

**Ecologia trófica de duas espécies congenéricas
de juvenis de tainha (*Mugil curema* e *M. liza*)
no extremo sul do Brasil**

Sabrina Radunz Vollrath

Orientador: Alexandre Miranda Garcia

Rio Grande

2019

**Ecologia trófica de duas espécies congenéricas de juvenis de
tainha (*Mugil curema* e *M. liza*) no extremo sul do Brasil**

Aluno: Sabrina Radunz Vollrath

Orientador: Alexandre Miranda Garcia

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais como
requisito parcial para a obtenção do
título de Mestre em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande

2019

Aos meus pais, a minha família, ao meu namorado e
aos verdadeiros amigos que sempre estiveram ao
meu lado torcendo por mim.

Dedico esta conquista.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Celi Radunz Vollrath e Paulo Eroni Vollrath, por todo amor, carinho, paciência e orgulho. Por sempre acreditarem em mim e pelas palavras de afeto nos momentos difíceis. Pelo incentivo de nunca desistir dos meus sonhos. Se eu cheguei até aqui, foi tudo graças a vocês. Obrigada pela dedicação, vocês são minha base e inspiração. Amo muito vocês!

À minha família, irmão(ãs), cunhados(a) e sobrinhos (as), pelo apoio, carinho, por sempre acreditarem em mim e acompanharem todas as minhas conquistas. Em especial a Adriana, por sempre estar ao meu lado. Amo vocês.

Ao meu namorado, Matheus Martins, por sempre me apoiar, pela parceria nas coletas quando não havia viatura, pela paciência e por sempre estar disposto a me ajudar em tudo. Sempre serei grata pela ajuda, incentivo, amor, carinho e apoio nos momentos difíceis. Obrigada por ser atencioso e amoroso. Te amo!

Ao meu orientador, Alexandre Garcia, por ter acreditado em mim, mesmo com a minha falta de experiência. Por ter confiado um trabalho difícil, mas tão importante. Pela paciência e pelo carinho de ensinar. Pelas palavras de incentivo em momentos de desânimo ou ansiedade, elas foram fundamentais nessa jornada. Sempre serei muito grata por tudo que me ensinasse. És um orientador incrível.

À amiga e colega de laboratório, Bianca Possamai, que também foi extremamente importante neste trabalho. Obrigada por sempre estar disposta a ajudar, não sei o que seria de mim sem ti no laboratório. Sempre serei grata pela ajuda nas saídas de campo exaustivas, pelo processamento das minhas amostras, pela ajuda no R, pelo apoio, etc. Obrigada por tudo!

À amiga e colega, Adna Garcia, por ter me confiado parte de seu trabalho, possibilitando a obtenção de experiência na contagem de microalgas. Fosse fundamental neste trabalho, sempre serei grata pela confiança e carinho.

À equipe do PELD do laboratório de ictiologia pelas coletas mensais das tainhas.

Aos amigos e colegas do laboratório de ictiologia, pela ajuda e por tornarem os dias mais divertidos.

Às minhas amigas Ana Paula e Jéssica, por sempre acreditarem e me incentivarem, pelas palavras de carinho e principalmente pelas risadas. Sempre serei grata pela amizade de vocês. E Ana Paula, obrigada pela ajuda nas coletas cansativas no verão, apesar do cansaço, ensolação e sempre chover, com tua presença se tornaram mais divertidas. Amo vocês.

À Cassia, Fabiana, Edélti e Gabriela, por me ensinarem e ajudarem na contagem e identificação das algas e zooplâncton.

Às amizades e parcerias formadas no PPGBAC, obrigada pelo carinho e por tornarem as aulas mais divertidas.

À Universidade Federal do Rio grande – FURG e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, por proporcionar a oportunidade da realização deste trabalho.

Aos motoristas das viaturas da Universidade Federal do Rio Grande – FURG, que nas minhas coletas sempre foram gentis, pacientes e ajudavam nas coletas das amostras.

À CAPES pelo apoio financeiro na realização deste trabalho e pela bolsa de mestrado.

Ao Projeto Talude coordenado pelo Dr. Eduardo Secchi por ter cedido os dados isotópicos do POM oceânico (POM-MAR).

RESUMO

A sobreposição de nicho ocorre quando duas ou mais espécies compartilham os mesmos recursos. Quando a sobreposição é baixa ou tem abundância de recursos, as espécies podem coexistir sem competição. Entretanto, se a sobreposição é alta e a disponibilidade de recursos baixa, poderá ocorrer competição. Porém, essa relação simples nem sempre é observada devido a vários fatores como variabilidade espacial e temporal na disponibilidade de recursos e plasticidade trófica dos consumidores. Uma maneira de evitar a competição é por meio da partição de recursos alimentares entre os indivíduos coexistentes. Um modelo biológico interessante para avaliar essas questões são os juvenis de tainha *Mugil curema* e *Mugil liza* que ocorrem em simpatria no estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente e possuem o mesmo hábito alimentar. A partir das técnicas de análise de conteúdo estomacal e isótopos estáveis, o objetivo principal dessa dissertação foi comparar os padrões de uso de recursos alimentares entre juvenis de duas espécies congenéricas de tainha (*M. curema* e *M. liza*) e avaliar a possível ocorrência de partição de nicho trófico entre elas. Os resultados isotópicos corroboraram a hipótese de partição de nicho trófico no ambiente marinho. Em contrapartida, houve alta sobreposição dos nichos tróficos no estuário, sugerindo ausência de partição de nicho trófico no ambiente com maior diversidade de microalgas. Também foi possível observar evidências de mudança do hábito alimentar planctônico para bentônico por ambas as espécies ao recrutarem do mar para o estuário. No estuário, também foi possível observar maior assimilação de matéria orgânica particulada no sedimento entre 68 e 250 μ m, sugerindo preferência por organismos do micoplâncton (20 a 200 μ m), em detrimento de grupos com tamanhos menores como picoplâncton (0,2 a 2 μ m) e nanoplâncton (2 a 20 μ m). A análise do conteúdo estomacal revelou que a dieta de ambas as espécies é dominada pelas classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae e Mediophyceae, bem como maior variação espacial e temporal no estuário do que no ambiente marinho. Esses resultados avançam o atual entendimento da ecologia trófica das tainhas, as quais constituem importantes recursos pesqueiros que vem sofrendo crescente pressão antrópica no sul do Brasil.

Palavras-chave: *Mugilidae*, sobreposição de nicho, partição de recursos, conteúdo estomacal, isótopos estáveis.

ABSTRACT

Niche overlap occurs when two or more species share the same resources. When overlap is low or resource abundant, species can coexist without competition. However, if overlap is high and resource availability is low, competition may occur. However, this simple relationship is not always observed due to several factors such as spatial and temporal variability in the availability of resources and the trophic plasticity of consumers. One way to avoid competition is by partitioning food resources among coexisting individuals. An interesting biological model for assessing these issues are mullet juveniles *Mugil curema* and *Mugil liza*, which occur in sympatry in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal region and have the same feeding habits. Based on stomach content and stable isotopes techniques, the main objective of this dissertation was to compare the patterns of food resource use among juveniles of two species of congeneric mullet (*M. curema* and *M. liza*) and evaluate the possible occurrence of trophic niche partition between them. The isotopic results corroborated the hypothesis of trophic niche partition in the environment with less food availability. On the other hand, there was a high overlap of trophic niches in the estuary, suggesting the absence of trophic niche partition in the environment with higher microalgae diversity. It was also possible to observe evidence of change in planktonic to benthic feeding habits by both species when they recruited from the sea into the estuary. In the estuary, it was also possible to observe greater assimilation of particulate organic matter in the sediment between 68 and 250 μ m, suggesting preference for microplankton (20 to 200 μ m), to the detriment of smaller groups such as picoplankton (0.2 to 2 μ m) and nanoplankton (2 to 20 μ m). Stomach content analysis revealed that the diet of both species is dominated by the Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae and Mediophyceae classes, with higher spatial and temporal variation in the estuary than in the marine environment. These results advance the current understanding of the trophic ecology of juvenile mullets, which are important fishery resources that have been under increasing anthropogenic pressure in southern Brazil.

Key-words: Mugilidae, niche overlap, resource partitioning, stomach content, stable isotopes.

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação está dividida em três segmentos, o primeiro é referente à introdução geral do tema proposto e as referências utilizadas, seguindo as normas da ABNT. O segundo segmento é representado pelo capítulo sobre a ecologia trófica de duas espécies congenéricas de juvenis de tainha (*Mugil curema* e *Mugil liza*) no extremo sul do Brasil, que está formatado seguindo as normas da revista *Hydrobiologia*. E por fim, o terceiro segmento contendo as considerações finais do trabalho e suas referências, seguindo as normas da ABNT.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
OBJETIVO GERAL	21
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 1	27
Resumo.....	29
Introdução	30
Materiais e métodos	32
<i>Área de estudo</i>	32
<i>Coletas de campo</i>	33
<i>Procedimentos em laboratório</i>	35
<i>Análises dos dados:</i>	36
Resultados.....	39
<i>Variabilidade espacial e interespecífica na composição isotópica</i>	39
<i>Nichos isotópicos e assimilação das fontes alimentares.....</i>	40
<i>Dieta e sobreposição dos nichos alimentares com base no conteúdo estomacal ...</i>	41
Discussão.....	41
<i>Composição e variabilidade na dieta.....</i>	41
<i>Sobreposição nos nichos tróficos e partição de recursos</i>	43
Referências	47
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PESPERCTIVAS.....	69
REFERÊNCIAS	71
ANEXOS	72

1 LISTA DE FIGURAS

- 2 **Figura 1.** Mapa do Brasil e do estado do Rio Grande do Sul (extremo Sul do Brasil),
3 onde é localizado a Lagoa dos Patos, sua região estuarina e a zona marinha costeira
4 adjacente. Os círculos indicam os locais de amostragem da região marinha costeira e os
5 quadrados o estuário.....53
- 6 **Figura 2.** Valores médios (\pm DP) das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e
7 nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (POM, SOM) (círculos cheios preto) e
8 variabilidade individual dos consumidores (*M. curema*: círculos vazios e *M. liza*:
9 círculos cheios cinza) nas regiões do mar e estuário. As frações (1,2-20, 20-68, 68-250
10 μm) das fontes basais estão representadas por círculos cheios pretos com linhas
11 horizontais e verticais definidas pelos respectivos desvios padrões do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. As
12 fontes alimentares basais e suas frações estão escritas próximas ao círculo cheio preto,
13 abaixo e a direita da linha horizontal.....54
- 14 **Figura 3.** *Boxplots* das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio
15 ($\delta^{15}\text{N}$) das espécies *M. curema* e *M. liza* nas duas estações de coleta no mar (Mar1 e
16 Mar2) e no estuário (Estu 1 e Estu 2). A linha grossa dentro da caixa é a mediana, a
17 caixa representa o primeiro e o terceiro quartil e as linhas verticais são o máximo e o
18 mínimo dos dados. As letras acima das caixas (a e b) indicam quais amostras não
19 apresentam diferenças significativas nas médias dos seus valores isotópicos.....55
- 20 **Figura 4.** Elipses isotópicas padrão (SEAc) baseadas nas razões de isótopos estáveis de
21 carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) para as espécies *M. curema* (linhas contínuas) e *M.*
22 *liza* (linhas tracejadas) amostradas nas regiões do mar e estuário.....56
- 23 **Figura 5.** Contribuição relativa das frações (1,2-20, 20-68, 68-250 μm) das fontes
24 alimentares basais (POM e SOM) para os juvenis da espécie *M. curema* e *M. liza* nas
25 regiões do mar e estuário. Os intervalos de credibilidade bayesianos de 50%, 75% e
26 95% das contribuições relativas das frações estão indicados pela linha horizontal,
27 retângulo e linha vertical, respectivamente. Uma fonte adicional (POM-MAR) foi
28 incluída na região marinha a partir de dados obtidos na região oceânica (*offshore*) (vide
29 M&M), sendo constituído de POM total ($\geq 1,2\mu\text{m}$), ou seja, sem a utilização de
30 frações.....57

- 31 **Figura 6.** Resultado da análise de agrupamento (*cluster*) indicando cinco grupos de
32 indivíduos (4 no estuário e 1 no mar) das espécies *M. curema* e *M. liza* com composição
33 da dieta semelhantes entre si, tendo como os itens alimentares encontrados nos seus
34 conteúdos estomacais dos exemplares coletados na região do mar e estuário em janeiro
35 e fevereiro de 2018.....58
- 36 **Figura 7.** Composição da dieta e frequência de ocorrência relativa (%) dos itens
37 alimentares encontrados no conteúdo estomacal dos indivíduos de *M. curema* e *M. liza*
38 amostradas nas regiões do mar e estuário. As legendas ao lado de cada gráfico indicam
39 os itens alimentares que somaram > 60% da abundância total.....59
- 40 **Figura S 1.** Variações mensais entre Janeiro e Março de 2018 nas capturas por unidade
41 de esforço (CPUE, \log_{10} indivíduos por arrasto+1) por classes de tamanhos (CC,
42 comprimento total em mm) das espécies *M. curema* (linha azul) e *M. liza* (linha
43 vermelha) amostradas nas regiões do mar e estuário.....59
- 44 **Figura S 2.** Polígonos de mistura simulados a partir da variabilidade isotópica de
45 carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (cruzes pretas) e das
46 espécies *M. curema* e *M. liza* (círculos) nas regiões do mar e estuário. A correção do
47 fracionamento isotópico (vide M&M para os valores) foi adicionada aos valores médios
48 de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes basais. As linhas representam linhas de probabilidade na qual
49 a composição isotópica dos consumidores pode ser explicada com confiabilidade pelas
50 fontes alimentares. Os indivíduos que porventura se situem fora da linha mais externa
51 (que representa o limite de 95% de credibilidade) não deveriam ser incluídos nos
52 modelos de mistura isotópicos.....60
- 53
- 54
- 55
- 56
- 57
- 58
- 59

60 **LISTA DE TABELAS**

61	Tabela 1. Número de amostras (<i>n</i>) e valores médios (\pm DP) das razões de isótopos	
62	estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das diferentes frações (1,2-20, 20-68, 68-	
63	250 μm) das fontes alimentares basais (POM e SOM) e das espécies <i>M. curema</i> e <i>M.</i>	
64	<i>liza</i> coletadas no mar e no estuário em março de 2018.	52
65	Tabela S 1. Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados no	
66	conteúdo estomacal das espécies <i>M. curema</i> e <i>M. liza</i> nas regiões do mar e estuário. N é	
67	o número de indivíduos amostrados e n é quantidade indivíduos	
68	analisados.....	61
69		
70		
71		
72		
73		
74		
75		
76		
77		
78		
79		
80		
81		
82		
83		
84		
85		
86		
87		

88 **INTRODUÇÃO GERAL**

89

90 Segundo Hutchinson (1957), a teoria do nicho se refere a um “hipervolume n-
91 dimensional”, ou seja, um conjunto de variáveis ambientais e valores limites nos quais
92 as espécies podem existir indefinidamente e se reproduzir. Bearhop e colaboradores
93 (2004) afirmam que o espaço de nicho ocupado pelas espécies resulta no uso de
94 recursos, sendo que a diversidade de recursos alimentares presentes na dieta das
95 espécies, ou seja, o nicho trófico é um dos componentes mais estudados. A
96 sobreposição de nicho ocorre quando duas ou mais espécies ocupam, em algum grau, o
97 mesmo nicho realizado (ou seja, condições reais na qual o indivíduo existe), ocorrendo
98 interações (principalmente competição) e compartilhamento de alguns recursos entre as
99 diferentes espécies. Se a sobreposição é baixa ou tem abundância de recursos (e. g.,
100 recursos alimentares), as espécies podem coexistir sem competição, porém, se a
101 sobreposição é alta e a disponibilidade de recursos baixa, poderá ocorrer competição
102 (PIANKA, 1974; GILLER, 1984). No entanto, as relações entre os fatores que
103 influenciam e determinam o nicho trófico, podem ser complexas devido à influência da
104 variabilidade espacial e temporal nos recursos alimentares no ambiente e a plasticidade
105 trófica dos consumidores (GILLER, 1984; PARK et al., 2016; SILVA et al., 2017).

106 Estudos sobre partição de recursos têm como objetivo investigar as maneiras
107 pelas quais as espécies pertencentes à mesma comunidade ecológica utilizam e dividem
108 os recursos disponíveis, além dos limites da competição interespecífica na quantidade
109 de indivíduos que podem coexistir de forma estável no mesmo ambiente (PIANKA,
110 1974; SCHOENER, 1974). Dentre os diferentes recursos utilizados pelas espécies, o
111 modo pelo qual os animais exploram os recursos alimentares vem chamando a atenção
112 dos ecólogos desde os trabalhos pioneiros de Elton (1927). Desde então, seu
113 desenvolvimento vem se expandido especialmente no campo teórico (e.g. PIANKA,
114 1976; GILLER, 1984; GERKING, 1994; WINEMILLER & LAYMAN, 2005;
115 BARÁBAS et al., 2018). Uma maneira de evitar a competição, mesmo havendo
116 sobreposição de nicho trófico, é por meio da partição de recursos alimentares entre os
117 indivíduos coexistentes, ou seja, a divisão da base alimentar entre duas ou mais
118 espécies, e isso pode ocorrer, por exemplo, ao longo do tempo (e.g., estações do ano),
119 espaço (e.g., usos diferentes de microhabitats) e por diferenças morfológicas

120 interespecíficas (e.g., morfologia dos dentes) (ROSS, 1986; GUINEA & FERNANDEZ,
121 1992; GERKING, 1994; CARDONA, 2015).

122 Vários estudos têm demonstrado diferentes maneiras de evitar a competição
123 através da partição de recursos alimentares. Por exemplo, um estudo realizado num
124 ambiente estuarino na Espanha sobre o uso de recursos alimentares em espécies de
125 tainhas vivendo em simpatria demonstrou que quando a disponibilidade de detrito (um
126 dos principais itens alimentares para as espécies estudadas) é escassa na estação quente,
127 as tainhas evitam a competição aumentando a amplitude do nicho trófico,
128 acrescentando, principalmente, o consumo de algas em suas dietas (CARDONA, 2001).
129 Outro estudo realizado em um rio na Amazônia com seis espécies de peixes
130 Caraciformes de três gêneros mostrou que essas espécies mudaram suas dietas de
131 acordo com as flutuações sazonais na disponibilidade de recursos alimentares
132 (CORREA & WINEMILLER, 2014). No entanto, segundo esses autores, as espécies
133 não aumentaram nem tampouco diminuíram a amplitude do nicho trófico, mas
134 reduziram sua sobreposição por meio da partição de nicho trófico através da mudança
135 no comportamento de forrageamento entre as espécies (CORREA & WINEMILLER,
136 2014). Outro estudo em um lago ultraoligotrófico na Patagônia analisou a ecologia
137 trófica de espécies de peixes nativos e exóticos (Salmonídeos), sugerindo que essa
138 comunidade estaria evitando interações negativas (e.g., a competição) por meio da
139 partição de recursos tróficos. Isto ocorreu de diferentes maneiras, pois a interação intra e
140 interespecífica foi influenciada por diversos fatores, como o tamanho dos indivíduos,
141 estação do ano e profundidade na coluna d'água onde o peixe se alimenta (JUNCOS et
142 al., 2015). Em um estuário na Florida, foi analisada a dieta de duas espécies de peixes e
143 foi observado que embora a sobreposição trófica tenha sido alta, ocorre partição de
144 nicho trófico devido a diferentes maneiras de alimentação, tais como variações espaciais
145 no uso dos recursos e diferenças comportamentais na captura do alimento
146 (MALINOWSKI et al., 2019). No entanto, um estudo na bacia Amazônica com três
147 espécies de peixes herbívoros da família Serrasalmidae, não demonstrou partição de
148 nicho trófico, mas apontou mudanças ontogenéticas na dieta e alta sobreposição de
149 nicho trófico na estação seca. Os autores sugeriram duas hipóteses para explicar esses
150 padrões: (i) não houve limitação de recursos alimentares e (ii) as espécies se alimentam
151 em microhabitats distintos (ANDRADE et al., 2019). Esses trabalhos em vários
152 ecossistemas e regiões do mundo mostram uma considerável variabilidade nos padrões

153 de participação de recursos alimentares entre espécies que coexistem no mesmo habitat.
154 Essa variabilidade nos resultados de diferentes trabalhos pode estar associada com
155 diferenças nas características dos habitats, variações espaciais e temporais na
156 disponibilidade de recursos alimentares e, inclusive, nas técnicas empregadas na
157 investigação dos hábitos alimentares (e.g. análises de conteúdo estomacal e/ou isótopos
158 estáveis). Essa variedade de resultados apontam a complexidade dos fatores que
159 controlam o uso de recursos alimentares pelos animais e a necessidade de ampliar os
160 estudos empíricos sobre o tema.

161 Um modelo biológico interessante para investigar o uso e participação de recursos
162 alimentares de espécies vivendo em simpatria (ou seja, espécies aonde ocorreu
163 divergência de caracteres e especiação mesmo não havendo uma barreira física entre
164 elas (TOWNSEND et al., 2010)) são os juvenis de tainhas que ocorrem em estuários.
165 Por exemplo, as espécies *Mugil curema* Valenciennes, 1836 e *Mugil liza* Valenciennes,
166 1836 pertencem à família Mugilidae e habitam águas costeiras marinhas, estuários e
167 água doce (NELSON et al., 2016) em ecossistemas aquáticos tropicais, subtropicais e
168 temperados (LE LOC'H et al., 2015). Os juvenis de ambas as espécies são encontrados
169 no estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, porém *M. liza* ocorre durante
170 todo o ano e *M. curema* no verão e outono quando a temperatura e salinidade estão mais
171 elevadas, período no qual os juvenis das duas espécies coexistem nesses ambientes
172 (VIEIRA, 1991). Estudos realizados na década de 90 no estuário da Lagoa dos Patos
173 mostraram que as duas espécies possuem o mesmo hábito alimentar, tendo como itens
174 alimentares diatomáceas, cianobactérias, dinoflagelados, cloroficeas, silicoflagelados,
175 foraminíferos e crustáceos (VIEIRA, 1991).

176 As tainhas são peixes estuarinos dependentes, ou seja, usam o estuário como
177 zona de criação e alimentação para os juvenis, sendo que a desova ocorre no mar
178 (VIEIRA, 1991). Ao entrar no estuário, os juvenis mudam seus hábitos alimentares de
179 planctívoros para consumidor de microbentos (BLABER & WHITFIELD, 1977). Os
180 indivíduos do gênero *Mugil* tornam-se iliófagos, ou seja, se alimentam de organismos
181 vegetais, animais, algas, bactéria e protozoa associados ao sedimento fino e detritos
182 (VIEIRA, 1985; DUALIBY, 1988). Essa mudança na dieta ocorre entre 20 e 30 mm do
183 comprimento total do corpo do peixe, porém a medida exata na qual ocorre essa
184 transição de hábito alimentar varia de acordo com a espécie (CARDONA, 2015). Um
185 estudo com onze espécies de juvenis da família Mugilidae no sudeste da África mostrou

186 a sequência de mudanças no hábito alimentar destes peixes quando saem do mar e
187 entram no estuário, associando as mudanças com o aumento da presença de areia no
188 conteúdo estomacal (pelo fato de passarem a se alimentar de organismos associados
189 com partículas de areia) e com o comprimento total dos indivíduos, podendo ter pouca
190 ou nenhuma presença de areia em peixes de 10 a 15 mm, ter presença em 90% dos
191 juvenis de 20 mm e 100% nos indivíduos com tamanhos de 25 mm ou superior
192 (BLABER & WHITFIELD, 1977). Outro estudo realizado no estuário da Lagoa dos
193 Patos e zona costeira adjacente com a espécie *Mugil platanus* Günther, 1880 (= *liza*)
194 observou maior concentração de sedimento no trato digestivo dos indivíduos no estuário
195 em comparação com a zona de arrebentação, sendo que a transição da coluna d'água
196 para o sedimento ocorreu entre 18 e 20mm (ROSELET & VIEIRA, 2005). Segundo
197 Vieira (1991), as espécies *M. curema* e *M. liza* começam seu recrutamento para o
198 interior da Lagoa dos Patos com comprimento total (CT) menor que 35 mm, o que
199 sugere que elas podem estar em transição no hábito alimentar da coluna d'água para o
200 sedimento. Além disso, estudos com espécies de peixes da família Mugilidae sugerem
201 seleção de tamanhos de partículas distintas durante a alimentação, devido a diferenças
202 na morfologia dos rastros branquiais e suas expansões (prolongamentos), no formato
203 dos dentes das almofadas faríngeas e nos espaços entre essas estruturas (GUINEA &
204 FERNANDEZ, 1992, CARDONA, 2015).

205 Uma vez no interior do estuário da Lagoa dos Patos, os juvenis de tainha podem
206 explorar uma flora rica e abundante de microalgas. A disponibilidade das microalgas na
207 região é influenciada por vários fatores ambientais. Por exemplo, quando a salinidade e
208 intensidade luminosa são baixas, predominam espécies de microalgas bentônicas
209 eurihalinas, pois os compartimentos pelágico e bentônico funcionam como apenas um
210 sistema. Já quando a salinidade e intensidade luminosa são altas, ocorrem comunidades
211 distintas em cada compartimento (SEELIGER & ODEBRECHT, 2010). Logo, a entrada
212 e permanência de água doce ou salgada no estuário influenciam no crescimento e
213 acúmulo de biomassa e na composição do fitoplâncton (ODEBRECHT et al., 2015).
214 Além disso, os ventos influenciam na variabilidade do fitoplâncton em curto prazo
215 (horas/dias) e a precipitação afeta em escalas maiores de tempo (sazonal/interanual)
216 (SEELIGER & ODEBRECHT, 2010). Na região costeira adjacente ao estuário, na praia
217 do Cassino, a microalga com maior abundância é a *Asterionellopsis glacialis* (RÖRIG et
218 al., 2006; ODEBRECHT et al., 2010), atualmente denominada como *Asterionellopsis*

219 *guyunusae* (KACZMARSKA et al., 2014; FRANCO et al., 2016). Essa microalga
220 parece estar bem adaptada à elevada energia das ondas ocasionadas pelos ventos sul,
221 que ressuspende e concentra essas células mais na costa e zona de arrebentação. Esse
222 acúmulo de biomassa varia de poucos dias a várias semanas, depende da duração do
223 vento sul e da concentração de nutrientes (ODEBRECHT et al., 2010). No entanto, um
224 estudo de longo prazo mostrou uma diminuição da frequência de acúmulo da
225 diatomácea *A. glacialis* (=*A. guyunusae*), uma das principais produtoras primária da
226 zona de arrebentação, e isso pode estar relacionado a mudanças climáticas (*El Niño*) e
227 atividades humanas (dragagem e alterações na paisagem) (ODEBRECHT et al., 2010).

228 Estudos sobre a dieta das tainhas por meio da análise do conteúdo estomacal tem
229 disponibilizado informações relevantes em relação à ecologia trófica destes animais
230 (VIEIRA, 1985; DUALIBY, 1988; CARDONA, 2001, SALVARINA et al., 2018).
231 Porém, essa metodologia permite observar apenas o que foi ingerido pelo animal
232 recentemente (HYSLOP, 1980). Outro método para estudar a ecologia trófica é a análise
233 de isótopos estáveis (e.g., carbono¹³C/¹²C e nitrogênio¹⁵N/¹⁴N) nos tecidos dos
234 indivíduos (PETERSON & FRY, 1987; LAYMAN et al., 2012). Esta técnica demonstra
235 o que foi realmente assimilado ao longo do tempo, de acordo com o tipo de tecido
236 analisado e o grupo taxonômico (HESSLEIN et al., 1993). Por exemplo, Le Loc'h e
237 colaboradores (2015) observaram diferenças ao longo do ano na composição isotópica
238 de carbono de duas espécies de tainhas em um ecossistema estuarino no Oeste da África
239 (Senegal), sugerindo que ambas assimilam itens alimentares diferentes.

240 Os isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento que possuem o número
241 de prótons e elétrons idênticos, porém diferem na quantidade de nêutrons (FRY, 2006).
242 A notação delta (δ) é comumente usada para indicar a proporção de isótopos pesados
243 em relação aos isótopos leves, sendo que o aumento ou diminuição do δ está
244 diretamente relacionado à quantidade de isótopos pesados (PETERSON & FRY, 1987).
245 A combinação de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são usualmente empregados para indicar a origem do
246 recurso alimentar assimilado pelo consumidor. A estimativa da assimilação vai mudar
247 de acordo com a variabilidade na composição isotópica dos produtores primários e
248 consumidores, e o grau de fracionamento isotópico (PETERSON & FRY, 1987;
249 LAYMAN et al., 2012). Fracionamento isotópico é a diferença que pode ocorrer nos
250 valores isotópicos entre o consumidor e os recursos alimentares, sendo determinado a
251 partir de experimentos (OLIVEIRA et al., 2017). Adicionalmente, o nicho isotópico

252 formado pela variação na composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) do consumidor pode ser
253 usado como indicador do seu nicho trófico, tendo como base a premissa de que a
254 variação isotópica observada no consumidor reflete aquela dos alimentos assimilados
255 (NEWSOME et al., 2007).

256 Estudos prévios sobre a dieta de tainhas por conteúdo estomacal têm mostrado
257 hábito alimentares e dietas bem semelhantes (VIEIRA, 1991; CARDONA, 2001;
258 MOHAMED & ABOOD, 2019), mas há evidências de diferenças no nicho isotópico
259 entre espécies de tainhas vivendo num mesmo estuário (LE LOC'H et al., 2015).
260 Visando uma abordagem integrada que possa elucidar essas evidências contrastantes, no
261 presente estudo serão usadas ambas as técnicas de conteúdo estomacal e isótopos
262 estáveis, pois as duas se complementam, tornando-se possível identificar o que foi
263 ingerido e estimar o que foi, de fato, assimilado nos tecidos do consumidor. Por
264 exemplo, um estudo recente realizado no estuário de Tramandaí e região marinha
265 adjacente (sul do Brasil) empregou as duas técnicas e mostrou que *Mugil curema* e *M.*
266 *liza* mudam a composição da dieta e de isótopos estáveis de acordo com a região (mar e
267 estuário). No ambiente marinho, ambas espécies se alimentaram principalmente da
268 diatomácea *Asterionellopsis cf. guyunusae*, ocorrendo sobreposição do nicho trófico,
269 enquanto no estuário elas ingeriram principalmente organismos das classes
270 Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae, Cyanophyceae, além de flagelados, porém em
271 proporções distintas e não demonstrando sobreposição da dieta entre as espécies
272 (GARCIA et al., 2018). Porém, as inferências obtidas com esse estudo devem ser
273 avaliadas com cautela devido sua limitação amostral, já que as análises de conteúdo
274 estomacal e de isótopos estáveis foram realizadas com base em apenas uma única
275 campanha amostral (i. e. não houve replicação temporal).

276 Além de avançar na compreensão dos padrões e mecanismos associados ao uso e
277 partição de recursos alimentares entre espécies simpátricas, estudos com espécies
278 detritívoras como as tainhas são importantes por várias razões. Esses peixes exercem
279 um importante papel ecológico nos ecossistemas, pois ao se alimentarem de organismos
280 bentônicos quando entram nos estuários, acabam ocasionando uma perturbação no
281 sedimento e isso promove trocas de nutrientes entre o sedimento e a água,
282 disponibilizando esses nutrientes para os outros organismos (HOLMLUND &
283 HAMMER, 1999; HELFMAN et al., 1999). Além disso, pelo fato de se reproduzirem
284 no mar e usarem os estuários como zona de criação e alimentação, as tainhas acabam

285 conectando os ecossistemas costeiros com o mar, desempenhando um papel de troca de
286 energia e nutrientes entre os diferentes ambientes (OLIVEIRA et al., 2014). Além disso,
287 a espécie *M. liza* é importante na pesca na região sul do Rio Grande do Sul (Lagoa dos
288 Patos), sendo que a sua captura ocorre principalmente quando elas se agregam para
289 migrar e se reproduzirem no mar. Nas últimas décadas, as ovas das tainhas tem
290 adquirido um alto valor comercial o que vem agravando o impacto sobre essa espécie
291 (HAIMOVICI & CARDOSO, 2016; SANTANA et al., 2017). Tendo em vista tanto a
292 importância ecológica quanto comercial desses organismos, é imprescindível avançar na
293 compreensão de aspectos ainda pouco conhecidos da sua biologia, como a ecologia
294 trófica. Portanto, essas informações são de extrema importância para entender o papel
295 ecológico dessas espécies de tainhas nos ecossistemas, especialmente no momento em
296 que essas populações estão sofrendo forte impacto antrópico.

297

298

299

300

301

302

303

304

305

306

307

308

309 **OBJETIVO GERAL**

310 Comparar os padrões de uso de recursos alimentares entre juvenis de espécies
311 congenéricas de tainha (*Mugil curema* e *M. liza*) e avaliar a possível ocorrência de
312 participação de nicho trófico.

313

314 **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- 315 1. Determinar a composição da dieta de ambas as espécies e comparar o seu grau
316 de similaridade;
- 317 2. Comparar a composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) entre as duas espécies e
318 assimilação de fontes alimentares;
- 319 3. Avaliar a amplitude do nicho trófico de cada espécie e o grau de sobreposição
320 entre elas;
- 321 4. Verificar se ocorre transição de hábito alimentar da coluna d'água para o
322 sedimento ao saírem da zona costeira e entrarem no estuário.

323

324

325

326

327

328

329

330

331

332

333

334 **REFERÊNCIAS**

- 335 ANDRADE, M. C. et al. Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids
336 from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, v. 829, p.
337 265-280, 2019.
- 338 BARABÁS, G.; D'ANDREA, R.; STUMP, S. M. Chesson's coexistence theory.
339 **Ecological Monographs**, v. 88, n. 3, p. 277-303, 2018.
- 340 BEARHOP, S. et al. Determining trophic niche width: a novel approach using stable
341 isotope analysis. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, p. 1007-1012, 2004.
- 342 BLABER, S. J. M.; WHITFIELD, A. K. The feeding ecology of juvenile mullet
343 (Mugilidae) in south-east African estuaries. **Biological Journal of the Linnean
344 Society**, v. 9, p. 277-284, 1977.
- 345 CARDONA, L. Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet:
346 evidence from seasonal changes en food availability, niche breadth and trophic overlap.
347 **Journal of Fish Biology**, v. 59, p. 729-744, 2001.
- 348 CARDONA, L. Food and Feeding of Mugilidae. In: CROSETTI, D.; BLABER, S. J. M.
349 (eds.), **Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)**. 1. ed. EUA:
350 Taylor & Francis Group, p. 165-195, 2015.
- 351 CORREA, S. B.; WINEMILLER, K. O. Niche partitioning among frugivorous fishes in
352 response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. **Ecology**, v. 95, n.
353 1, p. 210-224, 2014.
- 354 DUALIBY, D. O. Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (Pisces:
355 Mugilidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. I. Análisis
356 Cualitativo y Cuantitativo. **Anais do Instituto de Investigação Marinha em Punta
357 Betin**, v. 18, p. 113-126, 1988.
- 358 ELTON, C.S. **Animal Ecology**. 1. ed. London, UK: Sidgwick and Jackson, 1927.
- 359 FRANCO, A. O. R. et al. *Asterionellopsis tropicalis* (Bacillariophyceae): a new tropical
360 species found in diatom accumulations. **Journal of Phycology**, v. 52, n. 5, p. 888-895,
361 2016.

- 362 FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. 1. ed. New York: Springer Science & Business
363 Media, 2006.
- 364 GARCIA, A. F. S. et al. Spatial diet overlap and food resource in two congeneric mullet
365 species revealed by stable isotopes and stomach content analyses. **Community**
366 **Ecology**, v. 19, n. 2, p. 116-124, 2018.
- 367 GERKING, S. D. **Feeding Ecology of Fish**. 1. ed. California: Academic Press, 1994.
- 368 GILLER, P. S. **Community Structure and the Niche**. 1. ed. NY: Chapman and Hall,
369 1984.
- 370 GUINEA, J. & FERNANDEZ, F. Morphological and biometrical study of the gill
371 rakers in four species of mullet. **Journal of Fish Biology**, v. 41, p. 381-397, 1992.
- 372 HAIMOVICI, M.; CARDOSO, L. G. Long-term changes in the fisheries in the Patos
373 Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. **Marine Biology**
374 **Research**, v. 13, p. 135-150, 2016.
- 375 HELFMAN, G. S.; COLLETE, B. B.; FACEY, D. E. **The Diversity of Fishes**. EUA:
376 Blackwell Science, 1999.
- 377 HESSLEIN, R. H.; HALLARD, K. A.; RAMLAL, P. Replacement of sulfur, carbon,
378 and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a
379 Change in Diet Traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$. **Journal of Fisheries and Aquatic**
380 **Sciences**, v. 50, p. 2071-2076, 1993.
- 381 HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish
382 populations. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 253-268, 1999.
- 383 HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on**
384 **Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957. doi: 10.1101/SQB.1957.022.01.039
- 385 HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis-a review of methods and their application.
386 **Journal of Fish Biology**, v. 17, p. 411-429, 1980.
- 387 JUNCOS, R. et al. Niche segregation facilitates coexistence between native and
388 introduced fishes in a deep Patagonian lake. **Hydrobiologia**, v. 747, p. 53-67, 2015.

- 389 KACZMarska, I. et al. Cryptic diversity in a cosmopolitan diatom known as
390 *Asterionellopsis glacialis* (Fragilariceae): implications for ecology, biogeography, and
391 taxonomy. **American Journal of Botany**, v. 101, p. 267-286, 2014.
- 392 LAYMAN, C. A. et al. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an
393 overview of analytical tools. **Biological Reviews**, v. 87, p. 545-562, 2012.
- 394 LE LOC'H, F. et al. Spatio-temporal isotopic signatures ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) reveal that two
395 sympatric West African mullet species do not feed on the same basal production
396 sources. **Journal of Fish Biology**, v. 86, p. 1444-1453, 2015.
- 397 MALINOWSKI, C. et al. Trophic relationships and niche partitioning of red drum
398 *Sciaenops ocellatus* and common snook *Centropomus undecimalis* in coastal estuaries of
399 South Florida. **Estuaries and Coasts**, v. 42, p. 842-856, 2019.
- 400 MOHAMED, A. M.; ABOOD, A. N. Food and trophic relationships of four Mullet fish
401 (Mugilidae) in the Shatt Al-Arab River, Iraq. **Asian Journal of Applied Sciences**, v. 7,
402 p. 2321-0893, 2019.
- 403 NELSON, J.; GRANDE, T.; WILSON, M. **Fishes of the world**. 5. ed. New Jersey:
404 John Wiley & Sons, 2016.
- 405 NEWSOME, S. D. et al. A niche for isotopic ecology. **Frontiers in Ecology and the
406 Environment**, v. 5, n. 8, p. 429-436, 2007.
- 407 ODEBRECHT, C. et al. Phytoplankton interannual variability at Cassino Beach,
408 Southern Brazil (1992–2007), with emphasis on the surf zone diatom *Asterionellopsis
409 glacialis*. **Estuaries and Coasts**, v. 33, p. 570-583, 2010.
- 410 ODEBRECHT, C; ABREU, P. C.; CARSTENSEN, J. Retention time generates short-
411 term phytoplankton blooms in a shallow microtidal subtropical estuary. **Estuarine,
412 Coastal and Shelf Science**, v. 162, p. 35-44, 2015.
- 413 OLIVEIRA, M. C. L. M. et al. Transport of marine-derived nutrients to subtropical
414 freshwater food webs by juvenile mullets: a case study in southern Brazil. **Aquatic
415 Biology**, v. 20, n. 1, p. 91-100, 2014.

- 416 OLIVEIRA, M. C. L. M. et al. Elemental turnover rates and trophic discrimination in
417 juveniles mullets *Mugil liza* under experimental conditions. **Journal of Fish Biology**, v.
418 91, p. 1241-1249, 2017.
- 419 PARK, J. M.; GASTON, T. F.; WILLIAMSON, J. E. Resource partitioning in gurnard
420 species using trophic analyses: The importance of temporal resolution. **Fisheries**
421 **Research**, v. 186, p. 301-310, 2016.
- 422 PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of**
423 **Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 18, p. 293-320, 1987.
- 424 PIANKA, E. R. Niche Overlap and Diffuse Competition. **Proceedings of the National**
425 **Academy of Sciences**, v. 71, p. 2141-2145, 1974.
- 426 PIANKA, E. R. Competition and niche theory. In: MAY, R. M. (eds.), **Theoretical**
427 **Ecology: Principles and Applications**. Oxford, UK: Blackwell Scientific, p. 114–141,
428 1976.
- 429 RÖRIG, L. R.; ALMEIDA, T. C. M.; GARCIA, V. M. T. Structure and succession of
430 the surf-zone phytoplankton in Cassino Beach, southern Brazil. **Journal of Coastal**
431 **Research**, v. 39, p. 1246-1250, 2006.
- 432 ROSS, S. T. Resource Partitioning in Fish Assemblages: A Review of Field Studies.
433 **Copeia**, v. 2, p. 352-388, 1986.
- 434 ROSELET, F. F. G.; VIEIRA, J. P. **Considerações ecológicas sobre o hábito**
435 **alimentar iliófago dos juvenis da tainha *Mugil platanus* Günther, 1880 no estuário**
436 **da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, RS (Brasil)**. Monografia.
437 Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS, 2005.
- 438 SALVARINA, I.; KOUTRAKIS, E.; LEONARDOS, I. Comparative study of feeding
439 behaviour of five Mugilidae species juveniles from two estuarine systems in the North
440 Aegean Sea. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**,
441 v. 98, p. 283-297, 2018.
- 442 SANTANA, R.; KINAS, P. G.; MIRANDA, L. V.; SCHWINGEL, P. R.; CASTELLO,
443 J. P.; VIEIRA, J. P. Bayesian state-space models with multiple CPUE data: the case of a
444 mullet fishery. **Scientia Marina**, v. 81, p. 361-370, 2017.

- 445 SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. **O estuário da Lagoa dos Patos: Um século de**
446 **transformações.** 1. ed. Rio Grande-RS: FURG, 2010.
- 447 SILVA, J. C. et al. Coexisting small fish species in lotic neotropical environments:
448 evidence of trophic niche differentiation. **Aquatic Ecology**, v. 51, p. 275-288, 2017.
- 449 SCHOENER, T. W. Resource Partitioning in Ecological Communities. **Science**, v. 185,
450 p. 27-39, 1974.
- 451 TOWNSEND, C.; BEGON, M.; HARPER, J. **Fundamentos em ecologia.** 3. ed. Porto
452 Alegre: Artmed, 2010.
- 453 VIEIRA, J. **Distribuição, abundância e alimentação dos jovens de Mugilidae no**
454 **Estuário da Lagoa dos Patos e movimentos reprodutivos da “tainha” (*Mugil***
455 ***platanus* Günther, 1880) no litoral sul do Brasil.** Dissertação. Universidade Federal
456 do Rio Grande - FURG, Rio Grande, RS, 1985.
- 457 VIEIRA, J. Juvenile mullets (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa of Patos, RS,
458 Brazil. **Copeia**, v. 2, p. 409-418, 1991.
- 459 WINEMILLER, K. O.; LAYMAN, C. A. Food web science: moving on the path from
460 abstraction to prediction. In: RUITER, P. C.; WOLTERS, V.; MOORE, J. C. (eds.),
461 **Dynamic Food Webs: Multispecies Assemblages, Ecosystem Development and**
462 **Environmental Change.** 1. ed. Amsterdam: Elsevier, p. 10–23, 2005.
- 463
- 464
- 465
- 466
- 467
- 468
- 469
- 470
- 471
- 472

473

474

475

476

477

478

479

480

481

482

483

484

485

CAPÍTULO 1

486

487 Manuscrito formatado de acordo com as normas da revista “*Hydrobiologia*”

488

489

490

491

492

493

494

495

496

497

498

499 Sabrina Radunz Vollrath, Bianca Possamai, Fabiana Schneck, Edélti Faria Albertoni,
500 Alexandre Miranda Garcia

501

502

503

504

505 Ecologia trófica de duas espécies congenéricas de juvenis de tainha (*Mugil curema*
506 Valenciennes, 1836 e *Mugil liza* Valenciennes, 1836) no extremo sul do Brasil

507

508

509 S. R. Vollrath – B. Possamai – A. M. Garcia

510 Laboratório de Ictiologia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande,
511 Av. Itália, km 8, Rio Grande, RS CEP 96203-900, Brasil

512 e-mail: Sabrinavollrath@hotmail.com

513 E. F. Albertoni – F. Schneck

514 Laboratório de Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande,
515 Av. Itália, km 8, Rio Grande, RS CEP 96203-900, Brazil

516

517

518

519

520

521

522

523

524

525 **Resumo**

526 O objetivo principal desse trabalho foi comparar o uso de recursos alimentares entre
527 juvenis de espécies congenéricas de tainha (*Mugil curema* e *M. liza*) tendo como base a
528 hipótese de partição no uso de recursos em condições de menor disponibilidade de
529 alimentos. Foi utilizado a combinação das técnicas de análise de conteúdo estomacal
530 (ACE) e isótopos estáveis (AIE), que permitem descrever a composição da dieta e
531 estimar a assimilação dos alimentos, respectivamente. A sobreposição dos nichos
532 isotópicos revelou que a sobreposição foi baixa no mar, corroborando com a hipótese de
533 partição de nicho trófico no ambiente com menor disponibilidade de alimento. Logo,
534 houve elevada sobreposição no estuário, sugerindo ausência de partição de nicho trófico
535 entre as espécies no ambiente com maior disponibilidade de microalgas. A AIE mostrou
536 mudanças na assimilação de fontes alimentares planctônicas (POM) para bentônicas
537 (SOM) após o recrutamento de ambas as espécies do ambiente marinho para o interior
538 do estuário. Essa técnica também mostrou que ambas as espécies assimilaram
539 organismos maiores (entre 68 e 250 μ m) no estuário, sugerindo preferência pelo
540 microplâncton (20 a 200 μ m). A ACE forneceu dados complementares mostrando que a
541 dieta foi dominada por microalgas das classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae
542 e Mediophyceae e também apontou maior variação espacial e temporal na dieta no
543 estuário do que no mar.

544

545 **Palavras-chave:** partição de nicho trófico, conteúdo estomacal, isótopos estáveis,
546 sobreposição de nicho, nicho isotópico.

547

548

549

550

551

552

553

554

555

556 **Introdução**

557 Um tópico de especial interesse em ecologia trófica são os mecanismos que
558 permitem a coexistência de espécies que subsistem dos mesmos recursos alimentares
559 (Giller 1984; Barábas et al. 2018). A teoria clássica de partição de nicho trófico, por
560 exemplo, prevê que se a sobreposição no uso dos recursos alimentares é baixa ou há
561 abundância de recursos, as espécies podem coexistir sem competição. Porém, haverá
562 competição entre espécies caso a sobreposição dos seus nichos tróficos seja alta e a
563 disponibilidade de recursos alimentares seja insuficiente para ambas as espécies (Pianka
564 1976). Essa teoria prevê ainda que, mesmo havendo sobreposição de nicho trófico, a
565 competição poderá ser evitada por meio da partição de recursos alimentares ao longo do
566 tempo (e.g., estações do ano) e espaço (e.g., uso de diferentes microhabitats) entre as
567 espécies (Ross 1986; Gerking 1994). No entanto, as relações entre esses fatores podem
568 ser complexas devido à influência da variabilidade espacial e temporal nos recursos
569 alimentares e no próprio ambiente, bem como devido à plasticidade trófica dos
570 consumidores (Giller 1984; Cardona 2001; Park et al. 2016; Silva et al. 2017).

571 Estudos em vários ecossistemas e regiões do mundo mostram uma considerável
572 variabilidade nos padrões de partição de recursos alimentares entre espécies que
573 coexistem no mesmo habitat (e. g., Correa & Winemiller 2014; Juncos et al. 2015;
574 Malinowski et al. 2019; Andrade et al. 2019). Resultados contrastantes podem ser
575 observados mesmo entre estudos realizados em ecossistemas semelhantes e usando o
576 mesmo modelo biológico. Por exemplo, trabalhos sobre o uso de recursos alimentares
577 por peixes detritívoros (diferentes espécies de tainhas com morfologia semelhante)
578 mostram partição de recursos alimentares em alguns estuários (Le Loc'h et al. 2015;
579 Garcia et al. 2018), mas sobreposição de nichos tróficos em outros (Cardona 2001). Tais
580 resultados podem estar associados com diferenças nas características dos habitats,
581 variações locais na disponibilidade de recursos alimentares, bem como nas técnicas
582 empregadas na investigação dos hábitos alimentares. No caso de espécies detritívoras
583 e/ou iliófagas, como as tainhas, o desafio de investigar padrões de partição de recursos
584 alimentares torna-se ainda maior dada a dificuldade técnica de descrever com precisão a
585 composição da dieta e a assimilação dos alimentos ingeridos (Cardona 2015).

586 Uma abordagem que permite maximizar o sucesso no estudo do uso de recursos
587 alimentares por espécies detritívoros é a combinação das técnicas de análise de
588 conteúdo estomacal (ACE) e isótopos estáveis (AIE), que permitem descrever a

589 composição da dieta e estimar a assimilação dos alimentos ingeridos, respectivamente
590 (Hyslop 1980; Fry 2006). A ACE permite observar o que foi ingerido recentemente pelo
591 consumidor (e.g., Dualiby 1988; Salvarina et al. 2018), enquanto a AIE permite estimar
592 a efetiva assimilação dos alimentos nos seus tecidos (e.g., Condini et al. 2015; Garcia et
593 al. 2017). Os isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento que possuem o
594 mesmo número de prótons e elétrons, porém diferem na quantidade de nêutrons (Fry
595 2006). A premissa básica dessa técnica é que os consumidores refletem a composição
596 isotópica dos alimentos assimilados, após considerado o fracionamento isotópico (i.e. a
597 diferença isotópica devido a incorporação preferencial do isótopo mais leve) que pode
598 ocorrer a cada passo da cadeia alimentar. Os isótopos de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio
599 ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) são os mais comumente usados para estimar a proporção na qual os alimentos
600 são assimilados nos tecidos do consumidor (Peterson & Fry 1987). Uma das métricas
601 isotópicas utilizadas como indicador do nicho trófico é a elipse isotópica formada pela
602 variação na composição isotópica do consumidor (Newsome et al. 2007; Jackson et al.
603 2011).

604 Estudos prévios sobre a dieta de tainhas com ACE mostram que elas possuem
605 hábito iliófago, ou seja, se alimentam de organismos vegetais, animais, algas, bactérias
606 e protozoários associados ao sedimento fino e detritos (Vieira 1985; Dualiby 1988;
607 Garcia et al. 2018). Por outro lado, estudos com AIE mostram marcadas variações no
608 tamanho das elipses isotópicas entre ambientes marinhos e estuarinos (Garcia et al.
609 2018). Porém, o emprego da AIE para estimar a assimilação de recursos alimentares
610 pelas tainhas tem sido limitado tecnicamente devido à dificuldade de determinar a
611 composição isotópica específica da dieta (e.g., microalgas). Dessa forma, ao invés de
612 analisar a composição isotópica das microalgas os estudos analisam a matéria orgânica
613 particulada em suspensão (POM) ou no sedimento (SOM) como um indicador (*proxy*)
614 do conteúdo de microalgas (fitoplâncton ou microalgas bentônicas, respectivamente).
615 Porém, trabalhos prévios consideram apenas a fração total entre 1,2 a 300 μm do POM e
616 SOM (Faye et al. 2011; Le Loc'h et al 2015; Carassou et al. 2017; Cicala et al. 2019),
617 mas não diferenciam classes de tamanhos de partículas (e.g., picoplâncton: 0,2 a 2 μm ,
618 nanoplâncton: 2 a 20 μm e micropoplâncton: 20 a 200 μm).

619 Nesse contexto, o objetivo principal desse trabalho foi comparar o uso de
620 recursos alimentares entre juvenis de espécies congenéricas de tainha (*Mugil curema* e
621 *Mugil liza*) tendo como base a hipótese de partição no uso de recursos em condições de

622 menor disponibilidade de alimentos. As técnicas de ACE e AIE foram usadas para
623 comparar a composição da dieta, e estimar a amplitude e sobreposição dos nichos
624 tróficos das tainhas em dois ambientes costeiros contrastantes em termos de
625 disponibilidade de recursos alimentares. Por um lado, uma zona de arrebentação
626 marinha dominada por densas florações de diatomáceas que dominam a produção
627 primária (Odebrecht et al. 2010) e, de outro, uma região estuarina adjacente com uma
628 comunidade fitoplânctonica diversa, dominada principalmente por diatomáceas,
629 cianobactérias, algas verdes e criptófitas (Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016).
630 Adicionalmente, a AIE foi usada de modo pioneiro para avaliar a assimilação do
631 alimento considerando diferentes classes de tamanho (1,2-20, 20-68 e 68-250 μ m) da
632 matéria orgânica particulada (POM e SOM).

633

634 **Materiais e métodos**

635 *Área de estudo*

636 A Lagoa dos Patos é a maior laguna costeira do tipo estrangulado (*choked*
637 *lagoon*) do mundo e se localiza no extremo sul do Brasil (Kjerfve, 1996). Possui um
638 canal estreito que a conecta com o Oceano Atlântico, por onde ocorre o escoamento de
639 água doce para o oceano e entrada de água salgada do mar para a laguna, formando uma
640 região estuarina (Seeliger & Odebrecht, 2010). Grande parte da silte e argila no estuário
641 chegam da bacia de drenagem através das chuvas e acaba se depositando no sedimento
642 ao longo do percurso, além dos sedimentos provenientes da erosão e das dunas devido
643 ao vento. As características do substrato do estuário variam de acordo com a sua
644 profundidade, sendo que o fundo arenoso está relacionado principalmente com as
645 margens e partes rasas (<1.5 m). Além disso, a entrada da água marinha no canal
646 durante fortes ventos do quadrante S-SE, ajuda na ressuspensão do sedimento nessa
647 região. No estuário da Lagoa dos Patos, encontra-se 94 espécies de macroalgas
648 bentônicas, representadas pelas cianobactérias coloniais e filamentosas (40) (maiores e
649 mais diversos componentes), clorofitas (26), feofitas (3), xantofitas (1) e rodofitas (24).
650 Já as principais microalgas são as diatomáceas, cryptophyta, cianobactérias e
651 dinoflagelados, sendo que suas distribuições podem variar sazonalmente e de acordo
652 com fatores abióticos como, por exemplo, a salinidade (Seeliger et al., 1998).

653 A praia do Cassino localiza-se no litoral sul do Rio Grande do Sul e tem
654 aproximadamente 220 km de extensão, composta por areia fina quartzosa. A zona de
655 arrebentação da praia pode funcionar como um ecossistema auto-sustentável e semi-
656 fechado, podendo ser independente do material alimentar vindo do mar adjacente
657 (Seeliger et al., 1998). Nessa região, a principal fonte de material orgânico são as
658 diatomáceas, principalmente *Asterionellopsis guyunusae* (Franco et al. 2016), esta é
659 encontrada desde área tropical até temperado (Seeliger et al., 1998; Odebrecht et al.,
660 2010; Odebrecht et al., 2013; Mendes, 2016). Principalmente no verão, um componente
661 importante para o fitoplâncton são as diatomáceas cêntricas, além de dinoflagelados
662 (Seeliger et al., 1998).

663 *Coletas de campo*

664 As coletas foram realizadas nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2018, em
665 zonas rasas (<1,5 m) do estuário da Lagoa dos Patos e zona de arrebentação adjacente
666 (Fig. 1). Esse período foi escolhido com base em trabalhos anteriores sobre a
667 distribuição espacial e temporal na região, que demonstram a co-ocorrência no período
668 de verão dos juvenis das duas espécies de tainha (*M. curema* e *M. liza*) na zona marinha
669 e estuarina (Vieira, 1991; Rodrigues et al., 2015). Os peixes foram coletados com rede
670 de arrasto do tipo picaré de 9 m de comprimento e 1,5m de altura, malha 13 mm nas
671 laterais e 5 mm no centro (Garcia & Vieira, 2001).

672 Os peixes para a análise isotópica foram anestesiados e eutanasiados com
673 Eugenol, visto que esse anestésico não causa alterações significativas nos valores
674 isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do músculo de juvenis de peixes (Nahon et al., 2017). Em
675 seguida, os animais foram colocados em sacos plásticos e armazenados no gelo. Já os
676 peixes para o conteúdo estomacal foram anestesiados, fixados em formol 10% em
677 campo e levados para o laboratório, onde foram preservados em álcool 70% (Vitule et
678 al., 2013).

679 Para verificar o padrão de co-ocorrência dos juvenis das duas espécies *M.*
680 *curema* e *M. liza* durante o período de estudo foram realizados cinco arrastos em cada
681 ponto de coleta na região marinha (Mar1, Mar2) e estuarina (Estu1 e Estu2) entre
682 janeiro e março de 2018. Para determinar a dieta, a partir da análise do conteúdo
683 estomacal, foram separados cinco exemplares de cada espécie em cada ponto de coleta,
684 entre os meses de janeiro e fevereiro de 2018. Já para a análise isotópica, foram

685 coletados dez exemplares de cada espécie na última semana do mês de março de 2018.
686 A escolha do último mês (entre os meses analisados) para a coleta dos indivíduos para a
687 análise dos isótopos estáveis se deve a taxa de renovação isotópica do músculo das
688 tainhas. Oliveira e colaboradores (2017) determinaram experimentalmente que a meia
689 vida (T50) da taxa de renovação isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) para
690 *M. liza* é de 16 e 14 dias e que o tempo (T95) para entrar em equilíbrio isotópico com os
691 alimentos consumidos é 68 e 60 dias, respectivamente. Assim, partimos do pressuposto
692 de que a composição isotópica no tecido muscular das tainhas coletadas em março irá
693 refletir os alimentos assimilados pelos indivíduos nos dois meses anteriores.

694 As fontes alimentares basais foram divididas entre frações com diferentes
695 classes de tamanho do POM (matéria orgânica particulada em suspensão) e SOM
696 (matéria orgânica particulada no sedimento). Foram coletadas 3 amostras de cada fração
697 do POM e SOM em cada local de coleta em janeiro, fevereiro e março de 2018. Via de
698 regra, trabalhos anteriores usando isótopos estáveis para descrever elos tróficos de
699 consumidores aquáticos, incluindo tainhas, analisam o POM e SOM total. Ou seja,
700 obtendo cada amostra a partir da retenção do material particulado em um único filtro,
701 geralmente de porosidade entre 0,7 a 1,2 μm (Faye et al., 2011, Claudino et al., 2013,
702 Carassou et al., 2017). No presente trabalho, com o objetivo de investigar possíveis
703 diferenças nas contribuições do POM e SOM com frações diferentes, cada amostra foi
704 retida em filtros/peneiras com diferentes porosidades (desde 1,2 a 68 μm). Assim, para
705 obtenção do POM, a água coletada no ambiente passou por uma série de peneiras,
706 começando pela de 250 μm para a retirada e descarte de zooplâncton e detritos maiores
707 (ex. pedras, penas, folhas), em seguida na de 68 μm , depois na de 20 μm e por fim no
708 filtro de vidro pré-queimado de 1,2 μm . O material retido nas peneiras e no filtro, com
709 exceção da peneira de 250 μm , foi coletado, colocado em placas de petri fechadas e
710 armazenado no gelo. Ao final, obtivemos três classes de tamanho (frações): 1,2 a 20 μm ,
711 20 a 68 μm e 68 a 250 μm . Um procedimento semelhante foi realizado para obter as três
712 classes de tamanho do SOM. Para isso, foi realizada a raspagem da camada superficial
713 do sedimento (± 2 cm) em cada local de coleta com um cano de PVC. Os sedimentos
714 retidos no cano de PVC foram colocados em sacos plásticos identificados e
715 armazenados no gelo até chegar ao laboratório. Ao chegar, foram colocados dentro de
716 garrafas separadas, misturadas com água destilada e agitadas. Após alguns segundos,

717 depois da sedimentação dos grãos de areia, a água na superfície do sedimento passou
718 pelas diferentes peneiras e pelo filtro.

719 Um total de 216 amostras de frações de fontes alimentares basais (POM 1,2-20,
720 POM 20-68, POM 68-250, SOM 1,2-20, SOM 20-68, SOM 68-250 μ m) tiveram sua
721 composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) analisados nos meses de janeiro, fevereiro e março
722 de 2018 no mar (n=108) e no estuário (n=108). No entanto, não foi possível obter o
723 valor isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de todas as amostras (frações) de POM e SOM, sendo
724 que para algumas amostras foi possível estimar apenas o valor de $\delta^{13}\text{C}$. Em relação aos
725 juvenis de tainha, um total de 40 indivíduos capturadas em março de 2018 no mar (*M.*
726 *curema* = 10, *M. liza* = 10) e no estuário (*M. curema* = 10, *M. liza* = 10) tiveram suas
727 razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) analisados (Tabela 1).

728

729 *Procedimentos em laboratório*

730 Cada exemplar de juvenil de tainha foi identificado com auxílio do
731 estereomicroscópio, onde foi contada a quantidade de elementos da nadadeira anal,
732 sendo que a *M. liza* possui 11 elementos (raios + espinhos) e a *M. curema* 12 (raios +
733 espinhos) e escamas ciclóides (Vieira 1991). Em seguida, cada exemplar teve
734 comprimento total (CT= mm) e massa corpórea (g) mensurados.

735 A obtenção e preparação das amostras de tecido muscular dos peixes para a
736 determinação isotópica seguiram o protocolo de Garcia e colaboradores (2007). Foi
737 retirado tecido muscular da região anterior e dorsal de cada peixe e lavado com água
738 destilada. Em seguida, as amostras de músculo dos peixes foram colocadas em placas de
739 petri previamente limpas com banho de HCl, colocadas em uma estufa a 60 °C por 48h
740 para a desidratação do tecido. Depois de secas, as amostras foram trituradas usando gral
741 e pistilo até a obtenção de um pó fino. E por fim, as amostras foram pesadas (mg) em
742 cápsulas de estanho e enviadas para determinação das razões de isótopos estáveis de
743 carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) num espectrômetro de massa de razão isotópica
744 (modelo Thermo Delta V) acoplado a um analisador elementar do laboratório do Dr.
745 David Hoeinghaus na *University of North Texas*. Todas as amostras das frações do
746 POM e SOM tiveram um acréscimo de 1,0 no desvio padrão do isótopo estável de $\delta^{15}\text{N}$
747 devido à baixa quantidade de material para análise, deixando-o no limite de detecção
748 desse valor.

749 Os exemplares utilizados para a análise do conteúdo estomacal tiveram seus
750 estômagos removidos e o conteúdo estomacal retirado e fixado em formol 4% (Oliveira
751 & Soares, 1996) em tubos *eppendorf*. Para a identificação dos itens alimentares
752 presentes no conteúdo estomacal, foi utilizado a câmara de contagem de células Fuchs-
753 Rosenthal espelhada com profundidade de 0,200mm e área de contagem composta por
754 16 quadrantes de 1,0mm² cada, que se subdividem em 16 quadrados de 0,0625mm². O
755 eppendorf com a amostra era agitado e uma alíquota era colocada na câmara. A
756 contagem e identificação das algas e zooplâncton foram realizados com auxílio do
757 microscópio no aumento de 400x. A contagem era encerrada ao atingir 200 itens
758 alimentares ou três alíquotas. Dentro desses 200 itens, eram considerados apenas
759 indivíduos unicelulares, coloniais ou filamentos. Fragmentos das diatomáceas cêntricas
760 e do zooplâncton foram contados a parte dos 200 itens. Adicionalmente, os itens
761 alimentares eram fotografados para posterior identificação. A identificação das
762 microalgas e do zooplâncton foram realizadas por especialistas da Universidade Federal
763 de Rio Grande (FURG), Profº Dr. Fabiana Scheneck e Profº Dr. Edélti Albertoni,
764 respectivamente.

765

766 *Análises dos dados:*

767

768 *Padrões de co-ocorrência das tainhas*

769 Para avaliar o padrão de co-ocorrência das duas espécies de tainhas (*M. curema*
770 e *M. liza*) foi empregada a técnica do CPUE-CC proposta por Vieira (1991) que
771 constitui em representar a captura por unidade de esforço (indivíduos/arrasto) por
772 classes de tamanho (mm). Essa técnica permite avaliar de modo concomitante os
773 padrões de abundância e estrutura de tamanhos das populações sendo analisadas (Vieira
774 2006, Garcia et al., 2001). Os dados de abundância de ambas as espécies coletadas entre
775 janeiro e março de 2018 foram transformados ($\log_{10}x+1$) e foram usadas classes de 5 em
776 5 mm.

777

778 *Análises isotópicas: nicho e modelos de mistura*

779 Inicialmente, os valores médios das razões de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$
780 de ambas as espécies (*M. curema* e *M. liza*) foram comparados entre os locais (Mar1,
781 Mar2, Estu1, Estu2) de cada região (Mar e Estuário), utilizando uma análise de
782 variância (ANOVA) com dois fatores (espécie e local), seguida do teste *post hoc* de
783 Tukey (HSD) para detecção de possíveis diferenças entre os locais. A normalidade e a
784 homogeneidade da variância foram avaliadas através dos testes de Shapiro-wilk e
785 Cochran, respectivamente. Como não houve diferenças significativas nos valores
786 médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de ambas as espécies entre os locais de cada região, as análises
787 subsequentes foram realizadas entre regiões (Mar e Estuário).

788 Gráficos do tipo *bi-plots* com os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das diferentes
789 frações das fontes alimentares basais (POM e SOM) e valores individuais das tainhas
790 (*M. curema* e *M. liza*) nas diferentes regiões (Mar e Estuário) foram utilizados para
791 observar possíveis padrões espaciais na variabilidade isotópica de consumidores e
792 fontes alimentares (Peterson & Fry, 1987).

793 Utilizamos o pacote SIBER (*Stable Isotope Bayesian Ellipses*) (Jackson et al.
794 2011) no programa R para computar elipses isotópicas num espaço bivariado de $\delta^{13}\text{C}$ e
795 $\delta^{15}\text{N}$, as quais foram usadas como aproximações (*proxies*) para representar o nicho
796 trófico ocupado por *M. curema* e *M. liza* no mar e no estuário (Newsome et al., 2007).
797 Além disso, foi calculada a sobreposição do nicho isotópico, em valores absolutos, das
798 duas espécies de juvenis de tainha em ambas as regiões (Jackson et al., 2011).

799 As estimativas da assimilação das frações das fontes alimentares basais para as
800 duas espécies de juvenis de tainha no mar e estuário foram determinadas por modelos de
801 misturas isotópicos Bayesianos, através do pacote SIMMR (*Stable Isotope Mixing
802 Models in R*) (Parnell, 2016). Os modelos de mistura levam em consideração o
803 fracionamento isotópico, ou seja, o enriquecimento ou empobrecimento dos isótopos
804 pesados (^{13}C , ^{15}N) em relação aos leves (^{12}C , ^{14}N) que ocorrem entre consumidor e seu
805 alimento, devido a reações químicas, físicas e biológicas (Peterson & Fry, 1987). O
806 fracionamento isotópico é determinado a partir de estudos experimentais com dietas
807 controladas e composição isotópica conhecida, sendo desconhecido para a grande
808 maioria dos peixes (Phillips et al., 2014). No presente estudo, foi utilizado o
809 fracionamento isotópico determinado experimentalmente por Oliveira e colaboradores

810 (2017) para juvenis de tainha *M. liza*, sendo que o fracionamento isotópico para o $\delta^{13}\text{C}$ e
811 $\delta^{15}\text{N}$ foram de 2,1‰ e 3,8‰, respectivamente. Na ausência de estudos experimentais
812 específicos para *M. curema*, esses mesmos valores de fracionamento isotópicos foram
813 aplicados.

814 Uma premissa fundamental para a realização de modelos de mistura isotópicos é
815 que a variabilidade isotópica dos consumidores esteja contida dentro da variabilidade
816 isotópica das fontes alimentares (Phillips et al., 2014). Para avaliar a validade dessa
817 premissa foram realizadas simulações de polígonos de mistura com os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e
818 $\delta^{15}\text{N}$ das fontes alimentares basais e das espécies *M. curema* e *M. liza* nas regiões do
819 mar e estuário, após as devidas correções do fracionamento isotópico. Foram utilizados
820 na modelagem isotópica apenas os indivíduos que poderiam ser explicados pela
821 variabilidade das fontes alimentares considerando um nível de credibilidade de 95%
822 (Smith et al., 2013). Essas simulações demonstraram que a variabilidade isotópica da
823 grande maioria dos indivíduos de ambas as espécies não poderia ser explicada com
824 confiabilidade pelas frações de POM e SOM coletadas na zona de arrebentação.
825 Segundo Phillips e colaboradores (2014), esse cenário poderia indicar, entre outros
826 fatores, que os consumidores não estariam em equilíbrio isotópico com as fontes
827 alimentares amostradas e que sua composição isotópica poderia estar refletindo a
828 alimentação em outro ecossistema. Considerando que os juvenis de tainhas de ambas as
829 espécies nascem em mar aberto (*offshore*) e depois migram para a zona de arrebentação
830 (Vieira, 1991; Lemos et al., 2014), foi incluído amostras de POM oceânico (POM-
831 MAR) na modelagem isotópica desses indivíduos. Essas amostras (n=6) foram obtidas
832 na primavera de 2014 na região marinha entre 5 e 150 milhas náuticas da costa (E.
833 Secchi & S. Botta, dados não publicados).

834

835 *Dieta e análise do conteúdo estomacal*

836 Foi utilizada uma análise de agrupamento (*cluster*) para avaliar a similaridade na
837 composição da dieta entre os juvenis de tainha *M. curema* e *M. liza* e entre as regiões
838 (Mar e Estuário). A matriz de dados foi composta pela abundância dos itens alimentares
839 observados no conteúdo estomacal de cada indivíduo. Os agrupamentos foram
840 realizados utilizando o pacote vegan em R (Oksanen et al., 2017).

841 A sobreposição do nicho trófico das duas espécies de juvenis de tainha nas duas
842 regiões (Mar e Estuário) foi calculada através do índice simplificado de Morisita,
843 também conhecido como índice Morisita-Horn (Krebs, 1998), segundo a fórmula:
844 $C_H = 2 \sum_i^n P_{ij}P_{ik} / \sum_i^n P_{ij}^2 + \sum_i^n P_{ik}^2$, no qual C_H é a sobreposição entre a espécie j e a
845 espécie k , P_{ij} é a proporção do recurso i do total de recursos usados pela espécie j , P_{ik} é a
846 proporção de recursos i do total de recursos usados pela espécie k e n é o número total
847 de estados de recurso. Esse índice varia de 0 a 1, sendo que 0 significa que a espécie
848 consumiu apenas um item alimentar igual e 1 quando a espécie consumiu diversos itens
849 alimentares iguais.

850 A amplitude do nicho trófico é usada para medir o uso de recursos (Gerking,
851 1994), no caso deste estudo, a utilização de espécies de presas pelas duas espécies de
852 juvenis de tainha em cada região, sendo um complemento à análise de sobreposição
853 trófica. A amplitude do nicho foi calculada pelo índice padronizado de Levins (Hurlbert,
854 1978), dado pela fórmula: $Ba = [(\sum_j P_{ij}^2)^{-1} - 1] / (n-1)^{-1}$, onde Ba é a amplitude do nicho
855 trófico padronizada, P_{ij} é a proporção do item alimentar j na dieta da espécie i e n é o
856 número total de itens alimentares. Esse índice varia de 0 a 1, sendo que 0 significa que a
857 espécie consumiu apenas um item alimentar e 1 quando a espécie consumiu vários itens
858 alimentares.

859 **Resultados**

860

861 *Co-ocorrência das duas espécies de tainha*

862 As análises das capturas e da composição de tamanhos dos juvenis das duas
863 espécies de tainha *M. curema* e *M. liza* demonstraram que ambas as espécies co-
864 ocorreram entre janeiro a março tanto na região marinha quanto no estuário (Figura
865 suplementar 1).

866

867 *Variabilidade espacial e interespecífica na composição isotópica*

868 A amplitude de variação (Δ) nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de ambas as espécies de tainhas
869 foi maior que o dobro na região estuarina (*M. curema*: -16,9 à -10,9 ‰; *M. liza*: -17,0 à
870 -11,7 ‰) do que no mar (*M. curema*: -19,2 à -15,9 ‰; *M. liza*: -22,9 à -19,3 ‰) (Figura
871 2). Em contrapartida, a amplitude nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentou um padrão oposto,
872 com maiores valores no mar (*M. curema*: 8,6 a 13,2 ‰; *M. liza*: 7,0 a 12,3‰) do que no

873 estuário (*M. curema*: 9,2 a 11,7 ‰; *M. liza*: 9,4 a 12,1 ‰). Em relação as frações do
874 POM e SOM, foi possível observar maior amplitude de variação e menor sobreposição
875 entre os valores médios (+DP) no mar do que no estuário (Figura 2).

876 Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ dos juvenis de tainha apresentaram diferenças
877 estatisticamente significativas entre os locais de amostragem (Mar1, Mar2, Estu1,
878 Estu2) ($F=45,359$; d.f.=3; $p<0,001$) e entre as espécies (*M. curema* e *M. liza*) ($F=9,347$;
879 d.f.=1; $p=0,00449$). Porém, não houve interação estatisticamente significativa entre os
880 fatores (locais e espécies) ($F=2,239$; d.f.=3; $p= 0,1027$) (Figura 3). Através do teste
881 *post-hoc* Tukey (HSD) foi possível observar que não houve diferenças estatisticamente
882 significativas nos valore médios de $\delta^{13}\text{C}$ entre os dois locais de coleta do mar (Mar1 e
883 Mar2) ($p=0,822$) e entre os dois da região estuarina (Estu1 e Estu2) ($p=0,0582$). Já os
884 valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre
885 os locais de amostragem ($F=0,698$; d.f.=3; $p=0,560$) e entre as espécies ($F=1,263$;
886 d.f.=1; $p=0,269495$) (Figura 3).

887

888 *Nichos isotópicos e assimilação das fontes alimentares*

889 No mar, a área de elipse padrão (SEAc) da *M. curema* foi menor do que a da *M.*
890 *liza* (4,11 e 7,62, respectivamente). Já no estuário, as espécies apresentaram valores
891 similares (4,72 e 4,85) (Figura 4). Além disso, a sobreposição de nicho isotópico entre
892 as duas espécies de juvenis de tainha em valores absolutos foi menor no mar (0,03)
893 quando comparado com o estuário (3,12).

894 Na região marinha, apenas um indivíduo da espécie *M. liza* esteve localizado
895 fora do área limite (95%) de explicabilidade dos polígonos de mistura dos isótopos
896 estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ ($>0,00$), enquanto no estuário, foram um indivíduo de *M.*
897 *curema* ($>0,03$) e dois de *M. liza* ($>0,04$ e $0,03$) (Figura suplementar 2).

898 O modelo de mistura mostrou que na região do mar, tanto para *M. curema*
899 quanto para a *M. liza*, a fonte alimentar basal com maior contribuição mediana na dieta
900 foi o POM-MAR com 60% (I.C. 95%: 7 - 77%) e 88% (I.C. 95%: 74 – 95%),
901 respectivamente. Em contrapartida, no estuário, a fração SOM 68-250 μm foi quem
902 apresentou maior contribuição mediana na dieta de *M. curema* com 48% (I.C. 95%: 3 –
903 80%) e *M. liza* com 43% (I.C. 95%: 2 – 77%) (Figura 5).

904

905 *Dieta e sobreposição dos nichos alimentares com base no conteúdo estomacal*

906 A análise de agrupamento revelou cinco grupos principais de indivíduos com
907 dietas semelhantes, quatro deles formados na sua grande maioria por indivíduos
908 capturados no estuário (grupos 1 a 4) e um deles por indivíduos oriundos (com uma
909 única exceção) do mar (grupo 5) (Figura 6). O grupo 1 foi composto apenas por *M. liza*
910 oriunda do estuário (local ‘Estu1’), o grupo 2 pelas espécies *M. curema* e *M. liza*
911 também capturadas no estuário (Estu1), o grupo 3 por ambas as espécies do local
912 ‘Estu2’ coletadas apenas no mês de fevereiro, e o grupo 4 também por ambas espécies
913 do ‘Estu2’, porém coletadas apenas em janeiro. Já o grupo 5 que foi o maior
914 agrupamento formado pelas duas espécies e pelos dois locais do mar (Mar1 e Mar2) dos
915 dois meses amostrados (janeiro e fevereiro), sendo a única exceção um indivíduo (*M.*
916 *liza*) do estuário (Estu1) (Figura 6).

917 As análises do conteúdo estomacal revelaram uma alta diversidade de classes de
918 algas, tais como Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae,
919 Cyanophyceae, Dictyochophyceae, Euglenophyceae, Mediophyceae,
920 Zygematophyceae e algas não identificadas, além de fragmentos de zooplâncton
921 (Tabela suplementar 1). No entanto, as três classes de diatomáceas (Bacillariophyceae,
922 Coscinodiscophyceae e Mediophyceae) foram os principais itens alimentares presentes
923 na dieta dos juvenis de tainha nas duas regiões. Porém, a diversidade e quantidade de
924 itens alimentares foram menores no mar do que no estuário (Figura 7).

925 A sobreposição dos nichos tróficos (C_H) com base no conteúdo estomacal
926 revelou que *M. curema* e *M. liza* tiveram valores similares entre as duas regiões, sendo
927 0,88 no mar e 0,90 no estuário. Já as amplitudes dos nichos tróficos (B_a) de *M. curema*
928 e *M. liza* foram menores no mar (0,03 e 0,06) do que no estuário (0,14 e 0,16),
929 respectivamente.

930

931 **Discussão**

932 *Composição e variabilidade na dieta*

933 As diatomáceas são um grupo de algas predominantes ao longo de todo o ano
934 em ambas as regiões marinha e estuarina estudadas (Haraguchi 2015; Mendes et al.

935 2016) e diferentes espécies desse grupo dominaram o conteúdo estomacal dos juvenis
936 de tainha *Mugil curema* e *M. liza*. Embora as diatomáceas sejam predominantes em
937 ambas regiões, a zona de arrebentação estudada é fortemente dominada por densas
938 florações da diatomácea *Asterionellopsis guyunusae* (Odebrecht et al. 2010; Mendes et
939 al. 2016; Franco et al. 2016). Em contrapartida, a diversidade de microalgas é mais
940 elevada no ambiente estuarino estudado, sendo sua composição e biomassa
941 caracterizada por uma alta variabilidade em todas escalas de tempo
942 (horas/semanas/sazonal e interanual) (Haraguchi et al. 2015). Além disso, pode haver
943 contribuições de outros grupos, tais como cianobactérias, algas verdes e criptófitas
944 (Mendes et al. 2016). A marcada variabilidade desses grupos no estuário está
945 relacionada às flutuações nas condições ambientais, especialmente temperatura,
946 nutrientes, clorofila a, descarga de água doce, transparência da água, sendo a salinidade
947 o fator mais importante (Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016). As diatomáceas,
948 por exemplo, aumentam sua biomassa com a salinidade, principalmente no verão
949 (janeiro a abril), enquanto outros grupos (Cianobacteria e Chlorophyceae) são
950 associadas negativamente com a salinidade e positivamente com a clorofila a e
951 nutrientes (Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016). Essa maior diversidade de
952 microalgas, associada à sua marcada variabilidade temporal e espacial no estuário, foi
953 provavelmente o principal fator que acarretou maior variabilidade na composição da
954 dieta das tainhas na região estuarina do que na marinha.

955 Outro fator que deve ter contribuído para uma maior amplitude (*Ba*) na dieta de
956 *M. curema* e *M. liza* no estuário (0.14 e 0.16) do que no mar (0.03 e 0.06) foi a maior
957 heterogeneidade estrutural e ambiental dos habitats estuarinos, quando comparado com
958 a maior homogeneidade entre as estações de coleta na zona de arrebentação marinha
959 (Seeliger & Odebrecht 2010). Por exemplo, a análise do conteúdo estomacal de *Mugil*
960 *curema* e *M. liza* revelou a formação de quatro grupos com dietas similares entre si no
961 estuário, sendo dois grupos de uma estação de coleta mais próxima (~14,27 Km) da
962 desembocadura (Estu1) e outra mais distante (~ 32 Km) (Estu2). Esses dois locais do
963 estuário diferem entre si em vários aspectos. Por exemplo, durante os meses de coleta a
964 localidade mais próxima a entrada do estuário apresentou valores médios de
965 temperatura da água (26,0 °C), transparência da água (30 cm) e salinidade (27,3)
966 diferentes do ponto de amostragem mais distante da desembocadura da laguna (32,7 °C,
967 10 cm e 26,3, respectivamente) (S. Vollrath, dados não publicados). A declividade da

968 praia também difere entre os locais, sendo comparativamente mediana no ponto mais
969 próximo e alta no ponto mais distante da desembocadura) (Raseira 2003). A
970 variabilidade nesses fatores pode influenciar na riqueza e diversidade de microalgas
971 (Seeliger & Odebrecht 2010; Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016). Quando o
972 estuário está com baixa salinidade e luminosidade, predominam espécies de microalgas
973 bentônicas eurihalinas, ou seja, que toleram variações de salinidade, e quando a
974 salinidade e luminosidade estão elevadas, predominam espécies neríticas da região
975 marinha (Seelinger & Odebrecht, 2010). Esses fatores promovem uma heterogeneidade
976 ambiental entre os diferentes locais e resultam em comunidades de microalgas distintas,
977 os quais podem explicar as variações espaciais observadas na dieta de ambas as espécies
978 de tainhas no estuário. Em contrapartida, as características do substrato e das condições
979 ambientais na zona de arrebentação são, comparativamente ao estuário, mais
980 homogêneas entre as diferentes localidades estudadas na praia (Mar1 e Mar2)
981 (Rodrigues et al 2015, Garcia et al. no prelo). A maior homogeneidade ambiental entre
982 as estações de coleta no mar poderia explicar, portanto, a formação de apenas um grupo
983 de indivíduos com dieta similares nessa região, em contraste com quatro grupos no
984 estuário.

985

986 *Sobreposição nos nichos tróficos e partição de recursos*

987 A comparação do grau de sobreposição do nicho isotópico entre as duas espécies
988 de tainha foi três vezes maior no estuário (3,12) do que no mar (0,03) corroborando a
989 hipótese inicial de partição de nicho trófico no ambiente com menor disponibilidade de
990 alimento. Le Loc'h e colaboradores (2015) usaram isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) para
991 estimar o nicho isotópico de duas espécies simpátricas de tainha em um estuário com
992 condições extremas de salinidade (entre 30 e 100) e observaram baixa sobreposição,
993 sugerindo a possibilidade de partição de nicho trófico entre elas. Segundo os autores, a
994 divergência na dieta entre as espécies poderia estar relacionada a seleção de organismos
995 com tamanhos específicos pelas espécies de tainhas. De fato, Cardona (2015) menciona
996 que espécies da família Mugilidae podem apresentar espaços entre os rastros branquiais
997 diferentes, o que levaria a retenção de tamanhos de partículas (organismos) distintos em
998 diferentes espécies de tainhas. Não foi possível avaliar no presente estudo se as espécies
999 estudadas na região marinha se alimentaram de organismos com tamanhos diferentes. A
1000 fonte alimentar que mais contribuiu para *M. curema* e *M. liza* na zona de arrebentação

1001 foi a matéria orgânica particulada em suspensão (POM) de origem oceânica (POM-
1002 MAR) (60 e 88%, respectivamente). Porém, infelizmente, não havia dados isotópicos
1003 disponíveis para os diferentes tamanhos de partículas (1,2-20, 20-68 e 68-250 μ m) para
1004 o POM oceânico (POM-MAR) porque esses dados foram cedidos por outros
1005 pesquisadores que investigaram apenas a fração total (1,2 à 300 μ m) (E. Secchi & S.
1006 Botta, dados não publicados).

1007 Um padrão oposto foi observado no estuário tanto em relação à sobreposição dos
1008 nichos isotópicos quanto em relação à assimilação das fontes alimentares. A
1009 sobreposição dos nichos isotópicos de ambas as espécies no estuário foi alta sugerindo a
1010 ausência de participação de nicho trófico entre os juvenis de tainha no ambiente estuarino. A
1011 matéria orgânica particulada no sedimento (SOM) com classe de tamanho entre 68 e
1012 250 μ m foi a que mais contribuiu na dieta de ambas as tainhas *M. curema* e *M. liza* no
1013 estuário. Esse resultado mostra que ambas as espécies, após recrutarem do mar para o
1014 interior do estuário, mudam seu hábito alimentar de planctívoro (POM-MAR) para
1015 organismos associados ao sedimento. A mudança do hábito alimentar de planctívoro
1016 para o consumo de microalgas bentônicas já havia sido descrito para espécies de
1017 Mugilidae (Cardona 2015) e sugerido para a tainha *M. liza* (Vieira 1991, Roselet &
1018 Vieira 2005). Porém, o presente trabalho é o primeiro a fornecer evidências isotópicas
1019 corroborando a mudança na assimilação de fontes alimentares planctônicas (POM) para
1020 bentônicas (SOM) pelas espécies *M. curema* e *M. liza* durante sua passagem do
1021 ambiente marinho para o estuarino. Além disso, a análise de frações de POM e SOM
1022 com tamanhos diferentes (1,2-20, 20-68 e 68-250 μ m), ao invés da fração total (1,2-300
1023 μ m) usada em trabalhos anteriores (e.g., Faye et al. 2011, Le Loc'h et al 2015, Carassou
1024 et al. 2017, Cicala et al. 2019), permitiu fornecer evidências isotópicas que corroboraram
1025 a hipótese de seleção de partículas durante o forrageamento das tainhas (Cardona 2015).
1026 Dentre as diferentes frações das fontes alimentares analisadas (1,2-20, 20-68 e 68-
1027 250 μ m), ambas as espécies mostraram maior assimilação de organismos maiores (entre
1028 68 e 250 μ m), sugerindo preferência por organismos do microplâncton (20 a 200 μ m),
1029 em detrimento de grupos com tamanhos menores como picoplâncton (0,2 a 2 μ m) e
1030 nanoplâncton (2 a 20 μ m).

1031 Vale ressaltar que a alta sobreposição de nicho isotópico observado entre ambas
1032 as espécies de tainhas no estuário não implica necessariamente competição entre as
1033 espécies. Segundo a teoria clássica de nichos e competição, uma condição fundamental

1034 para ocorrer a competição entre espécies é a limitação de recursos (Pianka 1976). A
1035 elevada biomassa e diversidade de microalgas no estuário investigado sugere ausência
1036 de limitação de recursos alimentares. Portanto, é provável que ambas as espécies
1037 coexistam sem competição no presente estuário. Além disso, a marcada variabilidade
1038 espacial e temporal na disponibilidade das microalgas nesse estuário (Haraguchi et al.
1039 2015; Mendes et al. 2016), associada à plasticidade trófica dos consumidores, poderia
1040 prevenir a competição e permitir a coexistência de espécies com nichos tróficos
1041 sobrepostos, mesmo em situações de limitação de recursos (Cardona 2001; Park et al.
1042 2016; Silva et al. 2017).

1043 Em relação à comparação das ferramentas analíticas (conteúdo estomacal e
1044 isótopos estáveis) usadas na investigação da dieta no presente trabalho, vale ressaltar
1045 que houveram alguns resultados discordantes entre si. Por exemplo, a sobreposição dos
1046 nichos tróficos mensurada por meio dos nichos isotópicos demonstrou sobreposição
1047 bem maior no estuário (3,12) do que no mar (0,03). Em contrapartida, a sobreposição
1048 dos nichos tróficos de ambas as espécies mensurada com conteúdo estomacal (índice
1049 Morisita-Horn) resultou em valores similares de sobreposição no estuário (0,90) e no
1050 mar (0,88). A discrepância entre esses resultados não surpreende se considerarmos a
1051 natureza distinta dos métodos de conteúdo estomacal e isótopos estáveis. Os isótopos
1052 estáveis mostram o que de fato foi assimilado ao longo do tempo nos tecidos do
1053 consumidor (Hesslein et al. 1993). Por exemplo, no caso de juvenis de *M. liza*, estudos
1054 experimentais mostram que a taxa de renovação total do tecido muscular demora em
1055 torno de dois meses para ocorrer (Oliveira et al. 2017). Ou seja, a composição isotópica
1056 observada nas tainhas no presente trabalho reflete os alimentos que elas ingeriram e, que
1057 de fato, assimilararam em seus tecidos musculares nos últimos dois meses
1058 aproximadamente. Em contraste, o conteúdo estomacal permite observar o que foi
1059 ingerido recentemente (dias) (Hyslop 1980). Logo, as diferentes metodologias permitem
1060 analisar a dieta em escalas de tempos diferentes, sendo que o conteúdo estomacal revela
1061 o que foi ingerido e os isótopos estáveis o que foi assimilado pelo consumidor. Devido a
1062 essas características, parece mais plausível considerar a métrica de nicho isotópico
1063 como mais fidedigna para avaliar o grau de sobreposição de nicho trófico entre as
1064 tainhas pois essa métrica (i) se baseia no que de fato foi assimilado e (ii) fornece uma
1065 estimativa mais ampla (~ dois meses) dos alimentos que foram assimilados pelas
1066 espécies. Esse último ponto é especialmente importante no presente caso, se

1067 consideramos a marcada variabilidade espacial e temporal que pode ocorrer na
1068 composição, biomassa e diversidade de microalgas no estuário (Haraguchi et al. 2015;
1069 Mendes et al. 2016). Por outro lado, a descrição detalhada da composição da dieta de
1070 ambas espécies realizada por meio do conteúdo estomacal não poderia ter sido obtida
1071 com os isótopos estáveis, devido à ausência de especificidade dos valores isotópicos de
1072 diferentes microalgas (Fry 2006, Layman et al. 2012). Portanto, o uso de ambas as
1073 técnicas forneceram resultados complementares que permitiram uma visão mais acurada
1074 da dieta e da estrutura dos nichos tróficos de ambas as espécies. O entendimento da
1075 ecologia trófica de espécies iliófagas e/ou detritívoras impõe vários desafios técnicos,
1076 portanto, futuros estudos sobre a ecologia trófica de tainhas deveriam ampliar a
1077 abordagem integrada no presente estudo (conteúdo estomacal e isótopos estáveis),
1078 incluindo outras técnicas como análises de isótopos estáveis de aminoácidos, ácidos
1079 graxos, traçadores de DNA, entre outras (Majdi et al. 2018).

1080 Em conclusão, a sobreposição dos nichos tróficos com base nas elipses
1081 isotópicas revelou que a sobreposição foi muito maior no estuário quando comparado
1082 com o mar. Isso corrobora com a hipótese inicial de partição de nicho trófico no
1083 ambiente com menor disponibilidade de alimento. Em contrapartida, foi observada uma
1084 alta sobreposição dos nichos tróficos no estuário entre as duas espécies de tainha,
1085 sugerindo ausência de partição de nicho trófico no ambiente com maior diversidade de
1086 microalgas. As evidências isotópicas apontaram mudança na assimilação de fontes
1087 alimentares planctônicas (POM) para bentônicas (SOM) por ambas as espécies (*M.*
1088 *curema* e *M. liza*) durante sua passagem do ambiente marinho para o estuarino. Além
1089 disso, a análise isotópica das diferentes frações de SOM (1,2-20, 20-68 e 68-250 μ m)
1090 mostrou que ambas as espécies assimilaram organismos maiores (entre 68 e 250 μ m) no
1091 estuário, sugerindo preferência por organismos do microplâncton (20 a 200 μ m), em
1092 detrimento de grupos com tamanhos menores como picoplâncton (0,2 a 2 μ m) e
1093 nanoplâncton (2 a 20 μ m). A análise do conteúdo estomacal forneceu informações
1094 complementares, permitindo descrever em detalhes a dieta de ambas as espécies, a qual
1095 foi dominada pelas classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae e Mediophyceae e
1096 foi caracterizada por uma variação espacial e temporal maior no estuário do que na zona
1097 de arrebentação. Estudos adicionais sobre a ecologia trófica dessas tainhas seriam
1098 importantes para revelar o papel ecológico dessas espécies na estrutura trófica e

1099 funcionamento dos ecossistemas costeiros do Atlântico Sudoeste, especialmente tendo
1100 em vista a crescente pressão antrópica que estão sujeitas essas populações.

1101

1102 **Referências**

1103 Andrade, M. C., D. B. Fitzgerald, K. O. Winemiller, P. S. Barbosa & T. Giarrizzo,
1104 2019. Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the
1105 lower Xingu River, Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* 829: 265-280.

1106 Barabás, G., R. D'Andrea & S. M. Stump, 2018. Chesson's coexistence theory.
1107 *Ecological Monographs* 88: 277-303.

1108 Condini, M. V., D. J. Hoeinghaus & A. M. Garcia, 2015. Trophic ecology of dusky
1109 grouper *Epinephelus marginatus* (Actinopterygii, Epinephelidae) in littoral and neritic
1110 habitats of southern Brazil as elucidated by stomach contents and stable isotope
1111 analyses. *Hydrobiologia* 743: 109-125.

1112 Carassou, L., A. K. Whitfield, S. Moyo & N. B. Richoux, 2017. Dietary tracers and
1113 stomach contents reveal pronounced alimentary flexibility in the freshwater mullet
1114 (*Myxus capensis*, Mugilidae) concomitant with ontogenetic shifts in habitat use and
1115 seasonal food availability. *Hydrobiologia* 799: 327-348.

1116 Cardona, L., 2001. Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet:
1117 evidence from seasonal changes in food availability, niche breadth and trophic overlap.
1118 *Journal of Fish Biology* 59: 729-744.

1119 Cardona, L., 2015. Food and Feeding of Mugilidae. In: Crosetti, D.; S. J. M. Blaber,
1120 (eds.), *Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)*. Taylor & Francis
1121 Group, EUA, pp. 165–195.

1122 Cicala, D., E. Calizza, G. Careddu, F. Fiorentino, S. S. Caputi, L. Rossi & M. L.
1123 Costantini, 2019. Spatial variation in the feeding strategies of Mediterranean fish:
1124 flatfish and mullet in the Gulf of Gaeta (Italy). *Aquatic Ecology* 1-13. doi:
1125 10.1007/s10452-019-09706-3

1126 Correa, S. B. & K. O. Winemiller, 2014. Niche partitioning among frugivorous fishes in
1127 response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology* 95: 210-
1128 224.

- 1129 Claudino, M. C., P. C. Abreu, & A. M. Garcia, 2013. Stable isotopes reveal temporal
1130 and between-habitat changes in trophic pathways in a southwestern Atlantic estuary.
1131 *Marine Ecology Progress Series* 489: 29-42.
- 1132 Dualiby, D. O., 1988. Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (Pisces:
1133 *Mugilidae*) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. I. Análisis
1134 Cualitativo y Cuantitativo. *Anais do Instituto de Investigação Marinha em Punta Betin*
1135 18: 113-126.
- 1136 Faye, D., L. T. de Moraes, J. Raffray, O. Sadio, O. T. Thiaw & F. Le Loc'h, 2011.
1137 Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine
1138 protected area (Senegal): evidence from stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and*
1139 *Shelf Science* 92: 607-617.
- 1140 Franco, A. O. R., N. H. They, L. G. C. Canani, R. Maggioni & C. Odebrecht, 2016.
1141 *Asterionellopsis tropicalis* (Bacillariophyceae): a new tropical species found in diatom
1142 accumulations. *Journal of Phycology* 52: 888-895.
- 1143 Fry, B., 2006. *Stable Isotope Ecology*. Springer Science & Business Media, New York.
- 1144 Garcia, A. F. S., A. M. Garcia, S. R. Vollrath, F. Schneck, C. F. M. Silva, I. J. Marchetti
1145 & J. P. Vieira, 2018. Spatial diet overlap and food resource in two congeneric mullet
1146 species revealed by stable isotopes and stomach content analyses. *Community Ecology*
1147 19: 116-124.
- 1148 Garcia, A. M., M. C. L. M. Oliveira, C. Odebrecht, J. L. A. Colling, J. P. Vieira, F. L.
1149 Rodrigues & R. F. Bastos. Allochthonous versus autochthonous organic matter
1150 sustaining macroconsumers in a subtropical sandy beach revealed by stable isotopes.
1151 *Marine Biology Research*. No prelo. doi: 10.1080/17451000.2019.1627559
- 1152 Garcia, A. M. & J. P. Vieira, 2001. O aumento da diversidade de peixe no estuário da
1153 Lagoa dos Patos durante o episódio *El Niño* 1997-1998. *Atlântica* 23: 133-152.
- 1154 Garcia, A. M., J. P. Vieira & K. Winemiller, 2001. Dynamics of the shallow-water fish
1155 assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes.
1156 *Journal of Fish Biology* 59: 1218-1238.

- 1157 Garcia, A. M., D. J. Hoeinghaus, J. P. Vieira & K. O. Winemiller, 2007. Isotopic
1158 variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal
1159 lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 399-408.
- 1160 Garcia, A. M., M. C. Claudino, R. Mont'Alverne, P. E. R. Pereyra, M. Copertino & J. P.
1161 Vieira, 2017. Temporal variability in assimilation of basal food sources by an
1162 omnivorous fish at Patos Lagoon Estuary revealed by stable isotopes (2010–2014).
1163 *Marine Biology Research* 13: 98-107.
- 1164 Gerking, S. D., 1994. *Feeding Ecology of Fish*. Academic Press, California.
- 1165 Giller, P. S., 1984. *Community Structure and the Niche*. Chapman and Hall, NY.
- 1166 Haraguchi, L., J. Carstensen, P. C. Abreu & C. Odebrecht, 2015. Long-term changes of
1167 the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon
1168 Estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 162: 76-87.
- 1169 Hesslein, R. H., K. A. Hallard & P. Ramlal, 1993. Replacement of sulfur, carbon, and
1170 nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a
1171 Change in Diet Traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$. *Journal of Fisheries and Aquatic*
1172 *Sciences* 50: 2071-2076.
- 1173 Hurlbert, S. H. 1978. The Measurement of Niche Overlap and Some Relatives.
1174 *Ecological Society of America* 59: 67-77.
- 1175 Hyslop, E. J., 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their
1176 application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429.
- 1177 Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell & S. Bearhop, 2011. Comparing isotopic niche
1178 widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R.
1179 *Journal of Animal Ecology* 80: 595-602.
- 1180 Juncos, R., D. Milano, P. J. Macchi & P. H. Vigliano, 2015. Niche segregation
1181 facilitates coexistence between native and introduced fishes in a deep Patagonian lake.
1182 *Hydrobiologia* 747: 53-67.
- 1183 Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: Wolfe, D. A.
1184 (eds), *Estuarine Variability*. AcademicPress, New York, pp. 63-81.

- 1185 Krebs, C. J., 1998. Ecological Methodology. Addison Wesley Longman, EUA.
- 1186 Layman, C. A., M. S. Araujo, R. Boucek, C. M. Hammerschlag-Peyer, E. Harrison, Z.
1187 R. Jud, P. Matich, A. E. Rosenblatt, J. J. Vaudo, L. A. Yeager, D. M. Post & S.
1188 Bearhop, 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of
1189 analytical tools. *Biological Reviews* 87: 545-562.
- 1190 Le Loc'h, F., J. D. Durand, K. Diop & J. Panfili, 2015. Spatio-temporal isotopic
1191 signatures ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) reveal that two sympatric West African mullet species do not
1192 feed on the same basal production sources. *Journal of Fish Biology* 86: 1444-1453.
- 1193 Lemos, V. M., A. S. Varela, P. R. Schwingel, J. H. Muelbert & J. P. Vieira, 2014.
1194 Migration and reproductive biology of Mugil liza (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil.
1195 *Journal of Fish Biology* 85: 671-687.
- 1196 Majdi, N., N. Hette-Tronquart, E. Auclair, A. Bec, T. Chouvelon, B. Cognie, M.
1197 Danger, P. Decottignies, A. Dessier, C. Desvilettes, S. Dubois, C. Dupuy, C. Fritsch, C.
1198 Gaucherel, M. Hedde, F. Jabot, S. Lefebvre, M. Marzloff, B. Pey, N. Peyrard, T.
1199 Powolny, R. Sabbadin, E. Thebault & M-E. Perga, 2018. There's no harm in having too
1200 much: A comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. *Food Webs* 17: 00-100.
- 1201 Malinowski, C., J. Cavin, J. Chanton, L. Chasar, F. Coleman & C. Koenig, 2019.
1202 Trophic Relationships and Niche Partitioning of Red Drum *Sciaenops ocellatus* and
1203 Common Snook *Centropomus undecimalis* in Coastal Estuaries of South Florida.
1204 *Estuaries and Coasts* 42: 842-856.
- 1205 Mendes, C. R. B., C. Odebrecht, V. M. Tavano & P. C. Abreu, 2016. Pigment-based
1206 chemotaxonomy of phytoplankton in the Patos Lagoon estuary (Brazil) and adjacent
1207 coast. *Marine Biology Research* 13: 22-35.
- 1208 Nahon, S., S. Séité, J. Kolasinski, P. Aguirre & I. Geurden, 2017. Effects of euthanasia
1209 methods on stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$ value) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$ value) isotopic compositions
1210 of fry and juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Rapid Communications in
1211 Mass Spectrometry* 31: 1742-1748.
- 1212 Newsome, S. D., C. Martinez Del Rio, S. Bearhop & D. L. Phillips, 2007. A niche for
1213 isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 429–436.

- 1214 Odebrecht, C., M. Bergesch, L. R. Rörig & P. C. Abreu, 2010. Phytoplankton
1215 Interannual Variability at Cassino Beach, Southern Brazil (1992–2007), with Emphasis
1216 on the Surf Zone Diatom *Asterionellopsis glacialis*. *Estuaries and Coasts* 33: 570-583.
- 1217 Odebrecht, C., D. R. D. Preez, P. C. Abreu & E. E. Campbell, 2013. Surf zone diatoms:
1218 A review of the drivers, patterns and role in sandy beaches food chains. *Estuarine,
1219 Coastal and Shelf Science* 150: 24-35.
- 1220 Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Amigável, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P. R.
1221 Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, H. Stevens, E. Szöcs & H. H.
1222 Wagner, 2017. Vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.4-3.
1223 <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- 1224 Oliveira, I. R. & L. S. H. Soares, 1996. Alimentação da tainha *Mugil platanus* Günther,
1225 1880 (PISCES: MUGILIDAE) da região estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo,
1226 Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 23: 95-104.
- 1227 Oliveira, M. C. L. M., R. Mont'Alverne, L. A. Sampaio, M. B. Tesser, L. R. V. Ramos
1228 & A. M. Garcia, 2017. Elemental turnover rates and trophic discrimination in juveniles
1229 mullets *Mugil liza* under experimental conditions. *Journal of Fish Biology* 91: 1241-
1230 1249.
- 1231 Park, J. M., T. F. Gaston & J. E. Williamson, 2016. Resource partitioning in gurnard
1232 species using trophic analyses: The importance of temporal resolution. *Fisheries
1233 Research* 186: 301-310.
- 1234 Parnell, A., 2016. simmr: A Stable Isotope Mixing Model. R package version 0.3.
1235 <https://CRAN.R-project.org/package=simmr>
- 1236 Peterson, B. J. & B. Fry, 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of
1237 Ecology and Systematics* 18: 293–320.
- 1238 Pianka, E. R., 1976. Competition and niche theory. In: May, R. M. (eds.), *Theoretical
1239 Ecology: Principles and Applications*. Blackwell Scientifc, Oxford, UK, pp. 114–141.
- 1240 Phillips, D. L., R. Inger, S. Bearhop, A. L. Jackson, J. W. Moore, A. C. Parnell, B. X.
1241 Semmens & E. J. Wardg, 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models
1242 in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology* 92: 823-835.

- 1243 Raseira, M. B., 2003. Análise espaço-temporal da associação de peixes das zonas rasas
1244 da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente. Dissertação. Universidade Federal do
1245 Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS.
- 1246 Rodrigues, F. L., H. N. Cabral & J. P. Vieira, 2015. Assessing surf-zone fish
1247 assemblage variability in southern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 66: 106-
1248 119.
- 1249 Roselet, F. & J. P. Vieira, 2005. Considerações ecológicas sobre o hábito alimentar
1250 iliófago dos juvenis da tainha *Mugil platanus* Günther, 1880 no estuário da Lagoa dos
1251 Patos e região costeira adjacente, RS (Brasil). Dissertação. Universidade Federal do Rio
1252 Grande – FURG, Rio Grande, RS.
- 1253 Ross, S. T., 1986. Resource Partitioning in Fish Assemblages: A Review of Field
1254 Studies. *Copeia* 2: 352-388.
- 1255 Salvarina, I., E. Koutrakis & I. Leonardos, 2018. Comparative study of feeding
1256 behaviour of five Mugilidae species juveniles from two estuarine systems in the North
1257 Aegean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98:
1258 283-297.
- 1259 Silva, J. C., É. A. Gubiani, M. P. Neves & R. L. Delariva, 2017. Coexisting small fish
1260 species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation.
1261 *Aquatic Ecology* 51: 275-288.
- 1262 Seeliger, U., C. Odebrecht & J. P. Castello, 1998. Os Ecossistemas Costeiro e Marinho
1263 do Extremo Sul do Brasil. Editora Ecoscientia, Rio Grande-RS.
- 1264 Seeliger, U. & C. Odebrecht, 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: Um século de
1265 transformações. FURG, Rio Grande-RS.
- 1266 Smith, J. A., D. Mazumder, I. M. Suthers & M. D. Taylor, 2013. To fit or not to fit:
1267 evaluating stable isotope mixing models using simulated mixing polygons. *Methods in*
1268 *Ecology and Evolution* 4: 612-618.
- 1269 Vieira, J., 1985. Distribuição, abundância e alimentação dos jovens de Mugilidae no
1270 Estuário da Lagoa dos Patos e movimentos reprodutivos da “tainha” (*Mugil platanus*

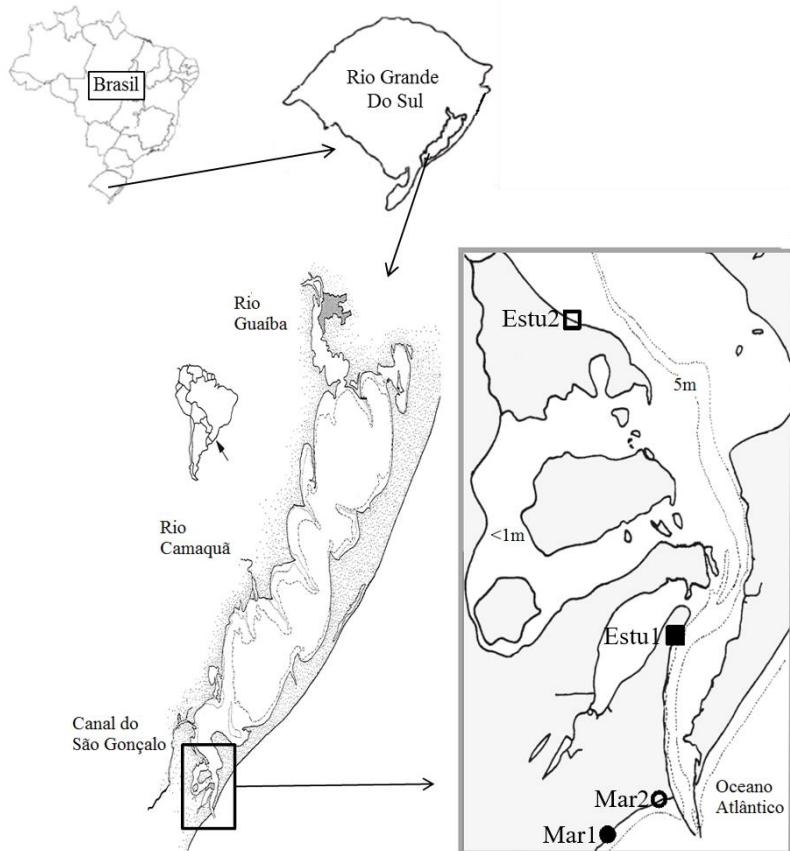
- 1271 Günther, 1880) no litoral sul do Brasil. Dissertação. Universidade Federal do Rio
1272 Grande - FURG, Rio Grande, RS.
- 1273 Vieira, J., 1991. Juvenile mullets (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa of Patos,
1274 RS, Brazil. *Copeia* 2: 409-418.
- 1275 Vieira, J. P., 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish
1276 assemblages from Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia,
1277 USA. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 234-247.
- 1278 Vitule, J. R. S., F. F. G. Silva, H. Bornatowski & V. Abilhoa, 2013. Feeding ecology of
1279 fish in a coastal river of the Atlantic Rain Forest. *Environmental Biology of Fishes* 96:
1280 1029-1044.
- 1281
- 1282
- 1283
- 1284
- 1285
- 1286
- 1287
- 1288
- 1289
- 1290
- 1291
- 1292
- 1293
- 1294
- 1295

1296 **Figuras e tabelas**

1297 **Tabela 1.** Número de amostras (n) e valores médios (\pm DP) das razões de isótopos
 1298 estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das diferentes frações (1,2-20, 20-68, 68-
 1299 250 μm) das fontes alimentares basais (POM e SOM) e das espécies *Mugil curema* e *M.*
 1300 *liza* coletadas no mar e no estuário em março de 2018.

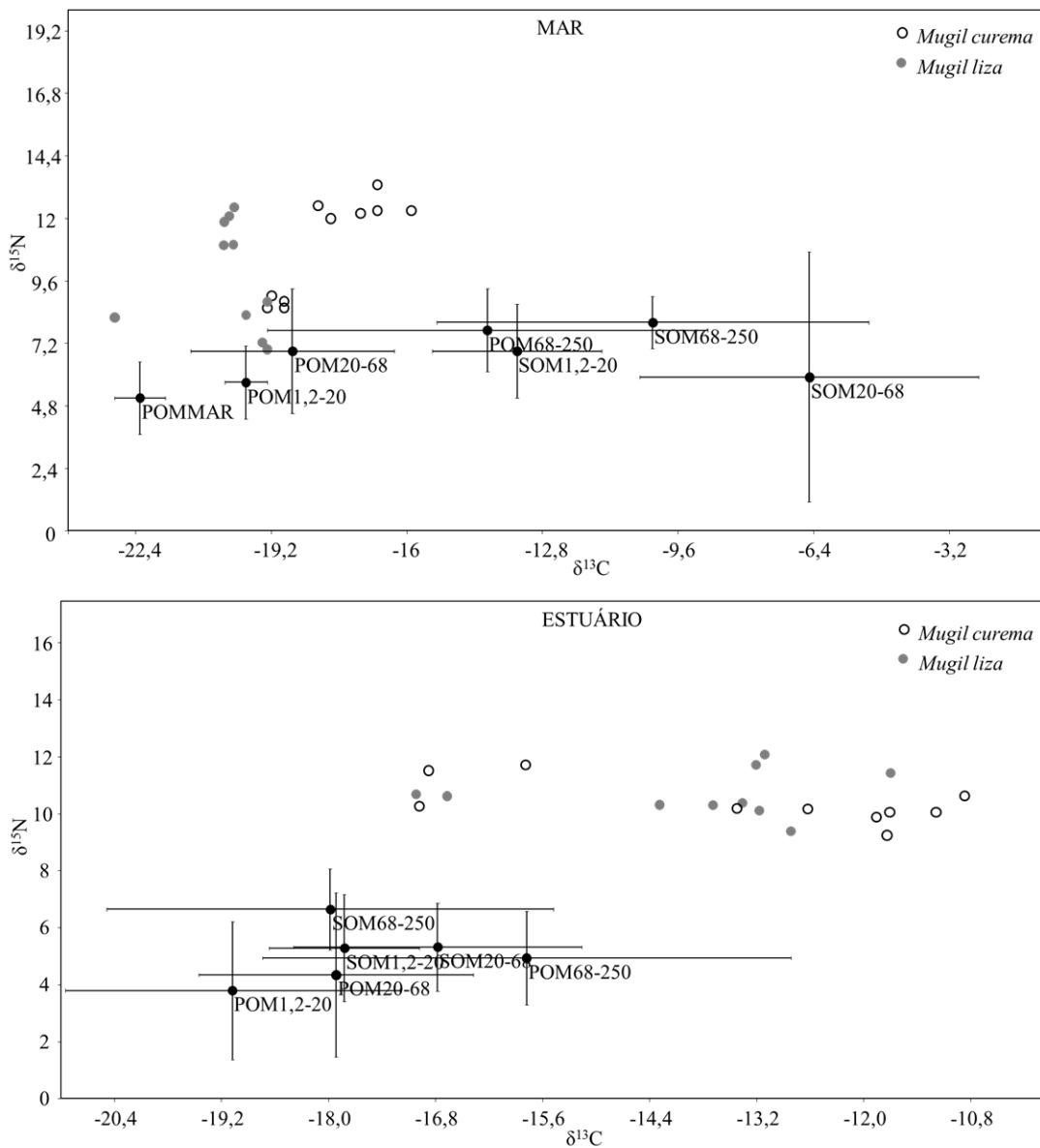
FONTES	n	$\delta^{13}\text{C}$	n	$\delta^{15}\text{N}$
		Mar		
<i>M. curema</i>	10	-17,9 \pm 1,2	10	11,0 \pm 1,9
<i>M. liza</i>	10	-20,2 \pm 1,0	10	9,8 \pm 2,1
POM 1,2-20 μm	5	-19,85 \pm 0,5	5	5,65 \pm 1,4
POM 20-68 μm	17	-18,69 \pm 2,4	17	6,91 \pm 2,4
POM 68-250 μm	18	-14,13 \pm 5,2	14	7,75 \pm 1,6
POM-MAR	6	-22,3 \pm 0,6	6	5,1 \pm 1,4
SOM 1,2-20 μm	6	-13,36 \pm 2,0	6	6,90 \pm 1,8
SOM 20-68 μm	18	-6,55 \pm 4,0	2	5,93 \pm 4,8
SOM 68-250 μm	18	-10,19 \pm 5,1	1	8,04 \pm 1,0
Estuário				
<i>M. curema</i>	10	-13,30 \pm 2,4	10	10,06 \pm 0,7
<i>M. liza</i>	10	-13,91 \pm 1,7	10	10,69 \pm 0,8
POM 1,2-20 μm	5	-19,08 \pm 1,9	5	3,80 \pm 2,4
POM 20-68 μm	17	-17,91 \pm 1,5	16	4,34 \pm 2,9
POM 68-250 μm	18	-15,78 \pm 3,0	13	4,93 \pm 1,6
SOM 1,2-20 μm	6	-17,82 \pm 0,8	6	5,28 \pm 1,9
SOM 20-68 μm	18	-16,78 \pm 1,6	18	5,32 \pm 1,5
SOM 68-250 μm	18	-17,98 \pm 2,5	15	6,64 \pm 1,4

1301



1302

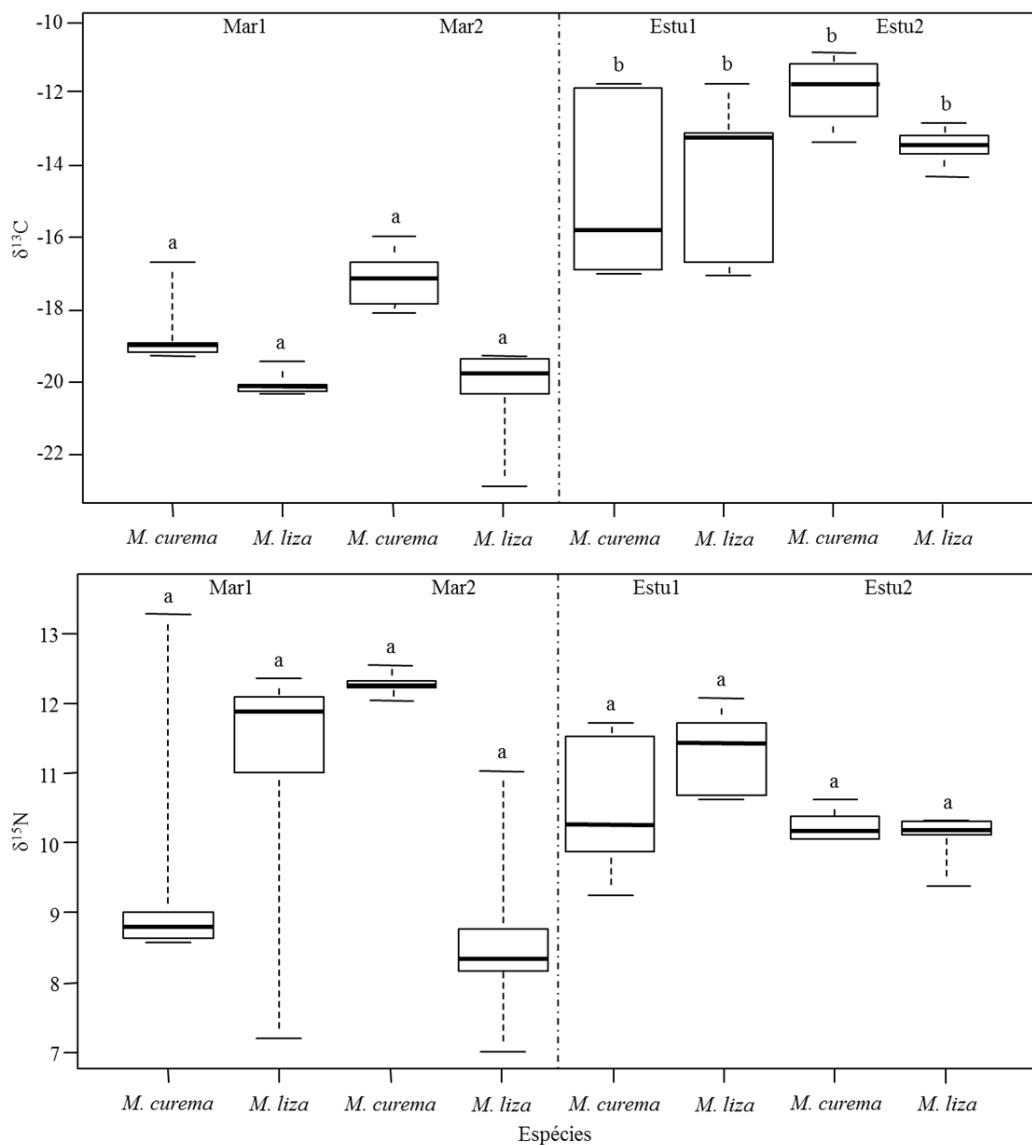
1303 **Figura 1.** Mapa do Brasil e do estado do Rio Grande do Sul (extremo Sul do Brasil),
 1304 onde é localizado a Lagoa dos Patos, sua região estuarina e a zona marinha costeira
 1305 adjacente. Os círculos indicam os locais de amostragem da região marinha costeira
 1306 (Mar1 e Mar2) e os quadrados o estuário (Estu1 e Estu2).



1307

1308 **Figura 2.** Valores médios (\pm DP) das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e
 1309 nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (POM, SOM) (círculos cheios pretos) e
 1310 variabilidade individual dos consumidores (*M. curema*: círculos vazios e *M. liza*:
 1311 círculos cheios cinza) nas regiões do mar e estuário. As frações (1,2-20, 20-68, 68-250
 1312 μm) das fontes basais estão representadas por círculos cheios pretos com linhas
 1313 horizontais e verticais definidas pelos respectivos desvios padrões do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

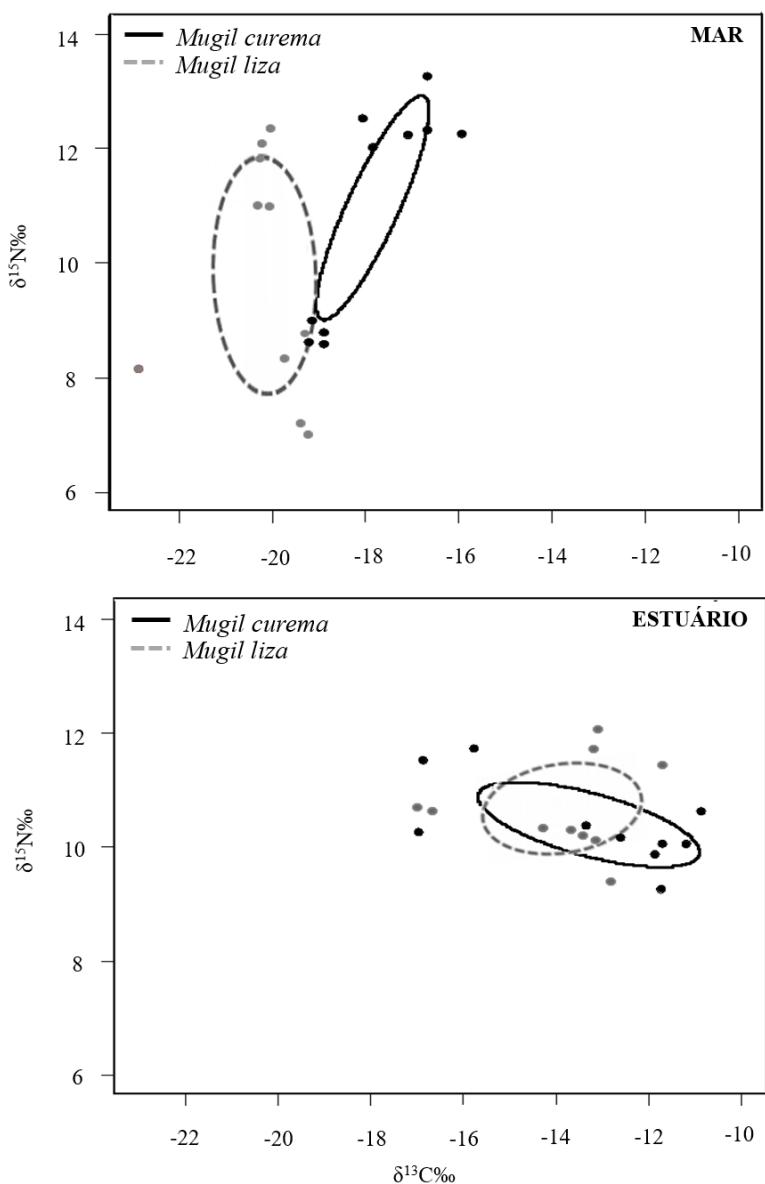
1314



1315

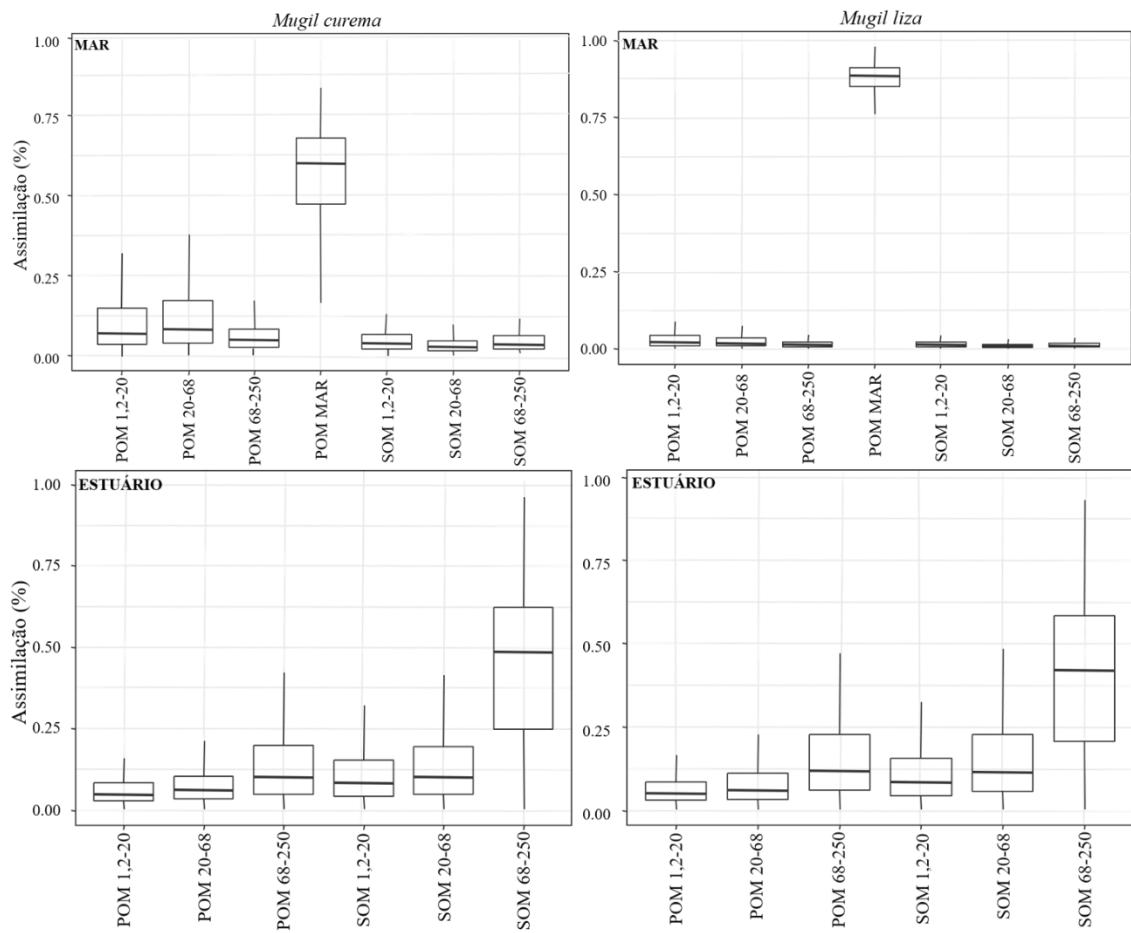
1316 **Figura 3.** Boxplots das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e 1317 nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das espécies *M. curema* e *M. liza* nas duas estações de 1318 coleta no mar (Mar1 e 1319 Mar2) e no estuário (Estu1 e Estu2). A linha grossa dentro da caixa é a 1320 mediana, a caixa 1321 representa o primeiro e o terceiro quartil e as linhas verticais são o 1322 máximo e o mínimo 1323 dos dados. As letras iguais acima das caixas (a e b) indicam quais amostras não 1324 apresentam diferenças significativas nas médias dos seus valores isotópicos.

1322



1323

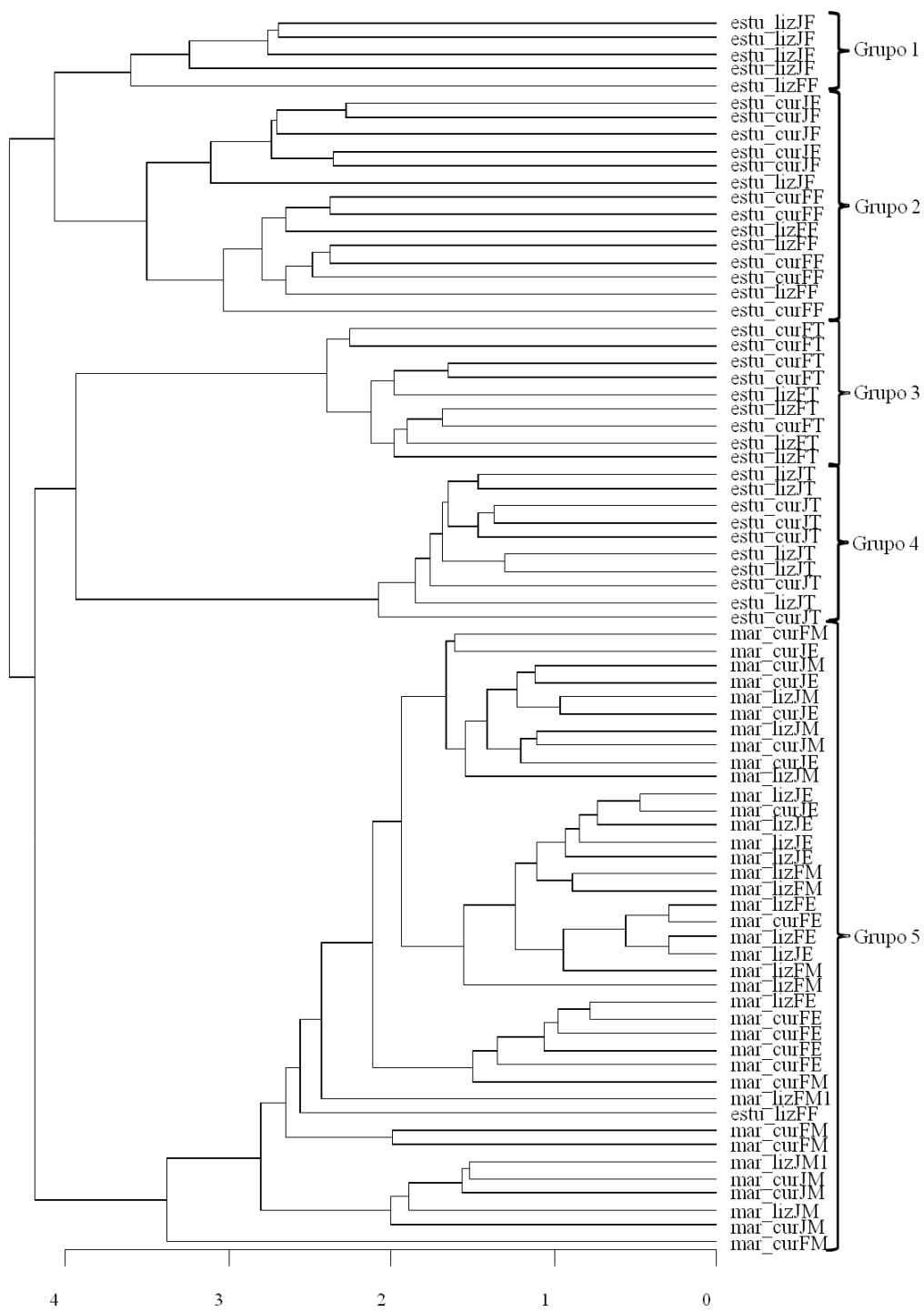
1324 **Figura 4.** Elipses isotópicas padrão (SEAc) baseadas nas razões de isótopos estáveis de
 1325 carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) para as espécies *M. curema* (linhas contínuas) e *M.*
 1326 *liza* (linhas tracejadas) amostradas nas regiões do mar e estuário.



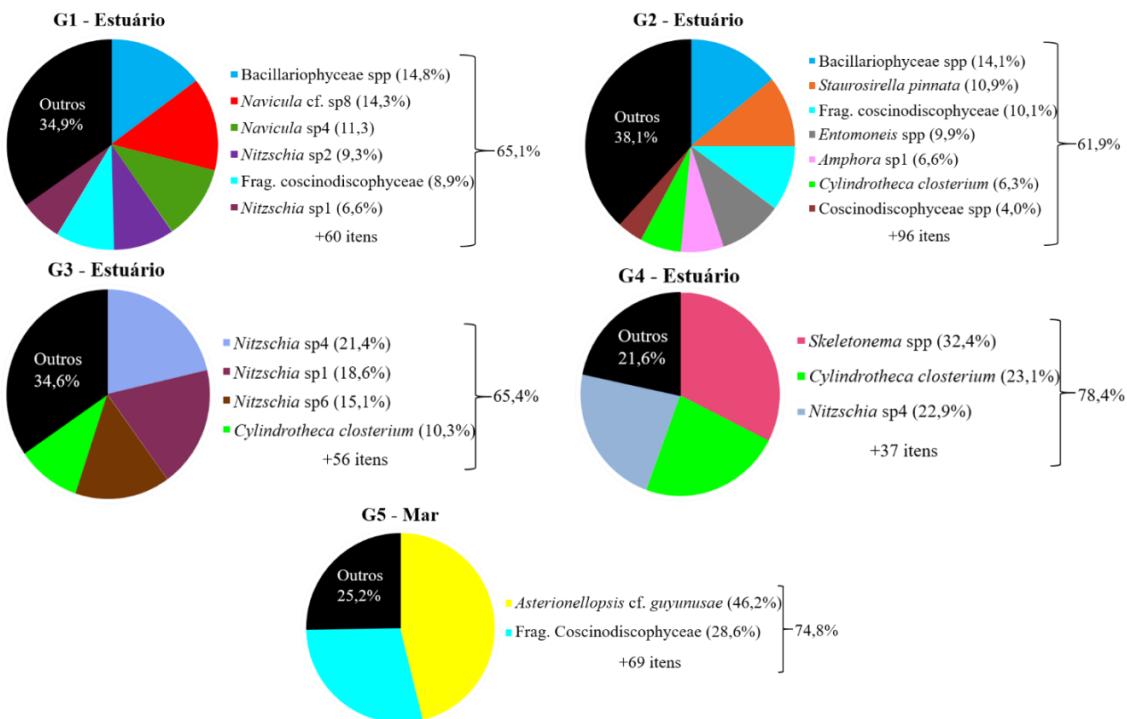
1327

1328 **Figura 5.** Contribuição relativa das frações (1,2-20, 20-68, 68-250 μm) das fontes
 1329 alimentares basais (POM e SOM) para os juvenis da espécie *M. curema* e *M. liza* nas
 1330 regiões do mar e estuário. Os intervalos de credibilidade bayesianos de 50%, 75% e
 1331 95% das contribuições relativas das frações estão indicados pela linha horizontal,
 1332 retângulo e linha vertical, respectivamente. Uma fonte adicional (POM MAR) foi
 1333 incluída na região marinha a partir de dados obtidos na região oceânica (*offshore*) (vide
 1334 M&M), sendo constituído de POM total ($\geq 1,2\mu\text{m}$), ou seja, sem a utilização de frações.

1335



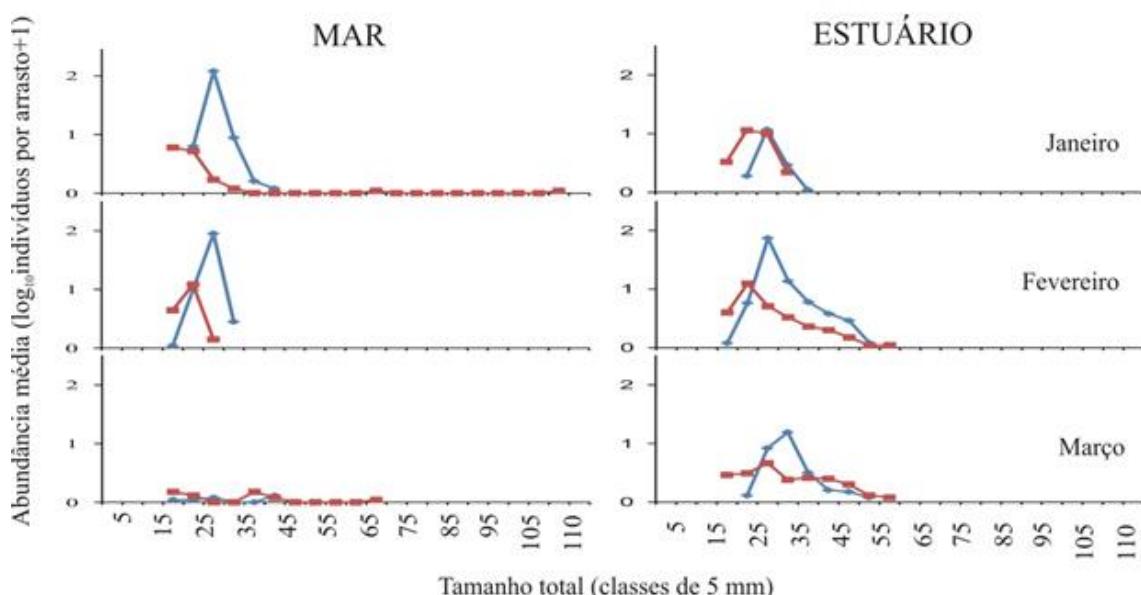
1337 **Figura 6.** Resultado da análise de agrupamento (*cluster*) indicando cinco grupos de
1338 indivíduos (4 no estuário e 1 no mar) das espécies *Mugil curema* e *M. liza* com
1339 composição da dieta semelhantes entre si, tendo como os itens alimentares encontrados
1340 nos seus conteúdos estomacais dos exemplares coletados na região do mar e estuário em
1341 janeiro e fevereiro de 2018.



1342

1343 **Figura 7.** Composição da dieta e frequência de ocorrência relativa (%) dos itens
 1344 alimentares encontrados no conteúdo estomacal dos indivíduos de *Mugil curema* e *M.*
 1345 *liza* amostradas nas regiões do mar e estuário. As legendas ao lado de cada gráfico
 1346 indicam os itens alimentares que somaram > 60% da abundância total.

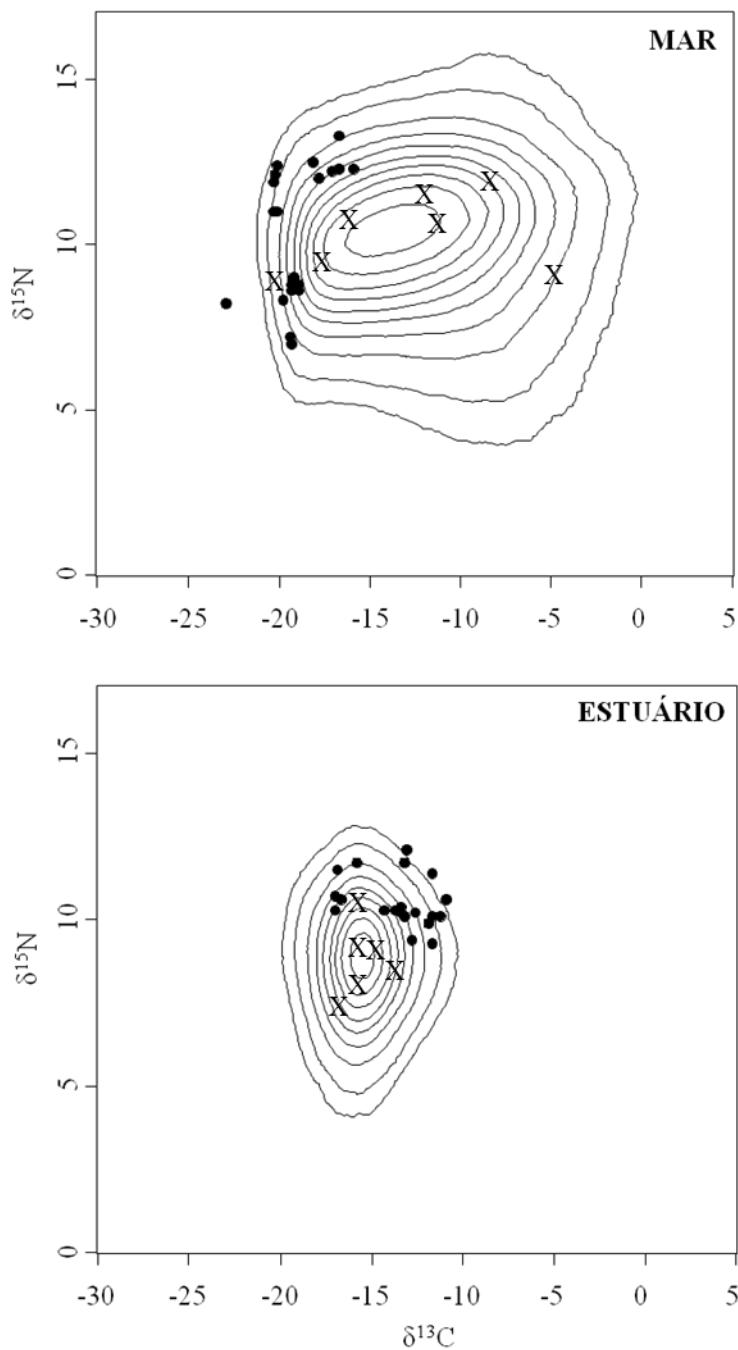
1347 **Material suplementar**



1348

1349 **Figura S 1.** Variações mensais entre Janeiro e Março de 2018 nas capturas por unidade
 1350 de esforço (CPUE, \log_{10} indivíduos por arrasto+1) por classes de tamanhos (CC,

1351 comprimento total em mm) das espécies *M. curema* (linha azul) e *M. liza* (linha
1352 vermelha) amostradas nas regiões do mar e estuário.



1353
1354 **Figura S 2.** Polígonos de mistura simulados a partir da variabilidade isotópica de
1355 carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (cruzes pretas) e das
1356 espécies *M. curema* e *M. liza* (círculos) nas regiões do mar e estuário. A correção do
1357 fracionamento isotópico (vide M&M para os valores) foi adicionada aos valores médios
1358 de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes basais. As linhas representam linhas de probabilidade na qual
1359 a composição isotópica dos consumidores pode ser explicada com confiabilidade pelas

1360 fontes alimentares. Os indivíduos que porventura se situem fora da linha mais externa
1361 (que representa o limite de 95% de credibilidade) não deveriam ser incluídos nos
1362 modelos de mistura isotópicos.

1363 **Tabela S 1.** Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados no
 1364 conteúdo estomacal das espécies *M. curema* e *M. liza* nas regiões do mar e estuário. N é
 1365 o número de indivíduos amostrados e n é quantidade indivíduos analisados.

	Mar		Estuário	
	<i>M. curema</i> (N=20, n=20)	<i>M. liza</i> (N=18, n=18)	<i>M. curema</i> (N=20, n=20)	<i>M. liza</i> (N=20, n=20)
BACILLARIOPHYCEAE				
<i>Achnanthes brevipes</i>	0,2	0	0,5	1,0
<i>Achmanthidium</i> sp. 1	0,1	0	0,5	0,1
<i>Amphora</i> sp. 1	0	0	9,4	2,7
<i>Amphora</i> sp. 2	0	0	0,1	0
<i>Asterionellopsis</i> cf. <i>guyunusae</i>	74,6	19,4	0,1	0,5
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,1	0	0,5	0,5
Bacillariophyceae sp. 1	0,1	0	0	0
Bacillariophyceae sp. 2	0,1	0	0,3	0,2
Bacillariophyceae sp. 3	0	0	0,9	0
Bacillariophyceae sp. 4	0	0	0,1	0
Bacillariophyceae sp. 5	0	0	0,1	0
Bacillariophyceae sp. 6	0	0	0,1	0
Bacillariophyceae sp. 7	0	0	0,2	0
Bacillariophyceae spp.	5,0	4,3	19,2	16,8
<i>Chamaepinnularia truncata</i>	0	0	0,5	0,1
<i>Cocconeis neodiminuta</i>	0,1	0,1	0,9	0,5
<i>Cocconeis placentula</i>	0	0	0,1	0,1
<i>Cocconeis</i> sp. 1	0,0	0,1	0,1	0
<i>Cocconeis</i> sp. 2	0,1	0,0	0,1	0
<i>Cylindrotheca closterium</i>	1,4	0,4	23,4	23,0
<i>Desikaneis</i> sp. 1	0	0	0,2	0,4
<i>Diploneis</i> cf. <i>ovalis</i>	0	0	0	0,1
<i>Diploneis weissflogii</i>	0,4	0,2	0	0,1
<i>Encyonema</i> sp. 1	0	0	4,5	1,4
<i>Encyonema</i> sp. 2	0	0	1,3	0,7
<i>Entomoneis</i> spp.	0	0	14,0	1,1
<i>Eolimna</i> sp. 1	0,3	0,3	0,7	0,1
<i>Eunotia</i> sp. 1	0,1	0	0	0
<i>Eunotia</i> sp. 2	0,1	0	0	0
<i>Eunotia</i> sp. 3	0	0	0,1	0
<i>Fallacia</i> sp. 1	0,1	0	0	0
<i>Gomphonema</i> sp. 1	0	0	0,1	0
<i>Gomphonema</i> sp. 2	0	0	0,3	0,1
<i>Gomphonema</i> sp. 3	0	0	0,1	0
<i>Gomphonema</i> sp. 4	0	0	0,9	0,5
<i>Gomphonema</i> sp. 5	0	0	0	0,2
<i>Gomphonema</i> sp. 6	0,1	0	0	0
<i>Halimphora</i> spp.	0	0	0,5	0,6
<i>Luticola geoppertiana</i>	0	0	0,2	0,2

<i>Navicula</i> cf. <i>breitenbuchii</i>	0	0	1,4	0,1
<i>Navicula</i> sp. 1	0,1	0,1	1,3	1,7
<i>Navicula</i> sp. 2	0	0	0,2	0,3
<i>Navicula</i> sp. 3	0,1	0	1,2	0,7
<i>Navicula</i> sp. 4	0	0	0,6	7
<i>Navicula</i> sp. 5	0	0	0	0,9
<i>Navicula</i> sp. 6	0,1	0	0,9	0,8
<i>Navicula</i> sp. 7	0	0	0,1	0,1
<i>Navicula</i> sp. 8	0	0	0,8	9,2
<i>Navicula</i> sp. 9	0,1	0	0,6	0,8
<i>Navicula</i> sp. 10	0	0	0	0,3
<i>Navicula</i> sp. 11	0	0	0,8	0,3
<i>Nitzschia</i> cf. <i>sigma</i>	0	0	2,4	1,2
<i>Nitzschia</i> reversa	0	0	0,1	0,2
<i>Nitzschia</i> sp. 1	0,4	0,1	9,9	15,7
<i>Nitzschia</i> sp. 2	0	0	0,2	5,6
<i>Nitzschia</i> sp. 3	0	0	0,5	0,1
<i>Nitzschia</i> sp. 4	0	0	26,5	22,1
<i>Nitzschia</i> sp. 5	0	0	0,9	1,1
<i>Nitzschia</i> sp. 6	0	0	8,6	7,7
<i>Nitzschia</i> sp. 7	0	0	2,6	1,4
<i>Nitzschia</i> sp. 8	0	0	4,4	3,0
<i>Placoneis</i> sp. 1	0	0	0,9	0,7
<i>Planothidium</i> cf. <i>frequentissimum</i>	0	0	2,7	2,3
<i>Pleurosigma</i> sp.	0	0	0	0,1
<i>Stauroneis</i> sp. 1	0	0	0,1	0,1
<i>Stauroneis</i> sp. 2	0	0	0,1	0
<i>Staurosirella martyi</i>	0	0	1,6	1
<i>Staurosirella pinnata</i>	0	0	11,5	7,2
<i>Synedra</i> sp. 1	0	0	0,2	0
<i>Synedra tortuosa</i>	0,1	0,1	0	0
<i>Tabularia fasciculata</i>	0,1	0	0,5	1,7
<i>Tryblionella acuminata</i>	0,2	0,2	2,3	1,4
<i>Tryblionella compressa</i>	0,1	0	0	0
<i>Tryblionella</i> sp. 1	0,2	0,2	0	0,1
CHLOROPHYCEAE				
<i>Chlorophyceae</i> sp. 1	1,9	0,5	2,1	2,2
<i>Chlorophyceae</i> sp. 2	0	0	0,1	0,2
<i>Chlorophyceae</i> sp. 3	0	0	0,1	0
<i>Crucigenia</i> sp. 1	0,1	0	0,1	0,1
COSCINODISCOPHYCEAE				
<i>Actinophtychus</i> spp.	0,1	0	0	0
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>granulata</i>	0,2	0,1	1,8	2,8
<i>Coscinodiscophyceae</i> (fragmento)	34,2	25,1	9,5	15,6
<i>Coscinodiscophyceae</i> sp. 1	0,1	0,1	0	0
<i>Coscinodiscophyceae</i> sp. 2	0	0	0,1	0,2
<i>Coscinodiscophyceae</i> sp. 3	0,2	0,3	0	0
<i>Coscinodiscophyceae</i> spp.	3,6	1,4	3,6	6,2

<i>Coscinodiscus</i> cf. <i>asteromphalus</i>	0,1	0,1	0,1	0
<i>Coscinodiscus wailesii</i>	0	0,1	0	0
<i>Cyclotella</i> spp.	7,5	1,6	1,8	4,6
<i>Melosira moniliformis</i>	0,2	0	1,7	4,7
<i>Melosira varians</i>	0,2	0,1	0,2	0,3
<i>Odontella aurita</i>	0	0,2	0,1	0,3
<i>Paralia sulcata</i>	0,4	0,2	0,1	0,3
<i>Psammodiscus</i> sp.	0,1	0,1	0,1	0
<i>Rhizosolenia</i> spp.	0	0,1	0	0
<i>Thalassiosira</i> spp.	0,1	0,1	0,6	0,1
CYANOBACTERIA				
Cyanobacteria sp. 1 (Cocóide)	0,2	0,1	0,1	0
Cyanobacteria sp. 2 (filamentosa)	0,1	0,1	0	0
Cyanobacteria sp. 3 (filamentosa)	0	0	0,5	0,4
Cyanobacteria sp. 4 (colonial)	0	0	0,2	0,3
Cyanobacteria sp. 5 (filamentosa)	0	0	0,1	0,2
Cyanobacteria sp. 6 (filamentosa)	0	0	0,5	0
Cyanobacteria sp. 7 (colonial)	0	0	0,2	0,1
Cyanobacteria sp. 8 (filamentosa)	0	0	0	0,1
Cyanobacteria sp. 9 (filamentosa)	0	0	0,1	0,1
Cyanobacteria sp. 10 (filamentosa)	0	0	0	0,1
<i>Leptolyngbyaceae</i> sp. 1	0	0	0,4	1,0
<i>Oscillatoriaceae</i> sp. 1	0	0	1,9	0,8
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	0	0	0	0,1
DINOPHYCEAE				
<i>Dinophyceae</i> spp.	0	0	0,3	0
<i>Prorocentrum micans</i>	0,1	0,1	0	0
EUGLENOPHYCEAE				
<i>Euglenophyceae</i> sp. 1	0,1	0,1	0	0
<i>Euglenophyceae</i> sp. 2	0,4	0,3	0,3	0
<i>Euglenophyceae</i> sp. 3	0	0	0	0,1
<i>Euglenophyceae</i> sp. 4	0	0	0,1	0
<i>Euglenophyceae</i> sp. 5	0	0	0	0,1
MEDIOPHYCEAE				
<i>Bacteriastrum</i> spp.	0	0	0	0,2
<i>Campylosira cymbelliformis</i>	0,1	0	0	0
<i>Skeletonema</i> spp.	0,3	0,06	16,6	21,6
ZYGNEMATOPHYCEAE				
<i>Cosmarium</i> spp.	0	0	0,1	0
NÃO IDENTIFICADA				
NI sp. 1	0	0	0	0,1
NI sp. 2	7,0	0,1	0,6	0,3
NI sp. 3	0,1	0,1	0	0
NI sp. 5	0,1	0	0,1	0
NI sp. 6	0	0	0,1	0
NI sp. 7	0	0	0,1	0
NI sp. 8	0	0	0,1	0
NI sp. 9	0	0	0,1	0

NI sp. 10	0	0	0,1	0
NI sp. 11	0,5	0,1	0,1	0,1
NI sp. 12	0	0	0,2	0,1
NI sp. 13	0	0	0	0,1
NI sp. 14	0	0	0,1	0
NI sp. 15	0	0	0,1	0
NI sp. 16	0	0	0	0,1
NI sp. 17	0	0	0	0,1
NI sp. 18	0	0	0	0,1
NI sp. 19	0	0	0,1	0
NI sp. 20	0	0	0,1	0
NI sp. 21	0	0	0	0,1
NI sp. 22	0	0	0	0,1
NI sp. 23	0	0	0	0,1
NI sp. 24 (flagelado)	1,0	0,3	2,8	1,1
NI sp. 25 (flagelado)	0	0	0,2	0
NI sp. 26 (flagelado)	0	0	0,4	0
NI sp. 27	0	0	0,3	0,1
NI sp. 28	0,1	0	0	0

COPEPODA

Copepoda spp. (fragmento)	0,1	0,3	0,1	0,4
Calanoida spp. (fragmento)	0,2	0,6	0	0
Cyclopoida spp.(fragmento)	1,2	1,7	0	0
Crustacea spp. (fragmento)	0,4	0,2	0,1	0,3

SARCODINA

Thecamoebina	0,1	0	0,1	0
--------------	-----	---	-----	---

1369

1370

1371

1372

1373

1374

1375

1376

1377

1378

1379

1380

1381

1382 **Instruções aos autores da revista Hydrobiologia**

1383 Os trabalhos submetidos a revista Hydrobiologia devem ser organizados de
1384 acordo com a estrutura padrão de um artigo científico: Introdução, Materiais e Métodos,
1385 Resultados, Discussão, Conclusão, Agradecimentos, Referências, Tabelas, legendas de
1386 figuras. O resumo deve conter entre 150 a 200 palavras e de 4 a 6 palavras-chave. Deve
1387 ser escrito com a fonte Times New Roman tamanha 10 (Mantivemos o tamanho 12 para
1388 melhor leitura da banca examinadora). As referências no texto usarão o nome e o
1389 sistema do ano: Adam & Eve (1983) ou (Adam & Eve, 1983), para mais de dois
1390 autores, use Adam et al. (1982). As referências seguirão os estilos conforme dados nos
1391 exemplos fornecidos pela revista, ou seja, os periódicos NÃO são abreviados (a partir
1392 de janeiro de 2003), apenas números de volume (não emendas) são fornecidos, somente
1393 fontes normais são usadas, sem negrito ou itálico.

1394

1395

1396

1397

1398

1399

1400

1401

1402

1403

1404

1405

1406

1407

1408

1409

1410

1411 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PESPERCTIVAS

1412

1413 Nossas evidências de partição de nicho trófico entre as espécies de tainhas
1414 baseadas em análises do conteúdo estomacal e isótopos estáveis revelaram algumas
1415 discordâncias entre si. Por exemplo, em relação às análises isotópicas, a sobreposição
1416 foi muito maior no estuário quando comparado com o mar. Isso corrobora com a
1417 hipótese de partição de nicho trófico em ambiente com menor disponibilidade de
1418 alimento. No entanto, embora tenha ocorrido uma alta sobreposição trófica no estuário
1419 entre as duas espécies de tainha, sugerindo ausência de partição de nicho trófico, não
1420 necessariamente está ocorrendo competição entre elas, devido a não limitação de
1421 recursos alimentares no ambiente. Porém, com base no conteúdo estomacal das duas
1422 espécies de tainha, houve uma alta e similar sobreposição de nicho trófico nas duas
1423 regiões (mar e estuário). Isso ocorre devido ao fato de que as diferentes metodologias
1424 permitem analisar a dieta em escalas de tempos distintas. Todavia, as duas metodologias
1425 fornecem informações complementares, pois, os isótopos estáveis fornecem uma
1426 estimativa dos recursos alimentares que foram assimilados pelas espécies de forma mais
1427 ampla (~ dois meses) (HESSLEIN et al., 1993; OLIVEIRA et al., 2017) e o conteúdo
1428 estomacal fornece uma descrição detalhada da composição da dieta das duas espécies
1429 que foram ingeridas recentemente (HYSLOP, 1980). Por fim, é importante destacar a
1430 utilização de frações isotópicas das fontes alimentares com diferentes classes de
1431 tamanho (1,2-20, 20-68, 68-250 μ m) do POM e do SOM que permitiu observar
1432 mudanças na assimilação de fontes alimentares planctônicas (POM oceânico) nos
1433 indivíduos capturados na zona de arrebentação para bentônicas com preferência pela
1434 fração SOM 68-250 μ m no estuário pelas espécies *M. curema* e *M. liza*.

1435 O entendimento da ecologia trófica de espécies iliófagas e/ou detritívoras impõe
1436 vários desafios técnicos, portanto, futuros estudos sobre a ecologia trófica de tainhas
1437 deveriam ampliar a abordagem integrada no presente estudo (conteúdo estomacal e
1438 isótopos estáveis), incluindo outras técnicas como análises de isótopos estáveis de
1439 aminoácidos, ácidos graxos, traçadores de DNA, entre outras (MAJDI et al., 2018).
1440 Além disso, a compreensão da ecologia trófica de espécies detritívoras e/ou iliófagas
1441 como as tainhas são importantes por várias razões. Por exemplo, esses peixes exercem
1442 um importante papel ecológico nos ecossistemas, pois ao se alimentarem de organismos
1443 bentônicos quando entram nos estuários, como foi observado através das análises

1444 isotópicas das diferentes frações das fontes alimentares para as espécies de juvenis
1445 *Mugil curema* e *M. liza* deste estudo, acabam ocasionando uma perturbação no
1446 sedimento e isso faz com que ocorra trocas de nutrientes entre o sedimento e a água,
1447 disponibilizando esses nutrientes para os outros organismos (HOLMLUND &
1448 HAMMER, 1999; HELFMAN et al., 1999). Além do mais, pelo fato de se
1449 reproduzirem no mar e usarem os estuários como zona de criação e alimentação, as
1450 tainhas acabam conectando os ecossistemas costeiros com o mar, desempenhando um
1451 papel de troca de energia, matéria e nutrientes entre os diferentes ambientes
1452 (OLIVEIRA et al., 2014). Ainda, a espécie *Mugil liza* é importante na pesca na região
1453 sul do Rio Grande do Sul (Lagoa dos Patos), sendo que a sua captura ocorre
1454 principalmente quando elas se agregam para migrar e se reproduzirem no mar. Nas
1455 últimas décadas, as ovas das tainhas têm adquirido um alto valor comercial o que vem
1456 agravando o impacto sobre a espécie (HAIMOVICI & CARDOSO, 2016; SANTANA
1457 et al., 2017). Tendo em vista tanto a importância ecológica quanto comercial desses
1458 organismos, é imprescindível avançar na compreensão de aspectos ainda pouco
1459 conhecidos da sua biologia, como a ecologia trófica. Portanto, essas informações são de
1460 extrema importância para entender o papel ecológico dessas espécies de tainhas nos
1461 ecossistemas, especialmente no momento em que essas populações estão sofrendo forte
1462 impacto antrópico.

1463

1464

1465

1466

1467

1468

1469

1470

1471 **REFERÊNCIAS**

- 1472 HAIMOVICI, M.; CARDOSO, L. G. Long-term changes in the fisheries in the Patos
1473 Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. **Marine Biology**
1474 **Research**, v. 13, p. 135-150, 2016.
- 1475 HELFMAN, G. S.; COLLETE, B. B.; FACEY, D. E. **The Diversity of Fishes**. EUA:
1476 Blackwell Science, 1999.
- 1477 HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish
1478 populations. **Ecological economics**, v. 29, n. 2, p. 253-268, 1999.
- 1479 HESSLEIN, R. H.; HALLARD, K. A.; RAMLAL, P. Replacement of sulfur, carbon,
1480 and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a
1481 Change in Diet Traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$. **Journal of Fisheries and Aquatic**
1482 **Sciences**, v. 50, p. 2071-2076, 1993.
- 1483 HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis-a review of methods and their application.
1484 **Journal of Fish Biology**, v. 17, p. 411-429, 1980.
- 1485 MAJDI, N., N. HETTE-TRONQUART, E. AUCLAIR, A. BEC, T. CHOUVELON, B.
1486 COGNIE, M. DANGER, P. DECOTTIGNIES, A. DESSIER, C. DESVILETTES, S.
1487 DUBOIS, C. DUPUY, C. FRITSCH, C. GAUCHEREL, M. HEDDE, F. JABOT, S.
1488 LEFEBVRE, M. MARZLOFF, B. PEY, N. PEVRARD, T. POWOLNY, R.
1489 SABBADIN, E. THEBAULT & M-E. PERGA. There's no harm in having too much: A
1490 comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. **Food webs**, v.17, p. 00-100,
1491 2018.
- 1492 OLIVEIRA, M. C. L. M. et al. Transport of marine-derived nutrients to subtropical
1493 freshwater food webs by juvenile mullets: a case study in southern Brazil. **Aquatic**
1494 **Biology**, v. 20, n. 1, p. 91-100, 2014.
- 1495 OLIVEIRA, M. C. L. M. et al. Elemental turnover rates and trophic discrimination in
1496 juveniles mullets *Mugil liza* under experimental conditions. **Journal of Fish Biology**, v.
1497 91, p. 1241-1249, 2017.
- 1498 SANTANA, R.; KINAS, P. G.; MIRANDA, L. V.; SCHWINGEL, P. R.; CASTELLO,
1499 J. P.; VIEIRA, J. P. Bayesian state-space models with multiple CPUE data: the case of a
1500 mullet fishery. **Scientia Marina**, v. 81, p. 361-370, 2017.

1501
1502

ANEXOS

1503 **Anexo 1. Co-autoria extra produzida pela discente no período do**
1504 **mestrado**

1505 GARCIA, A. F. S., A. M. GARCIA, **S. R. VOLLRATH**, F. SCHNECK, C. F. M.
1506 SILVA, Í. J. MARCHETTI, J. P. VIEIRA. Spatial diet overlap and food resource
1507 in two congeneric mullet species revealed by stable isotopes and stomach
1508 content analyses. *Community Ecology*, v. 19, n. 2, p. 116-124, 2018.

1509

1510 **Anexo 2. Certificado do Comitê de Ética em Uso Animal**

COMISSÃO DE ÉTICA EM USO ANIMAL
Universidade Federal do Rio Grande
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - PROSP
ceua@furg.br <http://www.propesp.furg.br>

CE A

CERTIFICADO Nº P001/2018

Certificamos que o projeto intitulado "Pesquisas de longa duração sobre a biogeografia de peixes na planície costeira do Rio Grande do Sul", protocolo nº 23116.009799/2016-73, sob a responsabilidade de Alexandre Miranda Garcia - que envolve a produção, manutenção e/ou utilização de animais pertencentes ao Filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa - encontra-se de acordo com os preceitos da Lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, do Decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009, e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA), e foi **APROVADO** pela **COMISSÃO DE ÉTICA EM USO ANIMAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE (CEUA-FURG)**, em reunião de 24 de janeiro de 2018 (Ata 001/2018).

A CEUA lembra aos pesquisadores que qualquer alteração no protocolo experimental ou na equipe deve ser encaminhada à comissão para avaliação e aprovação. Um relatório final deve ser enviado à CEUA no término da vigência do seu projeto.

CEUA Nº	Pq044/2016
COLABORADORES AUTORIZADOS A MANIPULAR OS ANIMAIS	Adriana Ferreira Silva Garcia; Thiago dos Santos Tuchtenhagen; Paula Evelyn Rubira Pereyra; Bianca Possamai; Sabrina Radunz Vollrath
VIGÊNCIA DO PROJETO	30/09/2026
ESPECIE / GRUPOS TAXONÔMICOS	Peixes
NUMERO DE ANIMAIS	
Nº SOLICITAÇÃO / AUTORIZAÇÃO SISBIO	47567-2
ATIVIDADE(S)	<input checked="" type="checkbox"/> CAPTURA <input checked="" type="checkbox"/> COLETA DE ESPÉCIMES <input type="checkbox"/> MARCAÇÃO <input type="checkbox"/> OUTRAS
LOCAL(s) REALIZAÇÃO ATIVIDADES	Planície costeira do Rio Grande do Sul
ENVIO RELATÓRIOS PARCIAIS	Janeiro de 2019; Janeiro de 2020; Janeiro de 2021; Janeiro de 2022; Janeiro de 2023; Janeiro de 2024; Janeiro de 2025; Janeiro de 2026
ENVIO DO RELATÓRIO FINAL	Outubro de 2026

Rio Grande, 24 de janeiro de 2018.

[Assinatura]

Med. Vet. Márcio de Azevedo Figueiredo
Coordenador da CEUA-FURG

Controle da CEUA - Parceria(s) prévio(s) relacionado(s) ao processo: P014/2017; P069/2017. Página 1/1

1511