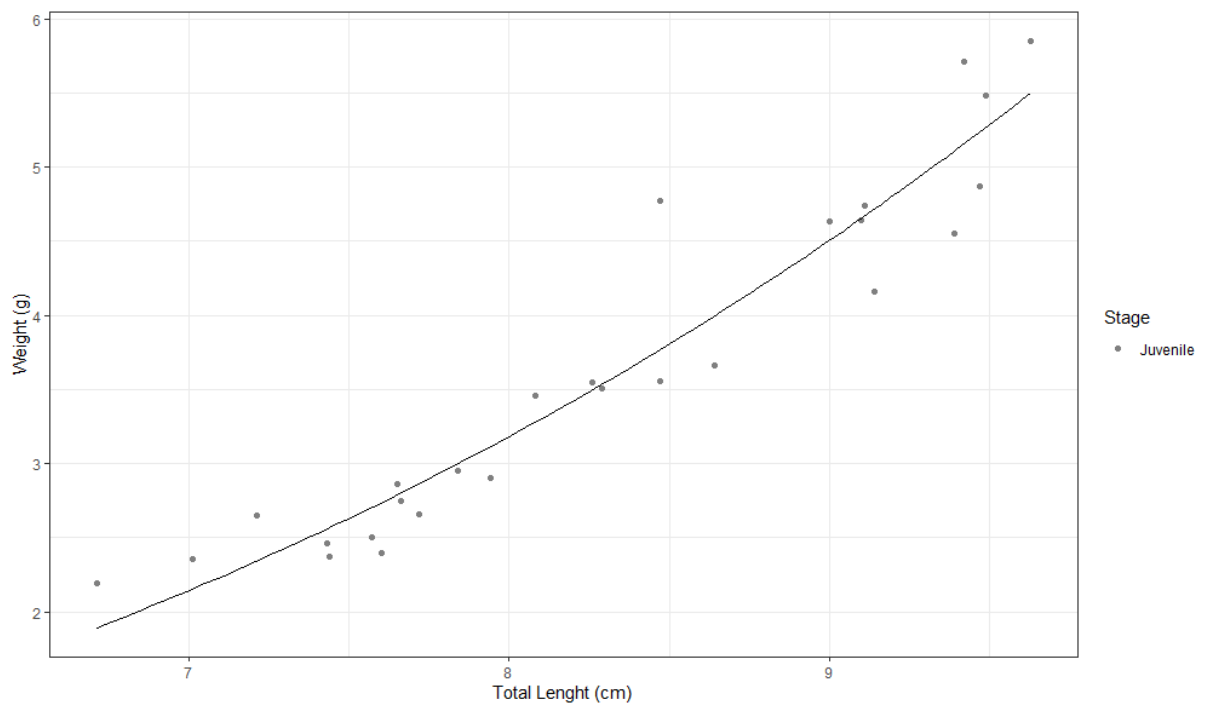


Figura 36. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Lycengraulis grossidens*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

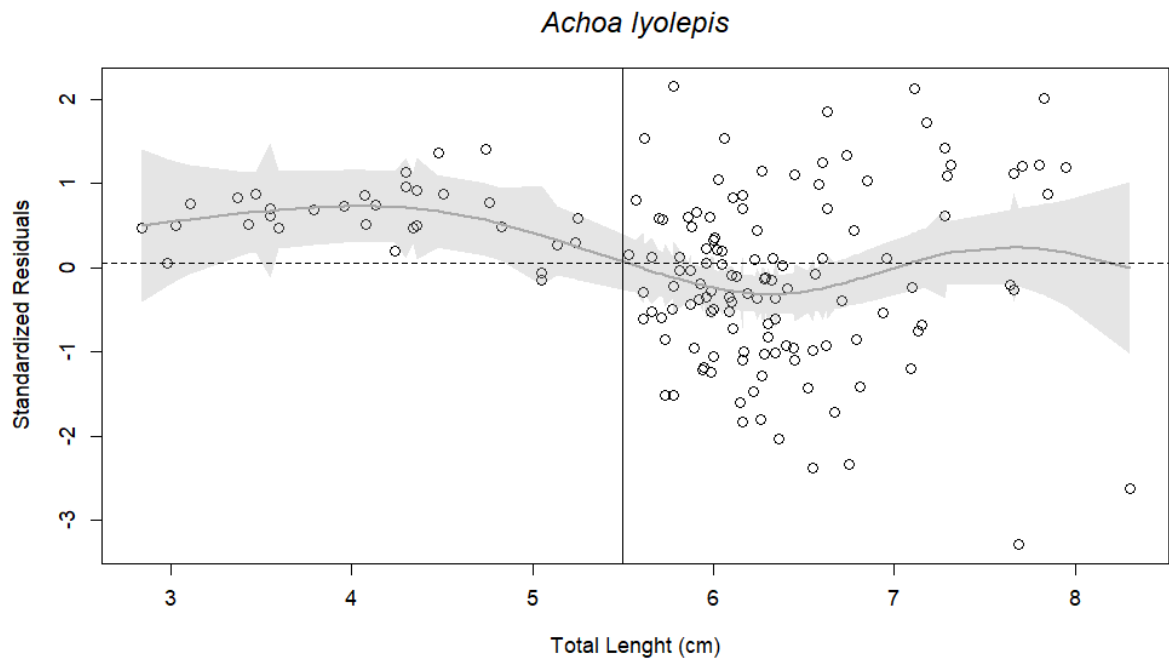


Figura 37. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

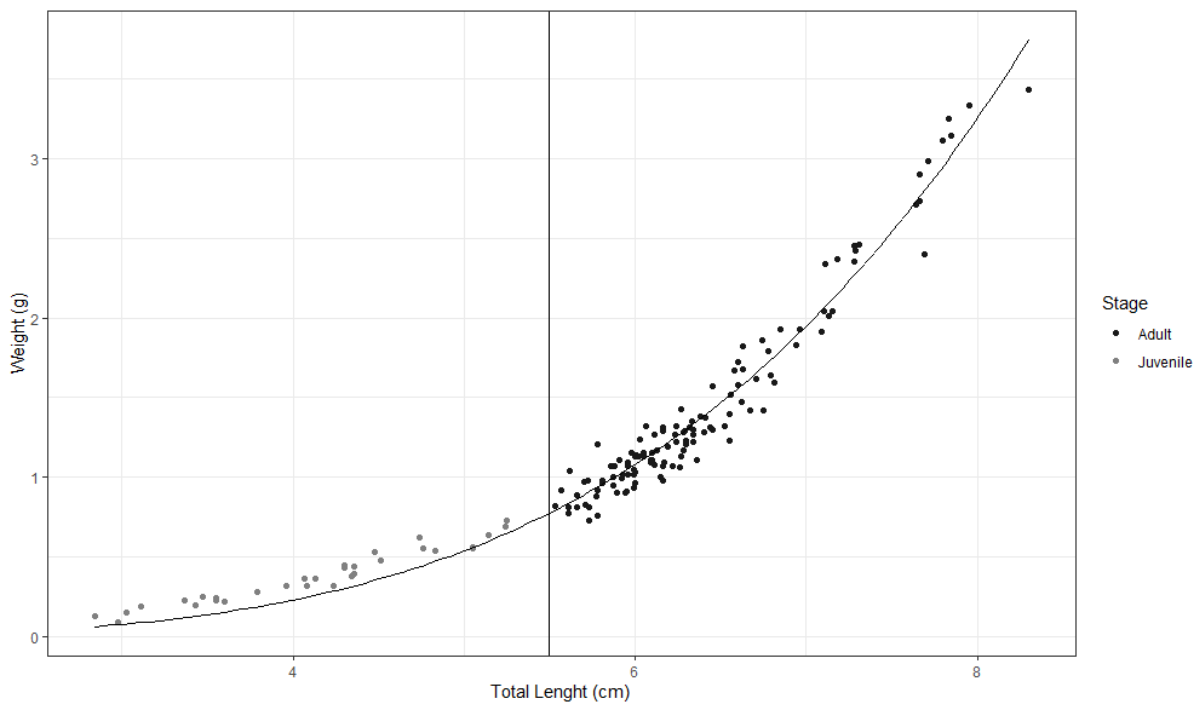


Figura 38. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Anchoa lyolepis*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

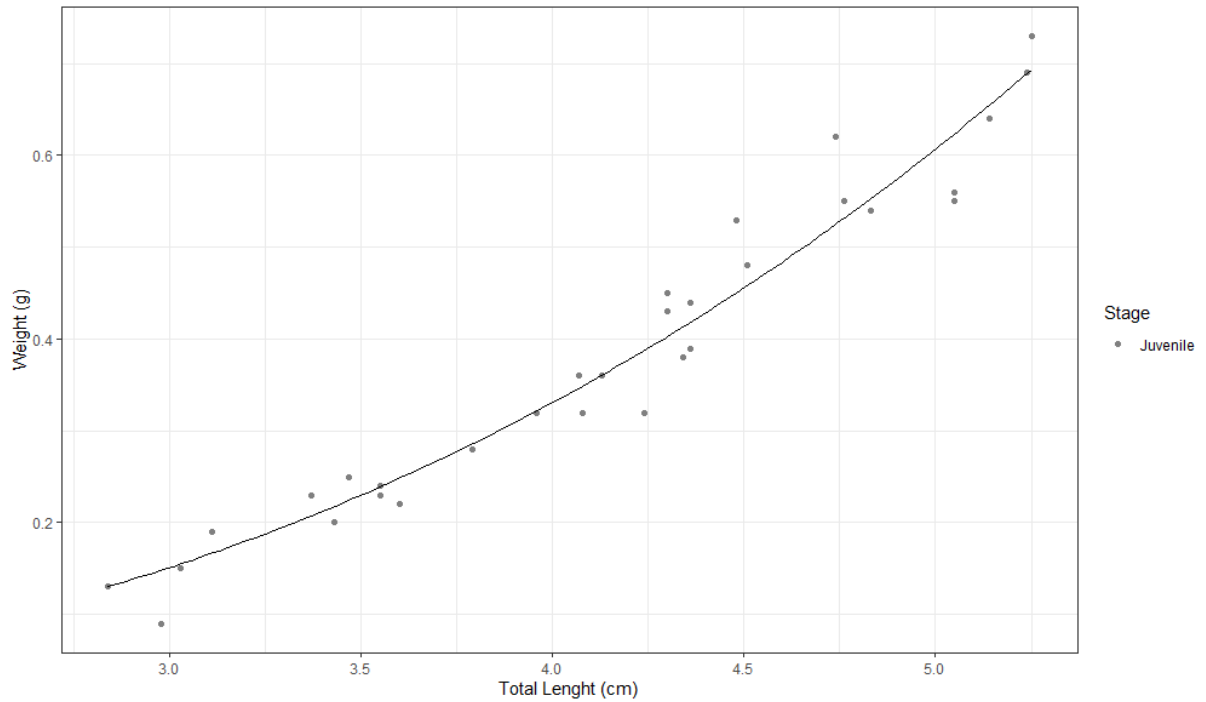


Figura 39. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Anchoa lyolepis*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

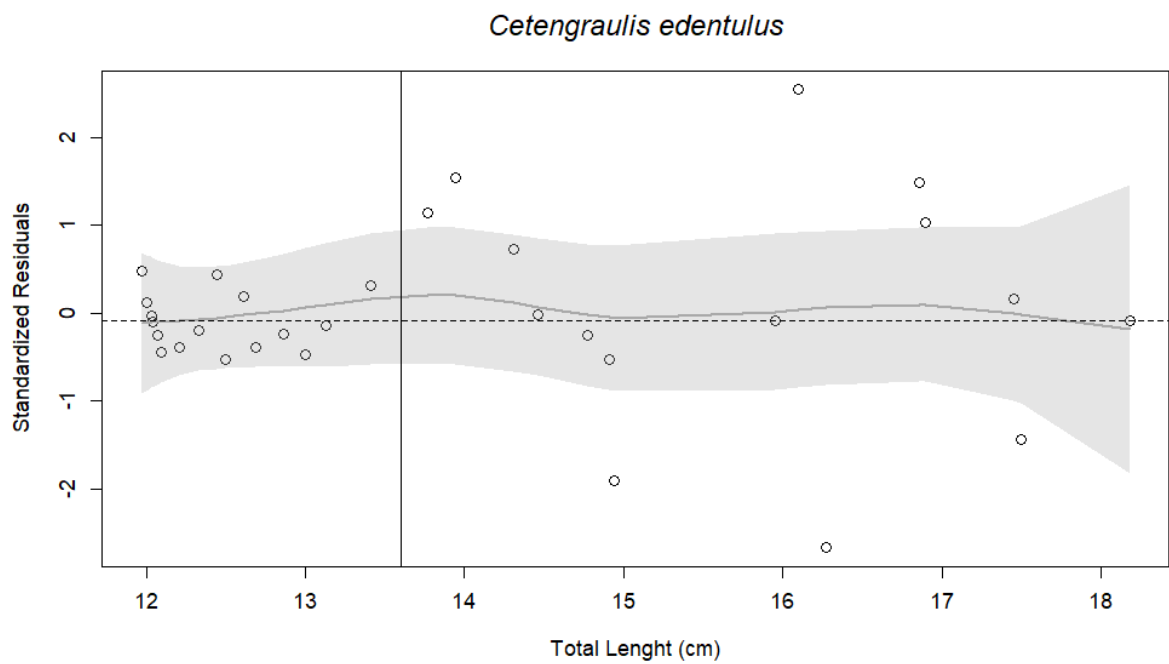
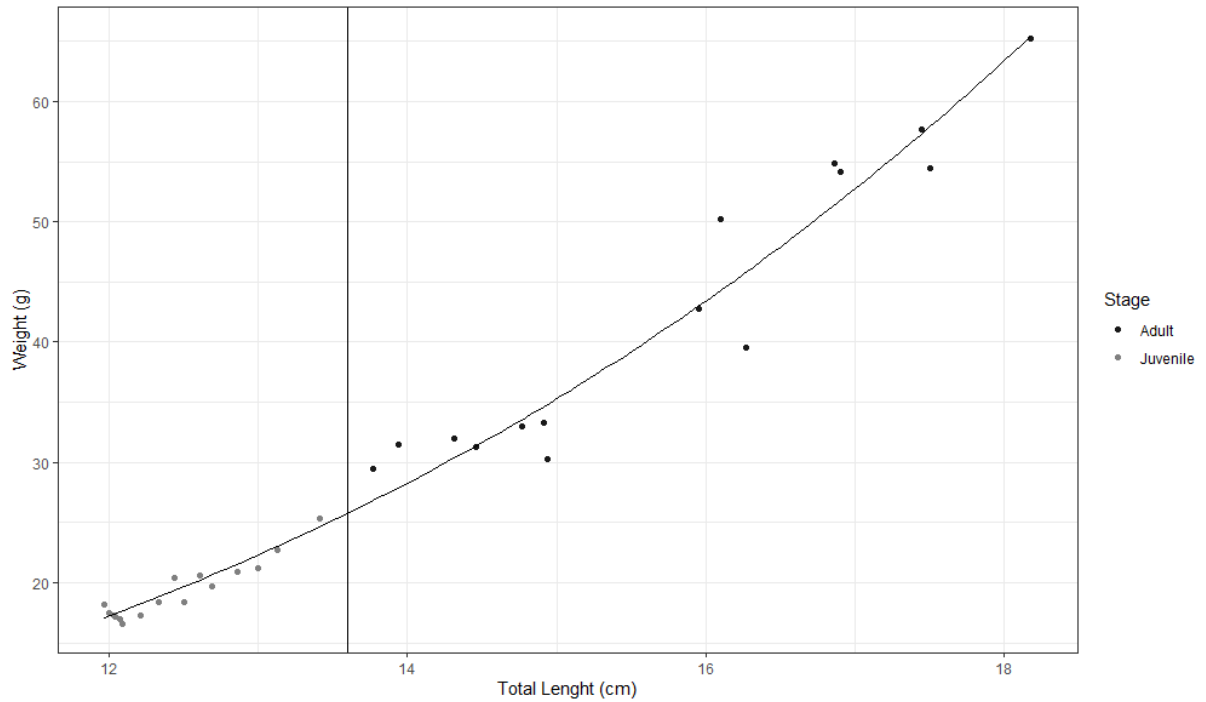


Figura 40. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.



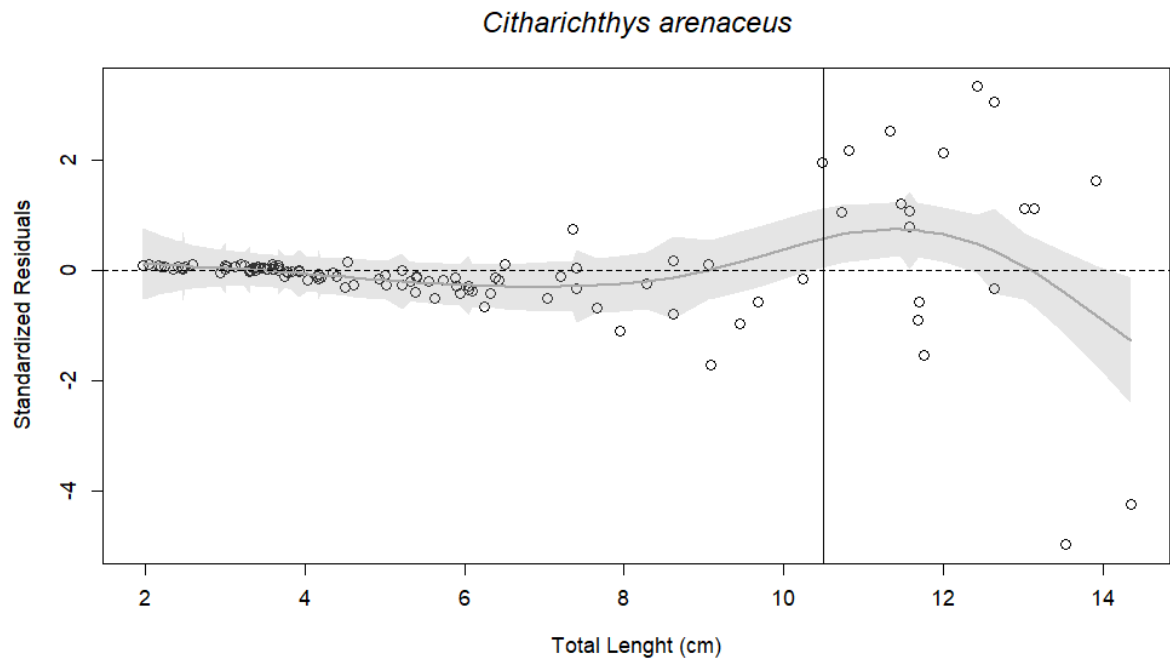


Figura 43. Análise visual dos resíduos para estimar o comprimento de primeira maturação. O eixo Y representa os resíduos padronizados e o eixo X representa o comprimento total (cm). A linha cinza representa média móvel ajustada a cada intervalo de 1.0 centímetro do comprimento total (cm) com seus intervalos de confiança. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

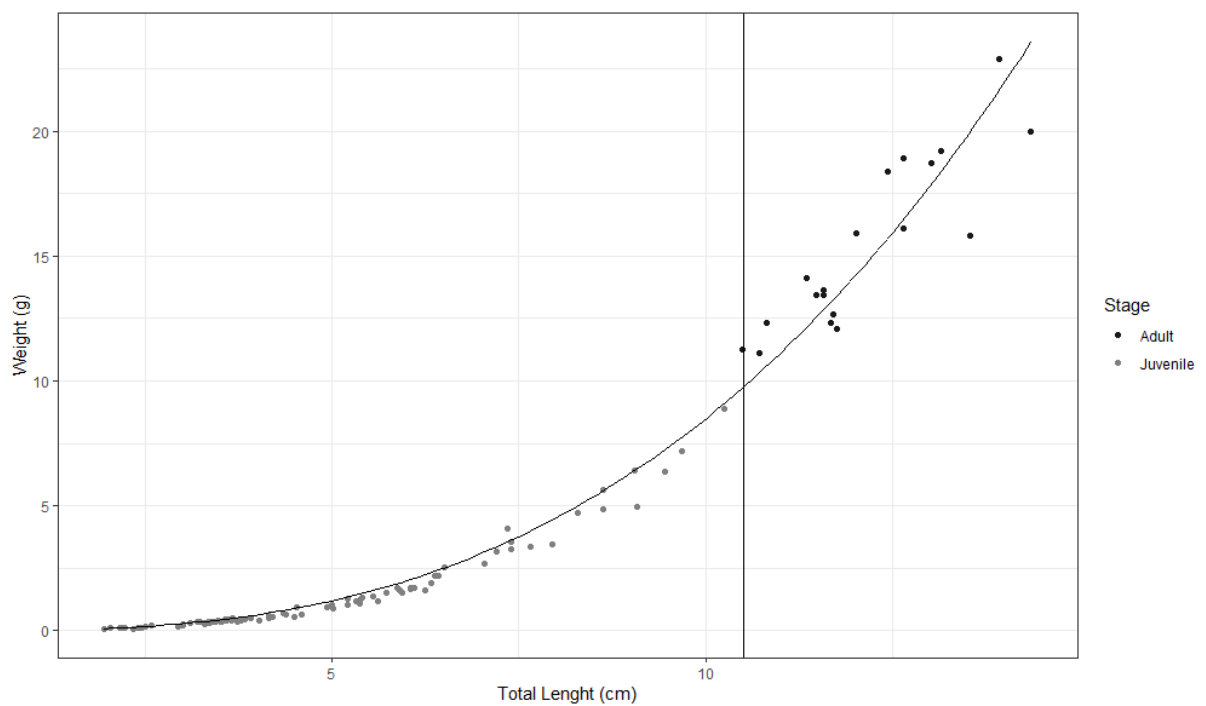


Figura 44. Curva da relação peso e comprimento para a espécie *Citharichthys arenaceus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm). Os círculos cinzas representa os indivíduos juvenis e os círculos pretos, os indivíduos adultos. A linha vertical representa o comprimento de primeira maturação.

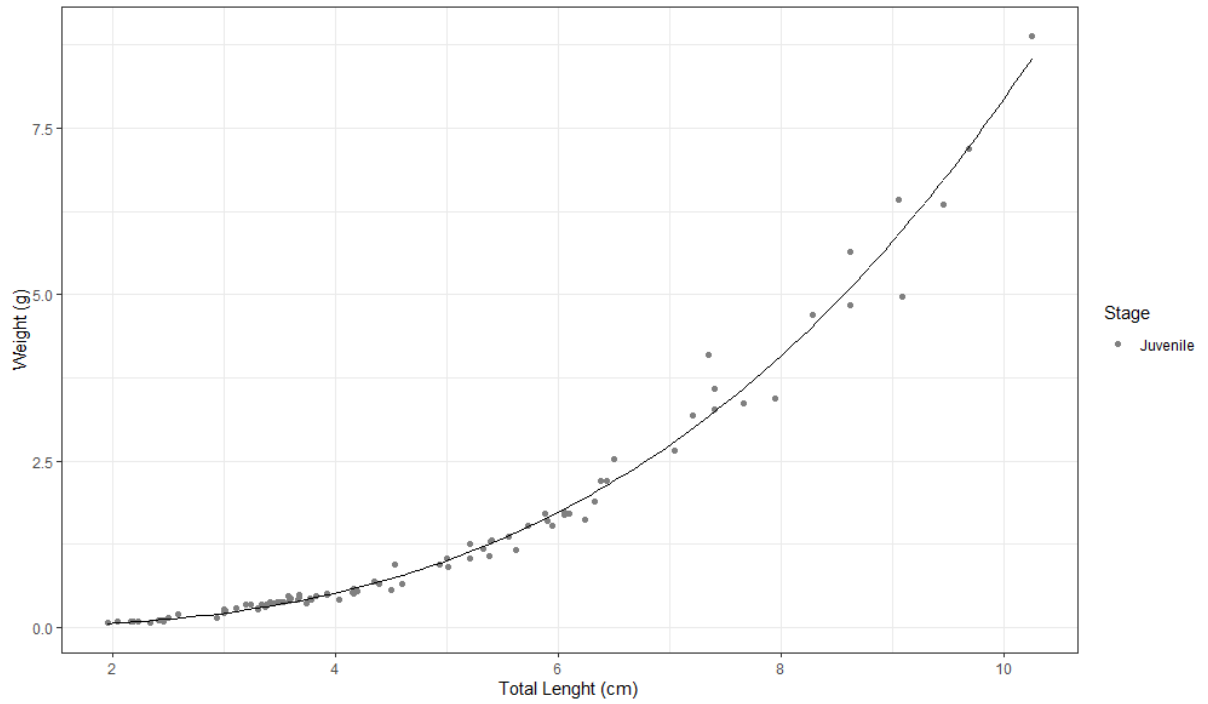


Figura 45. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Citharichthys arenaceus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

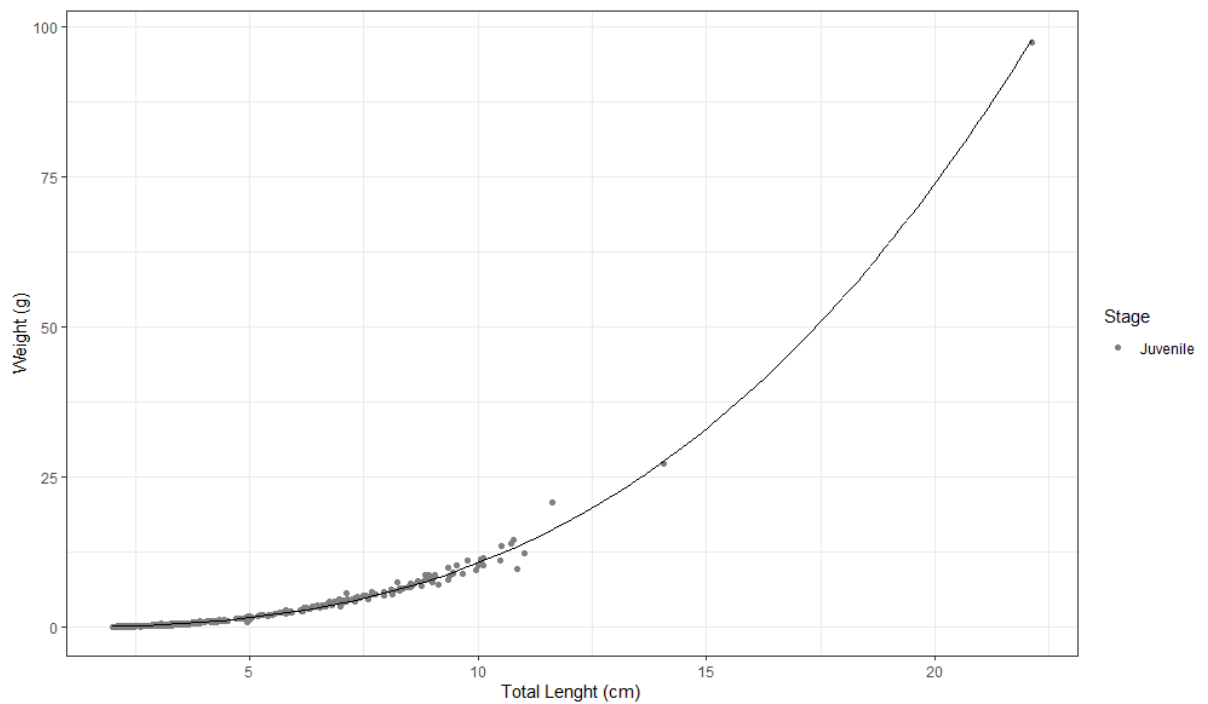


Figura 46. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Mugil liza*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

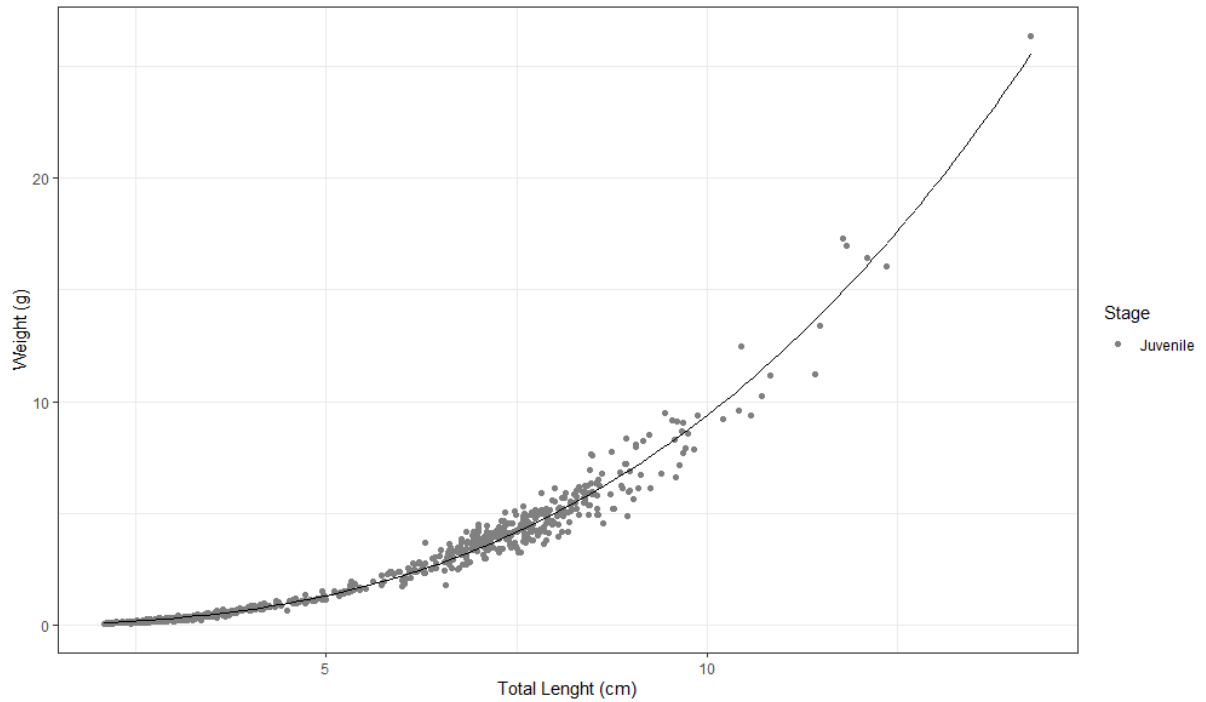


Figura 47. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Mugil curema*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

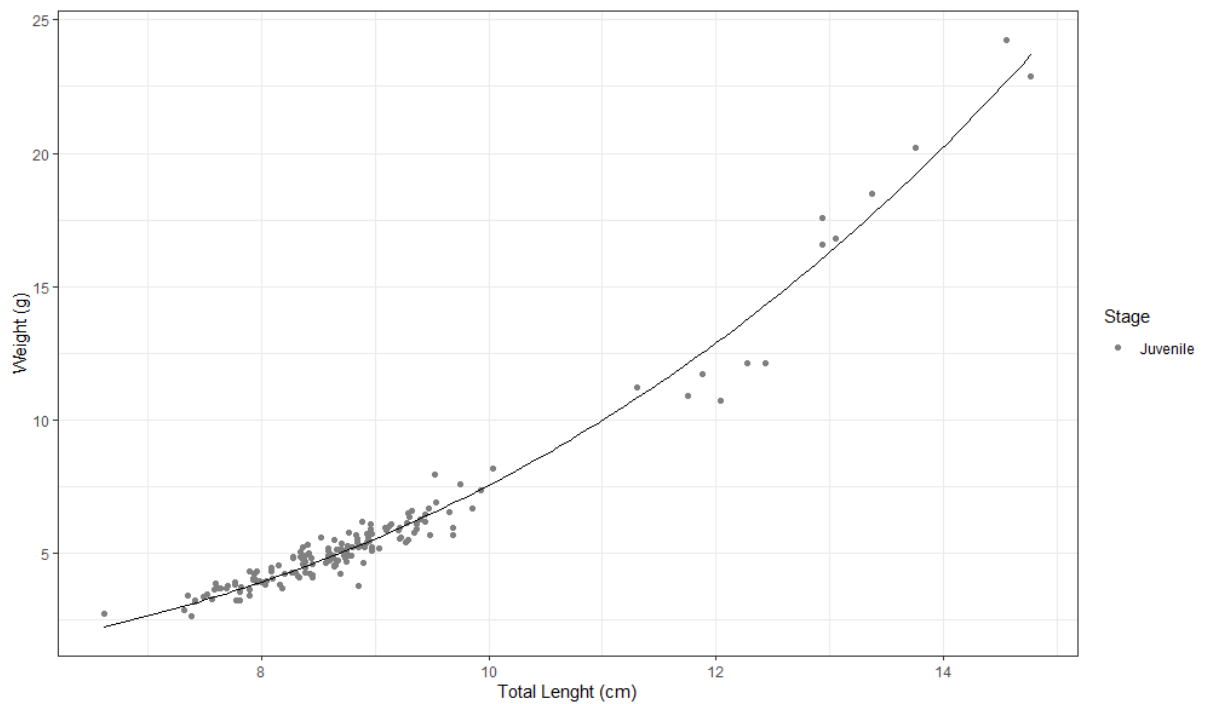


Figura 48. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Genidens genidens*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

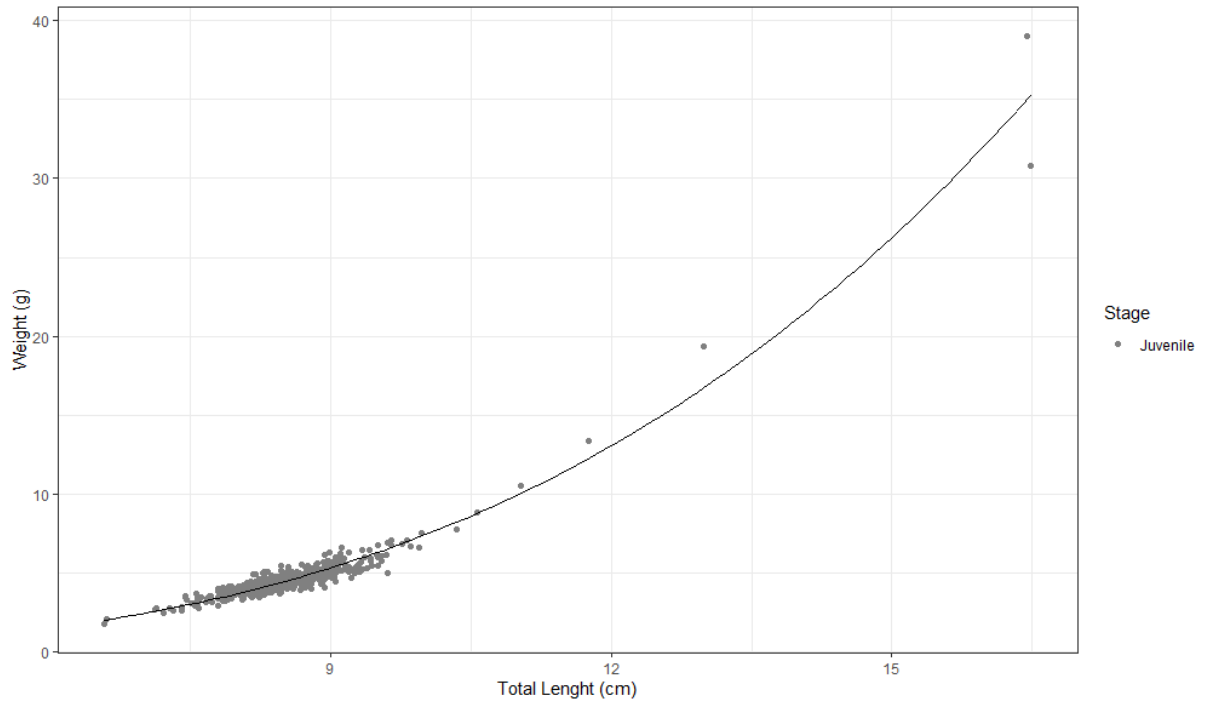


Figura 49. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Genidens barbatus*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

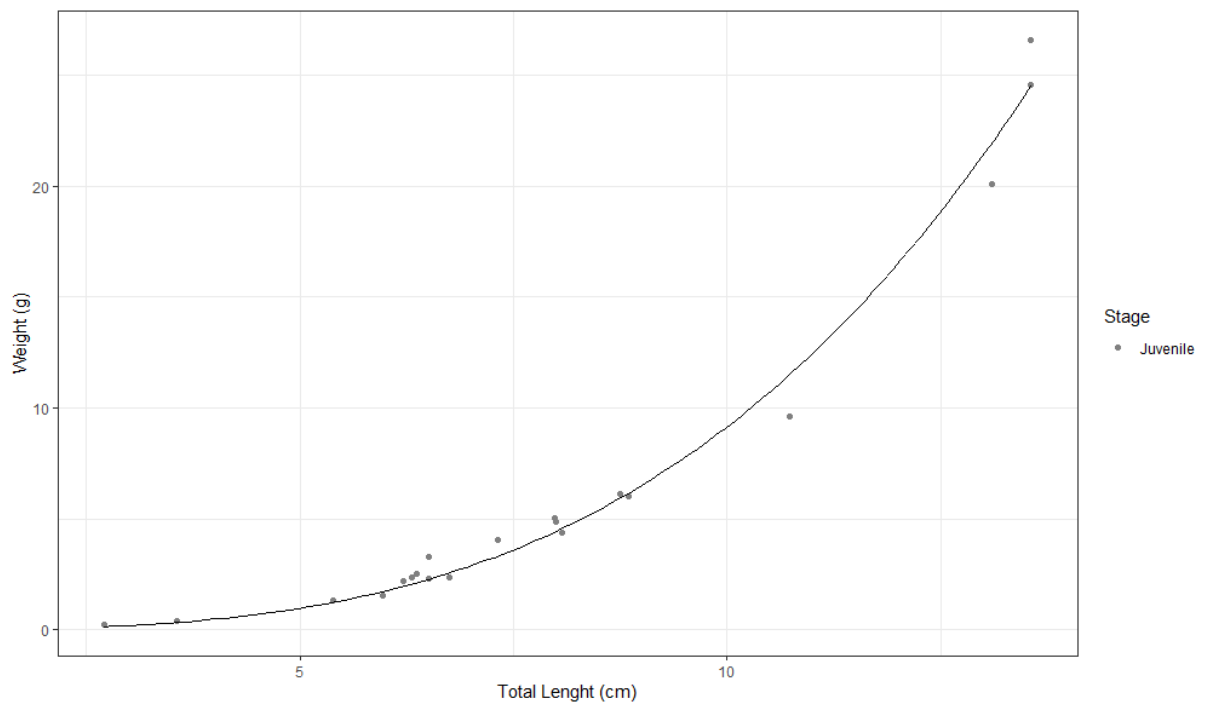


Figura 50. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Micropogonias furnieri*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

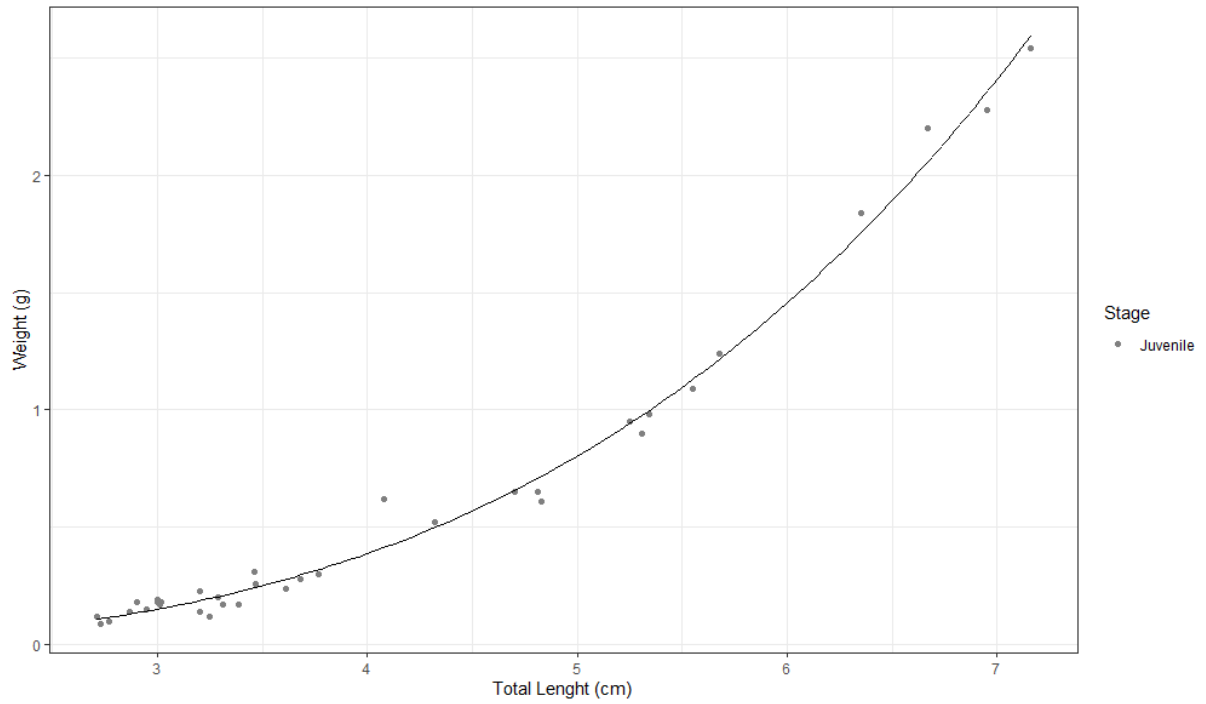


Figura 51. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Sardinella brasiliensis*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

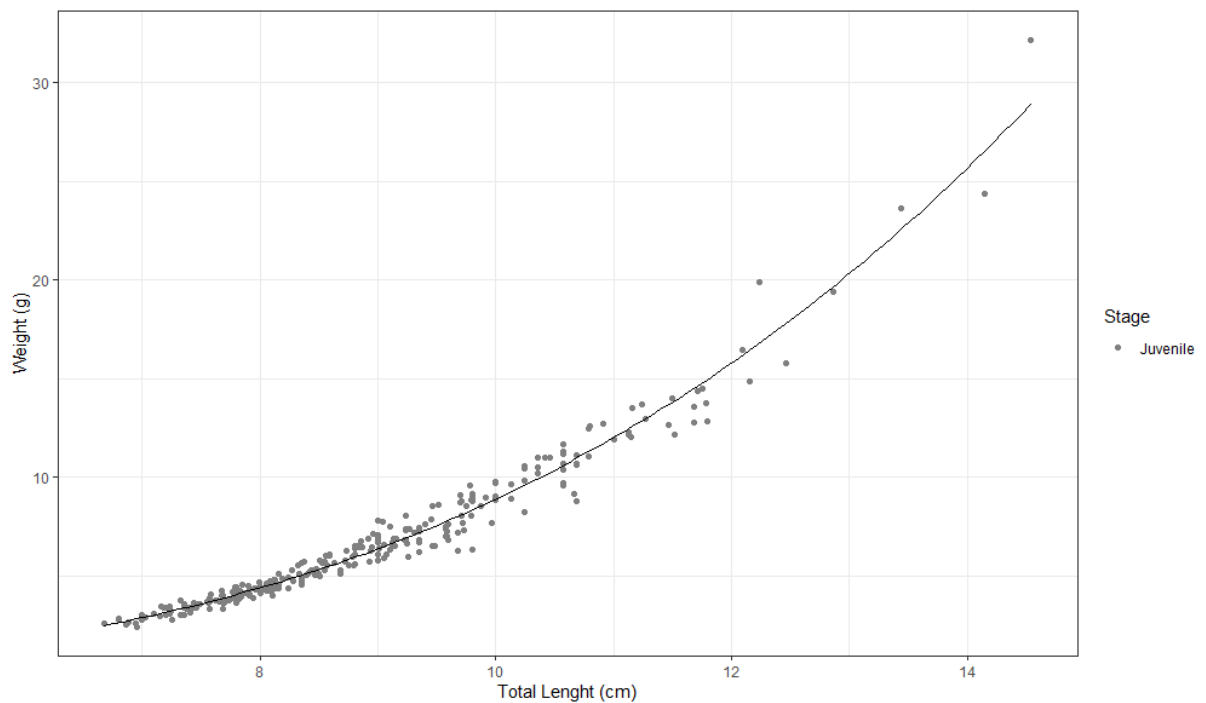


Figura 52. Curva da relação peso e comprimento para juvenis da espécie *Pomatomus saltatrix*. O eixo Y representa o peso total (g) e o eixo x o comprimento total (cm).

CAPÍTULO II

INFLUENCE OF DIFFERENT HABITATS ON THE ABUNDANCE AND BODY CONDITION OF THE JUVENILES (*ATHERINELLA BRASILIENSIS*) IN A SUBTROPICAL ESTUARINE ECOSYSTEM

ABSTRACT

Shallow coastal habitats with and without vegetation may perform nursery functions in distinct ways for many species, raising questions about the role of vegetation in structuring nursery grounds. Unfortunately, degradation and inappropriate human use of these areas associated with the lack of ecological data about fish populations can limit appropriate strategies to protect both species and habitats. In this paper, we examine the nursery value of different estuarine habitats by comparing the abundance and body condition of juveniles *Atherinella brasiliensis*. Fish were sampled once a month from November 2018 to October 2019 in five habitats: no vegetation close to the ocean, no vegetation close to the river, no vegetation distant from other sampling points (control), mangrove and saltmarsh. Among the habitats, the juveniles showed better body condition in the salt marsh habitats. Our results indicate that saltmarsh habitats appear to increase the nursery value for juveniles of this species, probably due to the presence of abundant vegetation. Conservation and/or preservation of this habitat along the coast is important for *A. brasiliensis* and probably for other species.

Keywords: Nursery - Mangrove – Salt Marsh - Estuarine habitat – Fish - Coastal ecosystems – Body condition.

INTRODUCTION

Coastal ecosystems (CE herein, e.g., estuaries and coastal lagoons) provide services for human well-being, such as the protection of the coastal environment, nutrient cycling (Barbier *et al.*, 2011), recreation (McLusky & Elliott, 2004) and fisheries production (Blaber *et al.*, 2000; Costanza *et al.*, 1997; Jordan & Peterson, 2012). CE is associated with high spatial heterogeneity in seascape, structuring a mosaic of habitats (Able, 2005, Nagelkerken *et al.*, 2015). For example, in intertidal zones, CE is usually composed of shallow areas (< 5 m; Blaber

et al., 1995, Nagelkerken, 2009), functioning as nursery sites for vertebrates and invertebrate species (Beck *et al.*, 2001; Lefcheck *et al.*, 2019).

In estuarine ecosystems, the shallow habitats may have vegetation in their intertidal plains, generating physical conditions and environmental constraints that shape local fish assemblages (Bloomfield & Gillanders, 2005). For instance, mangroves and salt marshes (Dorenbosch *et al.*, 2005; Kimirei *et al.*, 2011; Minello *et al.*, 2003) provide areas for food, growth, and shelter for several marine nekton species (Beck *et al.*, 2001; Heck *et al.*, 2003; Kimirei *et al.*, 2013). Also, non-vegetated shallow habitats may act as a nursery for marine species (Nagelkerken *et al.*, 2015). Therefore, it is broadly recognized that shallows estuarine habitats are imperative for maintaining marine populations and, consequently, the world's fishing activity (Baker *et al.*, 2020), even though there are uncertainties about the role of the vegetation on nursery habitats functioning.

Nursery habitats are characterized by providing, on average, greater growth, density, survival and/or movement than other habitats where fish juveniles occur (Beck *et al.*, 2001). Therefore, fish population parameters may be essential indicators for determining whether a habitat acts as a nursery. For example, the relative abundance (Beck *et al.*, 2001; Bloomfield & Gillanders, 2005) and the body condition extracted from relative growth rate of organisms (e.g. weight-length relationship; see Lowe & Peterson, 2015) can be used to highlight the most suitable habitats for organisms (Lowe & Peterson, 2015; Al Nahdi *et al.*, 2016; Ma *et al.*, 2017).

Understanding the nursery function of habitats has great scientific value, both for theoretical ecology (Beck *et al.*, 2001; Able, 2005) and conservation strategies (Sheaves *et al.*, 2015). For instance, heterogeneous estuarine ecosystems where mangroves, salt marshes and non-vegetated habitats co-occur are suitable for testing hypotheses in scientific studies (Mckee *et al.*, 2008). This is the case of the Laguna Estuarine System (LES) which that support salt marshes and mangroves habitats (Soares *et al.*, 2012; Schaeffer-Novelli, 1995), both encompassed in the territory of the Right Whale Environmental Protection Area (APA-BF), a wide protected area that comprises along 130 km of Santa Catarina state coast (De Freitas *et al.*, 2022) and covers 154,867 ha (120,718 marine and 34,149 terrestrial).

Besides habitat structure, water quality influence species distribution in estuarine ecosystems (McLusky & Elliott, 2004), influencing the fish abundance and body condition (Blackwell *et al.*, 2000; Cavraro *et al.*, 2019; Lugendo *et al.*, 2007; Molina *et al.*, 2020; Duque *et al.*, 2020). Among the variables, the role of salinity on the abundance of fish stands out

(Barletta *et al.*, 2005), which respond by moving within the estuary (Sheaves *et al.*, 1999; Barletta *et al.*, 2003), generating specific assemblage composition along ecocline variation (Barletta & Lima, 2019). Thus, is essential to relate the fish patterns in the estuarine ecosystems with both habitat and water quality spatial constraints.

In this study, we analyzed the abundance and relative growth (body condition) of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) in saltmarsh, mangrove, and non-vegetated habitats in LES. The *A. brasiliensis* is a resident estuarine species (Sczepanski *et al.*, 2007; Contente *et al.*, 2010) abundant in shallow water environments in southern and southeastern Brazil (Pessanha & Araújo, 2001). Although not of high commercial value (Bervian & Fontoura, 2007), *A. brasiliensis* can have local importance as a food supplement for fishing communities as well as bait for fishing activities. Furthermore, the Brazilian silverside is an essential trophic component in estuarine food webs (Campos *et al.*, 2015; Figueiredo & Pessanha, 2016) by directing net energy to higher trophic levels in subtropical systems (Contente *et al.*, 2010). Therefore, we tested the following hypothesis: the estuarine habitat type influences the abundance and relative growth (body condition) of *A. brasiliensis* juveniles. We use length–weight relationships to compare the body condition, a surrogate measure of growth (Lowe & Peterson, 2015).

MATERIALS AND METHODS

Study area

The Lagoon Complex Sul Catarinense comprises the largest lagoon formation in Santa Catarina state, Brazil (Giannini, 1993; Giannini *et al.*, 2010), in which the LES (Fig. 1) is inserted. The LES is considered a typical strangulated lagoon (Kjerfve, 1994) formed by different cells, named Imaruí, Mirim and Santo Antônio dos Anjos (LSA), being the last one where the present study was carried out. The LSA receives direct input from the Tubarão River, the main contributor to LES (D'AQUINO *et al.*, 2011). The bar channel is permanently open, where the exchange of water masses with the ocean takes place. On its southern margin of LSA there is the co-occurrence of mangroves and salt marshes in its intertidal plains.

Estuarine habitats

In the LSA, we selected five sampling areas to assess the influence of vegetation (presence x absence) associated with different types of habitats, as well as to analyze the role of water quality on the juvenile population of *A. brasiliensis*. Mangroves and salt marshes are

located within the Right Whale Environmental Protection Area (APA-BF) limits. This Conservation Unit has a large territory (154.381 ha) on the south coast of Brazil, being its main objectives to conserve biodiversity and promote more sustainable practices in using natural resources.

The sampling habitats have the follows aspects: (i) habitat without vegetation near ocean (NV_Oce; $-28.496545, -48.754372$): small beach without vegetation, limited on its sides by a cluster of rocks and with the direct influence of the tides, due to its proximity to the ocean; (ii) habitat without vegetation located near the Tubarão River (NV_Riv; $-28.502845, -48.786400$): site without vegetation and strongly influenced by freshwater discharge; (iii) habitat with salt marsh vegetation (Veg_Sal; $-28.491493, -48.831950$): site with intertidal vegetation composed predominantly of *Spartina alterniflora* and *S. densiflora* (Fonseca & Netto, 2006); (iv) habitat with mangrove vegetation (Veg_Man; $-28.486645, -48.838306$): area with small mangrove forest, formed by species of white mangrove (*Laguncularia racemosa*), black mangrove (*Avicennia schaueriana*) (Netto, 2018); (v) control area without vegetation (NV_Con; $-28.452630, -48.810372$): non-vegetated habitat, located far from the Tubarão river and the ocean. We considered this our “control” site due to the absence of intertidal vegetation, and the distance from the ocean and river (Figure 1).

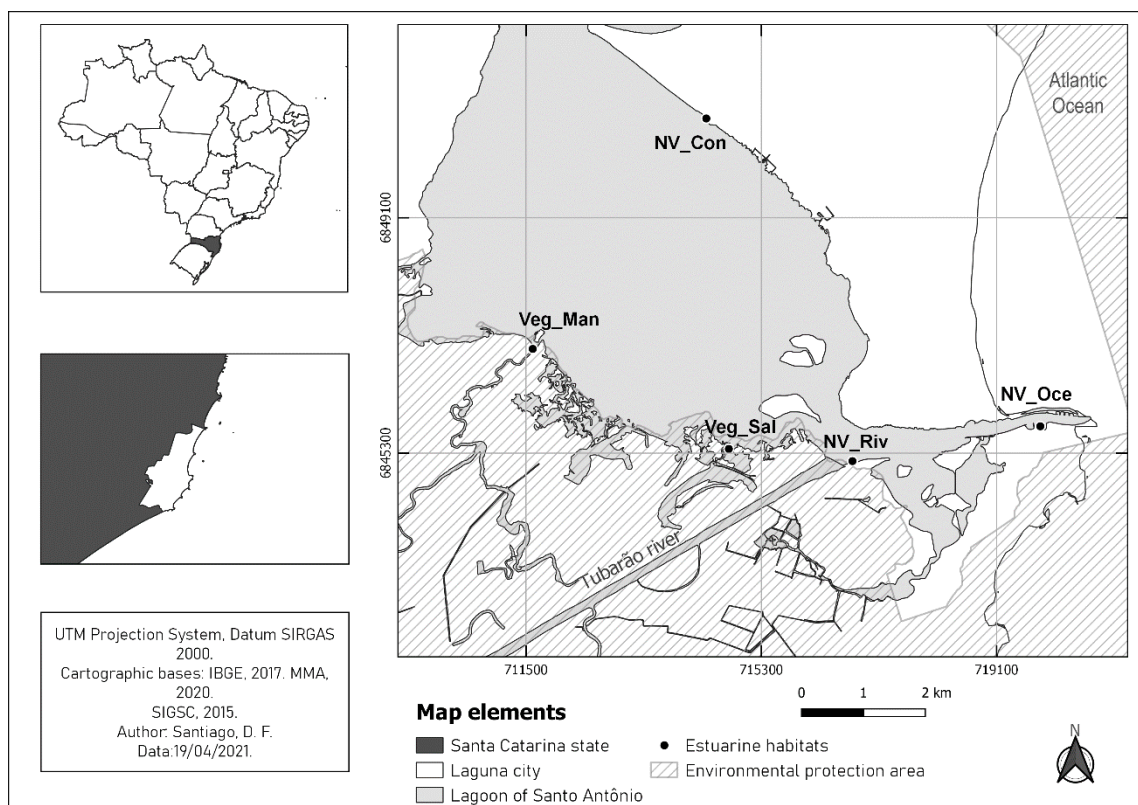


Figure 1. Study site map in the municipality of Laguna, Santa Catarina, southern Brazil. Black dots refer to the data collection sites in Santo Antônio Lagoon, being as follows: NV_Oce (non-vegetated area near the ocean), NV_Riv (non-vegetated area near Tubarão River), Veg_Sal (vegetated area with saltmarsh-like species), Veg_Man (vegetated area with mangrove-like species) and NV_Con (non-vegetated area – “control” site).

Sampling

Three trawls of 220 m² were carried out for each habitat type, from November 2018 to October 2019, totaling 120 trawls. We used a picket net with a bagger (210/206 multifilament mesh with 0.5 cm internodes), with an opening of 6 m. We pulled the nets using cables (23 m in length and 1 m in height). Before carrying out the trawls, temperature (C) and salinity (PSU) were measured using a Hanna InstrumentsR Multiparameter Probe (HI9829).

We kept collected individuals in coolers with ice until brought to the Laboratory of Applied Ecology and Conservation (LEAC) of the State University of Santa Catarina (UDESC). We weighed (Wt) and measured (Lt) all individuals in the laboratory to calculate their body condition (see more below). We stored them in a freezer below 0°C and identified *A. brasiliensis* following the protocol described by Figueiredo and Menezes (1978). The sampling of ichthyofauna specimens were carried out under the possession of the authorization document issued by the competent public entity (SISBIO authorization n° 62946-1).

Data analysis

To understand the juvenile abundance and its relative growth patterns relationship among habitats we performed several statistical analyses in the software R version 4.0.3 (R Core Team, 2020). The graphical outputs were prepared with packages *ggplot* (Wickham, 2016).

Water quality between habitats

Considering that habitat structure and water quality (mainly salinity and temperature) may shape fish abundance and their relative growth (McLusky & Elliott, 2004, Barletta *et al.*, 2005) and that *A. brasiliensis* populations is influenced by these abiotic variables in shallow estuarine habitats (Fávaro *et al.*, 2007), we adopted the following approach to avoid biasing analysis between both mentioned factors.

We checked for normality and variance homogeneity in salinity and temperature datasets using Shapiro-Wilk and Bartlett test (Zar, 2010), respectively. Then, we tested the correlation between variables using non-parametric Spearman’s correlation coefficient (Zar,

2010). As the variables were correlated ($p < 0.05$), we used only salinity to test differences among habitats.

Since the dataset is balanced with non-normal distribution and heterogeneity of variances we used Welch's correction ANOVA, due to the fact this method controls better the nominal type I error than alternative ones such as the Kruskal-Wallis test (Moder, 2010; Liu, 2015). On detection of differences among areas by Welch's ANOVA, multiple comparisons between them were performed using the Games-Howell test. For all tests, a significance level of 5% ($p < 0.05$) was adopted. We showed the salinity results average and standard errors in a point range bar.

This analysis of abiotic factor allowed us to define which habitats had similarities in water quality, allowing used only them to compare abundance and relative growth restrictedly with a spatial component.

Outliers and lower cut off

We checked for outliers in weight and length data using the Interquartile Range (IQR) method using the *influencePlot* function of the *car* packages (Fox and Weisberg, 2019). Also, based on the scale's accuracy capability (0.03g) and the low precision to distinguish the weight of small fish over a wide range of lengths (Ogle, 2013) we log transformed weight and length data to perform a lower cut-off analysis (See in SM1).

Global Model Selection

We adjust a global Weight-Length relationship following alternative models (Zuur *et al.*, 2009): simple linear model (LM1) without additive terms; generalized least squares models (GLS1) without additive terms; GLS with different variance functions, namely: fixed (GLS2), identity (GLS3), power (GLS4), power constant (GLS5) and exponential (GLS6). We compared models using an ANOVA test ($p < 0.05$), and once we detected statistical differences, the best-fitted model was selected using the lowest Corrected Akaike Information Criterion (AICc). The most constant power model (GLS5) showed the best fit (SM1; Table 1).

From the GLS5 model we extracted normalized residuals and plotted them (y-axis) against a moving average with sequential interval readjustments of 0.5 cm in the total length (x-axis) using a *smooth.spline* function of the *stats* package (R Core Team, 2020). From this graphical approach, we expected to identify possible trends in residuals distributions, since residuals should distribute randomly along the y-axis zero baseline if the weight/length

transformed data follow the best model fitted (Fontoura *et al.*, 2010). Based on this approach, we might observe a break in the residual pattern around 8.10 cm (SM1; Figure 3), inferring at this point the length of the first maturity of the individuals. Thus, individuals with $L_t > 8.10$ cm were removed to follow the analysis. It is worth mentioning that we only included juveniles in our analysis due to two main reasons: (a) the body condition does not remain constant throughout the lifespan of individuals (Lovett & Felder, 1989); and (b) the nursery concept only considers the juvenile phase (Beck *et al.*, 2001). Therefore, we picked out juveniles to exclude the gonad weight effect on the regression slope (presence of adults).

Model selection with a habitat interaction term

We used the juvenile data to fit simple linear models with the addition of the habitat term (LM2) and simple linear models and their interaction with the habitat term (LM3). In addition, we also fitted generalized least squares models (GLS) with L_t and the habitat (GLS7), as well as with different variance functions: fixed (GLS8), identity (GLS9), power (GLS10), power constant (GLS11) and exponential (GLS12) (Zuur *et al.*, 2009). We selected the best exponential model (GLS12) using the lowest AICc value (S1; Table 2). Then, we used the GLS12 exponential model to compare the relative growth (slopes) between habitats using the *emmeans* function (Zuur *et al.*, 2009; Lenth, 2021).

Population structure and abundance among habitats

We checked the juvenile population structure among habitats by a histogram, constructed with a bin of length class of 1.0 cm. Then, we used a box-plot graph to highlight the abundance patterns and Welch's ANOVA a significance level of 5% ($p < 0.05$) to compare juvenile abundance among habitats.

For the comparison of the abundance between the habitats the individuals removed in the lower cut were considered ($n = 255$). In addition, individuals who were only counted in the laboratory were also considered, that is, weight and length data were not obtained ($n = 410$). Thus, 1774 individuals were considered in the abundance analysis. On the other hand, for the construction of the histograms, the same data were used in the comparison of slopes, that is, with the exclusion of adult individuals and the lower cut, totaling 1109 specimens.

RESULTS

Salinity patterns

The salinity means showed similar values in NV_Oce (18.13 ± 10.43), Veg_Sal (17.94 ± 6.95), NV_Con (17.76 ± 6.30) and Veg_Man (17.76 ± 7.15), however in the NV_Ocean habitat there was a broad in salinity values during the study time. The lowest mean salinity was registered in winter NV_Riv (5.41 ± 4.42), which had statistical differences (Welch's ANOVA; $p < 0.05$) from all other habitats (Games-Howell post hoc test; $p < 0.05$). Since this distinct water condition in NV_Riv, we used this habitat to highlight patterns but not compare relative growth and abundance between habitats.

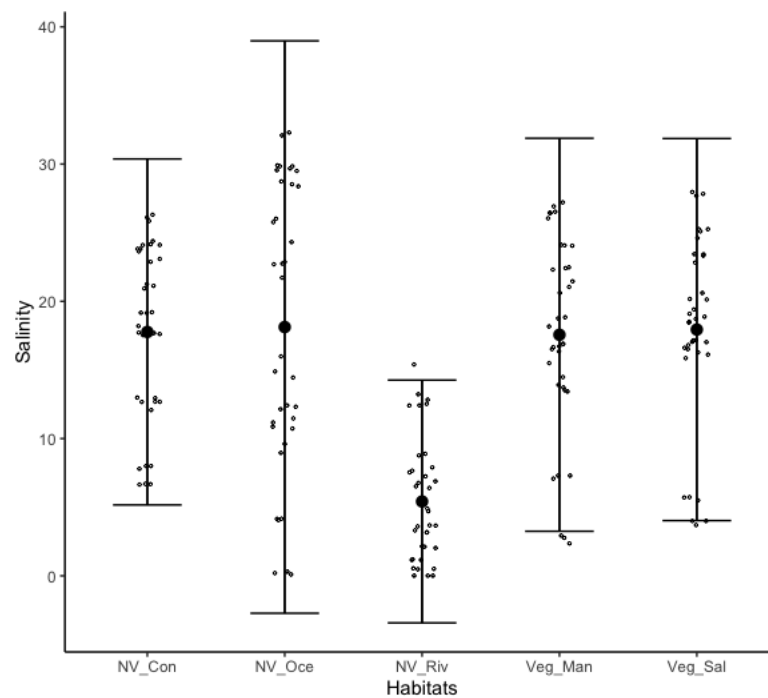


Figure 2. Point range plot (mean \pm standard deviation) and points (observed values) with salinity values between habitats in Laguna Estuarine ecosystem.

Weight-length relationship (slopes)

We found that both vegetated habitats had the highest parameter b values (better body condition), with “Veg_Sal” with 3.07 and “Veg_Man” with 3.04. By the other hand, the non-vegetated habitats, as “NV_Con” (3.01) and “NV_Oce” (2.97), had lowest values (Table 1; Figure 3). Juveniles showed significant differences for parameter b (body condition) among estuarine habitats. More specifically, individuals from the salt marsh habitat (Veg_Sal) had higher relative growth in weight than individuals from non-vegetated habitat close to the ocean (NV_Oce; $p < 0.05$; Table 1).

Table 1: The comparison between parameter b (regression slope - body condition) among estuarine habitats.

Estuarine habitats	b	CI (2.5%)	CI (97.5%)
"NV_Oce"	2.97 ^a	2.93	3.01
"Veg_Sal"	3.07 ^b	2.96	3.17
"Veg_Man"	3.04 ^{ab}	2.90	3.17
"NV_Con"	3.01 ^{ab}	2.91	3.11

* CI, confidence interval. Estuarine habitats: NV_Oce (non-vegetated habitat near the ocean), Veg_Sal (vegetated saltmarsh), Veg_Man (vegetated mangrove) and NV_Con (non-vegetated control).

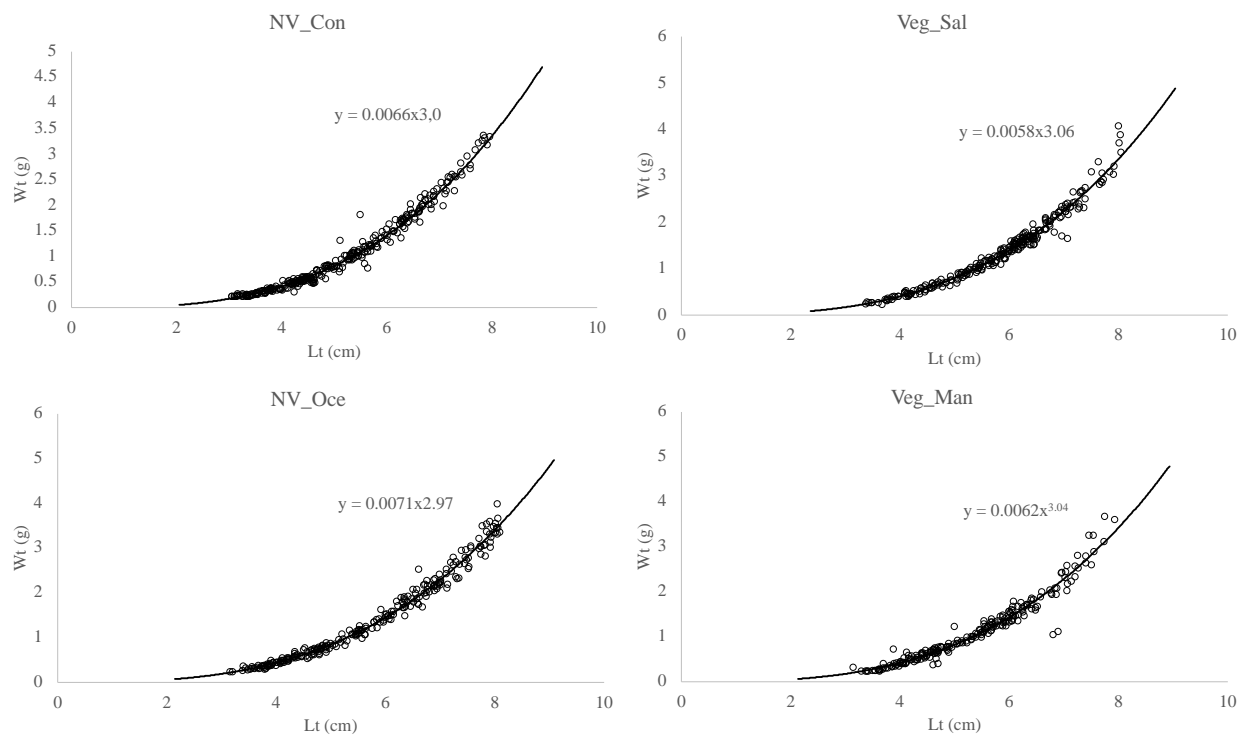


Figure 3. Weight-length relationship of juvenile *Atherinella brasiliensis* in different estuarine habitats. NV_Oce (non-vegetated habitat near the ocean), Veg_Sal (vegetated saltmarsh), NV_Con (non-vegetated control) and Veg_Man (vegetated mangrove).

Juvenile population structure

A total of 1109 juvenile individuals with a total length between 3.05 and 8.10 cm were used in the population structure analysis (Figure 4). Juveniles were more abundant in NV_Con (n=305), with a size class of 5 cm as predominant. The habitat Nv_Sal was the second with more juvenile (n = 257), with individuals with 6 cm as the dominant size class. The habitat Nv_Oce (n = 252) had individuals with 5, 6 and 7 cm as the predominant size class, while NV_Man (n= 220) habitat had individuals with 6 cm in the predominant size class. In habitat NV_Riv was registered the low abundance values (n=75), mainly composed of juveniles with 5 cm in the predominant size class.

Juvenile abundance

Among the 1774 individuals considered in the abundance analysis, the test Welch's ANOVA results ($p < 0.23$) highlighted that there wasn't difference in juvenile abundance among groups (Figure 5).

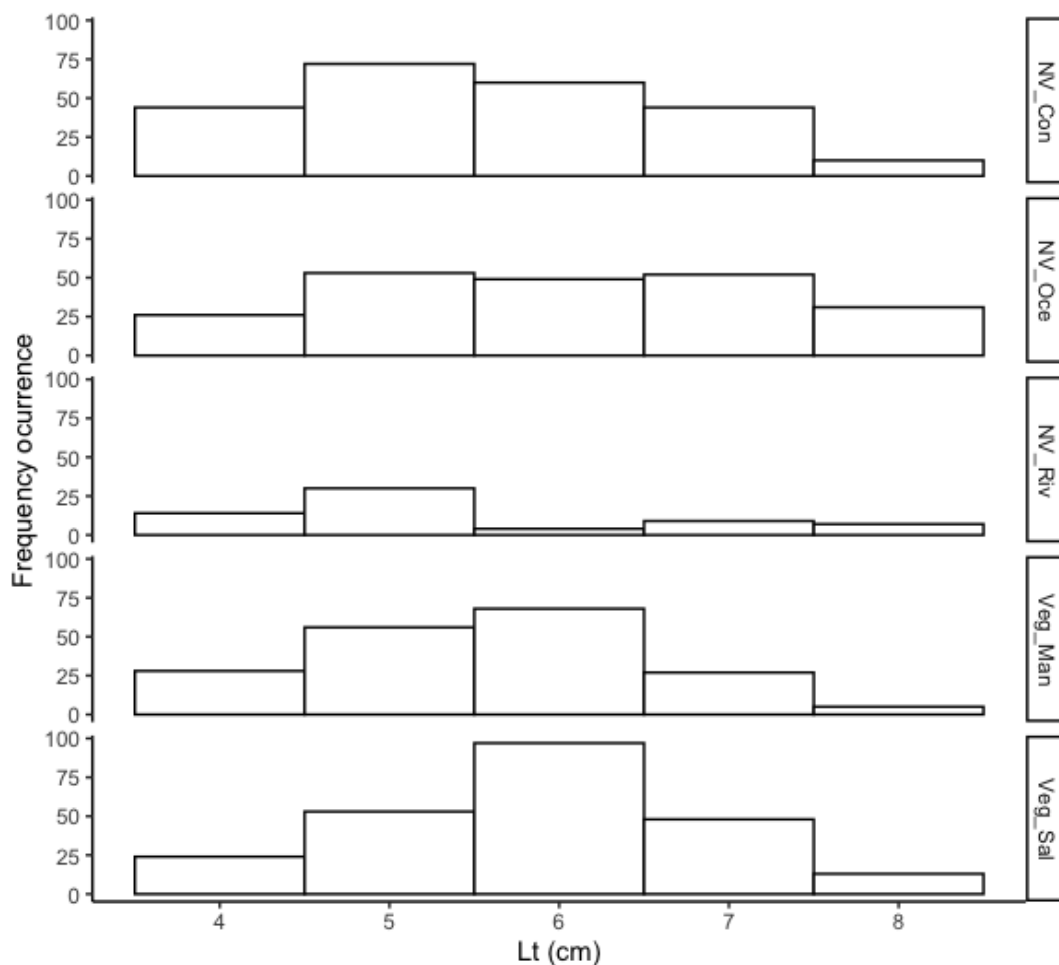


Figure 4. Size-frequency distribution of juvenile *A. brasiliensis* per habitat. NV_Oce (non-vegetated habitat near the ocean), Veg_Sal (vegetated saltmarsh), NV_Con (non-vegetated control) and Veg_Man (vegetated mangrove).

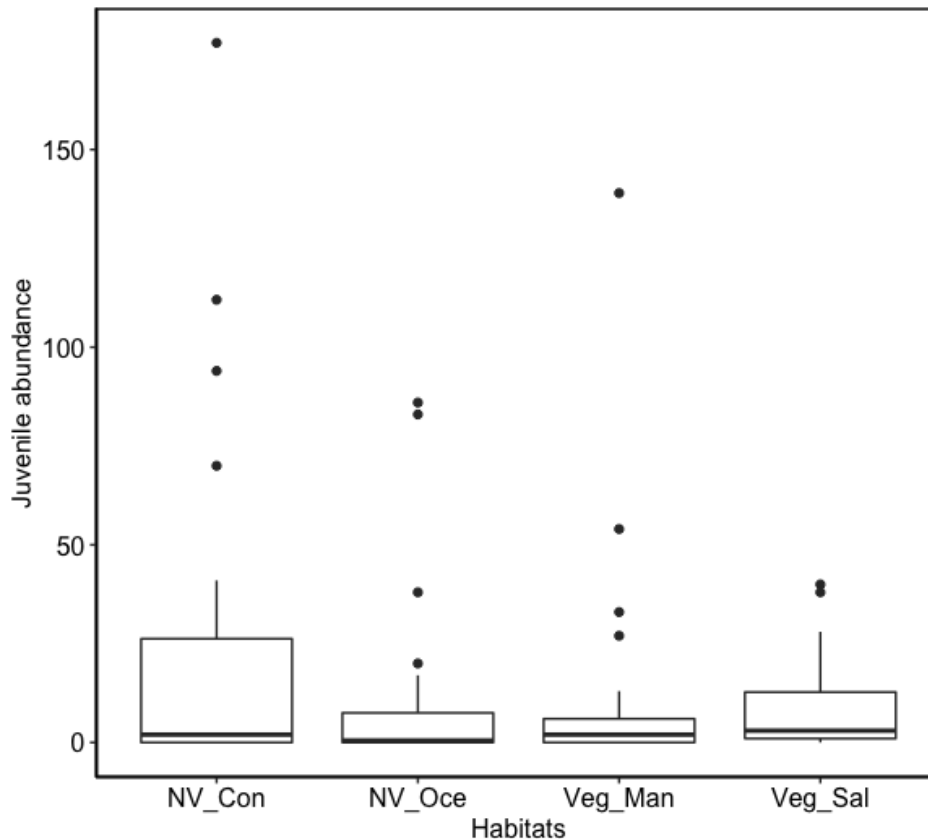


Figure 5. Box-plot of the juvenile abundance between habitats. NV_Oce (non-vegetated habitat near the ocean), Veg_Sal (vegetated saltmarsh), NV_Con (non-vegetated control) and Veg_Man (vegetated mangrove).

DISCUSSION

In this study, we verified the possible spatial differences in the abundance and relative growth among estuarine habitats. Among the various factors that are determinants in the distribution of individuals in estuarine ecosystems, water quality is recognized as a structuring element of the species found in these environments (McLusky & Elliott, 2004). From our approach, we were able to avoid mismatch spatial comparison, using only habitats which had similar conditions in water quality parameter, here the salinity concentration. Although resident estuarine species are well adapted to stressful environments, such as coastal lagoons (Franco *et al.*, 2008), maybe our approach has avoided significant differences in abundance for the juveniles of *A. brasiliensis* between the habitats, more specifically the exclusion of non-vegetated habitats near the Tubarão River (NV_Riv), which presented a low number of individuals captured (n=75). However, water quality is already well explored and known as an

influencing factor in species distribution. For example, Cavraro *et al.*, (2019) found a negative relationship between body condition and salinity for the resident estuarine fish *Atherina boyeri*, species belonging to the same order (Atheriniformes) as the species analyzed in this study. Thus, the objective of this approach was to increase the robustness to evidence the influence of the type of habitats, for example, structured habitats such as saltmarsh and mangrove habitats and other non-vegetated habitats.

We highlighted a similar abundance of juvenile of *A. brasiliensis* among the analyzed habitats, while the better body condition was evidenced in juveniles captured in salt marsh habitats (Veg_Sal) concerning habitats without vegetation at different points of the estuary (*i.e* close to the ocean) is relevant evidence on the importance of structured habitats for juveniles of *A. brasiliensis*. Transitional water ecosystems generally exhibit high morphological heterogeneity, resulting in a variety of habitats that are used by nekton species as breeding grounds, feeding that confers nursery value (Pihl *et al.*, 2002; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007). Salt marsh habitats are considered nursery areas for some species of nektons (Minello *et al.*, 2003). This habitat can serve as a foraging area, with infauna being an important food resource for juveniles (Zimmerman *et al.*, 2000; Whaley & Minello, 2002) and can promote greater growth for part of the nektons (Minello, 2000). This aspect of accelerated growth comprises an essential characteristic for the survival of juvenile fish, since with the increase in body size, there is a reduction in the predator's capture capacity (Sogard, 1992). In addition, this habitat provides structures for refuge from predators and spawning grounds (Minello, 2000).

In Brazil, the kingfish *A. brasiliensis* is considered one of the most representative species in the northeast (Favero *et al.*, 2019; Freitas *et al.*, 2006), southern and southeastern Brazil (Falcão *et al.*, 2006; Spach *et al.*, 2003; Contente *et al.*, 2011; Pessanha & Araújo, 2001), and the southern region is characterized by the high presence of salt marshes. The kingfish *A. brasiliensis* has generalist and opportunistic feeding habits (Brito *et al.*, 2019; Chaves & Vendel, 2008; Contente *et al.*, 2010), and the main items of its diet in studies conducted in Brazil are generally zooplankton, insects and diatoms (Contente *et al.*, 2011; Alves *et al.*, 2016). Zooplankton is characterized as foods with high energy value due to their lipid reserves in the body (Whitfield, 1985). Thus, the better body condition of juveniles observed in the salt marsh habitat indicates that this habitat can provide greater nursery value for juveniles of *A. brasiliensis*.

The mangrove and salt marsh habitats studied here are located in a Conservation Unit (APA-BF) and brazilian legislation considers the mangroves as Areas of Permanent

Preservation (APP). Considering that the objective of the environmental protection areas is to conserve biodiversity and promote the sustainable use of natural resources, the initial knowledge generated here together with future studies that incorporate more species may contribute to actions for sustainable use and protection of areas priority for ichthyofauna and other organisms that are part of the estuarine biota or that depend on this ecosystem.

Structured habitats have economic and ecological importance as they promote different types of ecosystem services (Barbier *et al.*, 2011; Constanza *et al.*, 1997), with the role of a fish nursery being the focus of this work. Salt marsh habitats are among the most degraded and altered in the world (Vitousek *et al.*, 1997; Valiela *et al.*, 2004; Lotze *et al.*, 2006). Our results show the importance of the salt marsh ecosystem for the body condition of *A. brasiliensis* juveniles. However, several factors influence the distribution of estuarine fish species. Thus, it is necessary to maintain investments in research that may help in the management of environmental protection areas in Brazil. Considering the various economic, social and environmental conflicts of interest existing in Brazil, the identification of priority areas for protection and conservation can help government actions in the context of public administration.

Acknowledgments

We are grateful to CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for financial support this research.

REFERENCES

- Able KW** (2005) A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **64**, 5–17.
- Al Nahdi A, Leaniz CG and King AJ** (2016) Spatio-temporal variation in length-weight relationships and condition of the ribbonfish *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758): Implications for fisheries management. *PLoS One* **11**, 1–14.
- Alves VEN, Patrício J, Dolbeth M, Pessanha A, Palma ART, Dantas EW and Vendel AL** (2016) Do different degrees of human activity affect the diet of Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis*? *Journal Fish Biology* **89**, 39-57.
- Baker RMD, Taylor KW, Able MW, Beck J, Cebrian DD, Colombano RM, Connolly C, Currin LA, Deegan IC, Feller BL, Gilby ME, Kimball TJ, Minello LP, Rozas C, Simenstad RE, Turner NJ, Waltham MP, Weinstein SL, Ziegler PSE, zu Ermgassen C, Alcott SB, Alford M, Barbeau SC, Crosby K, Dodds A, Frank J, Goeke LA, Goodridge Gaines FE, Hardcastle CJ, Henderson WR, James MD, Kenworthy J, Lesser D, Mallick CW, Martin AE, McDonald C, McLuckie BH, Morrison JA, Nelson GS, Norris J,**

Ollerhead JW, Pahl S, Ramsden JS, Rehage JF, Reinhardt RJ, Rezek LM, Risse JAM, Smith EL, Sparks and Staver LW (2020) Fisheries rely on threatened salt marshes. *Science* **370**, 670–671.

Barbier EB (2019) The value of coastal wetland ecosystem services. In G. M. E. Perillo, E. Wolanski, D. R. Cahoon, & C. S. Hopkins (Eds.), *Coastal wetlands. An integrated ecosystem approach* Amsterdam: Elsevier. pp. 947–964.

Barletta M and Lima AR (2019) Systematic review of fish ecology and anthropogenic impacts in South American estuaries: setting priorities for ecosystem conservation. *Frontiers in Marine Science*, **6**, 237.

Barletta M, Barletta-Bergan A, Saint-Paul U and Hubold G (2003) Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caete´ Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series* **256**, 217–228.

Barletta M, Barletta-Bergan A, Saint-Paul U and Hubold G (2005) The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* **66**, 45–72.

Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF and Weinstein MP (2001) The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* **51**, 633–641.

Bemvenuti MA (1987) Abundância, distribuição e reprodução de peixes-rei (Atherinidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, Rio Grande **9**, 5-32.

Bervian V and Fontoura NF (2007) Growth of the Silverside *Atherinella brasiliensis* in Tramandaí Estuary, Southern Brazil (Actinopterygii: Atherinopsidae). *Neotropical Ichthyology* **5**, 485-490.

Blaber SJM, Albaret JJ, Chong VC, Cyrus DP, Day JW, Elliott M, Fonseca D, Hoss J, Orensanz J, Potter IC and Silvert W (2000) Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *Journal of Marine Science* **57**, 590–602.

Blaber SJM, Brewer DT and Salini JP (1995) Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the gulf of Carpentaria, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **40**, 177–193.

Blackwell BG, Brown ML and Willis DW (2000) Relative weight (W_r) status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fisheries Science* **8**, 1–44.

Bloomfield AL and Gillanders BM (2005) Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. *Estuaries* **28**, 63–77.

Bot Neto RL, Carvalho BM, Schwarz Júnior R and Spach HL (2021) Insights on the influence of phylogenetic on the relative growth using *Atherinella brasiliensis* as a tool. *Boletim do Instituto de Pesca* **48**, 1678-2305.

- Bot Neto RL, Passos AC, Schwarz Junior R and Spach HL** (2018) Use of shallow areas by ichthyofauna (Teleostei) on the north-south axis of the Paranaguá Estuarine Complex, State of Paraná, Brazil. *PanAmerican Journal of Aquatic Sciences* **13**, 64-78.
- Brito GJ, Lima LGD, Oliveira RE & Pessanha A** (2019) Intraspecific food resource partitioning in Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atheriniformes: Atherinopsidae) in a tropical estuary, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **17**, e180108.
- Campos DMAR, Silva AF, Sales NS, Oliveira REMCC and Pessanha ALM** (2015) Trophic relationships among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. *Brazilian Journal of Oceanography* **63**, 135-46.
- Carvalho BM and Spach HL** (2015) Habitat use by *Atherinella brasiliensis* (Quoy and Gaimard, 1825) in intertidal zones of a subtropical estuary, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* **37**, 177-184.
- Carvalho BM, Barradas JRS, Fontoura NF and Spach HL** (2017) Growth of the silverside *Atherinella brasiliensis* in a subtropical estuary with some insights concerning the weight-length relationship. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **89**, 2261-2272.
- Cavraro F, Bettoso N, Zucchetta M, D’Aietti A, Faresi L, Franzoi P** (2019) Body condition in fish as a tool to detect the effects of anthropogenic pressures in transitional waters. *Aquatic Ecology* **53**, 21–35.
- Chaves PT and Vendel AL** (2008) Análise comparativa da alimentação de peixes (Teleostei) entre ambientes de marisma e de manguezal num estuário do sul do Brasil (Baía de Guaratuba, Paraná). *Revista Brasileira Zoologia* **25**, 10-15.
- Constanza R, D’Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O’Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P and Van Den Belt M** (1997) The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**, 253–260.
- Contente RF, Stefanoni MF and Spach HL** (2010) Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a subtropical estuarine ecosystem. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **91**, 1197-205.
- Contente RF, Stefanoni MF and Spach HL** (2011) Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research* **58**, 38-50.
- D’Aquino CA, Silva F, Coureiro MAA and Schettini CAF** (2011) Transporte de Sal e Hidrodinâmica do Estuário do Rio Tubarão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* **16**, 113-125.
- de Freitas RR, Costa RC, Alvite CMDC, Balensiefer DC and Prado JH** (2022) Challenges for fishers’ engagement in Marine Protected Areas: Lessons from Right Whale Environmental Protection Area, Southern Brazil. *Marine Policy*, **143**, 105135.

- de Mutsert K, Steenbeek J, Lewis K, Buszowski J, Cowan JH and Christensen V** (2016) Exploring effects of hypoxia on fish and fisheries in the northern Gulf of Mexico using a dynamic spatially explicit ecosystem model. *Ecological Modelling* **331**, 142–150.
- Dorenbosch M, Grol MGG, Christianen MJA, Nagelkerken I and Van der Velde G** (2005) Indo-Pacific seagrass beds and mangroves contribute to fish density and diversity on adjacent coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* **302**, 63–76.
- Duque G, Gamboa-García DE, Molina A and Cogua P** (2020) Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environmental Science and Pollution Research* **27**, 25740–25753.
- Falcão MG, Sarpe'donti V, Spach HL, Otero MEB, Queiroz GMN and Santos C** (2006) A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira Zoociências* **8**, 125–138.
- Fávaro LF, Oliveira EC and Verani NF** (2007) Estrutura da população e aspectos reprodutivos do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae) em áreas rasas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia* **24**, 1150-56.
- Favero LF, Araujo IMS, SeverI W** (2019) Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, Northeastern coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, **45**, 417-431.
- Figueiredo GGAA and Pessanha ALM** (2016) Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology* **89**, 680-95.
- Figueiredo JL, Menezes NA** (1978) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: II. Teleostei (1). Museu de Zoologia da USP, São Paulo, Brasil, pp. 66.
- Fonseca G and Netto SA** (2006) Shallow sublittoral benthic communities of the Laguna Estuarine system, South Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, **54**, 41-54.
- Fontoura NF, Jesus AS, Larre GG and Porto JR** (2010) Can weight/length relationship predict size at first maturity? A case study with two species of Characidae. *Neotropical Ichthyology*, **8**, 835-840.
- Franco A, Elliott M, Franzoi P and Torricelli P** (2008) Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* **354**, 219–228.
- Freitas LEL, Feitosa CV, Araújo ME** (2006) Mangrove oyster (*Crassostrea Rhizophorae*) (Guilding, 1928) farming areas as artificial reefs for fish: a case study in the State of Ceará, *Brazilian Journal of Oceanography* **54**, 31-39.
- Froese R** (2006) Cube law, condition factor and weightlength relationships: History, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* **22**, 241-253.
- Giannini PCF** (1993) Sistemas deposicionais no Quaternário costeiro entre Jaguaruna e Imbituba, SC. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, p. 439.

Giannini PCF, Villagran XS, Fornari M, Nascimento Jr DR, Menezes PML, Tanaka APB, Assunção DC, DeBlasis P and Amaral PGC (2010) Interações entre evolução sedimentar e ocupação humana pré-histórica na costa centro-sul de Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas* **5**, 105-128.

Golzio JESA, Falkenberg JM, Praxedes RCG, Coutinho AS, Laurindo MK, Pessanha A, Madi RR, Patricio J, Vendel AL, Souza GTR, Melo CM and Lacerda ACF (2017) Gill parasites of fish from two estuaries in northeastern Brazil: new hosts and geographical records. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **89**, 2281-2291.

Heck KL Jr, Hays G and Orth RJ (2003) Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* **253**, 123–136.

Hostim-Silva M, Clezar L, Ribeiro GC and Machado C (1995) Estrutura populacional de *Xenomelaniris brasiliensis* (Quoy and Gaimard, 1824) na Lagoa da Conceição, SC. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **38**, 949-60.

John Fox and Sanford Weisberg (2019) An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

Jordan SJ and Peterson MS (2012) Contributions of estuarine habitats to major fisheries. Pages 75–92 in S. J. Jordan, editor. *Estuaries: classification, ecology, and human impacts*. Nova Science Publishers, Hauppauge, New York.

Kimirei IA, Nagelkerken I, Mgaya YD and Huijbers CM (2013) The mangrove nursery paradigm revisited: otolith stable isotopes support nursery-to-reef movements by IndoPacific fishes. *Plos One* **8**, e66320.

Kimirei IAI, Nagelkerken B, Griffioen C, Wagner and Mgaya YD (2011) Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass associated coral reef fish shows flexibility in time and space. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **92**, 47-58.

Kjerfve B (1994) *Coastal lagoons*. In Coastal Lagoon Processes, ed. B. Kjerfve, pp. 4.

Le Creen ED (1951) The length–weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* **20**, 201-219.

Lefcheck JS, Hughes BB, Johnson AJ, Pfirrmann BW, Rasher DB, Smyth AR, Williams BL, Beck MW and Orth RJ (2019) Are coastal habitats important nurseries? A meta-analysis. *Conservation Letters*. **12**, e12645.

Lloret J, De Sola G, Souplet A and Galzin R (2002) Effects of large-scale habitat variability on condition of demersal exploited fish in the northwestern Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science* **59**, 1215-1227.

Liu H (2015) Comparing Welch ANOVA, a Kruskal-Wallis test, and traditional ANOVA in case of heterogeneity of variance. Virginia Commonwealth University.

Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidwell SM, Kirby MX, Peterson CH and Jackson JBC (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, **312**, 1806–1809.

- Lovett D and Felder DL** (1989) Application of regression techniques to studies of relative growth in crustaceans. *Journal of Crustacean Biology* **9**, 529–539.
- Lowe MR and Peterson MS** (2015) Body condition and foraging patterns of nekton from salt marsh habitats arrayed along a gradient of urbanization. *Estuaries and Coasts* **38**, 800–812.
- Lugendo BR, de Groene A, Cornelissen I, Pronker A, Nagelkerken I, van der Velde G and Mgaya YD** (2017) **Spatial and temporal variation in fish community structure of a marine embayment in Zanzibar, Tanzania**, *Hydrobiologia* **586**, 1-16.
- Ma Q, Jiao Y and Ren Y** (2017) **Linear mixed-effects models to describe length-weight relationships for yellow croaker (*Larimichthys Polyactis*) along the north coast of China**. *Plos One*, 12:e0171811.
- McKee KL and Rooth JE** (2008) Where temperate meets tropical: multi-factorial effects of elevated CO₂, nitrogen enrichment, and competition on a mangrove-salt marsh community. *Global Change Biology* **14**, 971–984.
- McLusky DS and Elliott M** (2004) *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*, third edition. Oxford University Press: Oxford, pp. 99.
- Minello TJ** (2000) Temporal development of salt marsh value for nekton and epifauna: utilization of dredged material marshes in Galveston Bay, Texas, USA. *Wetlands Ecology and Management* **8**, 327–341.
- Minello TJ, Able KW, Weinstein MP and Hays CG** (2003) Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series* **246**, 39–59.
- Moder K** (2010) Alternatives to F-test in one way ANOVA in case of heterogeneity of variances (a simulation study). *Psychological Test and Assessment Modeling* **52**, 343.
- Molina A, Duque G and Cogua P** (2020) Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity* **50**, 1–13.
- Nagelkerken I** (2009) Evaluation of nursery function of mangroves and seagrass beds for tropical decapods and reef fishes: patterns and underlying mechanisms. *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. (ed. by I. Nagelkerken). Springer, New York. pp. 357–399.
- Nagelkerken I, Sheaves M, Baker R and Connolly RM** (2015) The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and Fisheries* **16**, 362–371.
- Nahdi AA, Garcia de Leaniz C, King AJ**. 2016. Spatio-temporal variation in length-weight relationships and condition of the ribbonfish *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758): implications for fisheries management *PLOS ONE* **11**:e016198.
- Netto AS** (2018) Lagoas costeiras da área de proteção ambiental da baleia franca. Anexo I - parte 5 - Lagoas costeiras. Plano de Manejo Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca. Imbituba.

Nova FVPV, Torres MFA, Coelho MP (2017) Composição físico-química de solos em espécies arbóreas do ecossistema manguezal. *ACTA Geográfica* **11**, 1-19.

Ogle D (2013) fishR Vignette – Length Weight Relationships. Northland College. <http://derekogle.com/fishR/examples/oldFishRVignettes/LengthWeight.pdf>

Pérez-Ruzafa A, Mompeán MC and Marcos C (2007) Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* **577**, 107-125.

Pessanha ALM and ARAÚJO FG (2001) Recrutamento do peixe rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae), na margem continental da baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **18**, 1265-1274.

Phelan BA, Goldberg R, Bejda AJ, Pereira J, Hagan S, Clark P, Studholme AL, Calabrese A and Able KW (2000) Estuarine and habitat-related differences in growth rates of young-of-the-year winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) and tautog (*Tautoga onitis*) in three northeastern US estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **247**, 1–28.

Pihl L Cattrijsse A, Codling I, Mathieson S, McClusky DS and Roberts C (2002) Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas. In Elliott M and Hemingway, K.L. (eds) *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, London, pp. 10–53.

R Core Team (2020) A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.

Russell Lenth V (2021) emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.5.5-1. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>.

Schaeffer-Novelli Y (1995) Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar. São Paulo, *Caribbean Ecological Research*. p. 7.

Szczepanski TS, Noleto RB, Kantek DLZ, Cortinhas MCS and Cestari MM (2007) Classical and molecular cytogenetics of *Atherinella brasiliensis* (Teleostei, Atheriniformes) from South coast of Brazil. *Journal of Fish Biology* **71**, 453–460.

Sheaves M, Baker R, Nagelkerken I and Connolly RM (2015) True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts* **38**, 401–414.

Sheaves MJ, Molony BW and Tobin AJ (1999) Spawning migrations and local movements of a tropical sparidfish. *Marine Biology* **133**, 123–128.

Soares MLG, Estrada GCD, Fernandez V and Tognella MMP (2012) Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **101**, 44–53.

Sogard SM (1992) Variability in growth rates of juvenile fishes in different estuarine habitats. *Marine Ecology Progress Series* **85**, 35–53.

- Souza-Bastos LR and Freire CA** (2011) Osmoregulation of the resident estuarine fish *Atherinella brasiliensis* was still affected by an oil spill (Vicuña tanker, Paranaguá Bay, Brazil), 7 months after the accident. *Science of the Total Environment* **409**, 1229-1234.
- Spach HL, Santos C and Godefroid RS** (2003). Padrões temporais na assembleia de peixes na gamboa do Sucuriu, Baía de Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia* **20**, 591–600.
- Valiela I, Rutecki D & Fox S** (2004) Salt marshes: biological controls of food webs in a diminishing environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **300**, 131–159.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco and Melillo** (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**, 494-499.
- Whaley, SD and Minello TJ** (2002) The distribution of benthic infauna of a Texas salt marsh in relation to the marsh edge. *Wetlands*, **22**, 753–766.
- Whitfield AK** (1985) The role of zooplankton in the feeding ecology of fish fry from some southern African estuaries. *South African Journal of Zoology* **20**, 166–171.
- Wickham H** (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Zar JH** (2010) *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, US.
- Zimmerman RJ, Minello TJ and Rozas LP** (2000) Salt marsh linkages to productivity of penaeid shrimps and blue crabs in the northern Gulf of Mexico. In *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*, ed. M.P. Weinstein and D.A. Kreeger, 293–314. Dordrecht: Kluwer Academic.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA and Smith GM** (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Chapter 4 from: Springer.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa possibilitou a obtenção de informações para ampliar os conhecimentos acerca da ictiofauna juvenil em ecossistemas costeiros. Mais especificamente, no capítulo inicial encontram-se informações para diversas espécies de peixes juvenis capturados na Lagoa de Santo Antônio dos Anjos no contexto das relações peso e comprimento e seus dados associados. Essas informações serão disponibilizadas na plataforma digital FishBase. Esse conhecimento tem sua importância, pois considera um estágio do ciclo de vida dos peixes que é essencial para a sobrevivência das espécies, a fase juvenil.

Ademais, no capítulo II é explorado de modo mais específico o efeito espacial sobre os peixes juvenis: Verificou-se a influência que diferentes habitats estuarinos exercem sobre a espécie *Atherinella brasiliensis* na fase juvenil. Nosso resultado evidenciou que para essa espécie, os habitats estruturados de marismas parecem aumentar o valor como áreas de berçários.

Do ponto de vista do conceito de desenvolvimento sustentável, ou seja, considerando os aspectos sociais, econômicos e ambientais, os conflitos que emergem na sociedade precisam considerar esses três aspectos nas políticas públicas. Nesse sentido, a presente pesquisa gerou conhecimentos acerca de peixes juvenis e do valor de berçário para uma espécie estuarina residente. Espera-se que as informações iniciais aqui levantadas auxiliem nas estratégias para determinar áreas prioritárias para ações de conservação e/ou preservação.

Supplemental material 1

O material suplementar 1 refere-se ao capítulo II: Influence of different habitats on the abundance and body condition of the juveniles *Atherinella brasiliensis* in a subtropical estuarine ecosystem.

Outliers results

After analyzing the outliers, three individuals were removed from the analyses.

Lower cut off results

We performed a lower cut-off to obtain a better regression fit. First, we plot the logarithmized weight and length data (Figure 1 and 2). Initially, we removed individuals with $W_t < 0.03g$ the considering scale's accuracy (Figure 1). However, we still found significant variability in lower length classes (Figure 2) due to low precision to distinguish the weight of small fish over a wide range of lengths (Ogle, 2013). Therefore, we removed the observations with $\log(W_t)$ values < -1.50 ($= 0.22g$) (Figure 2) that could decrease the model's accuracy, as suggested by Ogle (2013). In these steps, 255 individuals were removed.

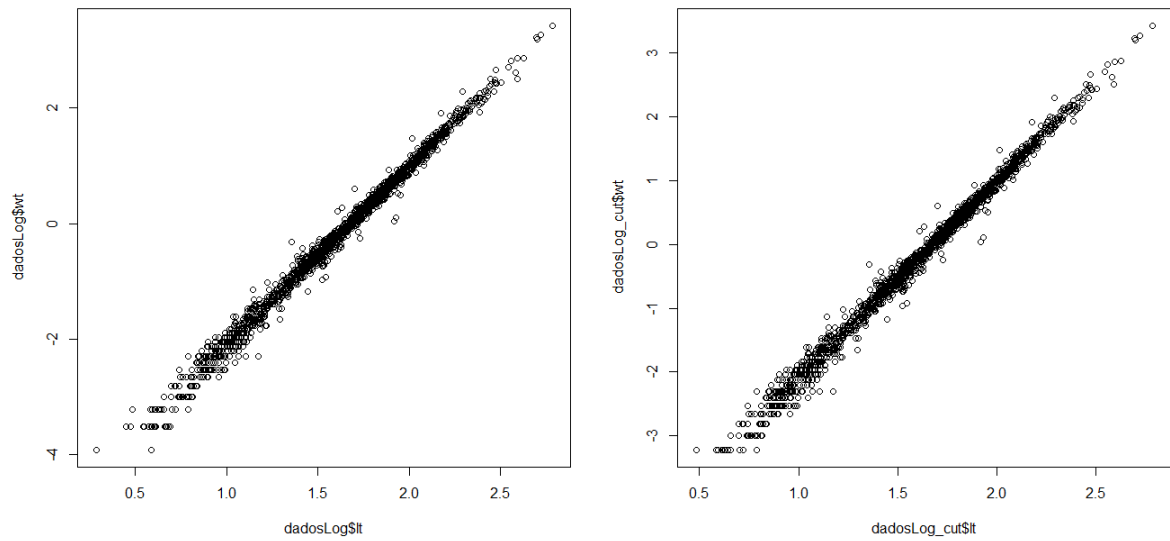


Figure 1. Without (left) and with (right) first lower cut-off considering the minimum weight of the scale ($wt < 0.03$ g).

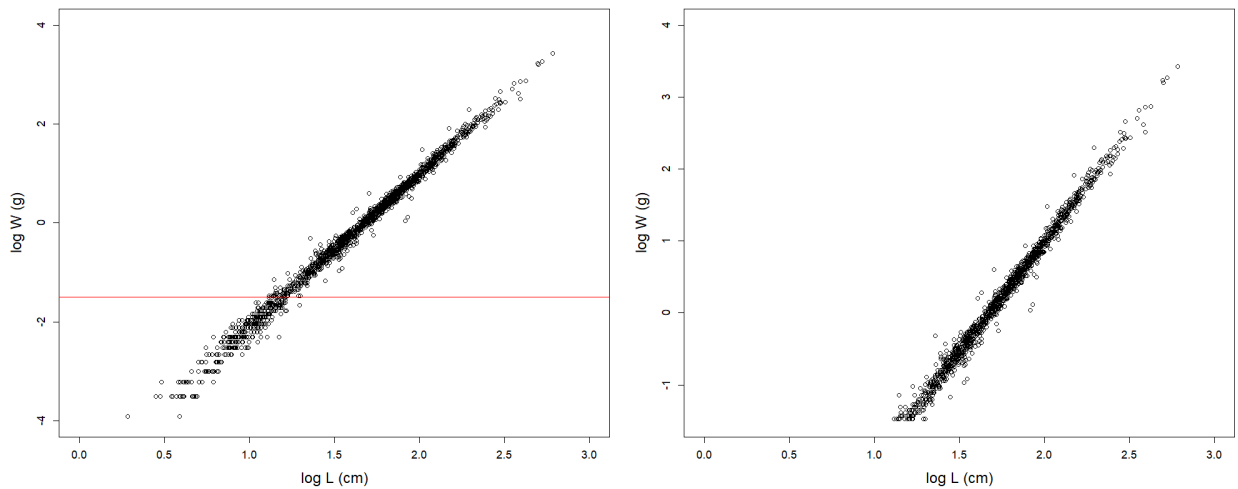


Figure 2. Second lower cut-off (Left), red line showing removed threshold for $\log(Wt) < -1.50$. On the right, we show individuals after removal of cut-off values.

Global Model Selection

Considering AIC's criterion the best-fitted model was GLS5 (Table 1).

Table 1. Global model selection for weight-length relationship. Simple linear model (LM1) without additive terms; generalized least squares models (GLS1) without additive terms; GLS with different variance functions, namely: fixed (GLS2), identity (GLS3), power (GLS4), power constant (GLS5) and exponential (GLS6).

Model Name	Variance Function	Model	Model Log-Transformed	df	R ²	SE	AICc
LM1		$W_t = a \cdot L_t^b$	$\ln(W_t) = \ln(a) + b \cdot \ln(L_t)$	1	0.98	0.102200	-1907.213
GLS1		$W_t = a \cdot L_t^b$	$\ln(W_t) = \ln(a) + b \cdot \ln(L_t)$	1		0.102220	-1890.620
GLS2	$\epsilon_i \sim N(0, \sigma^2 \cdot \text{Log}L_{t_i})$	$W_t = a \cdot L_t^b + \epsilon$	$\ln(W_t) = \ln(a) + b \cdot \ln(L_t) + \epsilon$	1		0.081793	-1831.550
GLS3	$\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$	$W_t = a \cdot L_t^b + \epsilon$	$\ln(W_t) = \ln(a) + b \cdot \ln(L_t) + \epsilon$	1		0.102220	-1890.620
GLS4	$\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2 \cdot \text{Log}L_{t_{ij}} ^2)$	$W_t = a \cdot L_t^b + \epsilon$	$\ln(W_t) = \ln(a) + b \cdot \ln(L_t) + \epsilon$	1		0.153658	-1926.817
GLS5	$\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2 \cdot (\delta_1 + \text{Log}L_{t_{ij}} ^2)^2)$	$W_t = a \cdot L_t^b + \epsilon$	$\ln(W_t) = \ln(a) + b \cdot \ln(L_t) + \epsilon$	1		0.133414	-1927.727
GLS6	$\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2 \cdot \exp(2\delta \cdot \text{Log}L_{t_{ij}}))$	$W_t = a \cdot L_t^b + \epsilon$	$\ln(W_t) = \ln(a) + b \cdot \ln(L_t) + \epsilon$	1		0.236351	-1924.830

df: degrees of freedom, R2: coefficient of determination, SE: standard error, AICc: Akaike's information criterion corrected.

Juvenile Selection

We removed all individuals with $L_t > 8.10$ cm (183 adults), which already showed a residual pattern change (Figure 3). Consequently, we chose a conservative cut-off threshold for juvenile selection to minimize a presence of adult individuals from the analysis.

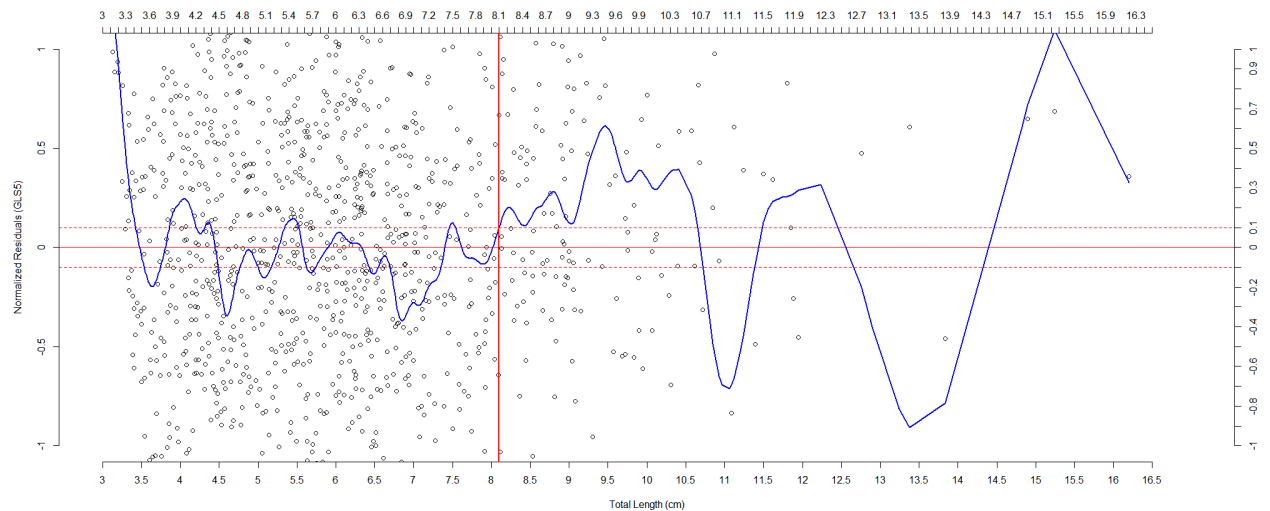


Figure 3. Analysis for juvenile selection, in which the blue line represents the adjusted curve at 0.5cm interval. The red vertical line represents the cut-off point (8.1 cm). The Y-axis represents the normalized residuals obtained by the GLS5 model (global), whereas the x-axis is the total length (cm).

As indicated in the literature, the total length at first maturation this species varies from 7.6 to 9.1 cm (Carvalho *et al.*, 2017). In this sense, the estimate obtained by the visual analysis of the residuals is within this range, and the method used seems to consistently represent the specific sampling universe of the data. The purpose of this work was to seek to remove or minimize the presence of adult adults. This could contaminate the curves of the Wt x Lt relationships and cause a greater slope of the regression due to the weight of the mature wishing gonads.

Model selection with habitat interaction term

Considering AIC's criterion the best-fitted model was GLS12 (Table 2).

Table 2. Model selection with interaction habitat term for the weight-length relationship. Simple linear models with the addition of the habitat term (LM2) and simple linear models to its interaction with the habitat term (LM3), models (GLS) were fitted with Lt and the habitat interaction term (GLS7), as well as models with the same terms, but with different variance functions: fixed (GLS8), identity (GLS9), power (GLS10), most constant power (GLS11) and exponential (GLS12).

Model Name	Variance Function	Model	Model Log-Transformed	df	R ²	SE	AICc
LM2		$Wt = a * Lt^b + habitat$	$\ln(Wt) = \ln(a) + b * \ln(Lt) + habitat$	7	0.98	0.101000	-1929.663
LM3		$Wt = a * Lt^b * habitat$	$\ln(Wt) = \ln(a) + b * \ln(Lt) * habitat$	11	0.98	0.100800	-1930.898
GLS7		$Wt = a * Lt^b * habitat$	$\ln(Wt) = \ln(a) + b * \ln(Lt) * habitat$	11		0.100762	-1865.124
GLS8	$\epsilon_i \sim N(0, \sigma^2 * \text{Log}Lt_i)$	$Wt = a * Lt^b * habitat + \epsilon$	$\ln(Wt) = \ln(a) + b * \ln(Lt) * habitat + \epsilon$	11		0.080513	-1809.489
GLS9	$\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2_j)$	$Wt = a * Lt^b * habitat + \epsilon$	$\ln(Wt) = \ln(a) + b * \ln(Lt) * habitat + \epsilon$	15		0.074602	-1965.157
GLS10	$\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2 * \text{Log}Lt_{ij} ^{2\delta_j})$	$Wt = a * Lt^b * habitat + \epsilon$	$\ln(Wt) = \ln(a) + b * \ln(Lt) * habitat + \epsilon$	16		0.140559	-1983.770
GLS11	$\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2_j * (\delta_1 + \text{Log}Lt_{ij} ^{\delta_2})^2)$	$Wt = a * Lt^b * habitat + \epsilon$	$\ln(Wt) = \ln(a) + b * \ln(Lt) * habitat + \epsilon$	21		0.104988	-1984.282
GLS12	$\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2_j * \exp(2\delta * \text{Log}Lt_{ij}))$	$Wt = a * Lt^b * habitat + \epsilon$	$\ln(Wt) = \ln(a) + b * \ln(Lt) * habitat + \epsilon$	16		0.196817	-1985.847

df: degrees of freedom, R2: coefficient of determination, SE: standard error, AICc: Akaike's information criterion corrected.

REFERENCES

Carvalho BM, Barradas JRS, Fontoura NF and Spach, HL (2017) Growth of the silverside *Atherinella brasiliensis* in a subtropical estuary with some insights concerning the weight-length relationship. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **89**, 2261-2272.

Ogle D (2013) fishR Vignette – Length Weight Relationships. *Northland College*. <http://derekogle.com/fishR/examples/oldFishRVignettes/LengthWeight.pdf>