

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – CAMPUS DE BOTUCATU

PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ZOOLOGIA

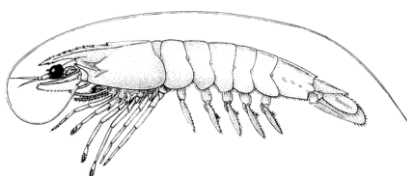
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Variabilidade de longo prazo de juvenis dos
camarões-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille
1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante 1967) (Decapoda:
Penaeidae) e dinâmica populacional na Enseada de
Ubatuba, SP, Brasil**

Júlia Fernandes Perroca

Orientador: Prof. Dr. Rogerio Caetano da Costa

Coorientador: Prof. Dr. Jorge Luiz Rodrigues Filho



BOTUCATU

2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – CAMPUS DE BOTUCATU

PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ZOOLOGIA

**Variabilidade de longo prazo de juvenis dos camarões-rosa
Farfantepenaeus brasiliensis (Latreille 1817) e *F. paulensis*
(Pérez-Farfante 1967) (Decapoda: Penaeidae) e dinâmica
populacional na Enseada de Ubatuba, SP, Brasil**

Júlia Fernandes Perroca

Orientador: Prof. Dr. Rogerio Caetano da Costa

Coorientador: Prof. Dr. Jorge Luiz Rodrigues Filho

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Botucatu, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – Zoologia.

BOTUCATU

2019

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSANGELA APARECIDA LOBO-CRB 8/7500

Perroca, Júlia Fernandes.

Variabilidade de longo prazo de juvenis dos camarões-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille 1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante 1967) (Decapoda: Penaeidae) e dinâmica populacional na Enseada de Ubatuba, SP, Brasil / Júlia Fernandes Perroca. - Botucatu, 2019

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Rogerio Caetano da Costa

Coorientador: Jorge Luiz Rodrigues Filho

Capes: 20402007

1. El Niño Oscilação Sul. 2. Camarões - Populações. 3. Penaeidae.
4. Maturidade sexual. 5. Mudanças climáticas.

Palavras-chave: Maturidade sexual; Crescimento; ENSO; GAM; Recrutamento.

Agradecimentos

Ao professor Dr. Rogerio Caetano da Costa pela oportunidade de iniciar minha vida científica logo no primeiro ano da faculdade e pela confiança para a realização deste mestrado. Muito obrigada por todos os ensinamentos, pela orientação e disponibilidade, por ter me apresentado aos crustáceos e me possibilitar realizar meu sonho de trabalhar com biologia marinha. É uma honra ser parte da equipe LABCAM!!!!

Ao professor Dr. Jorge Luiz Rodrigues Filho, por aceitar ser meu coorientador e pela recepção incrível que tive em seu laboratório. Muito obrigada por todos os ensinamentos, pela paciência, sugestões e cafezinhos.

Ao auxílio financeiro concedido por meio da bolsa de mestrado no âmbito do Convênio FAPESP/CAPES processo nº 2017/00826-7, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Ao auxílio regular sob a responsabilidade do Dr. Fernando Luis Mantelatto processo nº 95/02833-0, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Ao auxílio Biota, subprojeto Biodiversidade ambiente não consolidado sob a responsabilidade do Dr. Adilson Fransozo processo nº 98/07090-3, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Ao auxílio Programa Jovem Pesquisador sob a responsabilidade do Dr. Rogerio Caetano da Costa processo nº 04/07309-8, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Às bolsas de doutorado supervisionadas pelo Dr. Adilson Fransozo processo nº 97/12108-6, processo nº 97/12106-3 e processo nº 97/12107-0, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Ao Conselho Nacional para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) no edital Pesca processo 406006/2012-1.

Ao Ministério do Meio Ambiente e ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) por conceder a licença para coleta de material na área de estudo.

Ao professor Dr. Adilson Fransozo e ao pessoal de seu laboratório NEBECC pelas coletas de dados durante todos estes anos, as quais possibilitaram este mestrado.

Ao ilustre Djalma Rosa, vulgo passarinho, por fazer parte da equipe durante todos os anos de amostragem, por todo o auxílio, ensino e carinho. Embarcar no Primavera é uma honra.

Ao Instituto de Biociências – IB e à Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Unesp de Botucatu e ao Departamento de Zoologia.

Ao Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências da Unesp de Bauru, o qual o LABCAM está vinculado.

À amiga Lizandra Fernandes Miazaki pela paciência incrível ao me ensinar as análises estatísticas do crescimento e longevidade e pela disponibilidade sempre que tenho dúvidas. Amiga você é incrível!

Aos amigos: Andrea Almeida (Dedéia), Caio Nogueira (Caaioosn), Alexandre Ribeiro (Dino), Isabela Moraes (Isa), Lizandra Miazaki (Li), Natalia Talamonte (Naty), Rafael dos Santos (Rafinha) por tornarem estes dois anos incríveis!

À Isa e a Nadayca Mateussi (Naná) por sempre me receberem em Botucatu e me fazerem sentir em casa!

À minha ex-coorientadora Dr. Daphine Ramiro Herrera, por toda a paciência e ensinamentos. De tudo o que aprendi com você, além do que ciência foi persistência. Se é possível fazer 101% não se contente com 100%.

Ao pessoal do LABCAM, os quais muito me ensinaram: Abner, Ana, Chuck, Daphine, João, Régis, Sarah e Woody.

Aos meus pais Angela e José Roberto, e a minha amada vó Lourdes por todo o apoio, compreensão e incentivo aos meus sonhos. Amo vocês!!!!

Às minhas amigas irmãs Anja e Naty por sempre estarem comigo.

Muito Obrigada!

Sumário

Considerações iniciais	1
Referências	5
Capítulo 1: Assessing long-term patterns and variability in abundance and biomass of juveniles of pink-shrimps <i>Farfantepenaeus paulensis</i> and <i>F. brasiliensis</i> using generalized additive models (GAMs)	8
Abstract	9
Introduction	10
Material and Methods	14
Study area	14
Data collection	14
Statistical analysis	18
Results	21
Discussion	29
References	34
Supplementar material	44
Capítulo 2: Dinâmica populacional de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> e <i>F. brasiliensis</i> a longo prazo na Enseada de Ubatuba, litoral norte paulista	50
Resumo	51
Introdução	52
Material e Métodos	54
Amostragem do material biológico	54
Análise dos dados	55
Resultados	57
Variação do crescimento dos indivíduos	57
Estrutura das populações	64
Discussão	69
Referências	73
Considerações finais	78

Considerações Iniciais

Os camarões peneídeos são um dos recursos pesqueiros mais frequentes e explorados nas regiões costeiras de diversos países, bem como em toda a costa brasileira (Dias Neto, 2011). A partir da década de 1950 a exploração de camarões aumentou drasticamente devido ao desenvolvimento de uma frota pesqueira em escala industrial, e este aumento que no início foi observado no Golfo do México, expandiu-se rapidamente para diversos outros países na América do Sul, África e Oceania (Leite Jr & Pretere Jr, 2006).

O aumento na captura de camarões, associado à falta de informações biológicas básicas do grupo, resultaram em estoques completamente explorados, e várias espécies chegaram a ser consideradas sobre-explotadas (Leite Jr & Pretere Jr, 2006). De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2002), “espécies sobre-explotadas” são aquelas cujas condições de captura de uma ou todas as classes de idade são tão elevadas que a biomassa e o potencial de desova é reduzido, podendo levar à capturas futuras a níveis inferiores aos de segurança, e como “espécies ameaçadas de sobre-exploração” aquelas que apresentam nível de exploração próximo ao de sobre-exploração.

A Lista Nacional das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes de 2004 apontou como espécies ameaçadas de sobre-exploração cinco camarões peneídeos: *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817), *Farfantepenaeus paulensis* Pérez-Farfante 1967, *Farfantepeaneus subtilis* Pérez-Farfante, 1967, *Litopenaeus schmitti* Burkenroad, 1936, e *Xiphopenaeus kroyeri* Heller, 1862 (Dias Neto, 2011). Boos et al., (2016) visando por meio de um levantamento de estudos para avaliar o estado de ameaça e conservação dos Penaeoidea do litoral brasileiro de interesse econômico, concluíram que dados biológicos ainda são

insuficientes para um prognóstico fidedigno. Porém, o declínio significativo dos estoques de camarões rosa *F. brasiliensis* e *F. paulensis* de uma produção anual de 16.000 ton. no início dos anos 70 para 400 ton. nos anos 90 estimulou a criação do período de defeso para estas espécies nas regiões Sul e Sudeste (D’Incao et al. 2002).

Apesar de um aumento em publicações científicas sobre estas espécies nas regiões Sudeste e Sul brasileiras, em especial, nos estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, ainda não se detectou se a biomassa dos estoques estão se recuperando, estão estáveis ou mesmo continuam em queda devido a sobrepesca. Soma-se ainda ao fato de que ambas as espécies são tratadas como recurso pesqueiro e, portanto, desembarcadas no Sudeste e Sul do Brasil como camarões-rosa, o que impossibilita uma real avaliação do estado de conservação de seus estoques.

As diferenças entre as espécies são evidenciadas somente por uma análise mais detalhada da morfologia dos organismos. Um dos aspectos que permite identificação específica é o sulco dorso-lateral do sexto somito abdominal estreito para *F. paulensis*, e sem estreitamento somado a uma mancha escura na junção do terceiro e quarto somitos abdominais para *F. brasiliensis* (Costa et al., 2003). Além disso, recentemente Teodoro et al. (2016) observou para os dentes rostrais, que uma linha vertical da margem anterior da carena gastrofrontal (AMGC) em *F. brasiliensis* está sempre alinhada com o 3º dente rostral, enquanto que, em *F. paulensis* é sempre anterior ao final do 2º dente rostral.

A distribuição geográfica é desigual entre as espécies: *Farfantepenaeus brasiliensis* distribui-se desde a Carolina do Norte (EUA) até a costa norte do Rio Grande do Sul (Brasil – 29° S) e *F. paulensis* apresenta uma distribuição mais restrita, desde o cabo de São Tomé (Brasil – 22°) até as águas costeiras da província de Buenos Aires (Argentina – 38,5° S) (Albertoni et al., 2003).

No litoral norte do estado de São Paulo, apesar de ambas as espécies não serem abundantes se comparados com o litoral sul paulista e litoral catarinense, são altamente explorados devido ao seu valor comercial (Costa & Fransozo, 1999, D’Incao et al 2002, Costa et al. 2016). Segundo Stoner (1988), as espécies de *Farfantepenaeus* que ocorrem em grandes áreas estuarinas geralmente constituem grandes populações, o que não é o caso de Ubatuba (Costa & Fransozo, 1999), onde devido às características geográficas do litoral norte do estado de São Paulo, como a presença de estuários, baías e/ou enseadas de pequeno porte (em comparação, por exemplo, ao litoral sul paulista), são as responsáveis por abrigar principalmente os indivíduos na metade final da vida juvenil de ambas as espécies. De forma mais detalhada, nota-se que toda a vida juvenil de *F. brasiliensis*, ocorre nas enseadas da região (Costa et al. 2008, 2016). Já *F. paulensis* emigram do estuário a partir dos 15mm de comprimento de carapaça e finalizam seu crescimento juvenil na baía. Ambas as espécies após 25mm CC retornam ao estoque adulto (Costa et al. 2008, 2016). Assim, a pesca ocorre sobre os dois estratos populacionais, sendo os juvenis alvo da pesca artesanal em períodos em que não há o defeso e os adultos da pesca industrial (D’Incao, 1991).

O conhecimento sobre a biologia de espécies comercialmente exploradas é essencial para a avaliação de seus estoques e para a elaboração de métodos adequados de exploração, de maneira a evitar o colapso das mesmas (Heckler, 2014). Tais informações devem ser contextualizadas às variações temporais que atuam sobre as populações, como por exemplo os padrões anuais de abundâncias e suas relações com variáveis ambientais, o que torna imprescindível que o monitoramento ocorra em períodos maiores que um ano (Kroncke et al. 2001; Cartes et al. 2009). No caso de *F. paulensis* e *F. brasiliensis* no litoral paulista, as investigações populacionais das espécies contemplaram, até o presente momento, apenas estudos pontuais, sendo ausente esforços que analisaram padrões a longo prazo. Dessa forma,

difícilmente a ocorrência de queda, estabilidade ou flutuações populacionais ao longo dos anos foram analisadas e, por conseguinte, detectadas.

Portanto, o presente estudo teve como objetivo buscar informações sobre a fase de vida juvenil dos peneídeos *F. brasiliensis* e *F. paulensis* em um intervalo de 22 anos, na enseada de Ubatuba, com o intuito de identificar e interpretar possíveis variações nas características da população. O resultado desta investigação foi dividido em dois capítulos. O primeiro, “Assessing long-term patterns and variability in abundance and biomass of juveniles of pink-shrimps *Farfantepenaeus paulensis* and *F. brasiliensis* using generalized additive models (GAM)”, será encaminhado para apreciação da revista ICES Journal of Marine Science, e avaliou possíveis padrões na variação da abundância e biomassa, bem como a influência dos fatores ambientais e climáticos nestas variações e se há correlação entre as capturas de ambas as espécies. O segundo capítulo “Dinâmica populacional de *Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasiliensis* a longo prazo na Enseada de Ubatuba, litoral norte paulista”, buscou avaliar as taxas de crescimento e longevidade de ambos os sexos de ambas as espécies ao longo do tempo por meio de análises de frequência de comprimento, e futuramente será encaminhado para apreciação da revista Hydrobiologia.

Referências

- Albertoni, E.F.; Palma-Silva, C. & Esteves, F.A. 2003. Crescimento e fator de condição na fase juvenil de *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante) (Crustácea, Decapoda, Penaeidea) em uma lagoa costeira tropical do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, **20** (3): 409-418.
- Boos, H.; Costa, R.C.; Santos, R.A.F.; Dias-Neto, J.; Severino-Rodrigues, E.; Rodrigues, L.F.; D’Incao, F.; Ivo, C.T.C. & Coelho, P.A. 2016. Avaliação dos Camarões Peneídeos (Decapoda: Penaeidae). Cap. 23: p. 300-317. In: Pinheiro, M. & Boos, H. (Org.). **Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014**. Porto Alegre, RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC, 466 p.
- Cartes, J.E.; Maynou, F.; Fanelli, E.; Papiol, V. & Lloris, D. 2009. Long-term changes in the composition and diversity of deep-slope megabenthos and trophic webs off Catalonia (western Mediterranean): Are trends related to climatic oscillations? **Progress in Oceanography**. **82**: 32-46.
- Costa, R. C & Fransozo, A. 1999. A nursery ground for two tropical pink-shrimp *Penaeus* species: Ubatuba bay, northern coast of São Paulo, Brazil. **Nauplius**, **(7)**: 73–81.
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Melo, G.A.S. & Freire, F.A.M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo state, Brazil. **Biota Neotropica**, **3(1)**: 1-12. Disponível no site: www.biotaneotropica.org.br/v3n1.
- Costa, R.C.; Lopes, M.; Castilho, A. L.; Fransozo, A. & Simões, S.M. 2008. Abundance and distribution of juvenile pink shrimps *Farfantepenaeus* spp. In a mangrove estuary and adjacent bay on the northern shore of São Paulo State, southern Brazil. **Invertebrate Reproduction and Development**, **(52)**: 51-58.

- Costa, R.C.; Bochini, G. L.; Simões, S. M.; Lopes, M.; Sancinetti, G.; Castilho, A. L. & Fransozo, A. 2016. Distribution pattern of juveniles of the pink shrimps *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) and *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) on the southern Brazilian coast. *Nauplius*, 24: 1-10.
- D’Incao, F. 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na lagos dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, 13 (1): 159-169.
- D’Incao, F.; Valentini, H. & Rodrigues, L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. 1965-1999. **Atlântica**, 24 (2): 49-62.
- Dias Neto, J. 2011. **Proposta de Plano nacional de Gestão para uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil**. Brasília: IBAMA
- Heckler, G. S. 2014. Padrões espaciais de abundância e dinâmica populacional em longo prazo do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) na Enseada de Ubatuba, SP. Tese de doutorado, 85p.
- Kröncke, I.; Zeiss, B. & Rensing, C. 2001. Long-term variability in macrofauna species composition off the Island of Norderney (East Frisia, Germany) in relation to changes in climatic and environmental conditions. **Senckenbergiana maritima**, 31(1): 65-82.
- Leite JR, N.O & Petrere JR, M. 2006. Stock assessment and fishery management of the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* Pérez-Farfante. **Brazilian Journal of Biology**, 66 (1B): 263-277.
- MMA. 2002. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha**. Brasília: MMA/SBF.
- Stoner, A. 1988. A nursery ground for four tropical *Penaeus* species: Laguna Joyuda, Puerto Rico. **Marine Ecology Progress Series**, 42:133-14.
- Teodoro, S.S.A.; Terossi, M.; Mantelatto, F.L. & Costa, R.C. 2016. Discordance in the identification of juvenile pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*:

Family Penaeidae): An integrative approach using morphology, morphometry and barcoding. **Fisheries Research**, **183**: 244–253.

Capítulo 1

Assessing long-term patterns and variability in abundance and biomass of juveniles of pink-shrimps *Farfantepenaeus paulensis* and *F. brasiliensis* using generalized additive models (GAMs)

ABSTRACT

Farfantepenaeus brasiliensis and *F. paulensis* are commonly exploited in the north of São Paulo because of their commercial value. The evaluation of the state of conservation of these species is difficult to perform, since both are landed as pink shrimp, which generates scarce data and makes impossible reliable ecological analyzes. Thus, this study evaluated through Generalized Additive Models (GAMs) the juvenile catches per unit of effort in abundance ($CPUE_n$) and biomass ($CPUE_w$) of these species and their relationships with environmental factors in the Ubatuba Bay in an interval of 22 years (1995 to 2017). The *F. paulensis* $CPUE_n$ model showed high catches recorded in months of the first semester and a strong influence of years under such monthly patterns. Also, there was a greater abundance in increased pluviocity, $\Phi < 4.5$ and in moderate and strong La Niña and El Niño. $CPUE_w$ varied through the years, with increase in biomass from 2005, and in rainy periods. The *F. brasiliensis* $CPUE_n$ model presented high abundance from January to May, specially from 2010. Higher catches were also recorded in El Niño events, as well in $\Phi < 4.5$ and $OM < 15$. $CPUE_w$ was mainly influenced by Φ . Although juveniles of both species were present in the bay during the months prior to the closure season it seems that there is maintenance of populations.

Keywords: ENSO, recruitment, GAM

INTRODUCTION

Farfantepenaeus brasiliensis (Latreille, 1817) is distributed from North Carolina (EUA – 35° N) to the north coast of Rio Grande do Sul (Brazil - 29° S) and its congeneric *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) presents a more restricted distribution, from Cape São Tomé (Brazil – 22° S) to the coastal waters of Buenos Aires province (Argentina – 38,5° S) (Albertoni et al., 2003). Both *Farfantepenaeus* species, commonly known as pink shrimps, reproduce in the continental shelf at depths between 40 and 100 meters, where benthonic eggs hatch and three planktonic larval forms follow up with several substages (nauplius, protozoa and mysis) (Boff & Marchiori, 1984). After the larval stage (post-larval), populations migrate through tidal waves towards richer waters of estuarine regions where they will become juveniles, and when pre-adults they return to the ocean by its dispersion capacity (D’Incao, 1991; Costa et al. 2008).

Due these shrimp’s life cycle, fishing occurs on the two population strata: juvenile or pre-adults are caught in estuaries and coastal lagoons (artisanal fishing), and adults in the ocean (manly industrial fishing) (Valentini et al., 1991; Dias Neto, 2015). Fishing aiming adult stocks occurs at night, when the trawl yield is higher due to the nocturnal habits of these species, since during the day they are buried in the substrate (Leite Jr & Pretere Jr, 2006).

Historically, the Brazilian industrial fishing of pink shrimps started after World War II in the 1940s, and it was observed an increase in production from 1965 to 1972 due to Brazilian military government subsidies to increase marine fisheries, followed by an evident downfall from 1973 and stabilization until mid-1990s, when stocks started to decrease progressively (Valentini et al 1991, Dias Neto 2011). The unregulated growth of the industrial fishing fleet from the 1980s, coupled with others factors such as increase of the artisanal fishing and a consequent fleet overlap, overfishing and environmental degradation in breeding areas (i.e estuaries) have collapsed pink shrimp stocks in Brazilian ecosystems (Edgar et al 2000,

Valentini et al 2012). The downward trend in the production of pink shrimp species in the Southeast and South from the 1990s has forced the adoption of multispecies fisheries by trawlers fleet, which included more target species, as seabob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri* Heller, 1862) and white shrimp (*Litopenaeus schmitti* Burkenroad, 1936), and consequently stimulating the capture of *Artemesia longinaris* (Spence Bate, 1888) and *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888), compensating the pink shrimp losses (D’Incao, 2002; Dias Neto, 2011).

Due high importance of the penaeids shrimp as fishing commodity in the global market (Gillett, 2008) and the fact that they are distributed along continental shelves, makes them highly vulnerable to fishing, which has led to the overexploitation of many of these resources (Kolling & Ávila-da-Silva, 2014) all over the world (Ferreira & Soomai 2001, Arreguín-Sanchez 2002, Rajakumaran & Vaseeharan 2014). In an attempt to compensate mortality of individuals by overfishing activities, and to prevent exploitation of undersized shrimp with little commercial value, a widely adopted ordination measured in tropical and subtropical fisheries is the closed season (Gulland, 1989; Griffin et al 1993; Watson & Restrepo 1995; Ye, 1998). In Brazilian shrimp fisheries, normative instruction IBAMA nº 189/2008 prohibits the fishing in the recruitment period of pink shrimp juveniles from March 1 to May 31 in the marine area between the parallels 21°18'04,00"S (frontier of the states of Espírito Santo and Rio de Janeiro) and 33°40'33,00"S (Foz do Arroio Chuí, Rio Grande do Sul state).

Although *Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis* not being abundant in the northern coast of Sao Paulo state, they are highly explored in some grounds as in Ubatuba bay due to their commercial value (Costa & Fransozo, 1999). Data obtained from the Program for Monitoring the Marine and Estuarine Fisheries Activity of the Fisheries Institute (PMAP) showed an oscillation in capture of pink-shrimps in Ubatuba bay from 1998 to 2016, being 2006 the year in which there was the lowest catch (1.36 ton) and 2012 the highest catch (85.74 ton).

The evaluation of the state of conservation of these species is difficult to perform, since both are landed as pink shrimp, which provides scarce data and makes impossible ecological analyzes reliable (Teodoro et al. 2015, Boos et al. 2016). Studies on ecology of both species were already conducted in the area by Costa & Fransozo (1999) and Costa et al. (2008, 2016) and it is already known the influence of environmental parameters on the abundance, survival, distribution and in the recruitment processes of juveniles of *Farfantepenaeus* shrimps (Brito et al, 2000; Denis et al, 2002; Browder et al, 2002, Saoud & Davis, 2003; Barbieri et al, 2014). Nevertheless, due fishery-dependent data scarcity, no long-term studies have been carried out to assess the real causes of variation of *Farfantepenaeus* species abundance and biomass and what role environmental and climate factors play in Brazilian marine ecosystems.

Also, it is important to emphasize that environmental dynamics vary over space and time, and variation in important environmental factors such as temperature, salinity, type/structure of sediment may affect the presence of *F. brasiliensis* and *F. paulensis* over time (Boschi 2000, Aragón-Noriega & Alcántara-Razo 2005, Castilho et al 2008, Costa et al 2016). Moreover, large scale atmospheric-oceanic events such as Southern Oscillation El Niño (ENSO) are known to affect rainfall in southern Brazil and consequently, the entrance of *F. paulensis* in Patos lagoon (Pereira & D`Incao 2012). In this sense, we presumed that such variations, potentially, are shaping temporal abundance and biomass of juveniles of both species in Ubatuba Bay.

In the past years, generalized additive models (GAMs) have been used even more to analyze the relationships between environmental variables and abundance on marine animals, such as fishes (e.g. Damalas et al. 2007; Bacha et al. 2016) and squid (e.g. Denis et al 2002; Sacau et al. 2005; Tian et al. 2009). The advantage of using Gams is that the flexibility of non-parametric regression or smoothing when added to general linear models allows the uncovering of structure in the data that might otherwise have been missed with the usual linear

assumptions, which makes Gams more suitable for the analysis of CPUE and environmental data (Denis et al. 2002; Tian et al. 2009).

Therefore, we evaluated a 22-year temporal dataset from fishery-independent trawls conducted in Ubatuba bay. From our analysis we aimed to answer through Generalized Addictive Models (GAMs) the following questions: Are there any trend in abundance and biomass of *F. brasiliensis* and *F. paulensis* along the sampled years that denoted depletion on stocks?; Which are the climatic and environmental variables that drives variation on abundance and biomass for each species?

MATERIAL AND METHODS

Study area

Ubatuba Bay (23°26'S 45 °01'W), municipality of Ubatuba, northern coast of São Paulo State, Brazil, is located at a stretch of Serra do Mar (Mountain Range of the Sea), whose slopes accompany the entire coast of São Paulo, making possible the existence of hundreds of beaches with different geomorphological characteristics (Ab'Sáber, 2001). The total area of the Bay is approximately 8 km², being 4,5 km wide at the entrance and decreasing towards the beach, with four rivers flowing into the bay (Indaia River, Grande River, Lagoa River and Acarajú River), which probably supply organic matter and reduce water salinity (Mantelatto & Fransozo, 1999).

The region is influenced by three oceanographic water mass: Coastal Water (CW) with high temperature and low salinity ($T > 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ and $S < 36\text{‰}$); Tropical Water (TW) with high temperature and salinity ($T > 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ and $S > 36\text{‰}$) and South Atlantic Central Water (SACW), where both the temperature and salinity are low ($T < 18\text{ }^{\circ}\text{C}$ and $S < 36\text{‰}$) (Castro-Filho et al., 1987). According with these authors, during the summer there is a sharp stratification of these water masses with predominance of SACW in the sub-superficial layer and a mixture of CW and TW in the superficial layer, however during winter, there is an intrusion of TW in the region furthest from the coast and CW near the coast.

Data collection

Each monthly experimental sampling was conducted from 1995 to 2017 (Table 1). A single boat (double rigged) for bottom trawling, with a net of 20 mm mesh in the wings and 18 mm mesh at the cord end, towed at an average speed of 1.7 knots carried out four hauls (half an hour by site) during daylight in study area (Figure 1). After experimental hauls, all contents

of the nets were packed in plastic bags, labeled, and kept in coolers with ice until it arrived at the laboratory. Shrimps were identified according with Costa et al. (2003), counted (n) and weighted (g).

In each haul, a Van Dorn bottle was used to sample bottom water, in order to obtain values of temperature and salinity. Also, with a Van Veen grabber, sediment samples were obtained by season, and to each season was calculated the values of organic matter content (OM) and sediment values, that were expressed as phi (ϕ), following Tucker's (1988) methodology.

Table 1. Sampling periods between 1995 and 2017 in Ubatuba Bay.

Year	Month											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dez
1995												
1996												
1997												
1998												
1999												
2000												
2001												
2002												
2003												
2004												
2005												
2006												
2007												
2008												
2009												
2010												
2011												
2012												
2013												
2014												
2015												
2016												
2017												

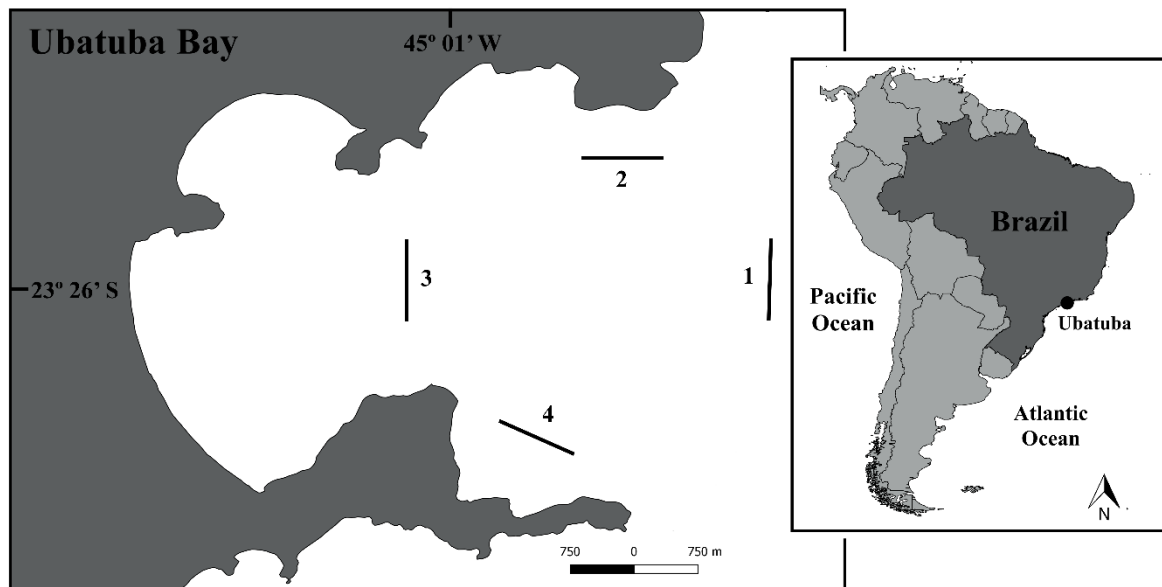


Figure 1. Map of Ubatuba Bay and sampling sites.

Explanatory variables

We chose eight environmental and climatic variables to determine which explanatory covariates drives abundance and biomass of the species *F. brasiliensis* and *F. paulensis* (response variables) in study area on prior knowledge from literature about the influence of these at a genus level (Table 2).

To consolidate our environmental dataset, we obtained rainfall data from the Department of Waters and Electric Energy (DAEE, 2018) and El Niño Southern Oscillation (ENSO) data from the Climate Prediction Center (CPC, 2018). For rainfall variable, we decomposed original data in lag variables with distinct lags: 0, -1, -2. This maneuver was done by realigning the original data of the environmental variable in question in relation with abundance and biomass, with time lag of “k” units, where k represents the number of months of lag (Moraes et al 2012). Thus, we generated three new variables Rain, Rain -1 and Rain -2 (Table 2).

We chose the Oceanic Niño Index (ONI) as the index to define El Niño and La Niña events (Table 2). The ONI accounts for anomalies of sea surface temperature at the Niño 3.4 region (5°N-5°S, 120°-170°W) and uses a 3-month running mean, where the anomalies in order to be classified as an El Niño or La Niña must exceed +/- 0.5 °C for at least five consecutive months (CPC, 2018).

Table 2. Covariates evaluated in statistical models of temporal variance in abundance and biomass of *Farfantepenaeus paulensis* and *F. brasiliensis* in Ubatuba Bay, Brazil.

Covariate	Justification	References
Rain	Affects salinity, nutrient loading,	Pereira & D’Incao 2012
Rain -1	Affects salinity, nutrient loading,	Pereira & D’Incao 2012
Rain -2	Affects salinity, nutrient loading,	Pereira & D’Incao 2012
Bottom water salinity	Affects shrimp physiology, available habitat	Brito et al 2000, Costa et al 2010
Bottom water temperature	Affects shrimp physiology	Vilarreal & Hernandez-Llamas 2005
Organic Matter Content (OM)	Food availability	Ameeri & Cruz 1998
Granulometry (Phi)	The studied species show burying behavior	Lopes 2012
ENSO	Affects pluviosity, sea surface temperature, recruitment of <i>Farfantepenaeus</i> sp.	Pereira & D’Incao 2012, Santana et al 2015

Statistical analysis

As first step we used abundance and biomass results to estimate indices of catch-per-unit-effort in number ($CPUE_n$) and in weight ($CPUE_w$) for each species in order to uniform response variables. Our whole dataset was comprised by 4 response variables ($CPUE_n$ *F. paulensis*, $CPUE_n$ *F. brasiliensis*, $CPUE_w$ *F. paulensis* and $CPUE_w$ *F. brasiliensis*) and by eight explanatory variables.

To investigate temporal patterns of the species and their relationships with explanatory variables we started by a careful analysis of the whole dataset, following Zuur et al. (2010). For both species, we checked for outliers in $CPUE_n$ and $CPUE_w$ by boxplot graphs and for variance homogeneity by conditional boxplots. Due the presence of several outliers, probably associated with spatial a potential aggregation pattern of Penaeidae shrimp (Die & Ellis 1999), we applied a data transformation (log scale) to decrease dispersion pattern in variables and to allow a better statistical analysis (Zar, 1999). On sequence, we checked for normality in transformed response variables using histogram and, also, we checked for temporal correlation in those response variables (*i.e* response variable independency) using an autocorrelation function (Zuur et al. 2009).

Then, we checked for collinearity in explanatory covariates to avoid type II errors in model using scatter plots and Pearson correlation coefficients. We observed as result of this exploration a high collinearity between variables associated with Rain (Rain, Rain -1 and Rain -2), which led us to select only the one with the highest correlation to their respective models. Due rain variables were originated from the same data set by lagging rain months, we used Pearson`s Correlation to selected the more correlated variable with each response variable and maintain only this one in analysis, to avoid to use redundant variables as explanatory variables (Table 3, see results section). We also assessed correlation between months and the remaining

explanatory variables in order to avoid collinearity, and the ones who presented correlation were excluded from the models (Table 4, see results section). To finish data exploration step, we use coplot graphs to assess interactions between covariates. Due detected high collinearity observed between variables associated with rain, we selected only the one with the highest correlation with response variables for fitted models. *Farfantepaneus paulensis* CPUE_n and CPUE_w were mostly correlated with Rain, while *F. brasiliensis* CPUE_n and CPUE_w were to Rain -1 (Table 3). Also, Salinity and Temperature were excluded from the models to avoid collinearity between them and months (Table 4).

Table 3. Spearman correlation of response variables and rain variables.

Response variable	Rain Proxy	ρ	p-value
<i>F. paulensis</i> abundance	Rain	0.1890892	0.04788
	Rain - 1	0.00521829	0.9569
	Rain - 2	-0.1362258	0.1559
<i>F. paulensis</i> biomass	Rain	0.1551723	0.1055
	Rain - 1	0.01624195	0.8663
	Rain - 2	-0.07929375	0.4103
<i>F. brasiliensis</i> abundance	Rain	0.03772925	0.6956
	Rain - 1	0.04613322	0.6322
	Rain - 2	-0.07666117	0.426
<i>F. brasiliensis</i> biomass	Rain	-0.01295163	0.8932
	Rain - 1	0.05770277	0.5493
	Rain - 2	0.04713303	0.6249

Table 4. Spearman correlation of months and covariates.

Response variable	Rain Proxy	ρ	p-value
Months	Rain	0.04587472	0.6342
	Rain - 1	0.1706672	0.07465
	Phi	0.08704988	0.3658
	OM	-0.1203761	0.2103
	Temperature	-0.5269012	3.357e ⁻⁰⁹
	Salinity	-0.2011933	0.03506
	ENSO	-0.02062145	0.7388

Based on our data exploration, we fit, to each response variables separately (i.e *F. paulensis*: CPUE_n, CPUE_w; *F. brasiliensis*: CPUE_n, CPUE_w), a Generalized Additive Models

(GAMs) with an interaction between seasonal (month variable) and trend (year variable) smothers and with a autocorrelation structure function (Auto-regressive moving average: ARMA), which were able to handle with non- linear relationships and temporal correlation from response variable, enabling to minimize residuals patterns (Wood, 2006), GAMs were constructed in RStudio (Version 1.1.453) (R Development Core Team, 2018), using the GAM function of the mgcv package (Wood, 2006). To select the best GAM model for CPUE_n and CPUE_w for both pink shrimp's dataset firstly, we generated a global model with all the variables that were selected in data exploration. Variables were dropped off from the global model by examining the Akaike Information Criterion (AIC) (Akaike, 1973). The model with the lowest AIC was selected and named best model (Zuur, et al. 2009).

RESULTS

The first model fitted with all pre-selected explanatory variables to CPUE_n of *F. paulensis* (Rain, Phi, OM and ENSO) resulted in an AIC of 97.18. The first variable to be dropped from the model was OM, and a decrease in the AIC to 95.56 kept it out. Following up, Rain was the next variable to be dropped, but since there was maintenance of the AIC and a decrease in the R² and in the deviance explained, we decided to keep it in the model. ENSO was the next variable dropped from the model, but an increase in AIC to 99.46 brought it back to the model. Finally, Phi was dropped from the model and an AIC of 98.09 was registered. Of the five adjusted models the one with the lowest AIC was the second model, thus selected as best model: CPUE_n *F. paulensis* ~ s(Month, Year) + s(Rain) + s(Phi) + s(ENSO) (Table 5).

The best model that better explain variance in *F. paulensis* CPUE_n, explained 58.5% (R²), and the explanatory variables included in the best model were Rain (p = 0.3), Phi (p = 1.8) and ENSO (p = 0.2) and Rain (p = 0.1) (Table 5 and 6). The model indicated an interaction between months and years (p < 0.001), with high catches recorded in months of the first semester, mainly January to May, and a strong influence of years under such monthly patterns. A high abundance was observed up to 1999 and a there a later fall in 200x with recovery from 2006 (Figure 2). It was also observed an increase in abundance in higher pluviosities, decrease in Phi higher than 4,5 and an increase in values of ONI higher than 1 (El Niño) and smaller than -1 (La Niña) (Figure 2).

The model with all variables to *F. paulensis* CPUE_w generated an AIC of 224.49. The first variable dropped off from the model was OM, and with the decrease of AIC to 222.84 it did not return. Then, ENSO was dropped off and AIC decreased to 221.05. Dropping off Phi, AIC decreased to 200.29, and withdrawing Rain from the model AIC increased to 220.40

(Table 5). Of the five adjusted models, the fourth showed the smallest AIC and was selected as best model: $\text{CPUE}_w F. paulensis \sim s(\text{Month, Year}) + \text{Rain}$ (Table 5).

When it comes to *F. paulensis* biomass the best fitted model explained 34.1% (R^2) of its variance and Rain ($p = 0.12$) was the explanatory variable (Table 5 and 6). An annual variation of monthly catch was observed ($p < 0.001$), until 2003 biomass was recorded at Ubatuba Bay from January to June, and from 2003 there was a decrease in biomass and recovery from 2005 (Figure 4). From 2005 to 2009, biomass catch was recorded from March to August, and from 2010 biomass captured was recorded from January to June, with a significant increase in CPUE_w in comparison with previous years (Figure 4). Biomass showed a linear relationship with Rain, with increase in this response variable in higher pluviosity (Figure 4).

Farfantepenaeus brasiliensis model with all variables selected to CPUE_n (Rain -1, Phi, OM and ENSO) generated an AIC of 150.32. The first variable to be dropped from the model due to its high p-value was Rain -1 and with the decrease to an AIC of 148.98, it was kept out of the model. Then, we dropped off OM, but with an increase in AIC to 151.96 it continued in the model. Lastly, ENSO was dropped with an AIC of 150.46, returning to the model. There was no attempt to drop off Phi once it showed $p < 0.05$ in all models (Table 5). Of the four adjusted models, the one that presented the smallest AIC was the second model (Table 5) and it was selected as best model: $\text{CPUE}_n F. brasiliensis \sim s(\text{Month, Year}) + s(\text{OM}) + s(\text{Phi}) + \text{ENSO}$ (Table 5).

The best model to *F. brasiliensis* CPUE_n explained 50.6% (R^2) of variance and the explanatory variables were ENSO ($p = 0.11$), OM ($p = 0.36$) and Phi ($p = 0.003$) (Table 5 and 6). There was also an observed interaction between years and months ($p < 0.001$) and a greater abundance was found between January and May, with remarking annual variations, and with a

recorded increase in 2006 followed up by an even greater increase in catches from 2010 (Figure 3). Abundance of *F. brasiliensis* was related linearly to ENSO, with higher catches in El Niño. CPUE_n also presented a non-linear relationship with Phi, with higher catches in $\Phi \leq 4.5$, and a non-linear relationship with OM, with increase until OM of 15 (Figure 4).

Initially we fitted a model with all variables selected earlier to *F. brasiliensis* CPUE_w, with an AIC of 239.09. The first variable to be dropped off from the model was OM, and there was a decrease in AIC to 237.40. The second variable dropped off was Rain -1, and there was a decrease in AIC to 235.92. Then ENSO was removed from the model and AIC decreased to 234.62. Lastly, Phi was removed, but an increase in AIC to 240.29, returned this variable to the model (Table 5). Out of the five adjusted models, model four presented the smallest AIC, and was selected as best model: $CPUE_w F. brasiliensis \sim s(\text{Month, Year}) + s(\Phi)$ (Table 5).

The best fitted model explained 33.7% of the biomass variation of *F. brasiliensis* and the explanatory variable was phi ($p = 0.065$) (Table 5 and 6). Interaction between months and years were also observed here ($p = 0.002$), and catches in biomass started decreasing from 1999 and recovering from 2006, with substantial increase in biomass in the following years (Figure4). Biomass showed a non-linear relationship to phi, that is, there is a decrease in biomass in $\Phi > 4.5$ (Figure 4).

Table 5. Generalized Additive Models (GAMs) fitted to *Farfantepenaeus paulensis* and *F. brasiliensis* abundance and biomass error model = Gaussian. Variables show * when significant, and the best fitted model appears in *italic*.

Response variable	Model	Covariates p-value					Δ AIC
		Rain	Rain -1	Phi	OM	ENSO	
<i>F. paulensis</i> CPUE _n	Model 1	0.303	-	0.186	0.821	0.204	97.18
	<i>Model 2</i>	0.298	-	0.188		0.203	95.56
	Model 3		-	0.124		0.163	95.56
	Model 4	0.193	-	0.277			99.46
	Model 5	0.178	-			0.198	98.09
<i>F. brasiliensis</i> CPUE _n	Model 1	-	0.514	0.005*	0.386	0.117	150.32
	<i>Model 2</i>	-		0.003*	0.356	0.112	148.98
	Model 3	-		0.006*		0.108	151.96
	Model 4	-		0.007*	0.289		150.46
<i>F. paulensis</i> CPUE _w	Model 1	0.159	-	0.582	0.897	0.817	224.49
	Model 2	0.158	-	0.581		0.834	222.84
	Model 3	0.161	-	0.562			221.05
	<i>Model 4</i>	0.122	-				220.29
	Model 5		-				220.40
<i>F. brasiliensis</i> CPUE _w	Model 1	-	0.856	0.072	0.898	0.713	239.09
	Model 2	-	0.861	0.065		0.737	237.40
	Model 3	-		0.063		0.744	235.92
	<i>Model 4</i>	-		0.065			234.62
	Model 5	-					240.29

Table 6. Values of Estimate Standard deviation and error, t and p-value and deviance explained of the interaction of temporal variables and covariates selected in the best model.

Family: Gaussian		n = 110				
Link function: identity						
		Estimate	Std.	Error	t value	Pr (> t)
(Intercept)		0.36668		0.03208	11.43	<0.001*
		edf		Ref.df	F	P
<i>F. paulensis</i>	s(Month,Year)	16.607		21.264	5.885	<0.001*
CPUE _n	s(Rain)	1.543		1.903	1.021	0.298
	s(Phi)	2.016		2.422	1.472	0.188
	s(ENSO)	2.969		3.693	1.418	0.203
		Estimate	Std.	Error	t value	Pr (> t)
(Intercept)		0.81446		0.04307	18.909	<0.001*
ENSO		0.11880		0.07406	1.604	0.112
		edf		Ref.df	F	p value
<i>F. brasiliensis</i>	s(Month,Year)	15.803		20.501	4.017	<0.001*
CPUE _n	s(OM)	2.317		2.711	0.756	0.356
	s(Phi)	3.954		4.581	4.128	0.003*
		Estimate	Std.	Error	t value	Pr (> t)
(Intercept)		0.8596218		0.1269	6.774	<0.001*
Rain		0.0008804		0.0005	1.562	0.122
		edf		Ref.df	F	p value
<i>F. paulensis</i>	s(Month,Year)	14.16		18.8	2.998	<0.001*
CPUE _w						
		Estimate	Std.	Error	t value	Pr (> t)
(Intercept)		1.62877		0.0615	26.49	<0.001*
		edf		Ref.df	F	p value
<i>F. brasiliensis</i>	s(Month,Year)	14.712		19.340	2.426	0.002*
CPUE _w	s(Phi)	3.034		3.559	2.202	0.065

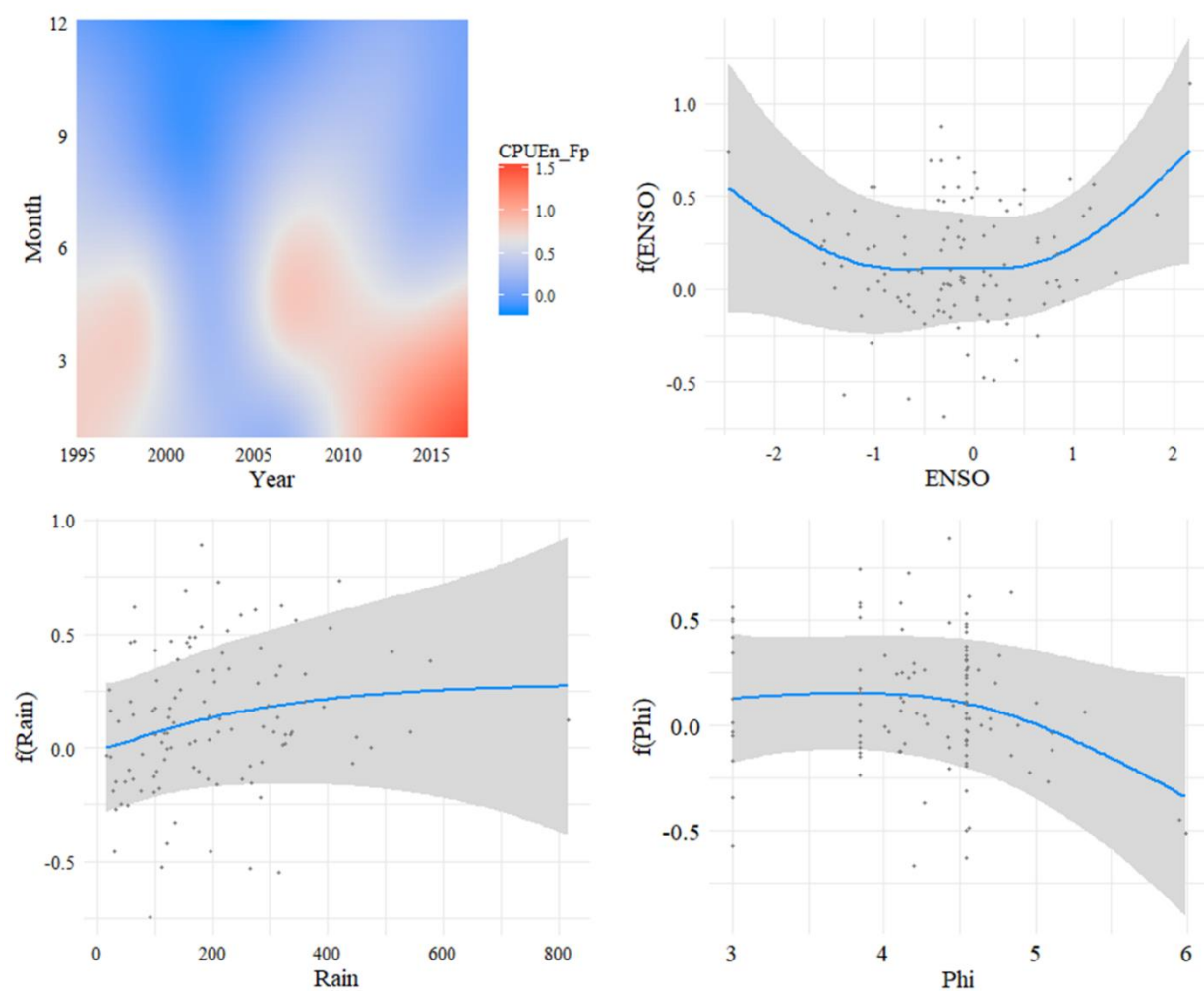


Figure 2. Monthly and annual variation of abundance (CPUE_n) of *Farfantepenaeus paulensis* (Fp) and its relation with the covariates selected in the best models: ENSO, Rain and Phi.

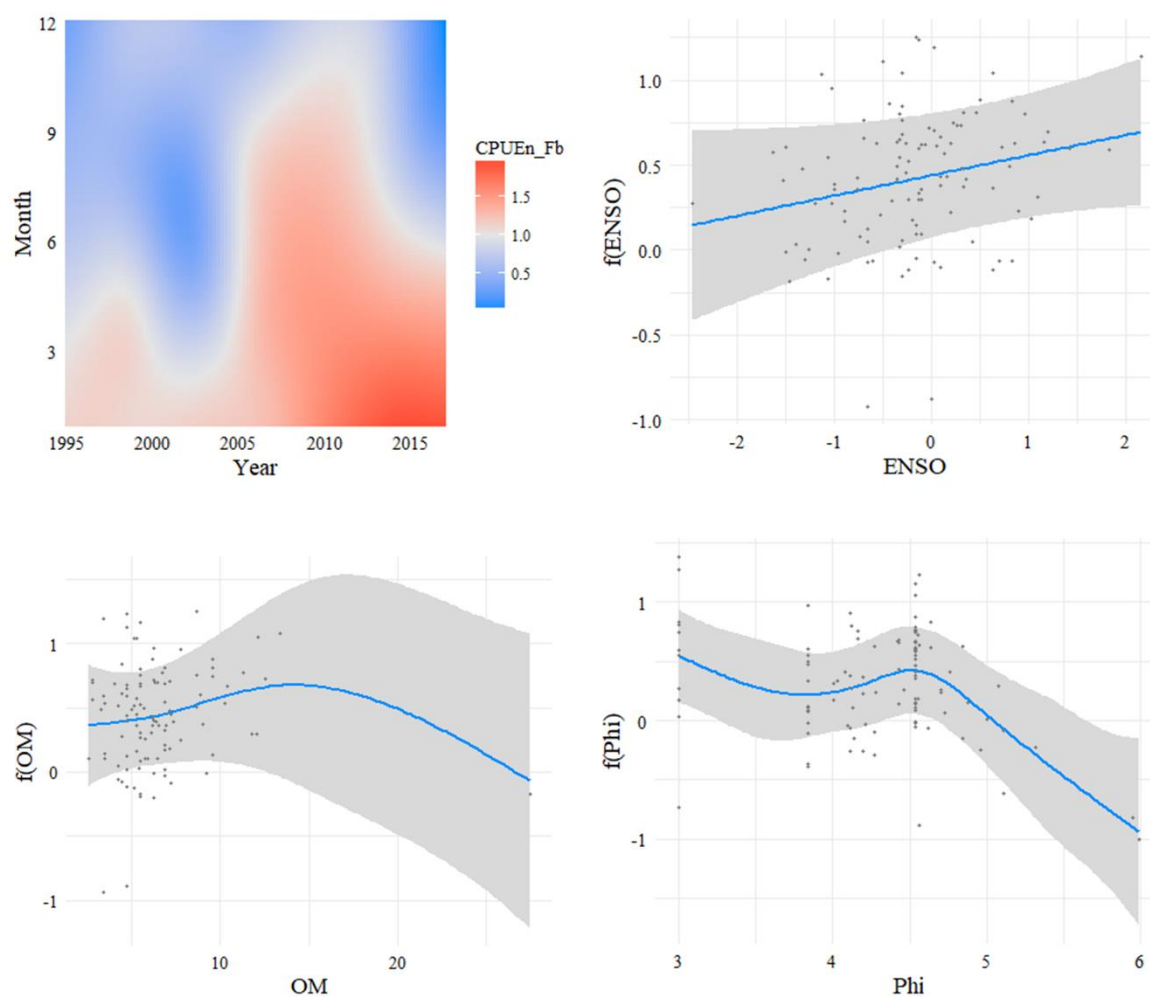


Figure 3. Monthly and annual variation of abundance (CPUE_n) of *Farfantepenaeus brasiliensis* (Fb) and its relation with the covariates selected in the best models: ENSO, OM and Phi.

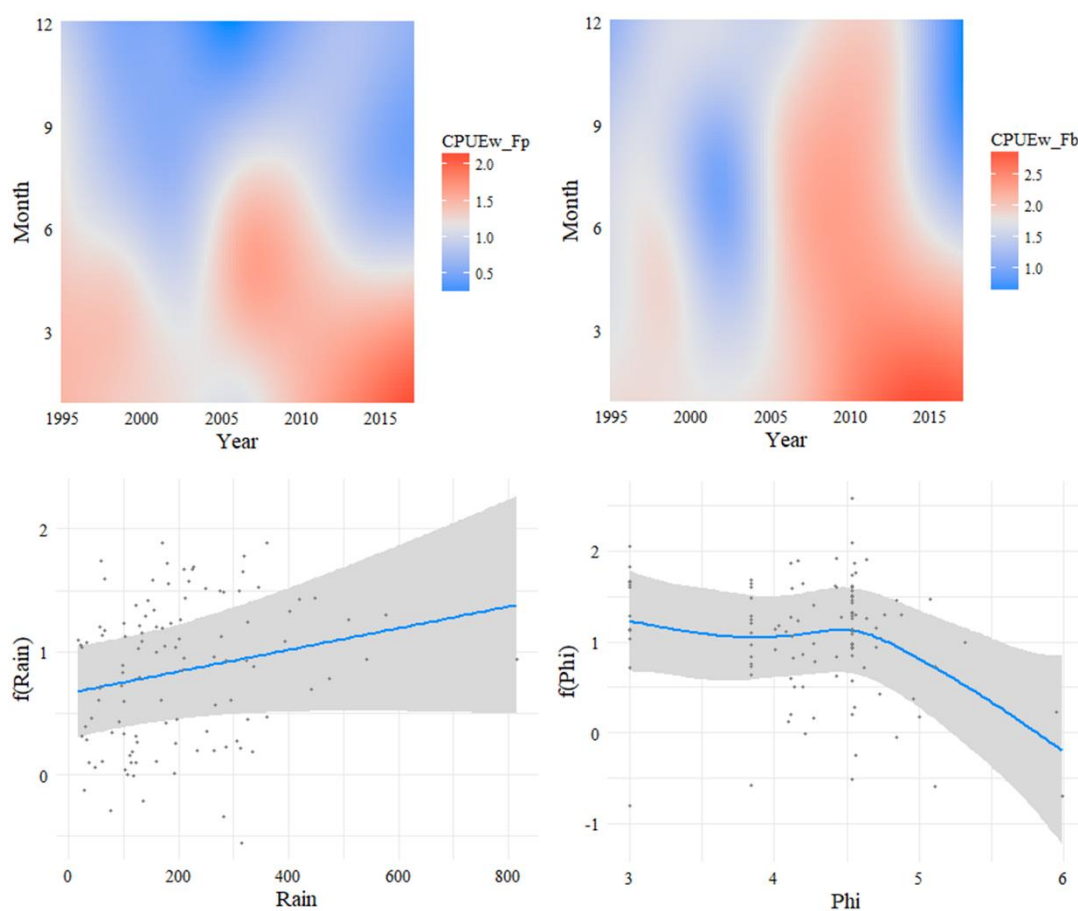


Figure 4. Monthly and annual variation of biomass (CPUE_w) of *Farfantepenaeus paulensis* (Fp) and *F. brasiliensis* (Fb) and its relation with the covariates selected in the best models: Rain and Phi respectively.

DISCUSSION

It is well known that time and climate affect the performance of individuals, and as result also the abundance and distribution of species, and that large-scale climate patterns provide a conceptual framework and a broader understanding of the changes observed in the physical environment (Stenseth et al. 2003). El Niño Southern Oscillation (ENSO) events were related to variability in conditions of environmental pressures that commercially affect important marine and estuarine species worldwide (Stenseth et al. 2002). The ENSO is the most prominent interannual climatic variability on Earth with large ecological and socioeconomic impacts, consisting of a cycle of anomalous increase of sea surface temperature (El Niño) or cooling (La Niña) in the Eastern Equatorial Pacific Ocean, with a considerable irregularity in its amplitudes, duration, temporal evolution and spatial structure (Chen & Majda, 2017).

Here we observed ENSO influencing both *Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis* abundances in Ubatuba Bay. There was a higher abundance of *F. paulensis* observed in periods of moderate La Niña and strong La Niña as well of El Niño moderate, strong and very strong, while the higher abundance of *F. brasiliensis* was higher only in El Niño periods, being notable the increase of abundance with the increase of El Niño strength.

Grim et al. (1998, 2000) pointed to the influence of El Niño on the significant increase of seasonal precipitation in the southern and southeastern regions of Brazil, especially in spring. As for most species of penaeids, the shrimps of the genus *Farfantepenaeus* migrate when post larvae into brackish waters of estuaries, and there is an evolution in their ability to withstand variations in salinity. In contrast, early larval stages of life (nauplius, protozoa and mysis) and juveniles when near adulthood show a lower tolerance to low salinities (Charmantier et al. 1988, Criales et al. 2011, Costa et al. 2016), and migrate to regions more conducive to their development, usually in places with salinities above 30. However, the environmental

conditions for growth are species-specific and may vary according to the life history and stage of development (Anger, 2001).

It is important to note that in the northern coast of São Paulo state, unlike *F. paulensis*, juveniles of *F. brasiliensis* do not enter the estuary and remain in shallow areas of the cove where fishing is not permitted, and in salinity above 30 (Costa et al. 2008). Possibly the high precipitation in the estuary and shallow areas near the mouth of the rivers, caused by the influence of El Niño, reduces the salinity in such a way that the juveniles of these species migrate to deeper portions of the bay.

Tsuzuki et al. (2003) investigated the performance of *F. paulensis* post-larvae in different salinities and found that it achieves an optimal performance at 10 ‰, which results in higher final weight, higher growth rate and biomass gain. Brito et al. (2000) observed that post larvae of *F. brasiliensis* did not have their survival affected in salinities between 15 and 35 ‰, reaching optimum performance at 35 ‰, which resulted in larger sizes and growth rates. The authors have delineated the concentration of lethal salinity of 10‰ for the species, and suggest that *F. brasiliensis* has a limited ability to tolerate low salinities.

Pereira & D`incao (2012) and Melo (2014) observed the relationship of years of intense rainfall caused by the influence of El Niño with the low catch and high mortality of juveniles of *F. paulensis* in the Patos Lagoon due to the abrupt decrease of the salinity. Browder et al. (2002) found in his study in the Bay of Florida that conditions of extremely low salinity coincided with areas where recruitment of *Farfantepenaeus duorarum* post larvae was minimal.

Salinity tolerance tests performed with *Farfantepenaeus aztecus* and *F. paulensis* revealed that the older the post-larvae, the lower the survival of individuals exposed to minimum salinities (Saoud & Davis, 2003; Tsuzuki et al., 2000), and juveniles probably are still less

tolerant of such variations. Another factor that may influence the exit of juveniles from the estuary would be the ammonia toxicity caused by the low salinity. Lin & Chen (2003) and Barbieri (2010) reported for *Litopenaeus vannamei* and *L. schmitti* respectively an increase in ammonia toxicity in juveniles living at low salinities. Exposure to ammonia-rich environments may increase the catabolism of amino acids, which are essential ions to regulate osmotic pressure, and reducing salinity concomitantly with exposure to high ammonia concentration may compromise osmoregulation or affect the energy consumption required for this activity (Barbieri, 2010; Criales, 2011).

Regarding La Niña, little information is available on its effects on Brazilian weather conditions, as well as decreases in rainfall in the South, decreases in winter temperatures in the Southeast, intense rainfall in the North and occasional in the semi-arid regions of the Northeast (Paes & Moraes, 2007). However, according to these authors, during La Niña, the main source of nutrients at shallow depths is represented by coastal ecosystems such as estuarine and mangrove complexes, together with tropical forests, since pelagic production is lower, and thus these environments are conducive to the development of commercial cathodic species, such as mullet, croaker and shrimp. Thus, decreases in rainfall conferring higher salinity in the estuaries and food availability probably explains why *F. brasiliensis* remained the shallower portions of the Bay.

However, *F. paulensis* was present in the bay in greater abundance in periods of moderate and strong La Niña. Maybe there are other drivers coupled with La Niña, beyond the ones analyzed here, stimulating the entrance of *F. paulensis* in the bay. Wind stress, wave exposure, sea level are hydrodynamic factors that strongly affect larvae (Denny & Wetthey 2001). Boening et al. (2012) observed that the 2010/2011 La Niña was the strongest ENSO cold event in the past 80 years and led to a significant decrease in global mean sea level.

Phi influenced both species abundance and *F. brasiliensis* biomass, being that abundance and biomass decreased when Phi was higher than 4.5 (i.e silt and clay). Costa et al. (2016) also observed the preference of *F. paulensis* and *F. brasiliensis* for sediments with larger diameters and Lopes (2012) registered under laboratory conditions pink shrimps burying themselves completely in these types of sediment. When burying in very fine sediments, particles may enter the gills making the process of breathing more difficult, so species with a preference for finer sediments show a mechanism that reverse the exhalant water flow in order to prevent gills clogging (Ruello, 1973).

Organic matter content was another covariate influencing *F. brasiliensis* abundance. CPUE_n increased until MO of 15, and when in higher values of MO there was a decrease. It was probably because higher organic matter content is found in sediments of smaller diameters, that are able to retain due to their small particles (Castilho et al. 2008). Biomass of *F. paulensis* was influenced by the covariate rain, with higher CPUE_w in rainy periods. Rainfall events have been shown to stimulate local primary productivity when directly deposited in coastal waters (Paerl 1985, Paerl et al. 1990) which may be providing a greater source of food to this specie.

Despite of ENSO events, it is possible to notice the presence of *F. brasiliensis* since January through the whole sampling period, which may indicate that these juveniles are recruiting earlier than was previously thought, while *F. paulensis* recruitment seems to be more sensitive to ENSO events. The concern here is, if they migrate in months outside the closed season (March 1 to May 31), they will be caught in large numbers in the coastal region by artisanal fisheries targeting the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri*, before they reproduce, which may affect the maintenance of their populations (Costa et al. 2007, 2016). Nonetheless, there was an increase in catches in the last years of sampling.

We are able to conclude that the species occurrence in Ubatuba bay varied according to the years and the seasonality, with tendencies of maintenance of the populations even with recruitment starting earlier than the closure period. However, the different degrees of dependence with common variables (ENSO) and the difference in relation to other variables (Rain, Phi and MO) generated distinct temporal patterns, indicating a certain degree of asynchrony among populations.

REFERENCES

- Ab'Saber, A.N. 2001. **Litoral do Brasil – Brazilian Coast**. Metalivros, São Paulo, 286p.
- Akaike, H. 1973. **Information theory and an extension of the maximum likelihood principle**. *International Symposium on Information Theory*, 2nd edn (eds B.N. Petran & F. Csaaki), pp. 267–281. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary.
- Albertoni, E. F.; Palma-Silva, C. & Esteves, F. A. 2003. Crescimento e fator de condição na fase juvenil de *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante) (Crustácea, Decapoda, Penaeidea) em uma lagoa costeira tropical do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, **20** (3): 409-418.
- Anger, K. 2001. **The biology of decapod crustacean larvae** (Crustacean Issues 14). Rotterdam, A.A. Balkema Publishers.
- Aragón-Noriega, E.A. & Alcántara-Razo, E.E. 2005. Influence of sea surface temperature on reproductive period and size at maturity of brown shrimp (*Farfantepenaeus californiensis*) in the Gulf of California. **Marine Biology**, **146**: 373-379.
- Arreguín-Sánchez, F. 2002. Impact of harvesting strategies on fisheries and community structure on the Continental Shelf of the Campeche Sound, Southern Gulf of Mexico. **Fisheries Centre Research Reports**, **10** (2): 127-134.
- Bacha, M.; Jeyid, M.A.; Vantrepotte, V.; Dessailly, D. & Amara, R. 2016. Environmental effects on the spatio-temporal patterns of abundance and distribution of *Sardina pilchardus* and sardinella off the Mauritanian coast (North-West Africa). **Fisheries Oceanography**, **26**(3): 282-298.

- Barbieri, E.; Bondioli, A. C. V.; Melo, C. B & Henriques, M. B. 2014. Effects of low salinity on juvenile pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante 1967, Crustacea). **Marine and Freshwater Behaviour and Physiology**, **47**(4):273-283.
- Boening, C.; Willis, J.K.; Landerer, F.W.; Nerem, R.S. & Fasullo, J. 2012. The 2011 La Niña: So strong, the oceans fell. **Geophysical Research Letters**, **39**: L19602.
- Boff, M.H. & Marchiori, M.A. 1984. The effect of temperature on larval development on the pink shrimp *Penaeus paulensis*. **Atlântica**, **7**: 7-13.
- Boos, H.; Costa, R.C.; Santos, R.A.F.; Dias-Neto, J.; Severino-Rodrigues, E.; Rodrigues, L.F.; D’Incao, F.; Ivo, C.T.C. & Coelho, P.A. 2016. Avaliação dos Camarões Peneídeos (Decapoda: Penaeidae). Cap. 23: p. 300-317. In: Pinheiro, M. & Boos, H. (Org.). **Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014**. Porto Alegre, RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC, 466 p.
- Boschi, E.E. 2000. Species of decapod crustaceans and their distribution in the marine zoogeographic provinces. **Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero**, **13**: 7–136.
- Brito, R.; Chimal, M.E & Rosas, C. 2000. Effect of salinity in survival, growth, and osmotic capacity of early juveniles of *Farfantepenaeus brasiliensis* (Decapoda: penaeidae). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **244**:253-263.
- Browder, J.A.; Zein-Eldin, Z.; Criales, M.M.; Robblee, M.B.; Wong, S.; Jackson, T.L. & Johnson, D. 2002. Dynamics of pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) recruitment potential in relation to salinity and temperature in Florida Bay. **Estuaries**, **25**:1355–1371.
- Castilho, A.L.; Pie, M.R.; Fransozo, A.; Pinheiro, A.P & Costa, R.C. 2008. The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, **88**(1): 119–123.

- Castro-Filho, B.M.; Miranda, L.B.; Myao, S.Y. 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, **35** (2):135-151.
- Charmantier, G.; Charmantier-Daures, M.; Bouaricha, N.; Thuet, P.; Aiken, D.E & Trilles, J.P. 1988. Ontogeny of osmoregulation and salinity tolerance in two decapod crustaceans: *Homarus americanus* and *Penaeus japonicus*. **The Biological Bulletin**, **175**: 102-110.
- Chen, N & Majda, A.J. 2017. Simple stochastic dynamical models capturing the statistical diversity of El Niño Southern Oscillation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**.
- Costa, R.C & Fransozo, A. 1999. A nursery ground for two tropical pink-shrimp *Penaeus* species: Ubatuba bay, northern coast of São Paulo, Brazil. **Nauplius**, **(7)**: 73–81.
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Melo, G.A.S & Freire, F.A.M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo state, Brazil. **Biota Neotropica**, **3** (1): 1-12.
- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Freire, F.A.M & Castilho, A.L. 2007. Abundance and ecological distribution of the “sete-barbas” shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) in three bays of the Ubatuba region, Southeastern, Brazil. **Gulf and Caribbean Research**, **19**: 33–41.
- Costa, R.C.; Lopes, M.; Castilho, A.L.; Fransozo, A & Simões, S. M. 2008. Abundance and distribution of juvenile pink shrimps *Farfantepenaeus* spp. In a mangrove estuary and adjacent bay on the northern shore of São Paulo State, southern Brazil. **Invertebrate Reproduction and Development**, **52**: 51-58.
- Costa, R.C.; Bochini, G. L.; Simões, S. M.; Lopes, M.; Sancinetti, G.; Castilho, A. L & Fransozo, A. 2016. Distribution pattern of juveniles of the pink shrimps *Farfantepenaeus*

- brasiliensis* (Latreille, 1817) and *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) on the southern Brazilian coast. **Nauplius**, **24**: 1-10.
- Costa, R.F.; Yasumaru, F.A & Lemos, D. 2010. Nursery performance of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) postlarvae in different salinities. **Zoologia**, **27** (3): 317–323.
- CPC (Climate Prediction Center). 2018. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). El Niño-Southern Oscillation (ENSO) data. http://cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml (last accessed 05 June 2018).
- Criales, M.M.; Zink, I.C.; Browder, J.A & Jackson, T.L. 2011. The effect of acclimation salinity and age on the salinity tolerance of pink shrimp postlarvae. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **409**: 283-289.
- DAEE (Department of Waters and Electric Energy), 2018. Rainfall data. <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br> (last accessed 05 June 2018).
- Damalas, D.; Megalofonou, P.; & Apostolopoulou, M. 2007. Environmental, spatial, temporal and operational effects on swordfish (*Xiphias gladius*) catch rates of eastern Mediterranean Sea longline fisheries. **Fisheries Research**, **84**: 233–246.
- Denis, V.; Lejeune, J.; & Robin, J. P. 2002. Spatio-temporal analysis of commercial trawler data using General Additive models: patterns of Loliginid squid abundance in the north-east Atlantic. – **ICES Journal of Marine Science**, **59**: 633–648.
- Denny, M. & Wetthey, D. 2001. Physical processes that generate patterns in marine communities. In ‘Marine Community Ecology’. (Eds M. D. Bertness, S. D. Gaines and M. E. Hay.) pp. 3–37.

- Dias Neto, J. 2011. **Proposta de Plano nacional de Gestão para uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil**. Brasília: IBAMA.
- Dias-Neto, J. 2015. **O uso da biodiversidade aquática no Brasil: uma avaliação com foco na pesca**. / José Dias Neto e Jacinta de Fátima Oliveira Dias. – Brasília: Ibama, 290 pags.
- Die, D.J & Ellis, N. 1999. Aggregation dynamics in penaeid fisheries: banana prawns (*Penaeus merguensis*) in the Australian Northern Prawn Fishery. **Marine and Freshwater Research**. **50**: 667-675.
- D’Incao, F. 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na lagos dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, **13** (1): 159-169.
- D’Incao, F.; Valentini, H & Rodrigues, L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. 1965-1999. **Atlântica**, **24** (2): 49-62.
- Edgar, G.J.; Barrett, N.S.; Graddon, D.J & Last, P.R. 2000. The conservation significance of estuaries: A classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. **Biological Conservation**, **92**: 383–397.
- Ferreira, L & Soomai, S. 2001. Trinidad and Tobago, shrimp and groundfish fisheries. **FAO Fish. Rep**, **651**: 105-114.
- Gillett, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. **FAO Fisheries Technical Papers**, **475**.
- Griffin, W.; Hendrickson, H.; Oliver, C.; Matlock, G.; Bryan, C. E.; Riechers, R & Clark, J. 1993. An economic analysis of Texas shrimp season closure. **Marine Fisheries Review**, **54**(3): 21–28.
- Grimm, A. M.; Ferraz, S.E.T & Gomes, J. 1998. Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with El Niño and La Niña events. **Journal of Climate**, **11**(11): 2863-2880.
- Grimm, A.M.; Barros, V.R & Doyle, M.E. 2000. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. **Journal of Climate**, **13**(1): 35-58.

Gulland, J.A. 1989. The optimum opening date in shrimp fishing: a sensitivity analysis. **Kuwait Bulletin of Marine Science**, **10**: 71–79.

IBAMA (Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources) – <http://www.ibama.gov.br/biodiversidade-aquatica/periodos-de-defeso/defesos-marinhos>.
(last accessed 12 September 2018).

Kolling, J.A & Ávila-da-Silva, A.O. 2014. Evaluation of determinants of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) catch abundance along a Southwest Atlantic subtropical shelf. **ICES Journal of Marine Science**, **71**(7): 1793–1804.

Leite Jr, N.O & Petrere Jr, M. 2006. Stock assessment and fishery management of the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* Pérez-Farfante. **Brazilian Journal of Biology**, **66** (1B): 263-277.

Lin, C.Y & Chen, J.C. 2003. Acute toxicity of nitrite on *Litopenaeus vannamei* (Boone) juveniles at different salinity levels. **Aquaculture**, **224** (1–4): 193–201.

Lopes, M. 2012. Distribuição e dinâmica populacional dos camarões-rosa, *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) e do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda: Dendrobranchiata: Penaeidae) no complexo baía-estuário de Santos - São Vicente, São Paulo, Brasil: subsídios científicos para a averiguação do período ideal de defeso. Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu, Brazil, Ph.D. Thesis. 139p. [Unpublished]

Mantelatto, F.L. M & Fransozo, A. 1999. Characterization of the physical and chemical parameters of Ubatuba Bay, northern coast of São Paulo State, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, **59**(1): 23-31.

Melo, P.P. 2014. Variabilidade de longo prazo de juvenis do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante 1967) (Decapoda: Penaeidae) em zonas rasas do estuário da

- Lagoa dos Patos, Sul do Brasil. Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, Brazil. Masters Dissertation. 26p.
- Moraes, L.E.; Paes, E.; Garcia, A.; Moller, O. & Vieira, P. 2012. Delayed response of fish abundance to environmental changes: a novel multivariate time-lag approach. **Marine Ecology Progress Series**, **456**:159-168.
- Paes, E. T & Moraes, L.E.S. 2007. A new hypothesis on the influence of the El Niño/La Niña upon the biological productivity, ecology and fisheries of the Southern Brazilian Bight. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, **2**(2):94-102.
- Paerl, H.W. 1985. Enhancement of marine primary production by nitrogen-enriched acid rain. **Nature**, **316**: 747-749.
- Paerl, H.W.; Rudek, J & Mallin, M.A. 1990. Stimulation of phytoplankton production in coastal waters by natural rainfall inputs: nutritional and trophic implications. **Marine Biology**, **107**: 247-254.
- Pereira, N & D’Incao, F. 2012. Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with El Niño and La Niña phenomena in Patos Lagoon, souther Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, **92**(7): 1451–1456.
- Program for Monitoring the Marine and Estuarine Fisheries Activity of the Fisheries Institute (PMAP). www.propesq.pesca.sp.gov.br (last accessed 08 February 2018).
- Rajakumaran, P.; Vaseeharan, B. 2014. Survey on penaeidae shrimp diversity and exploitation in South East Coast of India. **Fisheries and Aquaculture Journal**, **5**: 103-108.

- Ruello, N.V. 1973. Burrowing, feeding, and spatial distribution of the school prawn *Metapenaeus macleayi* (Haswell) in the Hunter River region, Australia. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **13**(3): 189–206.
- Sacau, M.; Pierce, G.J.; Wang, J.; Arkhipkin, A.I.; Portela, J.; Brickle, P.; Santos, M.B.; Zuur, A.F & Cardoso, X. 2005. The spatio-temporal pattern of Argentine shortfin squid *Illex argentinus* abundance in the southwest Atlantic. **Aquatic Living Resources**, **18**:361-372.
- Santana, O.; Silveira, S & Fabiano, G. 2015. Catch variability and growth of pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in two coastal lagoons of Uruguay and their relationship with ENSO events. **Brazilian Journal of Oceanography**, **63**(3): 355-362.
- Saoud, P & Davis, D.A. 2003. Salinity tolerance of brown shrimp *Farfantepenaeus aztecus* as it relates to postlarval and juvenile survival, distribution and growth in estuaries. **Estuaries**, **26** (4A): 970–974.
- Stenseth, N.C.; Mysterud, A.; Ottersen, G.; Hurrell, J.W.; Chan, K.S & Lima, M. 2002. Ecological effects of climate fluctuations. **Science**, **297**:1292-1296
- Stenseth, N.C.; Ottersen, G.; Hurrell, J.W.; Mysterud, A.; Lima, M.; Chan, K.S.; Yoccoz, N.G & Ådlandsvik, B. 2003. Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: the North Atlantic Oscillation, El Nino Southern Oscillation and beyond. **Proceedings of the Royal Society of London B**, **270**: 2087-2096.
- Teodoro, S.S.A.; Terossi, M.; Costa, R.C & Mantelatto, F. L.M. 2015. Genetic homogeneity in the comercial pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* revealed by COI barcoding gene. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **166**: 124-130.

- Tian, S.; Chen, X.; Chen, Y.; Xu, L & Dai, X. 2009. Standardizing CPUE of *Ommastrephes bartramii* for Chinese squid-jigging fishery in Northwest Pacific Ocean. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, **27**: 729–739.
- Tsuzuki, M.Y.; Cavalli, R.O & Bianchini, A. 2000. The effects of temperature, age, and acclimation to salinity on the survival of *Farfantepenaeus paulensis* postlarvae. **Journal of the World Aquaculture Society**, **31**: 459–468.
- Tsuzuki, M.Y.; Cavalli, R.O & Bianchini, A. 2003. Effect of salinity on survival, growth, and oxygen consumption of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez- Farfante 1967). **Journal of Shelf Research**, **22**:555–559.
- Tucker, M. 1988. **Techniques in sedimentology**. Oxford: Blackwell, Blackwell Scientific Publications, Boston 394p.
- Valentini, H.; D’Incao, F.; Rodrigues, L. F. & Dumont, L.F. 2012. Evolução da pescaria industrial de camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) na costa sudeste e sul do Brasil – 1968-1989. **Atlântica**, **34**(2), 157-171.
- Valentini, H.; D’Incao, F.; Rodrigues, L.F.; Rebelo Neto, J.E. & Rahn, E. 1991. Análise da pesca do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) nas regiões sudeste e sul do Brasil. **Atlântica**, **13** (1): 143-157.
- Villarreal, H. & Hernandez-Llamas, A. 2005. Influence of temperature on larval development of Pacific brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis*. **Aquaculture**, **249**: 257– 263.
- Watson, R.A & Restrepo, V.R. 1995. Evaluating closed season options with simulation for a tropical shrimp fishery. **ICES Marine Science Symposia**, **199**: 391–398.
- Wood, S. N. 2006. **Generalized Additive Models: An Introduction with R**. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL. 391 pp.

Ye, Y. 1998. Assessing effects of closed seasons in tropical and subtropical penaeid shrimp fisheries using a length-based yield-per-recruit model. **ICES Journal of Marine Science**, 55: 1112–1124.

Zar, J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. 2nd edition. Prentice-Hall, New Jersey.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.J.; Savaliev, A.A & Smith, G.M. 2009. **Mixed effects models and extensions in R**; Gail M, Krickeberg K, Samet JM, Tsiatis A, Wong W, editors. New York: Springer.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N & Elphick, C.S. 2010. **A protocol for data exploration to avoid commonstatistical problems**. *Methods in Ecology and Evolution*. 1: 3–14.

SUPPLEMENTAR MATERIAL

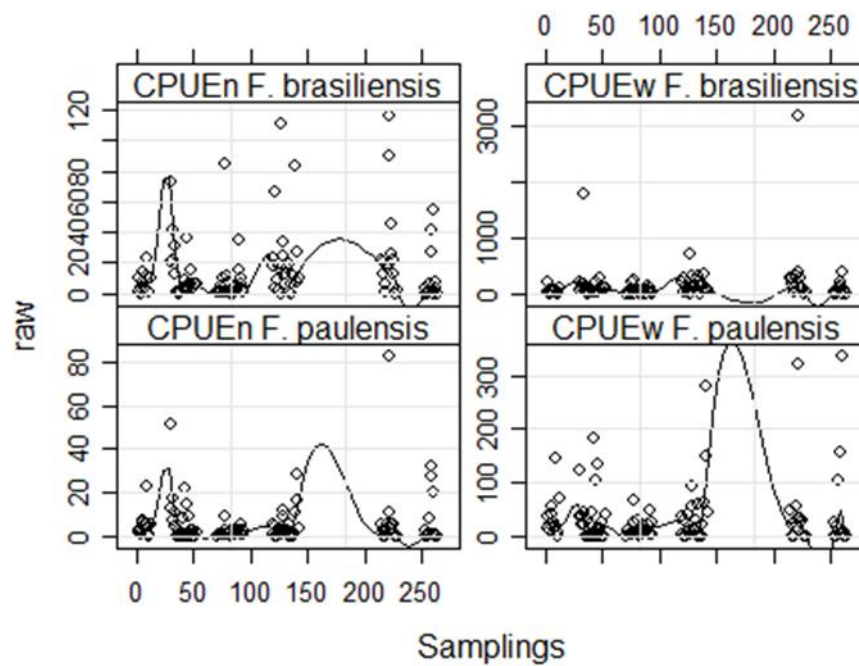


Figure 1. Checking for outliers in raw data through scatterplots.

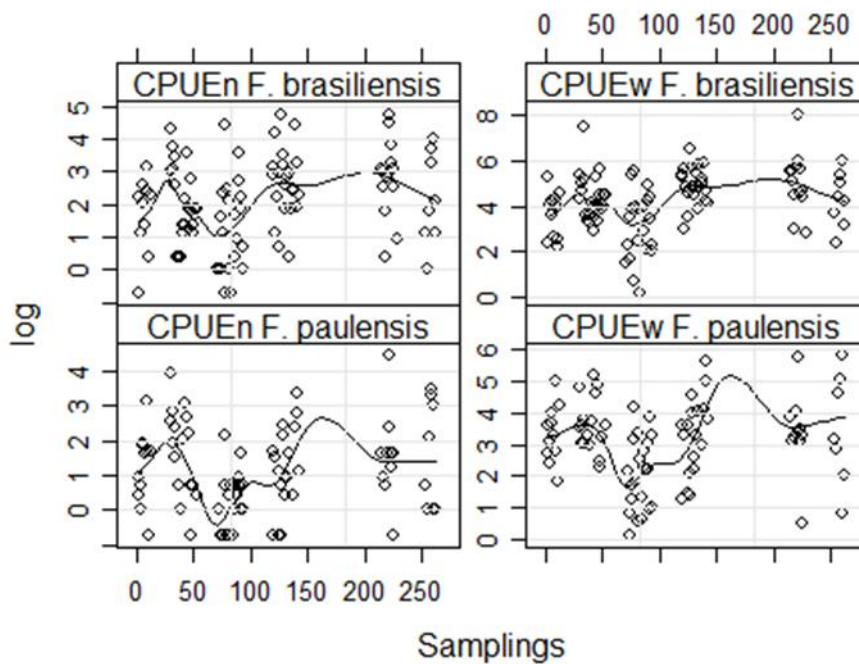


Figure 2. Checking for outliers in logarithmized data through scatterplots.

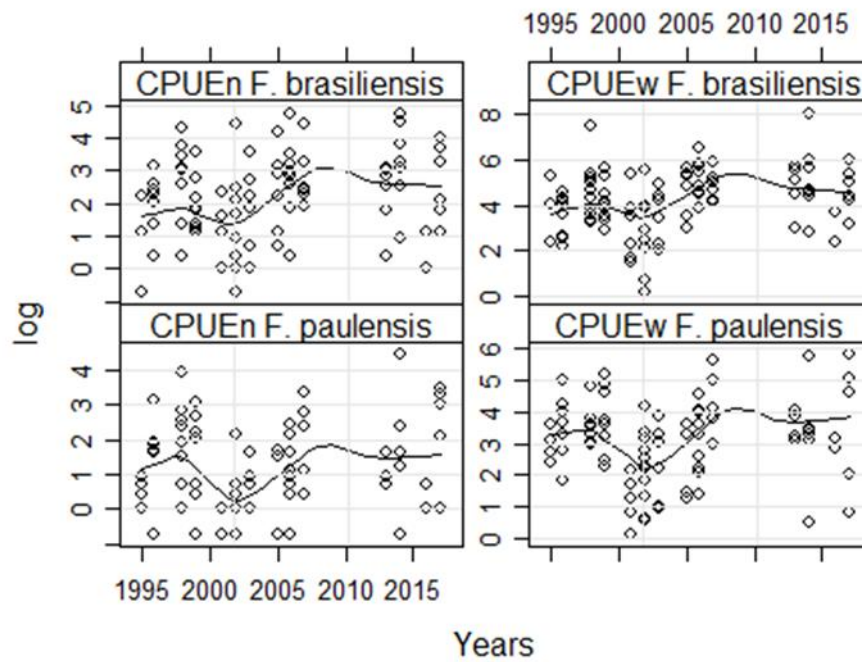


Figure 3. Checking for outliers in logarithmized data through scatterplots.

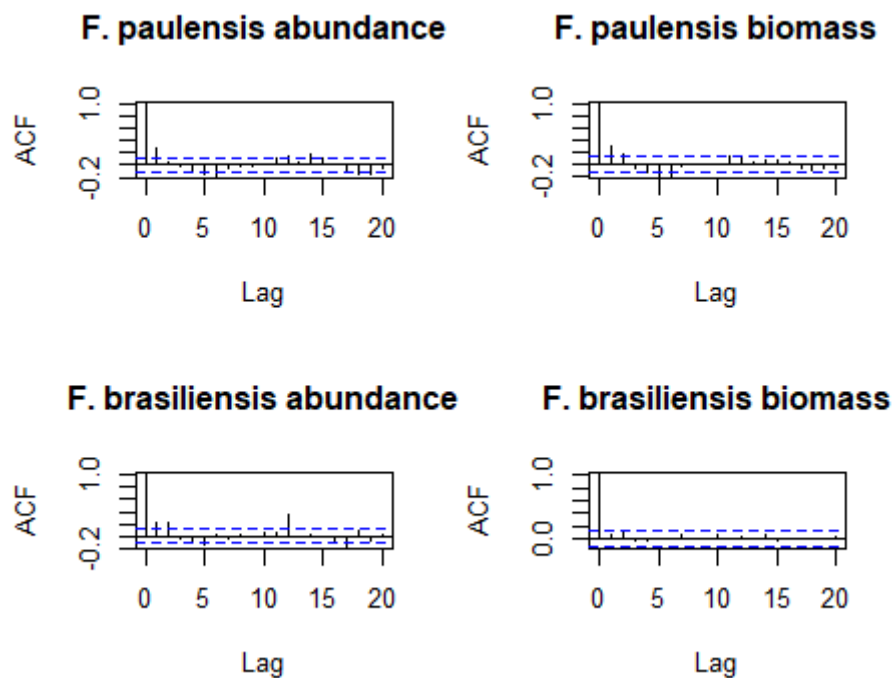


Figure 4. Checking for temporal correlation in response variables using autocorrelation function.

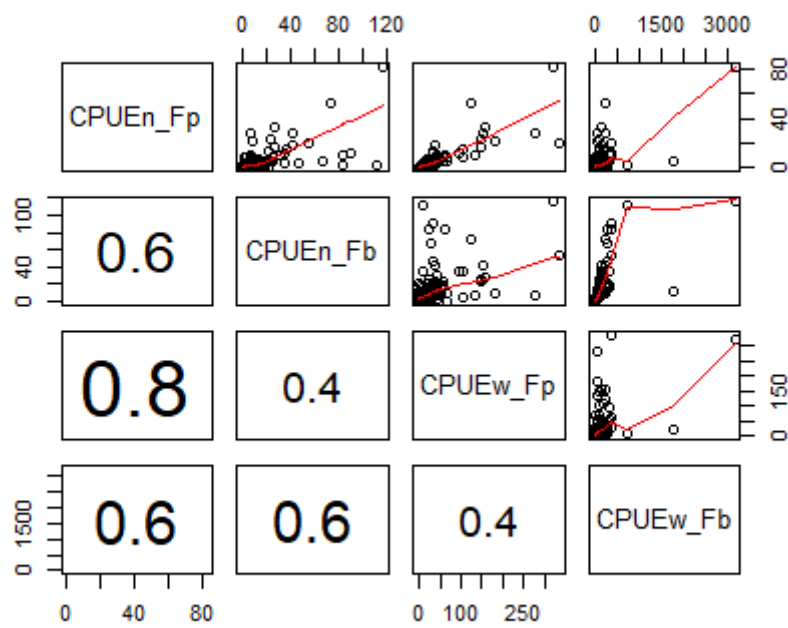


Figure 5. Checking for correlation among response variables through pairplot graphs.

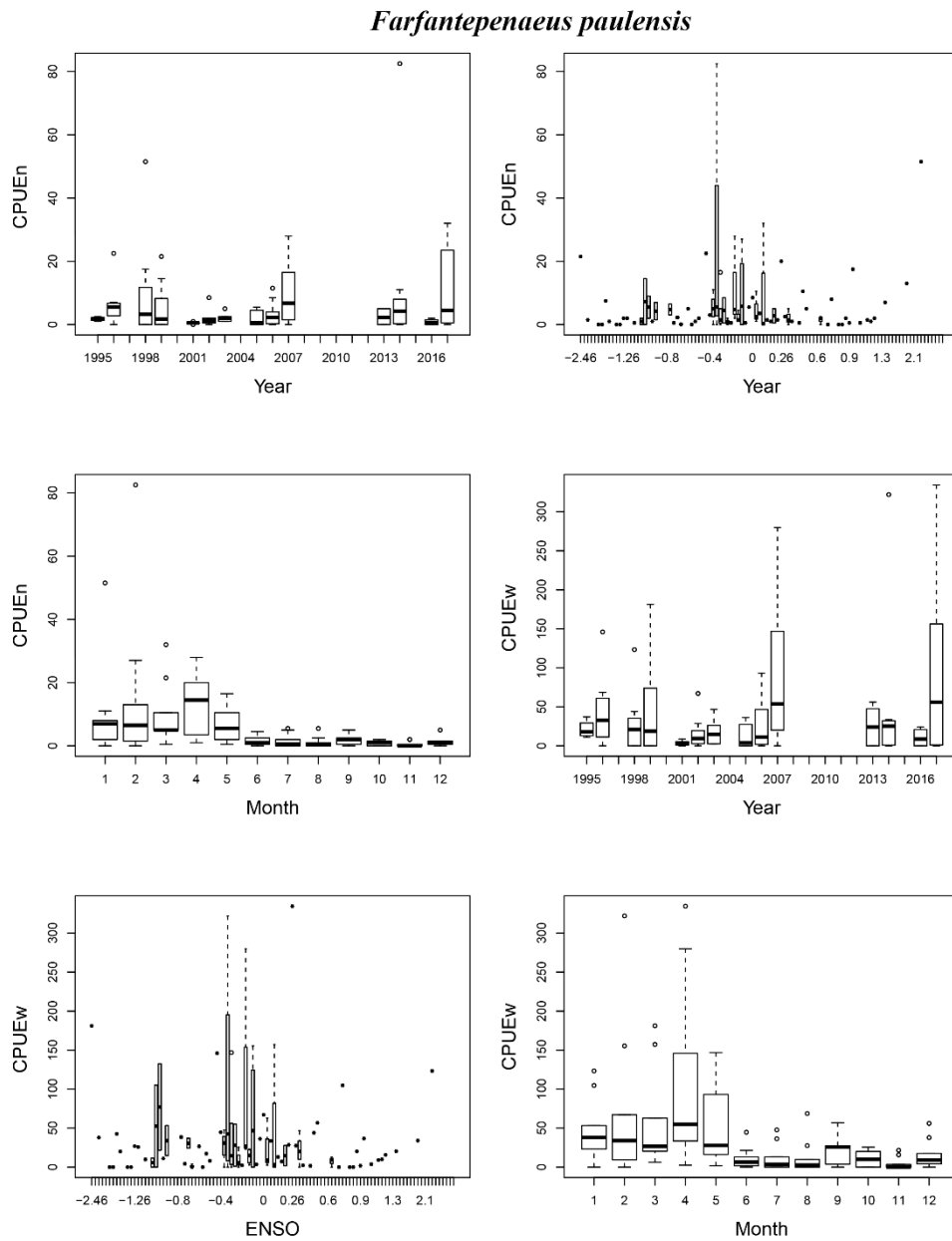


Figure 6. Checking for outliers in CPUE_n and CPUE_w of *Farfantepenaeus paulensis* by boxplot graphs in ENSO events and temporal scale.

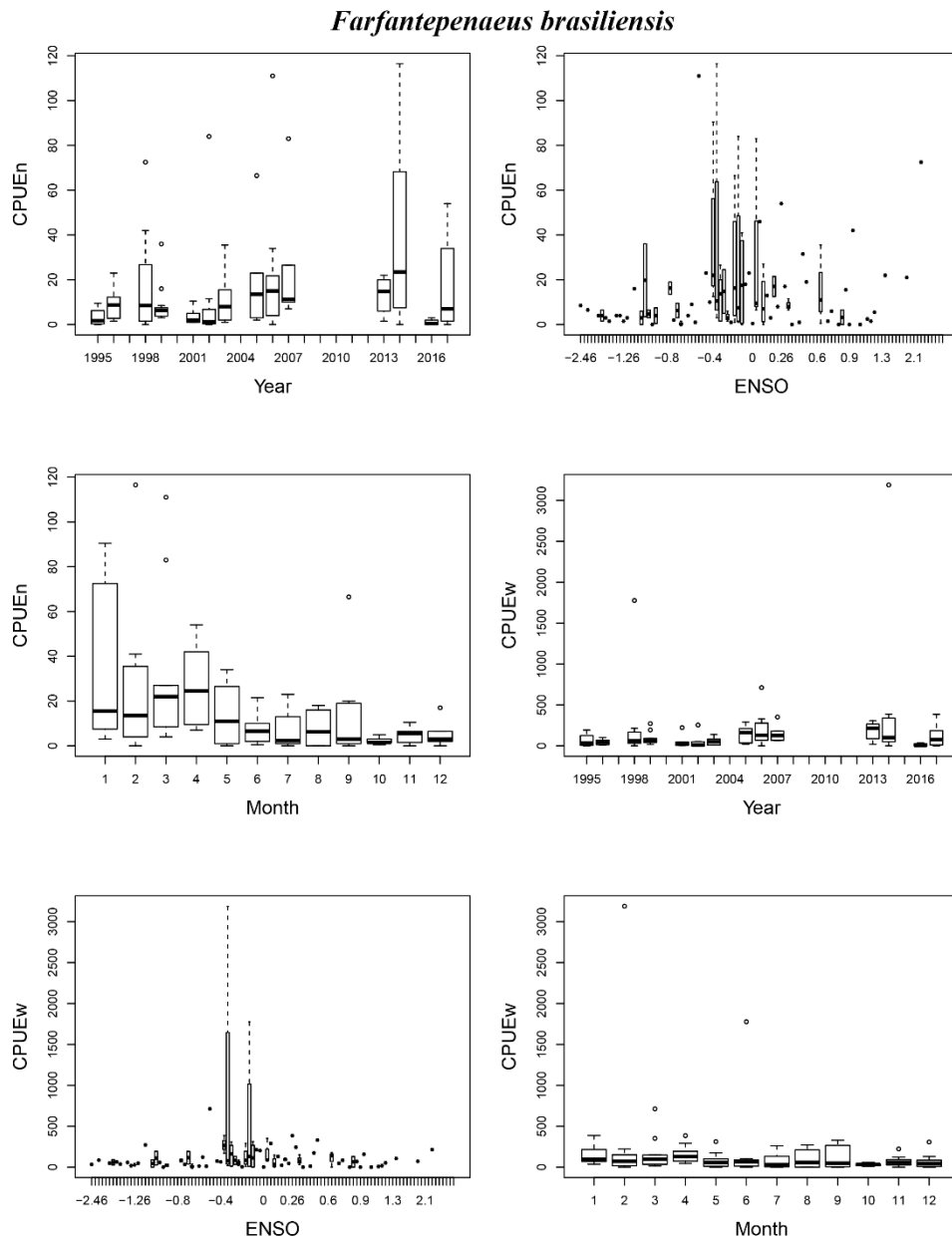


Figure 7. Checking for outliers in CPUEn and CPUEw of *Farfantepenaeus brasiliensis* by boxplot graphs in ENSO events and temporal scale.

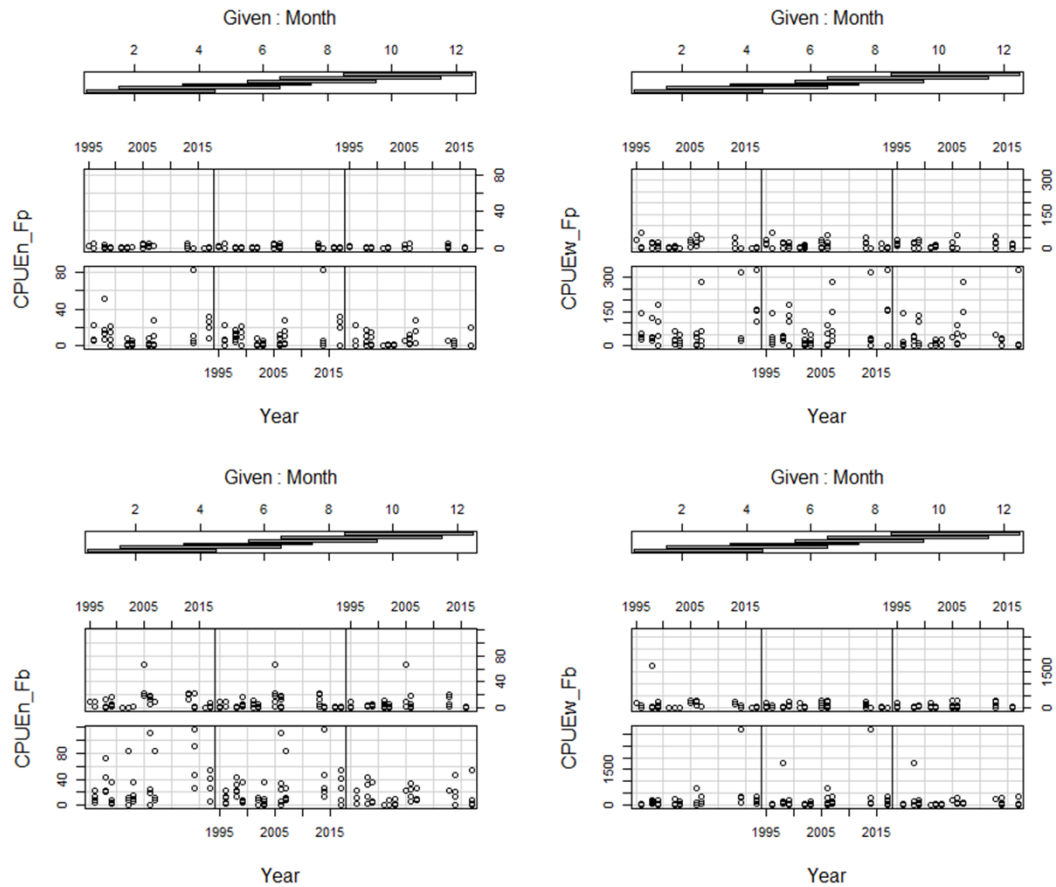


Figure 8. Coplot for the response variables: *F. paulensis* CPUEn and CPUEw, and *F. brasiliensis* CPUEn and CPUEw. The lower left panel shows a scatterplot between response variable and year and the upper right panel in months.

Capítulo 2

Dinâmica populacional de
Farfantepenaeus paulensis e *F.*
brasiliensis a longo prazo na Enseada de
Ubatuba, litoral norte paulista

RESUMO

Os camarões-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis* são intensamente pescados no litoral sudeste do Brasil, e a constante pressão pesqueira faz necessária a ocorrência de avaliações precisas dos estoques a fim de se realizar um manejo eficiente. O presente estudo buscou avaliar em um período de 22 anos os parâmetros de crescimento: taxa de crescimento (k), longevidade ($t_{máx}$) e tamanho assintótico (L_{∞}) e a maturidade sexual das duas espécies na Enseada de Ubatuba. Os valores de k para ambas as espécies são maiores do que o reportado por estudos anteriores com estas mesmas espécies, o que provavelmente se deve à maioria dos indivíduos analisados neste estudo serem juvenis, uma vez que estes investem mais em crescimento somático a fim de escapar de predadores e atingir a maturidade sexual. Não houve grande variação entre k das fêmeas durante os anos amostrados, sendo possível notar um pequeno aumento no $t_{máx}$ e no L_{∞} ao longo dos anos para as duas espécies. Entre as espécies as variáveis populacionais k e $t_{máx}$ se mantiveram similares exceto durante 2005/2007 no qual k foi maior para *F. brasiliensis*. Notou-se que *F. brasiliensis* apresentou L_{∞} ligeiramente maior do que *F. paulensis* ao longo dos anos. A maturidade sexual para ambas as espécies ocorreu a partir dos 22 mm nos anos amostrados. Assim, é necessário que o manejo dos estoques leve em consideração os efeitos interativos da pesca, clima entre outras pressões. Estudos similares a esse com os estoques de adultos são aconselháveis para confirmar a eficácia do período de defeso para a área.

Palavras-chave: Crescimento, Longevidade, Maturidade sexual, camarões-rosa, Penaeidae.

INTRODUÇÃO

Historicamente, o homem reconhece há muito tempo os peneídeos como um grupo distinto entre os muitos crustáceos de cauda longa usados como alimento (Dall et al. 1990). Atualmente, camarões marinhos e dulcícolas são *commodities* amplamente comercializadas, representando o segundo grupo principal de pescarias exportadas em termos de valor (FAO 2018). O aumento global das capturas de camarões Penaeidae em todo o mundo trouxe a necessidade de gerir adequadamente estas pescarias (Lopes et al. 2017).

Os camarões-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) estão entre os peneídeos mais comercializados na costa sudeste do Brasil (Dias- Neto, 2011, Costa et al. 2016). Ambas as espécies são exploradas por dois tipos de frotas durante diferentes fases de seu ciclo de vida: a frota industrial explora os adultos em mar aberto, enquanto que a pescaria artesanal atinge juvenis em ambientes estuarinos e lagoas costeiras (D’Incao 1991).

Devido à considerável pressão de pesca e às altas taxas de exploração dos estoques de camarão rosa, avaliações precisas são de importância crítica para a gestão e sustentabilidade deste recurso (Diaz et al., 2001). Neste sentido, a descrição da dinâmica populacional é central para a compreensão dos processos de recrutamento e desenvolvimento de estoques reprodutivos (Castilho et al. 2015). Dessa forma, a obtenção de informações sobre a idade é imprescindível, uma vez que formam a base para o cálculo de características importantes da história de vida, como longevidade, taxa de crescimento, mortalidade e idade na maturidade sexual, e a determinação precisa da idade é fundamental para avaliações precisas destes estoques (Sheehy 1990, Campana 2001, Kilada & Driscoll 2017). Dentre os métodos para determinação de idade, a análise de frequência de tamanho é a mais difundida para populações selvagens de camarões devido à longevidade relativamente curta do grupo, bem como por este

método fornecer informações confiáveis sobre sobrevivência de coortes ao longo do tempo (Oh et al. 1999, Hartnoll 2001, Vogt 2011, Kilada & Driscoll 2017).

Diversos autores avaliaram crescimento e longevidade de *F. brasiliensis* e *F. paulensis*. Mello (1973) e Leite JR & Petrere JR (2006), Lopes (2012) e Salvati (2017) avaliaram o crescimento das duas espécies na baixada santista e no extremo sul de São Paulo. Vilela et al. (1997) abordou o crescimento de *F. brasiliensis* no Rio de Janeiro, e D’Incao (1984) o de *F. paulensis* na Lagoa dos Patos e Santana et al. (2015) em lagoas costeiras no Uruguai. No entanto, nenhum destes avaliou as variações destes parâmetros ao longo do tempo. No caso de outras espécies do gênero, Diaz et al. (2001) avaliaram o crescimento de *F. duorarum* nos Estados Unidos, e Morales-Bojórquez et al. (2013) de *F. californiensis* durante um período de amostragens de 17 anos no México.

Considerando que a gestão dos camarões rosa no Estado de São Paulo se baseia apenas no controle dos esforços de pesca por meio do período de Defeso, informações sobre a variabilidade temporal no crescimento e maturidade sexual são cruciais para o manejo adequado destes estoques. Assim, o objetivo desse estudo foi investigar durante um período de 22 anos as taxas de crescimento e a longevidade por sexo de *Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*, usando análises de frequência de comprimento para responder às seguintes questões: A pressão da pesca diminuiu o tamanho no qual os juvenis atingem a maturidade sexual? Houve diminuição da longevidade e tamanho máximo durante os 22 anos de amostragens? Com esse estudo espera-se obter um panorama atual sobre as populações de camarões rosa na Enseada de Ubatuba e fornecer informações básicas para futuros gerenciamentos de estoques.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem do material biológico

As amostras foram obtidas através de coletas mensais em 4 pontos da Enseada de Ubatuba (Figura 1) de 1995 a 2017 (Tabela 1). Toda a captura dos exemplares de *F. paulensis* e *F. brasiliensis* foi realizada com a mesma embarcação camaroeira, equipada com duas redes de arrasto do tipo “otter trawl” com malha de 20mm e 18mm no saco final. O esforço amostral foi de 30 minutos por ponto de coleta, totalizando uma área de cerca de 18.000 m² por arrasto.

O material foi triado na embarcação e armazenado em sacos plásticos com gelo picado, etiquetado e levado ao laboratório para análise. Todos os indivíduos coletados foram identificados de acordo com Costa et al. (2003) e Teodoro et al. (2016). Posteriormente foram pesados (g), mensurados quanto ao comprimento da carapaça (CCmm) e separados de acordo com o sexo.

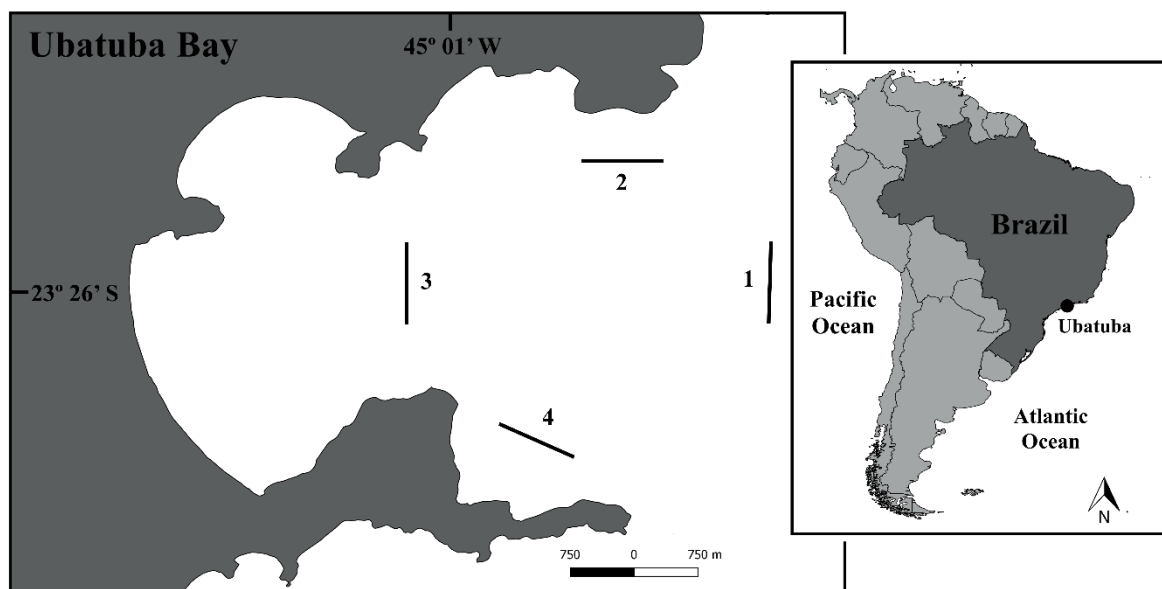


Figura 1. Mapa da Enseada de Ubatuba com indicação dos pontos 1, 2, 3 e 4.

Tabela 1. Períodos de amostragem entre 1995 e 2017 na Enseada de Ubatuba.

Year	Month											
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dez
1995												
1996												
1997												
1998												
1999												
2000												
2001												
2002												
2003												
2004												
2005												
2006												
2007												
2008												
2009												
2010												
2011												
2012												
2013												
2014												
2015												
2016												
2017												

Análise dos dados

A análise de crescimento foi realizada separadamente para machos e fêmeas. Para todos os meses de coleta em cada ano, a frequência dos comprimentos (CC) foi distribuída em classes de tamanho de 3mm, delimitadas a partir da fórmula de Sturges (1926) e as modas calculadas por meio do software “PeakFit” (PeakFit Inc. 1999, AISN Software Inc.).

Para as estimativas dos parâmetros de crescimento anual, todas as coortes escolhidas foram ajustadas ao modelo de crescimento de von Bertalanffy (1938) dada por $CC_t = CC_{\infty}[1 - e^{-k(t-t_0)}]$, onde a comprimento da carapaça CC_t é o tamanho estimado na idade t ; CC_{∞} é o tamanho assintótico; k , o coeficiente de crescimento e t_0 equivale à idade teórica que o organismo teria no tamanho igual a zero. Os parâmetros de crescimento foram estimados para as diferentes coortes com a ferramenta “Solver”, variando na equação: CC_{∞} , k e t_0 . As coortes

selecionadas foram aquelas com um ritmo biológico coerente, no que diz respeito à longevidade, coeficiente de crescimento e tamanho assintótico (CC_{∞}).

A comparação das curvas de crescimento foi realizada utilizando um teste F ($p = 0,05$), de acordo com Cerrato (1990). A longevidade dos juvenis foi estimada através da equação inversa de von Bertalanffy, com modificações sugeridas por D’Incao e Fonseca (1999), considerando $t_0 = 0$ e $CC/CC_{\infty} = 0,99$, e a equação de longevidade dada por: $t = (t_0 - (1/k) \ln (1 - CCt/CC_{\infty}))$.

As fêmeas foram classificadas em duas categorias demográficas adaptado de Dumont & D’Incao (2004) no qual inspecionou-se macroscopicamente o estado do télico: juvenis (FJ) apresentaram télico com as placas não completamente fechadas, adultas (FA) com télico fechado. Machos foram considerados de acordo com Castro et al. (2005) como, juvenis (MJ) quando o petasma encontrava-se desunido e adultos (MA) quando este apresenta-se unido.

Gráficos de frequência dos indivíduos por classes de tamanho foram confeccionados por período de amostragem e por espécie a fim de se observar a maturidade sexual. O intervalo das classes de tamanho foi determinado segundo Sturges (1936). Considerando que a maioria dos indivíduos amostrados foram juvenis, considerou-se a maturidade sexual na primeira classe de tamanho no qual verificou-se uma maior porcentagem de adultos. Para o período de 1995 a 1996 não foi possível construir os gráficos de distribuição de frequência de tamanhos em classes para ambas as espécies, uma vez que, não foram separados os indivíduos em jovens e adultos. Adotou-se este procedimento, pois ao calcular o L_{50} os valores encontrados da maturidade sexual para ambas as espécies estiveram em classes onde apenas juvenis foram amostrados.

RESULTADOS

Dinâmica populacional: variação do crescimento dos indivíduos

Os valores de taxa de crescimento (k), longevidade ($t_{\text{máx}}$) e comprimento assintótico (L_{∞}) obtidos para os períodos amostrados entre 1995 a 2017 para ambas as espécies podem ser observados na tabela 2.

Para *F. brasiliensis* a taxa de crescimento (k) variou de 2,25/ano (2001/2003) a 2,6/ano (1998/1999) para as fêmeas e de 1,9/ano (1998/1999) a 2,58/ano (1995/1996) para os machos. A longevidade ($t_{\text{máx}}$) variou de 1,73 anos (1998/1999) a 2,09 anos (2005/2007) para as fêmeas e de 1,82 anos (1995/1996) a 2,39 anos (1998/1999) para os machos. O L_{∞} variou de 31,36 mm CC (1995/1996) a 41,84 mm CC (2013/2014) para as fêmeas e de 27,7 mm CC (1995/1996) a 37,07 mm CC (2001/2003) para os machos. No geral, observou-se que não houve um padrão na variação da taxa de crescimento e na longevidade ao longo dos anos, e sim uma oscilação, e tendência de crescimento no comprimento assintótico para ambos os sexos (Tabela 2).

As curvas de crescimento podem ser observadas nas figuras 2 a 4. Devido à baixa abundância, no período referente a julho de 2013 a junho de 2014 não foi possível selecionar curvas viáveis para os machos, e para o período de setembro de 2016 a agosto de 2017 não foi possível selecionar curvas viáveis para ambos os sexos.

Para *F. paulensis* a taxa de crescimento variou de 1,7/ano (2016/2017) a 2,7/ano (1998/1999) para as fêmeas e 2,2/ano (1998/1999) a 2,32/ano (2005/2007) para os machos. A longevidade variou de 1,77 anos (1998/1999) a 2,8 anos (2016/2017) para as fêmeas e de 2,05 anos (2005/2007) a 2,12 (1998/1999) para os machos. O comprimento assintótico variou de 32,36 mm CC (1998/1999) a 45,89 mm CC (2016/2017) para as fêmeas, e de 25,28 mm CC (2005/2007) a 29,05 (1998/1999) para os machos. Notou-se a diminuição de k e a tendência de

aumento do $t_{m\acute{a}x}$ e L_{∞} ao longo dos anos para as fêmeas e devido à baixa abundância de machos da espécie, não foi possível observar padrões temporais (Tabela 2). As curvas de crescimento podem ser observadas nas figuras 5 e 6. Devido à baixa abundância, nos períodos referente a setembro de 1995 a agosto de 1996 e de julho de 2013 a junho de 2014 não foi possível selecionar curvas viáveis para ambos os sexos, e nos períodos de julho de 2001 a junho de 2003 e setembro de 2016 a agosto de 2017 não foi possível selecionar curvas viáveis para os machos.

No geral, entre as espécies as variáveis populacionais k e $t_{m\acute{a}x}$ se mantiveram similares, exceto durante 2005/2007 no qual k foi maior para *F. brasiliensis*. Notou-se que *F. brasiliensis* apresentou L_{∞} ligeiramente maior do que *F. paulensis* ao longo dos anos (Tabela 2).

Tabela 2. *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967). Valores de taxa de crescimento (k), longevidade ($t_{m\acute{a}x}$) e comprimento assintótico (CC_{∞}) obtidos para os períodos amostrados entre 1995 a 2017.

Período	Sexo	<i>F. brasiliensis</i>			<i>F. paulensis</i>		
		k (ano)	$t_{m\acute{a}x}$ (anos)	L_{∞} (CCmm)	k (ano)	$t_{m\acute{a}x}$ (anos)	L_{∞} (CCmm)
1995 a	F	2,51	1,86	31,36	-	-	-
1996	M	2,58	1,82	27,7	-	-	-
1998 a	F	2,6	1,73	36,45	2,7	1,77	32,36
1999	M	1,9	2,39	30,69	2,2	2,12	29,05
2001 a	F	2,25	2,07	35,02	2,3	2,07	34,74
2003	M	2,21	2,15	37,07	-	-	-
2005 a	F	2,36	2,09	35,14	2,25	2,1	33,44
2007	M	2,58	1,83	29,18	2,32	2,05	25,28
2013 a	F	2,32	2,04	41,84	-	-	-
2014	M	-	-	-	-	-	-
2016 a	F	-	-	-	1,7	2,8	45,89
2017	M	-	-	-	-	-	-

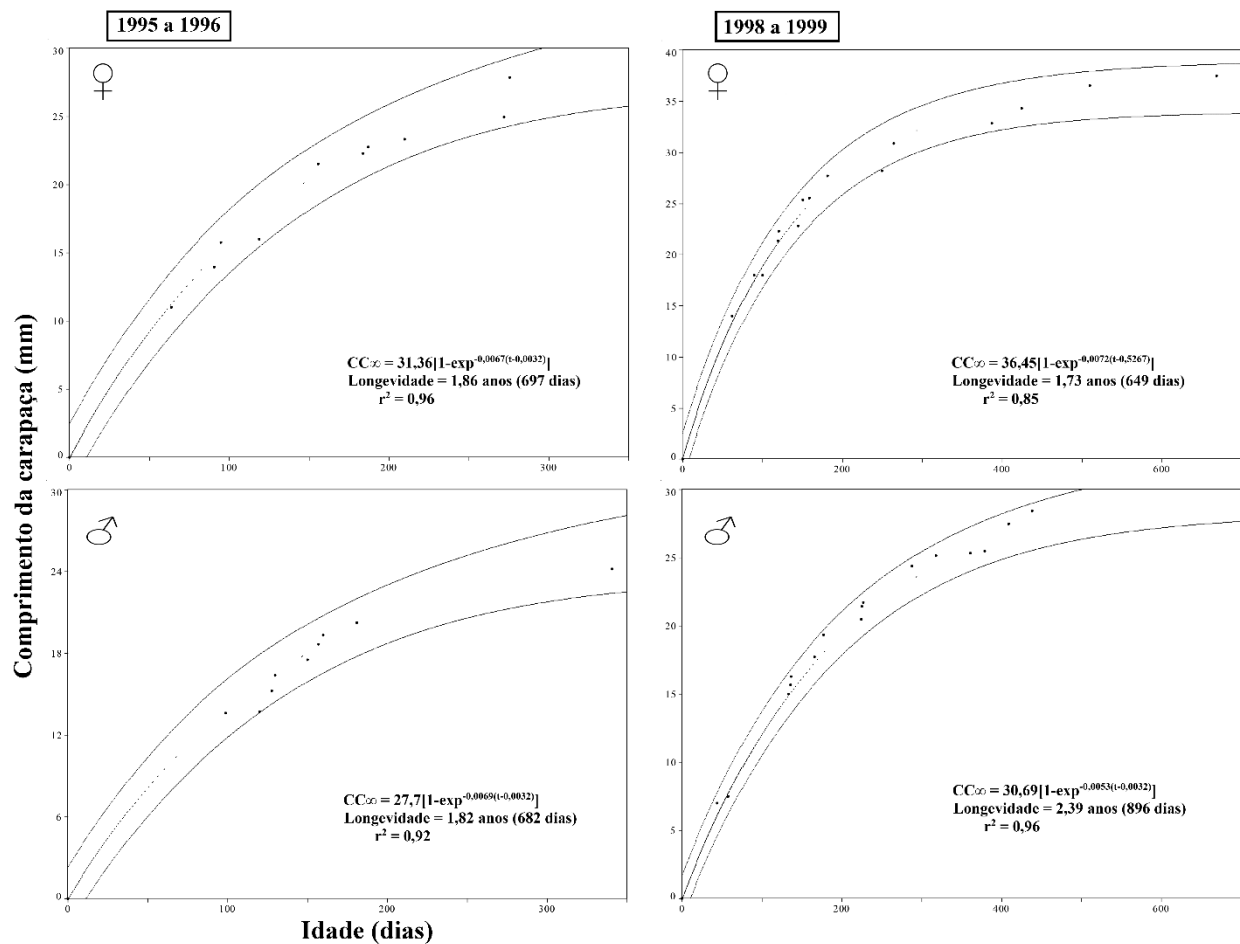
Farfantepenaeus brasiliensis

Figura 2. *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817). Curvas de crescimento e parâmetros da equação de von Bertalanffy estimados separadamente para machos e fêmeas amostrados mensalmente durante os períodos de setembro/1995 a agosto/1996 e janeiro/1998 a dezembro/1999 na Enseada de Ubatuba/SP. A linha central é a média e as linhas externas são os intervalos de predição (95%).

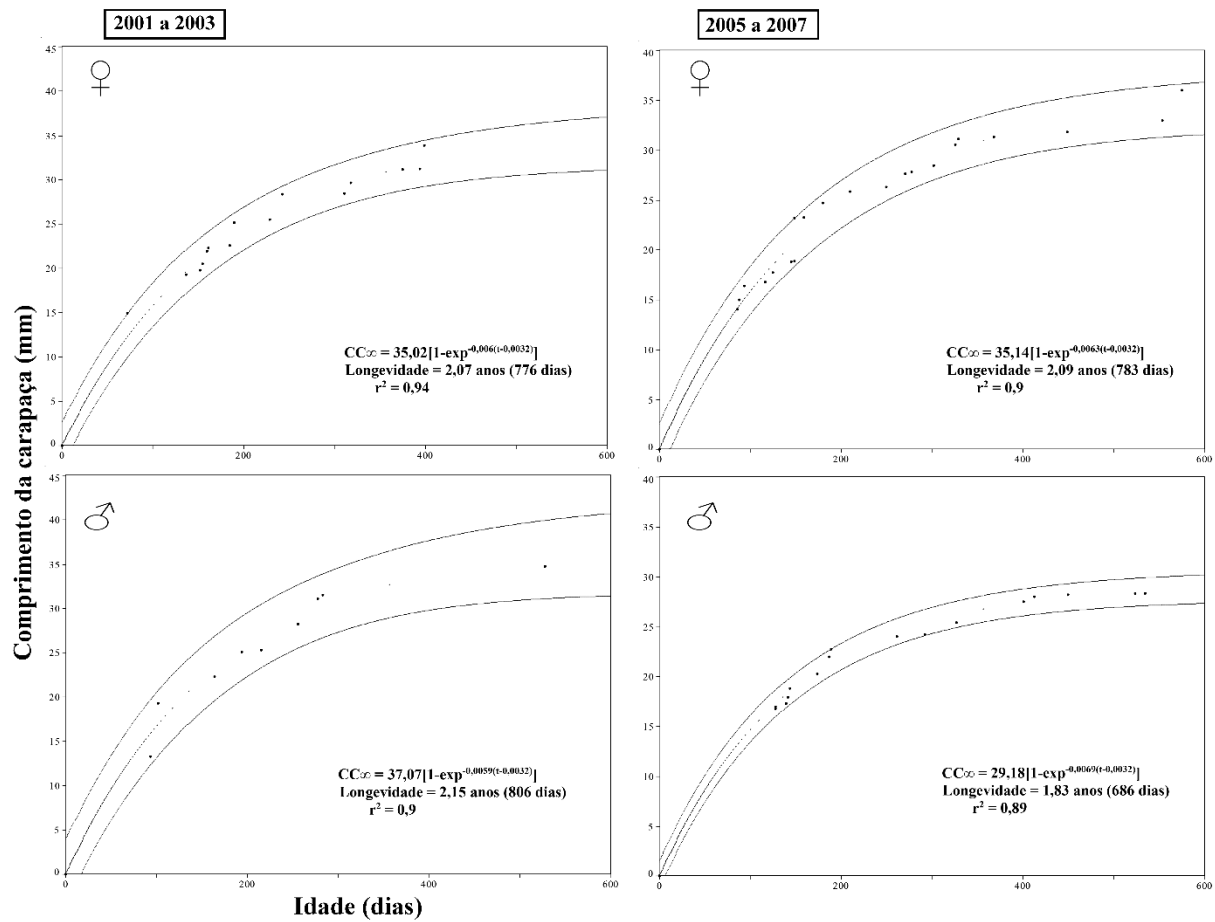
Farfantepenaeus brasiliensis

Figura 3. *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817). Curvas de crescimento e parâmetros da equação de von Bertalanffy estimados separadamente para machos e fêmeas amostrados mensalmente durante os períodos de julho/2001 a junho/2003 e julho/2005 a junho/2007 na Enseada de Ubatuba/SP. A linha central é a média e as linhas externas são os intervalos de predição (95%).

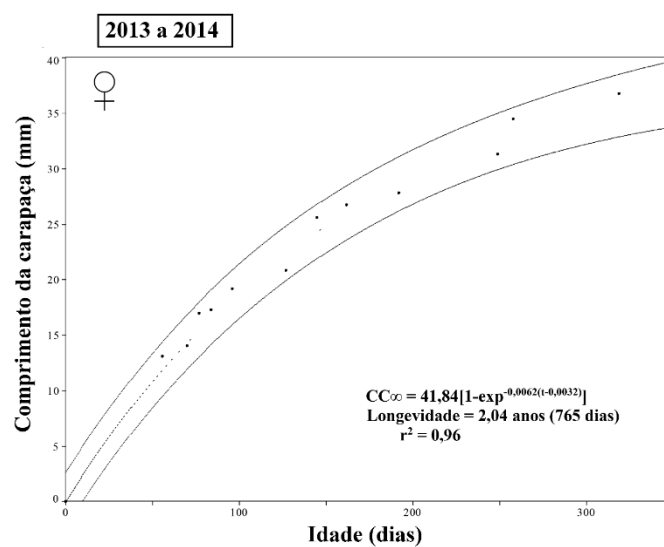
Farfantepenaeus brasiliensis

Figura 4. *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817). Curvas de crescimento e parâmetros da equação de von Bertalanffy estimados separadamente para machos e fêmeas amostrados mensalmente durante o período de julho/2013 a junho/2014 na Enseada de Ubatuba/SP. A linha central é a média e as linhas externas são os intervalos de predição (95%).

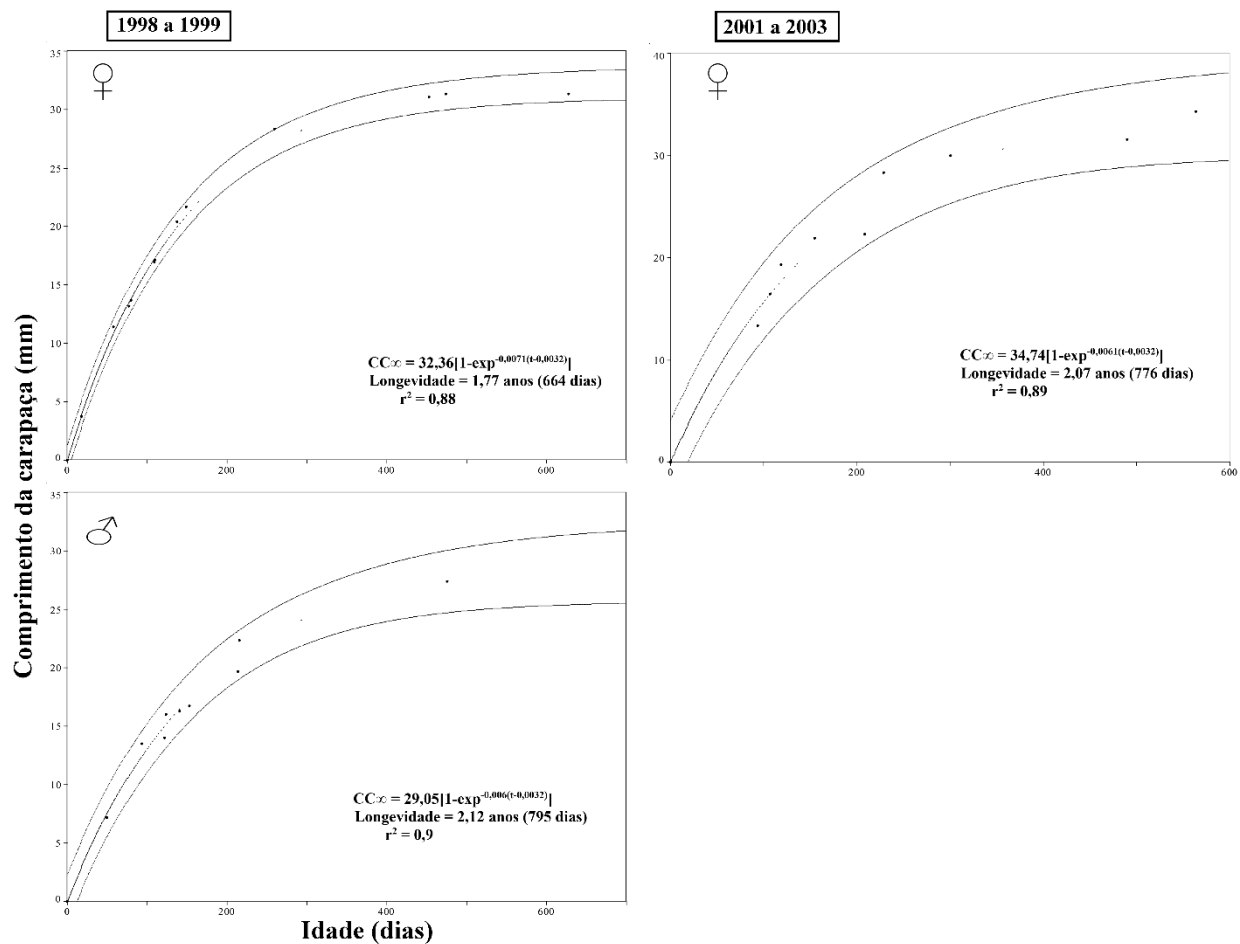
Farfantepenaeus paulensis

Figura 5. *Farfantepenaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967. Curvas de crescimento e parâmetros da equação de von Bertalanffy estimados separadamente para machos e fêmeas amostrados mensalmente durante os períodos de janeiro/1998 a dezembro/1999 e julho/2001 a junho/2003 na Enseada de Ubatuba/SP. A linha central é a média e as linhas externas são os intervalos de predição (95%).

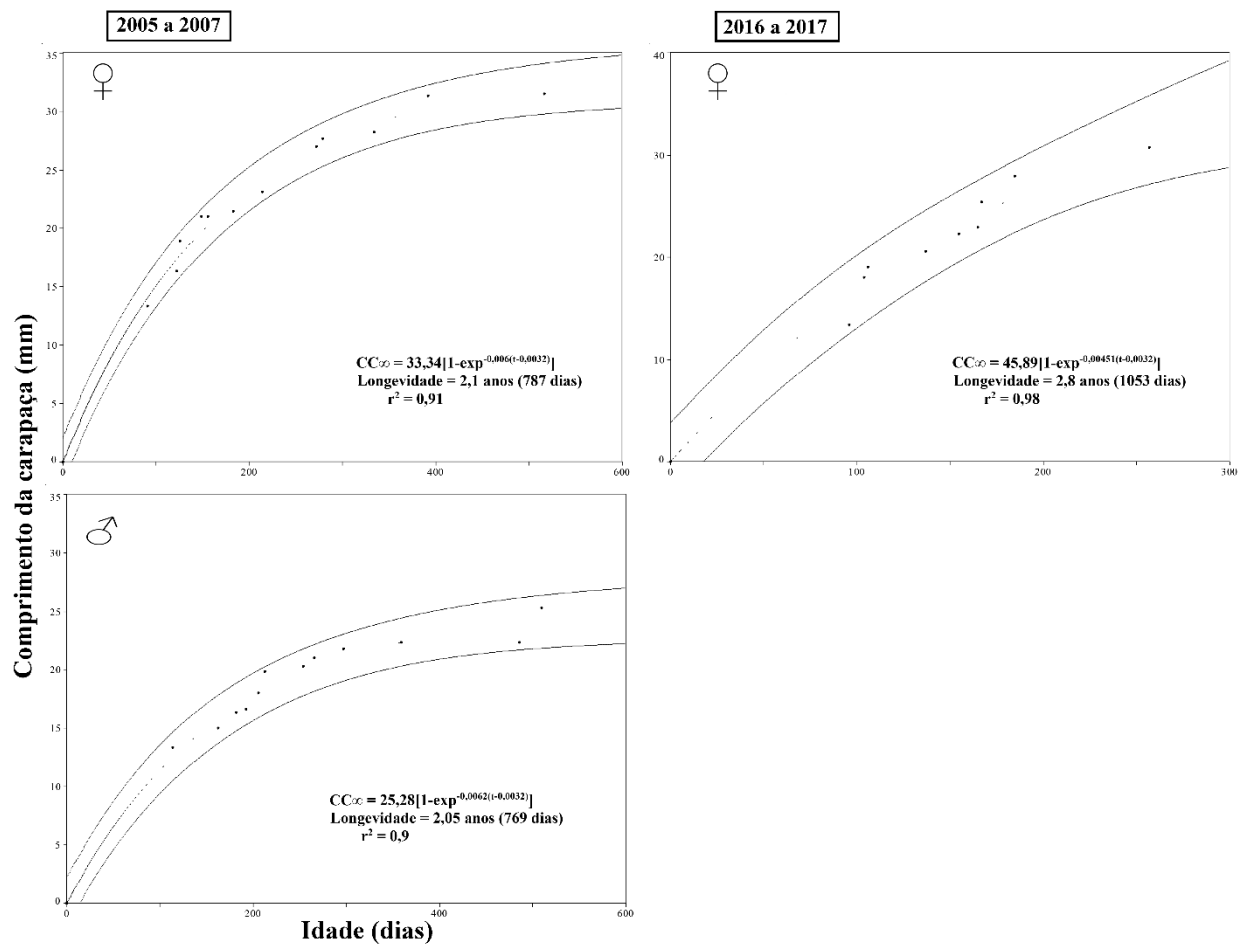
Farfantepenaeus paulensis

Figura 6. *Farfantepenaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967. Curvas de crescimento e parâmetros da equação de von Bertalanffy estimados separadamente para machos e fêmeas amostrados mensalmente durante os períodos de julho/2005 a junho/2007 e setembro/2016 a agosto/2017 na Enseada de Ubatuba/SP. A linha central é a média e as linhas externas são os intervalos de predição (95%).

Estrutura das populações

- Tamanhos:

F. brasiliensis

Para fêmeas jovens de *F. brasiliensis* verificou-se que há um aumento no comprimento médio da carapaça de 1998 a 2003, e este se estabilizou a partir de 2005. Para os machos jovens, houve um aumento no CC médio de 1998 a 2003, e uma diminuição de 2005 a 2017. Para os machos e fêmeas adultas houve uma flutuação na variação do comprimento médio de carapaça, sendo esta de 21,81 (2016/2017) a 35,01 mm (2001/2003) para as fêmeas e de 21,31 (2013/2014) a 32,51 (2001/2003) para os machos (Tabela 3).

F. paulensis

Para os adultos, apenas para as fêmeas de *F. paulensis*, notou-se um aumento no CC médio de 1998 a 2003, e a partir deste ano uma diminuição até 2017. O comprimento médio de carapaça variou de 22,46 (2016/2017) a 32,5 mm (2001/2003) para as fêmeas adultas e de 19,99 (2005/2007) a 22,2 mm (2013/2014) para os machos adultos (Tabela 3). Para os machos e fêmeas jovens, o comprimento médio da carapaça variou de 13,71 (2013/2014) a 19,29 mm (2001/2003) e de 13,38 (2013/2014) a 19,66 mm (2013/2014) respectivamente (Tabela 3).

- Frequências anuais de jovens e adultos por classes de tamanho:

F. brasiliensis

No que se refere à *F. brasiliensis*, para os período de 1998 a 1999 e de 2013 a 2014 as maiores frequências de juvenis foram observadas nas classes de tamanho de 12 [14 a 20 [22 mm, enquanto que os adultos foram mais frequentes a partir dos 22 mm, tamanho no qual atingiram a maturidade sexual (Figura 7). Durante o período de 2001 a 2003, as maiores frequências de juvenis ocorreram nas classes de tamanho de 12 [14 a 28 [30, e adultos a partir

dos 30 mm. Neste período poucos adultos foram amostrados em relação a outros anos (Figura 7). O período de 2005 a 2007 observou-se as maiores frequências de juvenis nas classes de tamanho 14 [16 a 20 [22, e adultos a partir de 22 mm (Figura 7). E para o período de 2016 a 2017 as maiores frequências de juvenis nas classes de tamanho de 14 [16 a 16 [18, com os adultos apresentando predominância nas classes 24 [26 (Figura 7). A maturidade sexual das fêmeas foi verificada a partir da classe 22 [24 ao longo dos anos, em que há predominância de fêmeas adultas em relação às juvenis (Figura 7).

F. paulensis

Sobre a estrutura populacional de *F. paulensis* para os períodos de 1998 a 1999 e de 2013 a 2014 as maiores frequências de juvenis foram observadas nas classes de tamanho de 10 [12 a 20 [22, e predominância de adultos a partir dos 22 mm (Figura 8). Para o período de 2001 a 2003 houve presença exclusiva de juvenis nas classes de tamanho 10 [12 a 28 [30, e de adultos a partir dos 30 mm. Nenhum macho adulto foi capturado neste período (Figura 8). Durante o período de 2005 a 2007 ocorreram as maiores frequências de juvenis nas classes de tamanho de 14 [16 a 20 [22, e de adultos a partir dos 22 mm (Figura 8). Para o período de 2016 a 2017 as maiores frequências de juvenis ocorreram nas classes de tamanho 12 [14 a 14 [16, e de adultos a partir dos 16 mm (Figura 8). Observou-se tanto para as fêmeas quanto para os machos de *F. paulensis* que no decorrer dos anos, a maioria dos indivíduos adultos e sexualmente maduros ocorrem a partir dos 22 mm, com exceção do período de 2016 a 2017, que foi a partir dos 16 mm (Figura 8).

Tabela 2. *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967). Tamanhos mínimos, máximos e média de fêmeas jovens (FJ) e adultas (FA), e machos jovens (MJ) e adultos (MA) obtidos para os períodos amostrados entre 1995 e 2017.

Período	Sexo	<i>F. brasiliensis</i>			<i>F. paulensis</i>		
		Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média
1998 a 1999	FJ	5,3	26,6	15,72(±3,5)	4,6	22,5	14,66 (±3,36)
	FA	16,1	37,9	25,62 (±4,5)	18,8	32,5	25,26 (±3,47)
	MJ	5,6	24,4	15,92 (±3,26)	6,4	25,4	14,59 (±2,77)
	MA	17,8	29,2	23,6 (±2,54)	15,9	27,4	20,33 (±2,86)
2001 a 2003	FJ	9,8	29	16,36 (±3,81)	10,3	29,3	19,66 (±4,95)
	FA	30,4	45	35,01 (±4,65)	30,4	34,2	32,5 (±1,61)
	MJ	9,6	29,3	16,56 (±3,61)	10,5	26,5	19,29 (±3,42)
	MA	30,5	35,3	32,51 (±1,72)	-	-	-
2005 a 2007	FJ	9,6	32,1	17,32 (±2,85)	11,4	27	18,6 (±3,51)
	FA	16,3	37,2	26,46 (±3,98)	17,7	35	26,27 (±3,45)
	MJ	11,6	28,6	17,89 (±2,8)	13,2	21,4	17,06 (±2,05)
	MA	17	29,9	23,94 (±2,52)	15,4	24,5	19,99 (±2,16)
2013 a 2014	FJ	12,6	21,7	17,19 (±2,41)	9,4	21,7	13,38 (±2,64)
	FA	16,3	39	26,9 (±4,72)	16,7	34	25,58 (±5,18)
	MJ	9,4	25	15,5 (±3,18)	11,2	20,1	13,71 (±2,48)
	MA	18	24,3	21,31 (1,71)	15	27,3	22,2 (±5,44)
2016 a 2017	FJ	11,8	24,5	17,72 (±3,37)	11,3	24,3	15,18 (±3,42)
	FA	16	37,4	21,81 (±4,6)	15,7	36,3	22,46 (±5,48)
	MJ	12,9	22,3	18,9 (±1,97)	14,1	23,4	18,68 (±3,45)
	MA	19,5	26,5	22,11 (1,88)	16,1	24,8	20,29 (±3,06)

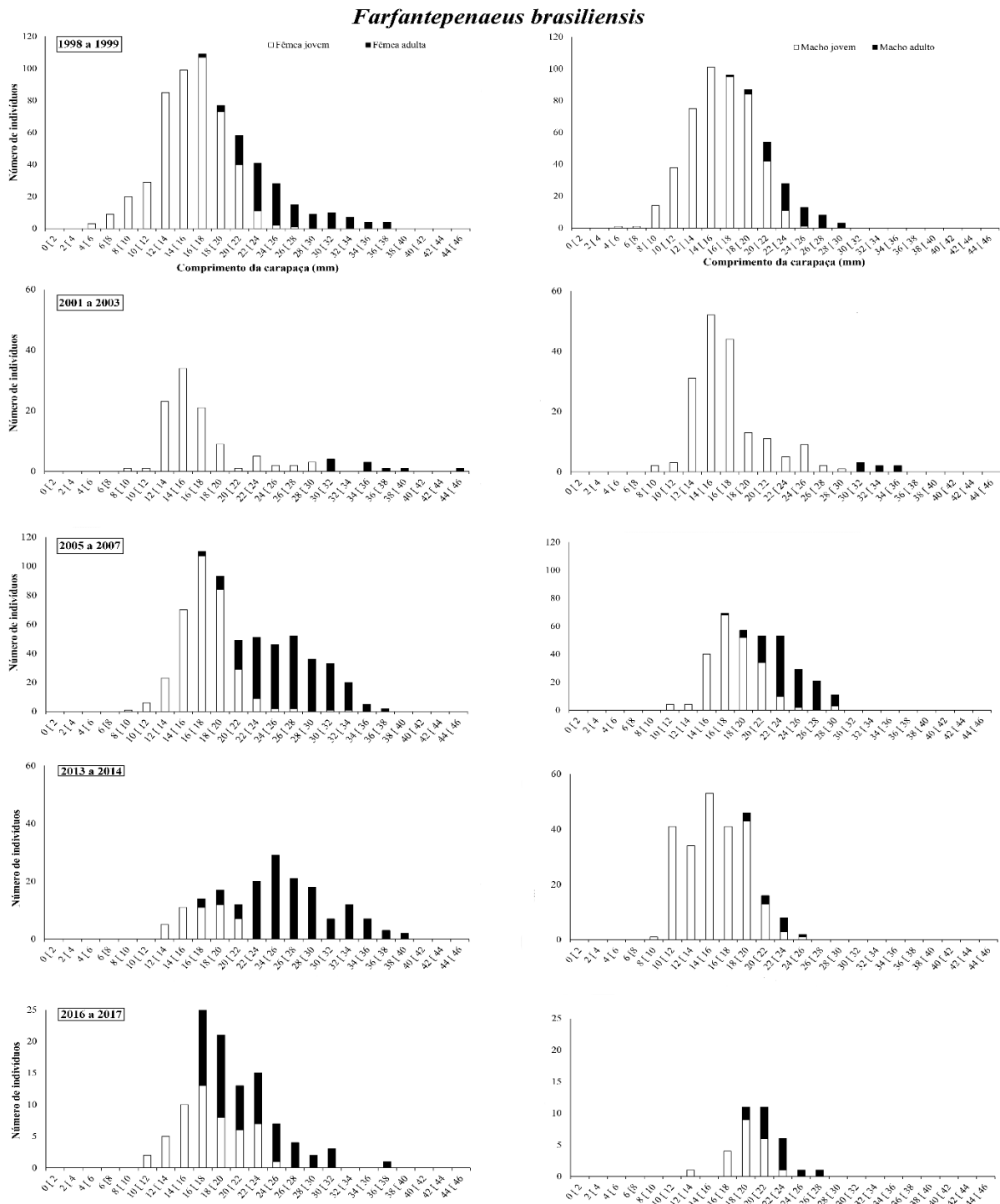


Figura 7. *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817). Distribuição da frequência de tamanho de machos juvenis (MJ), machos adultos (MA), fêmeas juvenis (FJ) e fêmeas adultas (FA) amostrados mensalmente ao longo de 20 anos na Enseada de Ubatuba/SP.

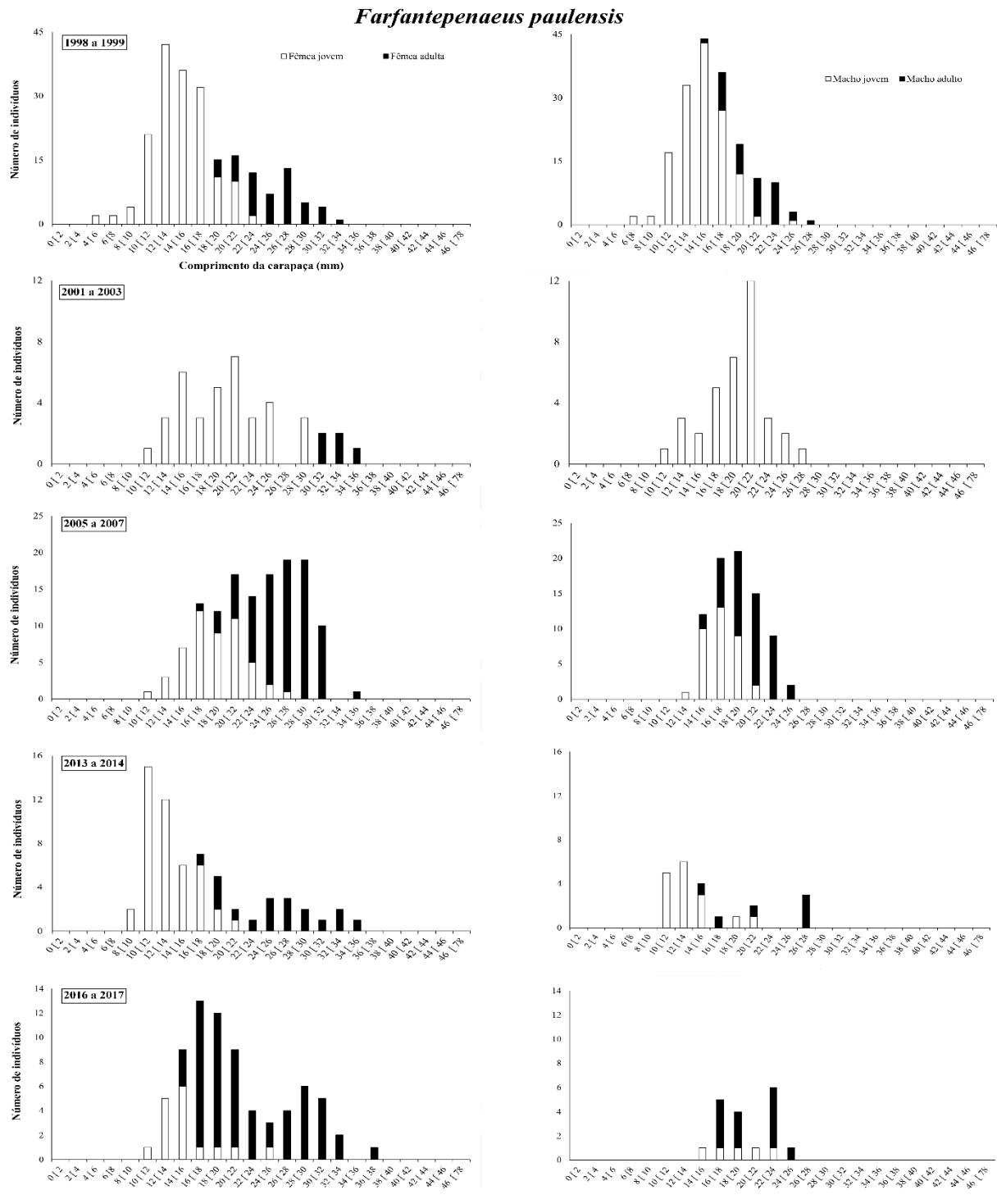


Figura 8. *Farfantepenaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967. Distribuição da frequência de tamanho de machos juvenis (MJ), machos adultos (MA), fêmeas juvenis (FJ) e fêmeas adultas (FA) amostrados ao longo de 20 anos na Enseada de Ubatuba/SP.

DISCUSSÃO

Todos os valores de k para *F. brasiliensis* se mantiveram acima de 1,8 ao ano como sugerido por Garcia & Le Reste (1986) para peneídeos. Contudo para *F. paulensis*, apenas no período de 2016/2017 se manteve acima deste limite. Não houve muita variação entre a taxa de crescimento das fêmeas durante os anos amostrados, sendo possível notar um ligeiro aumento na longevidade e no comprimento assintótico ao longo dos anos para as duas espécies. Garcia & Le Reste *op. cit.* propuseram também para os peneídeos em geral, uma idade entre 2 a 3 anos, o que foi verificada neste estudo. Para os machos devido a impossibilidade de se ter traçado curvas para a maior parte dos anos não foi possível estabelecer padrões nas variáveis de crescimento.

As taxas de crescimento de *F. brasiliensis* durante todos os períodos amostrados foram relativamente próximas para fêmeas do valor de 2,52/ano encontrado por Mello (1973), em contraste, dos 1,62/ano para os machos (Mello *op. cit.*), uma vez que, encontramos maiores valores de k . O mesmo ocorreu para *F. paulensis*, Mello *op. cit.* encontrou para as fêmeas k de 2,4/ano e para machos 1,25/ano, sendo os valores aqui observados semelhantes para as fêmeas e maiores para os machos. Foram encontrados valores de k neste estudo consideravelmente maiores do que em comparação com os encontrados por D’Incao (1984) para ambos os sexos de *F. paulensis* (1,03/ano para fêmeas e 1,25/ano para machos), e por Leite Jr & Petrere Jr (2006) para ambas as espécies, sendo 0,9/ano para fêmeas e 0,84/ano para machos de *F. brasiliensis* e, 1,1/ano para fêmeas e 0,8/ano para machos de *F. paulensis*. Isto provavelmente foi devido a maior parte dos indivíduos amostrados no presente estudo serem juvenis, e estes investem mais em crescimento somático durante esta fase a fim de se protegerem de predadores (Dall et al. 1990, Metcalfe & Monaghan 2003), e também atingir maturidade sexual. Em contrapartida os adultos investem mais no crescimento de estruturas relacionadas ao sucesso reprodutivo (Paschoal et al. 2013).

Mais recentemente Lopes (2012) observou no complexo baía-estuário de Santos-São Vicente um k de 1,78/ano para machos e 1,61/ano para fêmeas de *F. brasiliensis*, e 2,09/ano para machos e 1,84/ano para fêmeas de *F. paulensis*, enquanto que Salvati (2017) no complexo estuarino lagunar de Cananéia-Iguape encontrou k de 1,18/ano e 1,16/ano respectivamente para machos e fêmeas de *F. brasiliensis* e k de 2,26/ano e 1,94/ano para machos e fêmeas de *F. paulensis*. Ambas as regiões são extensas áreas de grande produtividade (Lamparelli et al. 2001, UNESCO 2005) onde as espécies aqui estudadas habitam quando juvenis até retornarem ao estoque adulto, ao passo que nos pequenos estuários de Ubatuba, de acordo com Costa et al. (2008) *F. brasiliensis* nem chega a adentrar o estuário e *F. paulensis* utiliza o estuário e termina seu ciclo de vida na Enseada. Considerando que em Ubatuba elas se apresentam vulneráveis à pesca no período de defeso, principalmente em eventos de El Niño fortes, como foi observado no capítulo 1, a pressão pesqueira pode ter sido responsável pela alta taxa de crescimento apresentada pelas fêmeas, que cresceriam mais rapidamente a fim de se tornarem adultas e se reproduzirem.

Além das taxas de crescimento dos organismos poderem variar tanto por razões intrínsecas (efeitos genéticos) e extrínsecas, como por exemplo, variação da disponibilidade de alimento, temperatura, fenômenos oceanográficos (Alford & Jackson 1993) elas podem variar em função da pressão pesqueira. De acordo com D’Incao (1984), os resultados revelados por Mello (1973) provavelmente se devem ao aumento da frota pesqueira no estado de São Paulo ter coincidido com o seu período de amostragem, dessa forma o aumento da pesca pode estar associado com a redução do número de indivíduos que atingem a idade adulta, consequentemente diminuindo o comprimento individual das capturas.

De acordo com Dall et al. (1990) o padrão geral para peneídeos são machos apresentando L_{∞} menor e k maior do que das fêmeas. O primeiro parâmetro de crescimento mencionado corroborou ao proposto pelos autores acima, no entanto, encontramos valores

muito próximos de k para machos e fêmeas, devido ao grande número de juvenis analisados. Mello (1973), D’Incao (1984), Leite Jr & Petrere Jr (2006) encontraram maiores taxas de crescimento para as fêmeas, contrapondo o proposto por Dall et al. (1990).

Notou-se também que *F. brasiliensis* apresentou L_{∞} ligeiramente maior do que *F. paulensis* ao longo dos anos, o que também foi observado por Leite Jr & Petrere Jr *op. cit.* em Santos, litoral sul paulista. Considerando que *F. paulensis* apresenta uma distribuição preferencialmente subtropical em relação à *F. brasiliensis* que apresenta uma distribuição ampla na área tropical do Atlântico Ocidental, tal resultado pode ser o esperado, visto que a região de Ubatuba apresenta valores de temperaturas anuais comumente acima de 20° C (Pantaleão et al. 2016) típicas de regiões tropicais, os quais são mais propícios ao desenvolvimento de *F. brasiliensis*.

Podemos concluir que a população está relativamente estável em relação ao tamanho assintótico, e o defeso mesmo em determinados períodos ao longo dos 20 anos mostrando certa fragilidade, vem auxiliando em uma menor exploração desses estoques. Além disso, houve similaridades para os valores de maturidade sexual ao longo dos anos para ambas as espécies, sendo sexualmente maduras a partir dos 22 mm de carapaça. Contudo, observou-se a partir de 2013/2014 um aumento na abundância de fêmeas adultas de *F. brasiliensis* nas classes de tamanho de 16 [18 a 20 [22, e para *F. paulensis* a partir dos 16 mm em 2016/2017. Não obstante, conclusões sobre este aumento de fêmeas adultas em menores classes de tamanho seriam prematuras, e um monitoramento contínuo se faz necessário para identificar padrões.

A captura pela pesca exerce seletividade diferencial, podendo acarretar em mudanças genéticas adaptativas na população (Brander et al. 2007). Teodoro (2018) estudando populações de *F. paulensis* de quatro estados (RJ, SP, SC e RS) observou entre estas, ausência de estruturação genética e um alto fluxo gênico, provavelmente devido à alta capacidade de

dispersão da larva planctônica e a ausência de barreiras geográficas entre essas localidades. A autora ainda detectou que houve um aumento nas taxas de variabilidade genética significativas ao comparar indivíduos amostrados após o colapso da pesca no início dos anos 90 com indivíduos amostrados após 20 de *F. paulensis* na costa do Rio Grande do Sul. A autora sugeriu que nesses últimos 20 anos a mudança para pescarias multiespecíficas somada ao Defeso que a partir de 2002 foi estabelecido para todos os peneídeos comerciais podem ter colaborado nessa recuperação da variabilidade genética. Talvez o mesmo possa estar ocorrendo em Ubatuba com a mesma espécie, uma vez que há intenso fluxo gênico entre as áreas criadouras e que haja uma manutenção dos estoques, bem como para a população de *F. brasiliensis*.

REFERÊNCIAS

- Alford, R.A. & Jackson, G. D. 1993. Do cephalopods and larvae of other taxa grew asymptotically? **The American Naturalist**, 141 (5): 717-728.
- Brander, K.M. 2007. Global fish production and climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, **104**(50): 19709-19714.
- Campana, S.E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. **Journal of Fish Biology**, **59**: 197–242.
- Castilho, A.L.; Grabowski, R.C.; Simões, S.M.; Santos, A.P.F.; Costa, R.C & Fransozo, A. 2015. Lifespan and population dynamics of the endemic South American shrimp *Artemesia longinaris* (Crustacea: Penaeidae) in southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, **87**(4): 2123-2138.
- Castro, R.H.; Costa, R.C.; Fransozo, A & Mantelatto, F.L.M. 2005. Population structure of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeoidea) in the littoral of São Paulo, Brazil. **Scientia Marina**, **69**(1): 105-112.
- Cerrato, R.M. 1990. Interpretable statistical tests for growth comparisons using parameters in the von Bertalanffy equation. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, **47**: 1416-1426.
- Costa R.C.; Bochini, G. L.; Simões, S. M.; Lopes, M.; Sancinetti, G.; Castilho, A. L & Fransozo, A. 2016. Distribution pattern of juveniles of the pink shrimps *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) and *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) on the southern Brazilian coast. **Nauplius**, **24**: 1-10.

- Costa, R.C.; Fransozo, A.; Melo, G.A.S.; Freire, F.A.M. 2003. An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo state, Brazil. **Biota Neotropica**, 3 (1): 1-12. Disponível no site: www.biotaneotropica.org.br/v3n1.
- Dall, W.; Hill, B.J.; Rothlisberg, N.W & Staples, D.J. 1990. **The biology of Penaeidae**. Advances in Marine Biology, 27: 1–484
- Dias Neto, J. 2011. **Proposta de Plano nacional de Gestão para uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil**. Brasília: IBAMA, 243p.
- Diaz, G.; Smith, S.G.; Serafy, J.E & Ault, J.S. 2001. Allometry of the Growth of Pink Shrimp *Farfantepenaeus duorarum* in a Subtropical Bay. **Transactions of the American Fisheries Society**, 130:328–335.
- D’Incao, F & Fonseca, D. B. 1999. Performance of the von Bertalanffy growth curve in penaeid shrimp: a critical approach. **Proceedings of the fourth international crustacean congress**, Amsterdam, The Netherlands, 5p.
- D’Incao, F. 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, 13 (1): 159- 169.
- D’Incao, F. 1984. Estudo sobre o crescimento de *Penaeus*, *Farfantepenaeus paulensis* Perez-Farfante, 1967 da Lagoa dos Patos, RS, Brasil, Decapoda, Penaeidae. **Atlântica**, 7: 73-84.
- Dumont, L.F.C & D’Incao, F. 2004. Estágios de desenvolvimento gonadal de fêmeas do camarão-barba-ruça (*Artemesia longinaris* – Decapoda: Penaeidae). **Iheringia**, 94: 389-393.
- FAO. 2018. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals**. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Garcia, S & Le Reste, L. 1981. Lyfe cycles, dynamics, exploration and management of coastal penaeid shrimp stocks. **FAO Fisheries Technical Paper**, 203: 1-215.

- Garcia, S. & Le Reste, L. 1986. Ciclo vitales, dinámica explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. **FAO, (203):**180 p.
- Hartnoll, R. G. 2001. Growth in crustacea—twenty years on. **Hydrobiologia**, 449: 111–122.
- Kilada, R & Driscoll, J.G. 2017. Age determination in crustaceans: a review. **Hydrobiologia**, **799**: 21–36.
- Lamparelli, M.L.; Costa, M.P.; Prósperi, V.A.; Bevilacqua, J.E.; Araújo, R.P.A.; Eysink, G.G.L & Pompéia, S. 2001. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. Relatório Técnico CETESB, São Paulo, 178p.
- Leite JR, N.O & Petrere JR, M. 2006. Growth and mortalities of the Pink-shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* Pérez-Farfante 1967 in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, **66(2A)**: 523-536.
- Lopes, P., Pennino, M. & Freire, F. 2017. Climate change can reduce shrimp catches in equatorial Brazil. **Regional Environmental Change**, **18(1)**: 223-234.
- Lopes, M. 2012. Distribuição e dinâmica populacional dos camarões-rosa, *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) e do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda: Dendrobranchiata: Penaeidae) no complexo baía-estuário de Santos - São Vicente, São Paulo, Brasil: subsídios científicos para a averiguação do período ideal de defeso. Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu, Brasil, Tese de Doutorado. 139p.
- Mello, J.T.C. 1973. Estudo populacional do camarão-rosa, *Penaeus brasiliensis* Latreille, 1817, e *Penaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967. **Boletim do Instituto de Pesca**, **2**: 19-65.
- Metcalf, N.B. & Monaghan, P. 2003. Growth versus lifespan: perspectives from evolutionary ecology. **Experimental Gerontology**, **38**: 935–940.

- Morales-Bojórquez, E.; López-Martínez, J & Beléndez-Moreno, L.F.J. 2013. Estimating Biomass, Recruitment, and Harvest Rate for the Pacific Yellowleg Shrimp *Farfantepenaeus californiensis* from a Size-Based Model. **Journal of Shellfish Research**, **32**(3): 815–823.
- Oh, C.W.; Hartnoll, R.G & Nash, R.D.M. 1999. Population dynamics of the common shrimp, *Crangon crangon* (L.), in Port Erin Bay, Isle of Man, Irish Sea. **Journal of Marine Science**, **56**:718-733.
- Pantaleão, J.A.F.; Batista, A.C.; Fransozo, A & Costa, R.C. 2016. The influence of upwelling on the diversity and distribution of marine shrimp (Penaeoidea and Caridea) in two tropical coastal areas of southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, **763**: 381-395.
- Paschoal, L.R.; Guimarães, F.J.; Couto, E.C. 2013. Relative growth and sexual maturity of the freshwater shrimp *Palaemon pandaliformis* (Crustacea, Palaemonidae) in northeastern of Brazil (Canavieiras, Bahia). **Iheringia. Série Zoologia**, **103**(1): 31-36.
- Ramírez-Rodríguez, M & Arreguín-Sánchez, F. 2000. Growth of pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in Campeche sound, Mexico. **Crustaceana**, **73**(10): 1263-1272.
- Salvati, D.S. 2017. Distribuição e dinâmica populacional de juvenis dos camarões-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) na região de Cananéia, extremo Sul do Estado de São Paulo. Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu, Brasil, Dissertação de mestrado. 109p.
- Santana, O.; Silveira, S & Fabiano, G. 2015. Catch variability and growth of pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in two coastal lagoons of Uruguay and their relationship with ENSO events. **Brazilian Journal of Oceanography**, **63**(3): 355-362.
- Sheehy, M. R. J. 1990. Widespread occurrence of fluorescent morphological lipofuscin in the crustacean brain. **Journal of Crustacean Biology**, **10**(4): 613–622.

- Sturges, H.A. 1926. *The choice of a Class Interval*. **Journal of the American Statistical Association**, **21**(153): 65-66.
- Teodoro, S.S.A.; Terossi, M.; Mantelatto, F.L.M & Costa, R.C. 2016. Discordance in the identification of juvenile pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*: Family Penaeidae): An integrative approach using morphology, morphometry and barcoding. **Fisheries Research**, **183**: 244-253.
- Teodoro, S.S.A. 2018. Estrutura genética populacional do camarão rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) nas costas sul e sudeste brasileira. Universidade Estadual Paulista - UNESP, Botucatu, Brasil, Tese de Doutorado. 113p.
- Unesco. 2005. **World Network of Biosphere Reserves** – SC/EES – June. The MAB Program, 19 p.
- Vilela, M. J.; Costa, P.A.S & ValentinI, J.L. 1997, Crescimento e mortalidade de juvenis do camarão-rosa, *Penaeus brasiliensis* Latreille, 1817, na Lagoa de Araruama, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia**, 57: 487-499.
- Vogt, G. 2012. Ageing and longevity in the Decapoda (Crustacea): a review. *Zool. Anz.*, 251: 1-25.
- Von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. **Human Biology**, **10**: 181-213.

Considerações Finais

No primeiro capítulo foi relatado que ocorreu uma variação na abundância e biomassa de *Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis* ao longo dos anos, e que mesmo que os juvenis estejam recrutando previamente ao período de defeso, com sua intensidade variando frente às variações ambientais e oceano-climáticas, principalmente em períodos de El Niño, há uma aparente manutenção das populações. Já no segundo capítulo, pudemos observar que apesar da pouca variação no comprimento assintótico, houve uma alta taxa de crescimento nas fêmeas provavelmente resultante da alta amostragem de juvenis. No entanto há a aparente estabilidade da maturidade sexual dos indivíduos ao longo dos anos.

Concluimos que o período de defeso vem ajudando a manter e estabilizar as populações de camarão rosa em Ubatuba em relação a abundância. Contudo, os resultados aqui encontrados ao longo de 20 anos e, se compararmos com a biomassa desembarcada para região de estudo no mesmo período em relação aos dados de estatística pesqueira realizada pelo Instituto de Pesca do Estado de São Paulo (<http://www.propesq.pesca.sp.gov.br>), tudo indica uma estabilização da captura. Observando ainda os dados site desse instituto, os valores desembarcados atualmente, está ainda muito inferior em relação às das décadas de oitenta. Segundo Rogerio Costa (Com. Pes.), *F. brasiliensis* e *F. paulensis* foram classificados como pouco preocupantes quanto ao seu status de conservação durante a reunião do ICMBIO Cepsul de 2017. Portanto, novas medidas de conservação devem ser elaboradas juntamente com a manutenção do período de Defeso visando a recuperação dos estoques.