

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

VARIABILIDADE DE LONGO-PRAZO NA MORTALIDADE DO
CAMARÃO-ROSA *Farfantepenaeus paulensis* (PÉREZ-FARFANTE,
1967) NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS

WILSON DE OLIVEIRA SOUZA

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica da Universidade do Rio Grande como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia Biológica.

Orientador: Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont

Co-orientador: Dr. Wilson Roberto Wasielesky Jr.

RIO GRANDE - RS - BRASIL

Abril/2018

"Se havia algo que a vida lhe ensinara, era que existiam momentos em que você não deve voltar para apanhar a bolsa e outros momentos em que deve. Agora só faltava a vida lhe ensinar a distinguir entre os dois."

"NÃO ENTRE EM PÂNICO"

Douglas Noel Adams

AGRADECIMENTOS

O processo para realização da dissertação não difere de qualquer processo o qual realizei ao longo de 30 anos, e por isso em primeiro lugar ei sempre de agradecer ao meu pai (que infelizmente não está mais presente), minha mãe e minha irmã. Pois são estas as pessoas que sempre contribuíram para minha realização pessoal e profissional de todas as formas que podem.

De maneira similar a minha família gostaria de agradecer a todos os professores que tive, desde o ensino básico, pois eles participaram e continuam participando de minha formação. Pois são eles os responsáveis por me ensinarem constante e incessantemente a ter um olhar crítico.

Aos meus orientadores Felipe Dumont e Wilson Wasielesky que foram quem escolhi para que me guiasse durante essa etapa de formação acadêmica, profissional e pessoal. E foi a partir destes que pude e tive que iniciar o caminho para ser autodidata, caminho este que um cientista tende a trilhar cada vez mais durante sua formação, também foi por intermédio destes que aprendi o quanto colaboração é importante para o desenvolvimento pessoal e científico.

Aos meus amigos que me escuso aqui de nomeá-los e por isso peço desculpas, mas não há folhas suficientes para colocar aqui os nomes de cada com a respectiva contribuição que me deram. Além disso, há pessoas que apenas passaram por mim na rua, no almoço, numa festa ou outro lugar qualquer que através de uma palavra já foi o necessário e o suficiente para me dar forças para continuar avançando. Dessa forma gostaria de nomear não os meus amigos mas aos sentimentos que estes me causaram durante este processo.

O sentimento de aceitação, o qual tive contato assim que cheguei no RS e na FURG. A estes que me cativaram este sentimento agradeço imensamente pois este foi necessário e impar para minha melhor e mais rápida adaptação neste novo lugar que ousou agora a chamar de lar. Nomear aspectos que englobam estes sentimentos são vários, como convites para churrascos, tomar chimarrão, conhecer a família, ir a praia, ver um filme, carona para ir embora, almoços entre outros.

O sentimento de alegria que expressei por cada novo aprendizado o qual pude compartilhar e com mesma alegria e interesse fui ouvido e questionado

sobre. A estas pessoas que me ouviram com real interesse e me questionaram sobre o que aprendi só tenho que agradecer e dizer que nunca percam essas vossas características, não comigo pelo menos.

O sentimento de igualdade o qual tive quando apesar de títulos as pessoas me ouviam de igual pra igual e me pediam pra ensinar algo que eu sabia ou me pediam ajuda para ler ou contribuir com algo.

Os sentimentos de liberdade e confiança que andaram juntos durante este meu processo. Pois me foi fornecido total liberdade para realização de tarefas e elaboração de ideias e confiaram em mim quanto tive que realiza-las.

O sentimento de medo que tive ao ter o projeto inicialmente recusado, mas que agora enxergo como extremamente valioso, pois me permitiram dialogar sobre o que me propus a desenvolver e me ouviram e me indagaram sobre. Este sentimento inicial veio acompanhado, no fim, de uma grande alegria, pois é maravilhoso quando alguém lê o que escrevemos e questionam sobre.

O sentimento de orgulho por ver amigos concluindo suas etapas de graduação, mestrado e doutorado após muito suor e trabalho duro, e por ver outros demais começando essa jornada.

O sentimento de gratidão o qual tive contato durante todo o processo, especialmente durante a etapa final do mestrado. No final desta etapa algumas pessoas, inclusive de quem não esperava, foram essenciais para meu bem-estar psicológico, o qual foi necessário para realização das atividades laborais e dos meus risos diários. Serei eternamente grato todos, pois jamais terão ideia do quanto me fizeram bem e nunca me deixaram cair, não consigo palavras pra descrever o quão realmente sou grato, por isso digo: OBRIGADO!

E por fim o sentimento de saudade que sinto e sempre vou sentir. Pois daqui só cultivei boas amizades e estas sim levarei comigo onde quer que eu esteja.

RESUMO

Farfantepenaeus paulensis é um peneídeo que apresenta um complexo ciclo de vida, incluindo uma fase estuarina, onde a pesca é a principal ameaça. Este estudo avalia as taxas de mortalidade e testa vários estimadores de mortalidade natural para uma série temporal de 20 anos, na tentativa de identificar os melhores modelos possíveis para este grupo. Adicionalmente a taxa de exploração foi estimada para este período e também verificou-se o efeito da salinidade sobre a mortalidade natural. Os organismos foram amostrados em 5 zonas rasas ($\pm 1,5\text{m}$ de profundidade) do Estuário da Lagoa dos Patos. Os modelos de mortalidade natural foram classificados em 2 grupos: 1) não baseados e 2) baseados em longevidade. O teste de Ancova foi realizado para comparar as regressões entre os estimadores não baseados em longevidade. Para analisar o impacto dos parâmetros ambientais (*Multivariate Enso Index* (MEI), chuva, salinidade, temperatura, transparência) sobre os biológicos (CPUE, mortalidade, L_{∞} e K) foi realizada correlação de Spearman. Experimento de sobrevivência foi conduzido para baixas salinidades (<10). A mortalidade total apresentou valores variando entre 0,62 e 1,50 mês^{-1} , com uma tendência a aumento. O estimador de Pauly atualizado por Then (2014) resultou em valores intermediários de mortalidade natural ($M=0,30-0,52 \text{mês}^{-1}$), convergindo para valores próximo a média do grupo dos estimadores não baseados em longevidade e com média geral similar ao resultado obtido pelo modelo de Hoenig (1983) para moluscos ($M=0,37 \text{mês}^{-1}$). A média dos dois grupos de mortalidade natural indicaram valores de taxa de exploração superior a 50% para a maioria dos anos. Anos de *El Niño* apresentaram predominância de salinidades ≤ 3 e foram anos com baixa CPUE (<5 indivíduos/arrasto) o que inviabilizou a obtenção da curva de mortalidade. A mediana da salinidade variou entre 3,1 e 19, para anos com curva de mortalidade, e parece descrever a mortalidade natural ($r_s:0,46$). O experimento de sobrevivência em baixas salinidades para juvenis selvagens de *F. paulensis* indicou mortalidades expressivas para salinidades ≤ 3 se persistentes por mais de 4 dias.

Palavras chave: Mortalidade Natural; Juvenis; Salinidade; Pesca; Cultivo

ABSTRACT

Farfantepenaeus paulensis is a penaeid shrimp that displays a complex life cycle, including an estuarine phase, where fishing is the main threats. Our study to assess mortality rates and test several natural mortality estimators for a 20 years time-series, in attempt to identify the best possible models for this group. Additionally the exploitation rate was estimated for the period and it was also verified the salinity is the main driver of the natural mortality of pink shrimp juveniles. Organisms were sampled in 5 shallow zones ($\pm 1.5\text{m}$ of depth) of the Patos Lagoon Estuary. Estimators were classified in two groups 1) non-based and 2) based in longevity. The Ancova test, used to compare regressions among estimators were performed. Spearman correlations of Multivariate Enso Index, rainfall, salinity, temperature, transparency, CPUE, mortality, L_{∞} and K and survival experiment for low salinities (<10) were performed. Total mortality presents annual values ranging among 0.62 to 1.50 month^{-1} , with tendency to increase. The estimator of Pauly updated by Then (2014) ($M=0.30\text{-}0.52 \text{ month}^{-1}$) resulted the intermediate values of natural mortality, converging to a value that was close to the mean estimate obtained by the entire group of non-longevity based models and with mean similar to result obtained by longevity model described by Hoenig (1983) for molluscs ($M=0.37 \text{ month}^{-1}$). To the mean of natural mortality by longevity and non-longevity models, exploitation rate resulted in values greater to 50% , for most years. Years with predominance of salinity ≤ 3 were mainly presented during *El Niño* and this years do not presented enough CPUE to obtain mortality curve. Median of salinity ranging among 3.1 to 19.0 , for years with mortality curve, and seems to describe natural mortality ($r_s:0.46$). Survival experiment indicate that salinity ≤ 3 cause higher mortality to *F. paulensis* juveniles (survival $<80\%$) if persists for more than 4 days.

Keywords: Natural Mortality; Juveniles; Salinity; Fishery; Cultive

CONTEÚDO

Lista de Figuras	8
Lista de Tabelas	11
1 Introdução	12
2 Objetivos	14
2.1 2.1 Objetivo geral	14
2.2 2.2 Objetivos específicos	14
3 Metodologia geral	16
3.1 Área de estudo	16
3.2 Amostragem e Biometria	18
3.3 Análise da mortalidade	18
3.3.1 Coeficiente de mortalidade total (Z)	19
3.3.2 Coeficiente de mortalidade natural (M)	20
3.3.3 Coeficiente de mortalidade pesqueira (F)	22
3.4 Experimento de sobrevivência para salinidades baixas (< 10) em juvenis selvagens de <i>Farfantepenaeus paulensis</i>	23
3.5 Análise de dados	24
4 Resultados	26
4.1 Mortalidade total (Z)	26
4.2 Mortalidade natural (M) dos estimadores não baseados em longevidade	27
4.3 Mortalidade natural (M) dos estimadores baseados em longevidade .	32
4.4 Taxa de Exploração (E)	32
4.5 Variabilidade temporal de parâmetros abióticos no Estuário da Lagoa dos Patos	34
4.6 Influência dos parâmetros abióticos na dinâmica populacional de juvenis de <i>Farfantepenaeus paulensis</i>	38

4.7	Sobrevivência de juvenis selvagens de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> em baixas salinidades (< 10)	42
5	Discussão	44
5.1	Mortalidade em função dos estimadores não baseados em longevidade	45
5.2	Mortalidade em função dos estimadores baseados em longevidade . .	46
5.3	Efeitos das variáveis ambientais sobre os juvenis de <i>Farfantepenaeus paulensis</i>	47
6	Conclusões	50
7	Referências	51
8	Article	60
A	- TABELA DE ABUNDÂNCIA DE	
	<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	100

LISTA DE FIGURAS

1	Estações de coleta de dados bióticos e abióticos. Estuário da Lagoa dos Patos – RS – Brasil	16
2	CPUE por idade de cada período de recrutamento, para juvenis de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> em zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos. Limites etários inferior e superior foram padronizados de acordo com o tamanho de seletividade do artefato pesqueiro e tamanho de migração para o oceano. Todas as retas de regressão demonstram $p\text{-value} < 0,05$	27
3	Relação linear do coeficiente de mortalidade, por estimador, com o parâmetro k para <i>Farfantepenaeus paulensis</i> . Estimadores A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly e Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - updated by Then (2014)	30
4	Relação linear do coeficiente de mortalidade, por estimador, com o parâmetro L_{∞} para <i>Farfantepenaeus paulensis</i> . Estimadores A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly e Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - updated by Then (2014)	31
5	Relação do coeficiente de mortalidade, por estimador, com a temperatura para <i>Farfantepenaeus paulensis</i> . Estimadores A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly e Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - updated by Then (2014)	32

6	Contribuição relativa da mortalidade natural e pesca, para com a mortalidade total dos juvenis de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> , por ano, em zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos. Mortalidade pesca (azul-abaixo) e mortalidade natural (vermelho-acima). Valores de mortalidade natural obtidos a partir da média geral dos estimadores não baseados em longevidade. Linha preta tracejada indica o valor de 50%, que representa a taxa de exploração	33
7	Contribuição relativa da mortalidade natural e pesca, para com a mortalidade total dos juvenis de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> , por ano, em zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos.. Mortalidade pesca (azul-abaixo) e mortalidade natural (vermelho-acima). Valores de mortalidade natural obtidos a partir da média geral dos estimadores baseados em longevidade. Linha preta tracejada indica o valor de 50%, que representa a taxa de exploração	34
8	Variabilidade do índice MEI (<i>Multivariate Enso Index</i>) entre 1996 e 2016. Períodos de <i>El Niño</i> (acima da linha vermelha), períodos de <i>La Niña</i> (abaixo da linha azul) e neutro (entre as linhas vermelha e azul)	35
9	Valores de transparência das zonas de berçário de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> , mostrando mediana, máximos, mínimos e quartis. Linhas vermelhas tracejadas indicam 1º e 3º quartis histórico. Asterisco (*) indica anos sem curva de mortalidade.	36
10	Valores de temperatura das zonas de berçário de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> , mostrando mediana, máximos, mínimos e quartis. Linhas vermelhas tracejadas indicam 1º e 3º quartis histórico. Asterisco (*) indica anos sem curva de mortalidade.	37

11	Valores de salinidade das zonas de berçário de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> , mostrando mediana, máximos, mínimos e quartis. Linhas vermelhas tracejadas indicam 1° e 3° quartis histórico. Linha azul contínua, indica o valor de salinidade 3, representando uma inadaquação da taxa de sobrevivência de juvenis de <i>F. paulensis</i> de acordo com os resultados obtido neste trabalho. Asterisco (*) indica anos sem curva de mortalidade.	37
12	Valores de chuva (mm ³) no Estuário da Lagoa dos Patos mostrando mediana, máximos, mínimos e quartis. Linhas vermelhas tracejadas indicam 1° e 3° quartis histórico. Asterisco (*) indica anos sem curva de mortalidade.	38
13	Diagrama da PCA mostrando os anos com e sem curva de mortalidade (círculos rosas e triângulos azuis, respectivamente), para juvenis de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> , em função da mediana das variáveis abióticas (temperatura, salinidade e transparência) indicadas pelas setas, para zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos. Circunferência indica agrupamento de 75%. Os anos representam o período de recrutamento.	42
14	Número de sobreviventes ($Média \pm 1,96 \times EP$), por hora, de juvenis selvagens de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> em diferentes condições de salinidade, durante 4 dias, em um experimento de choque halino . . .	43

LISTA DE TABELAS

1	Equações para obtenção da mortalidade natural baseados em parâmetros intrínsecos a curva de crescimento e baseados na longevidade da espécie. Todas as equações, a exceção das de Then e Hewitt 2014 podem ser extraídas de Kenchington (2013).	22
2	Abundância, CPUE, parâmetros de crescimento ($\mathbf{K}$: coeficiente de crescimento mensal; T_{∞} : idade em meses para o qual o comprimento máximo é alcançado; L_{∞} : comprimento assintótico), mortalidade total ($\mathbf{Z}$) e mortalidade natural através de estimadores baseados e não baseados em longevidade, de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> , por ano de recrutamento, para a região estuarina da Lagoa dos Patos.	29
3	Matriz de correlação de Spearman das variáveis abióticas (<i>Multivariate Enso Index</i> - MEI; Chuva; Salinidade; Transparência; Temperatura) e dos parâmetros populacionais (CPUE; mortalidade natural - M do estimador de Pauly's atualizado por Then(2014); coeficiente de crescimento - $\mathbf{K}$ e comprimento assintótico - $\mathbf{L}_{\infty}$) de <i>Farfantepenaeus paulensis</i> por período de recrutamento dos anos com presença de curva de mortalidade. Valores em parenteses representam a significância (<i>p-value</i>).	40

Introdução

Para maior acurácia na estimativa da mortalidade em crustáceos é necessário uma determinação precisa da idade e dos parâmetros de crescimento (Vogt 2012; Kilada e Driscoll 2017). Por definição, estimativas de mortalidade descrevem o decréscimo de indivíduos ao longo do tempo (idade) e podem ser atribuídos a duas causas diferentes, pesqueira e natural (King 2013). Identificar e quantificar os principais impactos sobre os recursos pesqueiros é necessário para um adequado manejo (King 2013).

A qualidade das estimativas de mortalidade dependem de uma confiável estimativa dos parâmetros de crescimento (Clark 1999; D’Incao e Fonseca 2000). A mortalidade natural (M) é obtida, indiretamente, pelo uso dos parâmetros da curva de crescimento, tais como coeficiente de crescimento (K), comprimento assintótico (L_{∞}) e longevidade (T_{max}) (Pauly 1980; Hoenig 1983; Then et al. 2014). É importante ressaltar que os estimadores de M são construídos através de análises de regressões lineares simples e múltiplas entre os parâmetros da história de vida de organismos pouco ou sem exploração pesqueira (Pauly 1980; Djabali et al. 1993; Frisk et al 2001)

Salinidade e temperatura alteram processos fisiológicos que afetam o crescimento de crustáceos de duas formas: 1) Alterando o número de mudas e ou 2) alterando o período intermuda, o que implica na variabilidade dos parâmetros obtidos pela curva de crescimento (K , L_{∞} e T_{max}) (Dall et al. 1990; Vijayan e Diwan 1995; Anger 2003). Organismos que alcançam L_{∞} mais rapidamente apresentam maiores valores de K (Jensen 1997). Hoenig (1983) demonstra que espécies com menores valores de K apresentam maiores T_{max} , que resulta em menor M .

Os estimadores de M são construídos com base na história de vida de diversos organismos e a exaustiva verificação de sua aplicabilidade sobre outras espécies podem ser observadas em artigos recentes. Kenchington (2013) aborda 30 estimadores e desenvolve um estimador que considera o tamanho amostral. Posteriormente, Hoenig (2017) demonstra que é desnecessário o uso do tamanho amostral para estimativas de M . Then et al. (2014) aplicou 12 estimadores sobre uma ampla série de

dados objetivando melhorar seus ajustes, com foco em teleósteos e elasmobrânquios, obtendo melhores resultados com os estimadores de Pauly (1980) e Hoenig (1983) readaptados.

A importância de compreender as tendências de longo prazo dos recursos pesqueiros em áreas estuarinas, tem sido constantemente reportada. No Estuário da Lagoa dos Patos (ELP) tem sido observado aumento na taxa de exploração de *Macrodon atricauda* (Cardoso e Haimovici 2015); diminuição temporal na diversidade de tamanhos de juvenis de *Farfantepenaeus paulensis* relacionado a pesca (Noletto-Filho et al. 2017); alteração da diversidade de guildas tróficas de peixes relacionadas a salinidade (Possamai et al. 2018) e alteração na intensidade das vias tróficas bênticas e pelágicas em função das fontes de produção primária (Garcia et al. 2017).

Estudos de longo prazo possibilitam identificar impactos gerados por processos lentos (processos que levam muitos anos ex.: Sucessão ecológica), eventos raros ou fenômenos episódicos (ex. *El Niño*), processos de larga variabilidade anual (ex.: precipitação) e fenômenos complexos (Interação de fatores. Ex.: ventos e Chuva) (Franklin 1989). Além disso, permite determinar com maior acurácia o impacto dos variados processos/eventos sobre o objeto de estudo, permitindo incorporar informações mais precisas nos modelos de previsão (Lindenmayer et al. 2012; 2017).

Peneídeos estão entre os recursos pesqueiros mais valiosos do mundo e apresentam alta taxa de exploração (FAO 2016). *F. paulensis*, camarão-rosa, tem um complexo ciclo de vida o qual inclui reprodução em região oceânica e uma fase de crescimento juvenil em estuário, com o ELP como principal zona de berçário no Brasil (Dall et al. 1990; D’Incao 1991). Seu ciclo de vida é em torno de 30 meses dos quais 14 meses podem ocorrer no ELP (D’Incao 1984; Noletto-Filho 2014), com período de recrutamento compreendido entre Setembro a Maio e condicionado a combinação de fatores ambientais como chuva e ventos (D’Incao 1991; Möller et al. 2009).

A estrutura e dinâmica populacional dos juvenis de *F. paulensis* (crescimento, mortalidade, abundância, classes de tamanho e razão sexual) no ELP tem sido relacionadas a impactos antrópicos (ex.: pesca), naturais (ex.: intrusão de água marinha) e/ou habitat disponível (ex.: zonas rasas vegetadas) (D’Incao 1984; Garcia

et al. 1996; D’Incao et al. 2002; Möller 2009; Pereira e D’Incao 2012; Valentini et al. 2012; Ruas et al. 2014; Noletto-Filho et al. 2017).

A variabilidade ambiental em zonas estuarinas rasas pode alterar a dinâmica populacional através de alterações nos parâmetros fisiológicos como **K** (Von Bertalanffy 1938; Beverton e Holt 1959). Temperatura é o principal fator relacionado a alterações fisiológicas de camarões (Soares et al. 2012; Barbieri et al. 2016). Tsuzuki et al. (2000) analisando diferentes estágios pós-larvais de *F. paulensis* identificou mudanças na tolerância halina. Barbieri et al. (2014) verificou que a variabilidade da salinidade gera alterações no consumo de oxigênio bem como da excreção da amônia que são reflexos de alteração do metabolismo consequentemente de processos fisiológicos de juvenis de *F. paulensis*. Dado que o ELP está sujeito a uma ampla e frequente variação na salinidade (0-25 em zonas rasas) (Baumgarten et al. 2005, é importante discutir como esta pode influenciar a sobrevivência dos juvenis de *F. paulensis*. Efeitos deletérios causados pela alta salinidade (>40) têm sido previamente investigados (Wasielesky 2000), mas um maior detalhamento de salinidades muito baixas (<10) ainda é requerido. Desta forma, uma melhor compreensão dos efeitos das baixas salinidades sobre a mortalidade natural e parâmetros fisiológicos em estudos de longo prazo possibilitam esclarecer se os parâmetros ambientais explicam os coeficientes de mortalidade para esta população.

Objetivos

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a variação interanual nos coeficientes de mortalidade total, natural e pesqueira de juvenis de *Farfantepenaeus paulensis*.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Estimar a variação interanual nos coeficientes de mortalidade (Z) dos juvenis de camarão-rosa recém-assentados do Estuário da Lagoa dos Patos entre 1996-2016;
2. Avaliar a mortalidade natural, por diferentes estimadores;

3. Identificar, a partir dos modelos de mortalidade natural abordados, os mais adequados para avaliação do estoque juvenil de camarão-rosa;
4. Estabelecer relações entre os coeficientes de mortalidade natural e os parâmetros ambientais;
5. Verificar os estado de exploração do camarão-rosa ao longo do tempo;
6. Verificar a sobrevivência do camarão-rosa, para salinidades inferiores a 10, através de experimento em laboratório;
7. Verificar o impacto da variabilidade dos parâmetros ambientais do Estuário da Lagoa dos Patos sobre a mortalidade dos juvenis de camarão-rosa;

Metodologia geral

ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado em 5 zonas de berçário de *F. paulensis* no rasas do Estuário da Lagoa dos Patos (ELP), Sul do Brasil (Fig. 1), durante os períodos de recrutamento do estoque juvenil, ao longo de 20 anos de Setembro/1996 à Maio/2016).

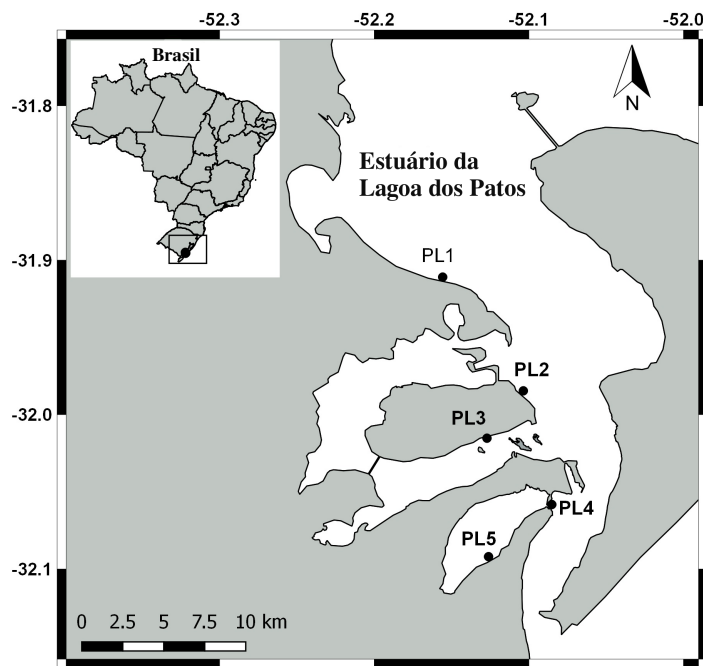


Figura 1: Estações de coleta de dados bióticos e abióticos. Estuário da Lagoa dos Patos – RS – Brasil

A Lagoa dos Patos pode ser dividida em uma zona límnic e uma zona estuarina (Möller et al. 2001 2009; Möller e Fernandes 2010). Além disso, o regime de chuva e ventos condicionam sua hidrologia e hidrodinâmica, consequentemente sua variabilidade nos limites transicionais entre estas zonas (Möller et al. Möller e Mata 1996 2001; Fernandes et al. 2002).

Haja visto que a maré apresenta efeito secundário, são as taxas de descarga fluvial, direção e intensidade dos ventos no Estuário da Lagoa dos Patos que, sazonalmente, explicam seus aspectos hidrodinâmicos (Möller et al. 2001 2009). A circulação estuarina tende a ser dominada pelos ventos, sendo a descarga fluvial dominante em períodos de alta vazão (Möller et al. 2001). No outono e inverno

predominam os ventos sul/sudoeste, que carregam água oceânica para dentro do estuário, enquanto que ventos nordeste predominam na primavera e verão carregando água estuarina para fora do estuário. A descarga fluvial é maior durante outono e inverno, período em que ventos sudoeste dominam, o que causa um represamento da água no ELP, observado pelo aumento no nível da lagoa. A salinidade, principal condicionante para entrada de larvas de *F. paulensis* no ELP, tende a aumentar durante o enfraquecimento dos ventos nordeste, no final da primavera e verão. Regime de ventos associados a alteração na descarga fluvial visualizado pela alteração do nível da Lagoa explicam a hidrodinâmica deste ambiente e as respostas bióticas associadas.

Eventos de larga escala, como *El Niño Southern Oscillation* (ENSO), são responsáveis por alterar o regime de chuvas, incrementando a intensidade dos ventos assim como os valores de precipitação na área, consequentemente as condições hidrodinâmicas e hidrológicas da Lagoa dos Patos (Fernandes et al. 2002; Barros et al. 2014). O aumento da precipitação eleva o nível de água no ELP favorecendo uma maior taxa de vazão, enfraquecendo ou mesmo inviabilizando a formação de uma cunha halina (Möller et al. 2001).

As zonas estuarinas rasas ($\pm 1,5\text{m}$), são principalmente afetadas pelos ventos e vazão dos rios próximos (Costa et al. 1988; Kjerfve e Magill 1989). A proximidade com os rios, somada a sua baixa profundidade e ventos locais, condicionam um maior revolvimento e transporte de sedimentos por toda coluna d'água, alterando a penetração luminosa, consequentemente a transparência. Contudo a presença de vegetação costeira diminui a ação das correntes e a fixação do substrato pelos rizomas e raízes, consequentemente, o material em suspensão e o padrão sedimentar da região (Ward et al. 1984).

O ELP é marcado por regiões denominadas "sacos", pequenas enseadas limitadas por esporões recurvados (Alvarez et al. 1981). Além de apresentarem vegetação costeira característica (*Spartina sp.*, *Ruppia maritima*). Zonas rasas vegetadas são globalmente conhecidas como berçários de diversas espécies, principalmente as que apresentam ciclo de vida juvenil em estuários, tais como crustáceos e peixes (Zimmerman et al. 2002; Seeliger et al. 2012). A presença de vegetação nestas zonas são

fundamentais para o sucesso do ciclo de vida destes organismos, portanto um elevado valor ecossistêmico (Boesch e Turner 1984; Mackenzie e Dionne 2008; Barbier et al. 2011).

AMOSTRAGEM E BIOMETRIA

Amostras bióticas e abióticas foram tomadas mensalmente em áreas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos durante 20 anos, entre Agosto/1996 e Maio/2016.

A coleta dos dados biológicos foi realizada em 5 áreas sendo feito 5 arrastos por área, totalizando 25 amostras por mês (Figura 1). Para a coleta utilizou-se uma rede de picaré (9 m de comprimento; 13 mm de distância entre os nós nas asas e 5 mm no centro). Amostras foram tomadas pelo projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD - Lagoa dos Patos). Algumas áreas em alguns meses não tiveram amostras (Apêndice A), o que justifica o cálculo de CPUE (captura por unidade de esforço: número de indivíduos por arrasto) posteriormente apresentado e discutido.

Os dados ambientais de temperatura, salinidade e transparência foram obtidos, por meio de termômetro de mercúrio graduado em °C (graus Célsius), refratômetro óptico e disco de Secchi, respectivamente.

Neste estudo o parâmetro utilizado para biometria consistiu no comprimento total (CT) dos organismos, obtido a partir da distância entre a extremidade anterior do rostro e a extremidade posterior do télson, com uso de uma régua milimetrada.

ANÁLISE DA MORTALIDADE

O coeficiente de mortalidade total dos juvenis de *Farfantepenaeus paulensis* foi obtida pela curva de captura convertida em comprimento (Pauly 1983; King 2013).

Parâmetros de crescimento necessários para estimativas de mortalidade, tais como $\mathbf{K}$, $\mathbf{t}_0$, $\mathbf{L}_\infty$ e $\mathbf{T}_{max}$ foram extraídos de Noletto-Filho (2014), estimados entre 1996-2012 para os mesmos dados. O mesmo modelo de crescimento e procedimentos de ajustes foram adotados para estimar estes parâmetros para os anos seguintes (2013-2016).

Para os cálculos de mortalidade foram removidos os anos que apresentaram abundância inferior a 100 indivíduos ($\text{CPUE} < 5$ indivíduos/arrasto), devido a sua baixa

representatividade e eventos de recrutamento descontínuos (Apêndice A).

COEFICIENTE DE MORTALIDADE TOTAL (Z)

O coeficiente de mortalidade total foi obtido por meio da curva de captura convertida em comprimento. Dado que trabalhos prévios de crescimento juvenil e mortalidade não diferiram entre sexos (D’Incao 1984, 1990) o coeficiente de mortalidade foi determinado para os sexos agrupados, seguindo a metodologia descrita por King (2013) para invertebrados.

Os índices de CPUE foram obtidos mensalmente para cada comprimento, tendo em vista que o número de arrastos por mês foi desigual ao longo dos 20 anos amostrados. O número de organismos obtidos por comprimento foi dividido pela quantidade de arrastos do referido mês, a fim de se trabalhar com a CPUE.

Como o período de recrutamento de *Farfantepenaeus paulensis* no ELP tem início em setembro de um dado ano podendo estender-se até maio do ano seguinte (D’Incao 1991; D’Incao et al. 2002), as análises de mortalidade incluíram apenas os juvenis capturados neste período, a fim de evitar a inclusão de juvenis de diferentes processos de recrutamento.

Após a soma das CPUE’s mensais, por comprimento e período de recrutamento, as idades foram definidas para cada comprimento, individualmente, através do inverso da curva de Von Bertalanffy ($t = t_0 - \frac{1}{K} \times \ln[1 - \frac{L_t}{L_\infty}]$) (Von Bertalanffy 1938), onde t_0 é a idade no tempo 0 (idade inicial), K é o coeficiente de crescimento, L_t é o comprimento no tempo t e L_∞ é o comprimento assintótico, a qual foi posteriormente utilizada para o cálculo do fator de correção da mortalidade total (King 2013).

Sabe-se que conforme a idade avança ocorre diminuição dos indivíduos, consequentemente da CPUE. A análise da diminuição da CPUE ao longo das idades, consistiu no cálculo da curva de captura convertido em comprimento. O ramo ascendente da curva de captura, de cada ano, foi removida da análise por representar indivíduos não totalmente recrutados ou vulneráveis ao artefato pesqueiro (King 2013). O limite etário superior foi delimitado pelo tamanho de migração para fora do ELP (85mm) (D’Incao 1984).

Crustáceos não apresentam crescimento contínuo, assim, os indivíduos maiores

tendem a levar mais tempo para mudar de classe de tamanho, o que pode vir a subestimar o Z . Desta forma, é necessário corrigir a quantidade de tempo gasto entre as diferentes classes de comprimento, o que pode vir a subestimar Z (Gulland e Rotschild 1981). A fim de evitar este erro foi adicionado um fator de correção (Δt = intervalo de tempo entre duas idades) o qual considera os diferentes tamanhos dos intervalos de classe (King 2013). O fator de correção está relacionado com o tempo que o indivíduo leva para trocar de classe de tamanho sendo dado por:

$$\Delta t = \frac{\ln\left[\frac{(L_{\infty} - L_1)}{(L_{\infty} - L_2)}\right]}{K}$$

Onde L_1 é o comprimento na idade 1 e L_2 é o comprimento na idade 2. A curva de captura linearizada é uma equação de 1º grau apresentando-se, detalhadamente, da seguinte forma:

$$\ln[CPUE_{(L_1-L_2)/\Delta t}] = constant - Z\left[\frac{(t_{L_1} + t_{L_2})}{2}\right]$$

Onde $CPUE_{(L_1-L_2)}$ é a captura por unidade de esforço entre duas classes de comprimento, t_{L_1} é a idade para o comprimento 1 e t_{L_2} é a idade para o comprimento 2.

A equação acima pode ser resumida da seguinte forma: $\ln\left[\frac{CPUE(L_1 - L_2)}{\Delta t}\right]$. Plotando esta equação pela idade média e traçando uma reta de regressão linear tem-se os parâmetros “a” e “b”, sendo b a declividade da reta o qual corresponde ao coeficiente de mortalidade total (Z).

COEFICIENTE DE MORTALIDADE NATURAL (M)

O coeficiente de mortalidade natural foi estimado a partir de 17 métodos os quais foram nomeados de: A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N, O, P e Q para posterior discussão (Tabela 1), elaborados para diversos organismos de estoques levemente ou inexplorados pela pesca, presentes na literatura. Os métodos para obtenção da mortalidade natural foram classificados de acordo com os parâmetros exigidos, sendo agrupados em função dos atributos que não se referem diretamente a longevidade como K L_{∞} (estimadores de A até H) e os que se referem diretamente a longevidade como T_{max} (estimadores I até Q) (Tabela 1).

A longevidade utilizada nos estimadores de I-Q foi interpretada, neste trabalho, como a idade máxima (T_{max}) do estoque juvenil de *Farfantepenaeus paulensis* no Estuário da Lagoa dos Patos (Noletto-Filho 2014). Esta parte do princípio biológico de que o decréscimo de indivíduos é contínuo e constante ao longo do tempo. Dessa forma, o coeficiente de mortalidade tende a ser maior com o inverso da idade máxima.

O coeficiente de crescimento (K) é uma constante que está associado a processos fisiológicos dos organismos, tal como catabolismo. Seu princípio parte das relações entre a síntese e magnitude da reabsorção de material nutritivo em função da superfície corporal, a partir da regra de Rubner a qual a síntese é dependente do metabolismo energético (Von Bertalanffy 1938).

A velocidade de crescimento do organismo, observada pelo K , reflete-se no comprimento assintótico (L_{∞}) (Von Bertalanffy 1938). Quanto maior o coeficiente de crescimento, mais rapidamente o organismo atinge a senilidade fisiológica e o seu comprimento assintótico tende a ser menor.

Temperaturas acima ou abaixo do limite da espécie elevam a atividade enzimática e o acúmulo de radicais livres interferindo diretamente nos processos catabólicos e anabólicos, que podem ser visualizados pela taxa de excreção de amônia e consumo de oxigênio (Von Bertalanffy 1938), consequentemente no coeficiente de crescimento.

Os valores anuais obtidos pelos estimadores não baseados em longevidade foram correlacionados com os parâmetros K , L_{∞} e mediana da temperatura do respectivo período, a fim de verificar a implicação destes parâmetros sobre o coeficiente de mortalidade natural obtido.

Tabela 1: Equações para obtenção da mortalidade natural baseados em parâmetros intrínsecos a curva de crescimento e baseados na longevidade da espécie. Todas as equações, a exceção das de Then e Hewitt 2014 podem ser extraídas de Kenchington (2013).

Estimador	Equação	Método	Observação
Estimadores não baseados em longevidade			
A	$M = 1.327L_{\infty}^{-0.1912}K^{0.7485}t^{0.2391}$	Pauly (1978)	L_{∞} é o comprimento assintótico;
B	$M = 0.9849L_{\infty}^{-0.279}K^{0.6543}t^{0.4634}$	Pauly (1980)	
C	$M = 1.0661L_{\infty}^{-0.1172}K^{0.5092}$	Djabali (1993)	
D	$M = 0.8638L_{\infty}^{-0.279}K^{0.6543}t^{0.4634}$	Pauly e Binohlan (1996)	
E	$M = 0.436K^{0.42}$	Frisk (2001)	
F	$M = 1.692K$	Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - atualizado por Then (2014)	K é o coeficiente de comprimento mensal;
G	$M = 0.098 + 1.55K$	Ralston (1987), Jensen (2001) - atualizado por Then (2014)	t é a temperatura média em graus Célsius ($^{\circ}C$);
H	$M = 4.118K^{0.73}L_{\infty}^{-0.33}$	Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - atualizado por Then (2014)	T_{max} é a longevidade dada em meses (=1.2 anos ou 14.40 meses) (valor extraído de Noletto-Filho, 2012);
estimadores baseados em longevidade			
I	$M = \frac{2.996}{T_{max}}$	Taylor (1960)	
J	$M = \frac{6.384}{T_{max}}$	Bayliff (1967)	
K	$M = \frac{4.6}{T_{max}}$	Sekharan (1975)	
L	$M = 4.31T_{max}^{-1.01}$	Hoenig 1983 - para fish	
M	$M = 6.99T_{max}^{-1.22}$	Hoenig 1983 - para fish ²	
N	$M = 4.49T_{max}^{-0.94}$	Hoenig 1983 - para molluscs	
O	$M = 3.42T_{max}^{-0.832}$	Hoenig 1983 - para molluscs ²	
P	$M = \frac{3}{T_{max}}$	Alagaraja 1984	
Q	$M = \frac{4.6}{T_{max}}$	Alagaraja 1984 ²	

COEFICIENTE DE MORTALIDADE PESQUEIRA (F)

Em um estoque pesqueiro no qual a saída de indivíduos da população via pesca não pode ser quantificada diretamente, admite-se que a mortalidade total dos indivíduos é dada pelo coeficiente de mortalidade natural mais pesca. Dessa forma o coeficiente de mortalidade pesqueira (F) pode ser obtido pela seguinte equação:

$$Z = M + F \text{ então } F = Z - M$$

Calculou-se também a taxa de exploração pesqueira (E), interanualmente. Essa taxa é dada por:

$$E = F/Z$$

Esta consiste em uma avaliação preliminar do estoque. Consoante Gulland e Rotschild (1981) um determinado estoque encontra-se sobrexplorado quando ($E > 0,5$).

EXPERIMENTO DE SOBREVIVÊNCIA PARA SALINIDADES BAIXAS (< 10) EM JUVENIS SELVAGENS DE *Farfantepenaeus paulensis*

Foram capturados juvenis de *F. paulensis* em duas zonas rasas do ELP (PL4 e PL5) (Figura 1), transportados até a Estação Marinha de Aquacultura (EMA/IO-FURG), onde foram mantidos em tanques circulares com ± 700 litros de água, bombeada e filtrada da Praia do Cassino, para efeitos de aclimação.

A renovação de 100% da água deu-se a cada 2-3 dias durante duas semanas (no período de aclimação), a fim de manter os níveis de amônia e pH dentro do adequado de acordo com Van-Wik e Scarpa (1999). Salinidade e temperatura foram mantidos em 30 (± 2) e 25 °C (± 2 °C). A oxigenação foi contínua, com valores variando entre 4,00-6,00mg/L. A alimentação utilizada consistiu em ração com teor de proteína de 40% (Guabi 40J), administrada diariamente.

Os organismos de *F. paulensis* utilizados no experimento apresentaram comprimento na mesma faixa dos juvenis recém-assentados obtidos em campo (25-60mm).

Após o período de aclimação, a salinidade foi diariamente diminuída para: 27, 24, 21, 18, 16, 14, 12, 11, 10. Para isso utilizou-se água filtrada da Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN), previamente decolorada com uso de ácido ascórbico.

Posteriormente os organismos foram aleatoriamente coletados do tanque e depositados em aquário circulares de 4L, com 3 réplicas para cada tratamento. O controle apresentou salinidade 10 ao longo de todo experimento. Já os demais tratamentos, tiveram a cada uma hora a salinidade do tanque diminuída em um ponto até a salinidade de 1 a qual foi diminuída para 0,5 e a seguir para 0. Conforme a salinidade do tanque apresentou os valores de: 8, 6, 4, 3, 2, 1, 0,5 e 0. 18 organismos foram sendo inseridos nos tratamentos. O experimento teve duração de 96 horas (para cada tratamento).

Durante o experimento, a água de cada tratamento foi renovada em 100% a cada 24 horas, os parâmetros de amônia, pH, temperatura e oxigenação foram mantidos dentro do adequado (Van-Wik e Scarpa 1999), seguindo o mesmo padrão do período de aclimação, a exceção da salinidade que foi a variável testada. Barbieri et al. (2014) observou que *F. paulensis* consome mais energia para manter a homeostase, em uma nova condição halina, nas primeiras horas e um decréscimo na sobrevivência média a partir das 48h. Devido a isto, a sobrevivência foi verificada a cada 4h durante 48h e a cada 12h nas 48h seguintes.

A sobrevivência foi verificada pela presença de movimentação frente a um estímulo mecânico (uso de uma pipeta). Os organismos identificados como mortos foram imediatamente removidos.

ANÁLISE DE DADOS

Para avaliar a tendência do coeficiente de mortalidade total (Z) ao longo dos anos, estes foram agrupados consecutivamente em triênios para diminuir a variabilidade e visualizar a tendência de longo prazo de Z. A ANCOVA avaliou os estimadores de mortalidade natural (não baseados em longevidade) em função dos parâmetros que os descrevem. Os pressupostos foram avaliados pelos testes de Shapiro-Wilks e Breush-Pagan. As declividades das retas de regressão da ANCOVA foram comparadas usando a função *lstrends* do pacote *lsmeans* com o ajuste de bonferroni. Dado que a taxa de exploração (E) demonstra a contribuição da mortalidade pesqueira (F) em relação a Z, analisou-se a variabilidade temporal de E em função da média dos estimadores baseados e não baseados em longevidade.

Os dados ambientais de temperatura, salinidade e transparência foram avaliados quanto a variabilidade das medianas anuais em relação aos quartis históricos. O *Multivariate ENSO Index* (MEI) foi obtido pelo National Oceanic and Atmospheric Administratios (NOAA) o qual avaliamos os eventos de *La Niña* ($\leq -0,5$), *El Niño* ($\geq 0,5$) e neutros ($-0,5 < \text{MEI} < 0,5$). Dados de chuva e direção dos ventos foram obtidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, estação 83967).

Salinidade, temperatura, transparência e chuva foram temporalmente avaliadas de forma exploratória por intermédio dos quartis (Xavier et al. 2002). Quartis

históricos foram estabelecidos com base em todos os dados coletados. Períodos de recrutamento com mediana abaixo do 1° quartil histórico indicam ambiente oligohalino para salinidade, águas frias, para temperatura, águas turvas para transparência e baixa quantidade de chuva e o oposto pode ser observado para anos com medianas acima do 3° quartil histórico.

Correlação de Spearman foi realizada para cada ano usando a mediana da salinidade, temperatura e transparência, média do MEI e chuva, CPUE, M (baseado no estimador H, não pautado em longevidade), coeficiente de crescimento (**K**) e comprimento assintótico (**L_∞**). Os parâmetros de água foram correlacionados pelo método de Spearman, com todos os dados amostrados, para maior acurácia nos resultados destas relações. A análise de Permanova (Anderson 2001) foi realizado com a mediana dos parâmetros da água (salinidade, temperatura e transparência) para avaliação dos anos com e sem curva de mortalidade. A análise de Componentes Principais (PCA) com os dados não normalidade e matriz de distância euclideana foi utilizada para representar estes resultados e verificar a contribuição de cada eixo para separação dos grupos. Sobrevivência em diferentes salinidade, ao longo do tempo, pelo experimento foi avaliado pela sobreposição dos intervalos de confiança ($média \pm 1,96 \times EP$). Todos os resultados gráficos e análises estatísticas foram conduzidas usando o software R (versão 1.1.423).

Resultados

MORTALIDADE TOTAL (Z)

Foi possível identificar 12 períodos de recrutamento (Figura 2). Os anos de 1997 e 2000 apresentaram os menores coeficientes de mortalidade total ($Z=0,30 \text{ mês}^{-1}$, $r^2=0,31$ e $Z=0,88 \text{ mês}^{-1}$, $r^2=0,73$, respectivamente) enquanto que os anos de 2004 e 2008 apresentaram os maiores ($Z=2,20 \text{ mês}^{-1}$, $r^2=0,81$ e $Z=2,50 \text{ mês}^{-1}$, $r^2=0,96$, respectivamente) (Figura 2). Agrupando os anos em triênios, temporalmente consecutivos, tem-se que a média dos coeficientes de mortalidade é: $0,83 \text{ mês}^{-1}$ ($EP=\pm 0,29$) (anos de 1997, 1999 e 2000); $1,63 \text{ mês}^{-1}$ ($EP=\pm 0,28$) (anos de 2002, 2004 e 2005); $1,90 \text{ mês}^{-1}$ ($EP=\pm 0,35$) (anos de 2006, 2007 e 2008) e $1,26 \text{ mês}^{-1}$ ($EP=\pm 0,18$) (anos de 2009, 2012 e 2013), respectivamente. Foi possível verificar que os 3 últimos anos com curva de mortalidade, apresentaram um aumento de 53% em relação aos 3 anos iniciais.

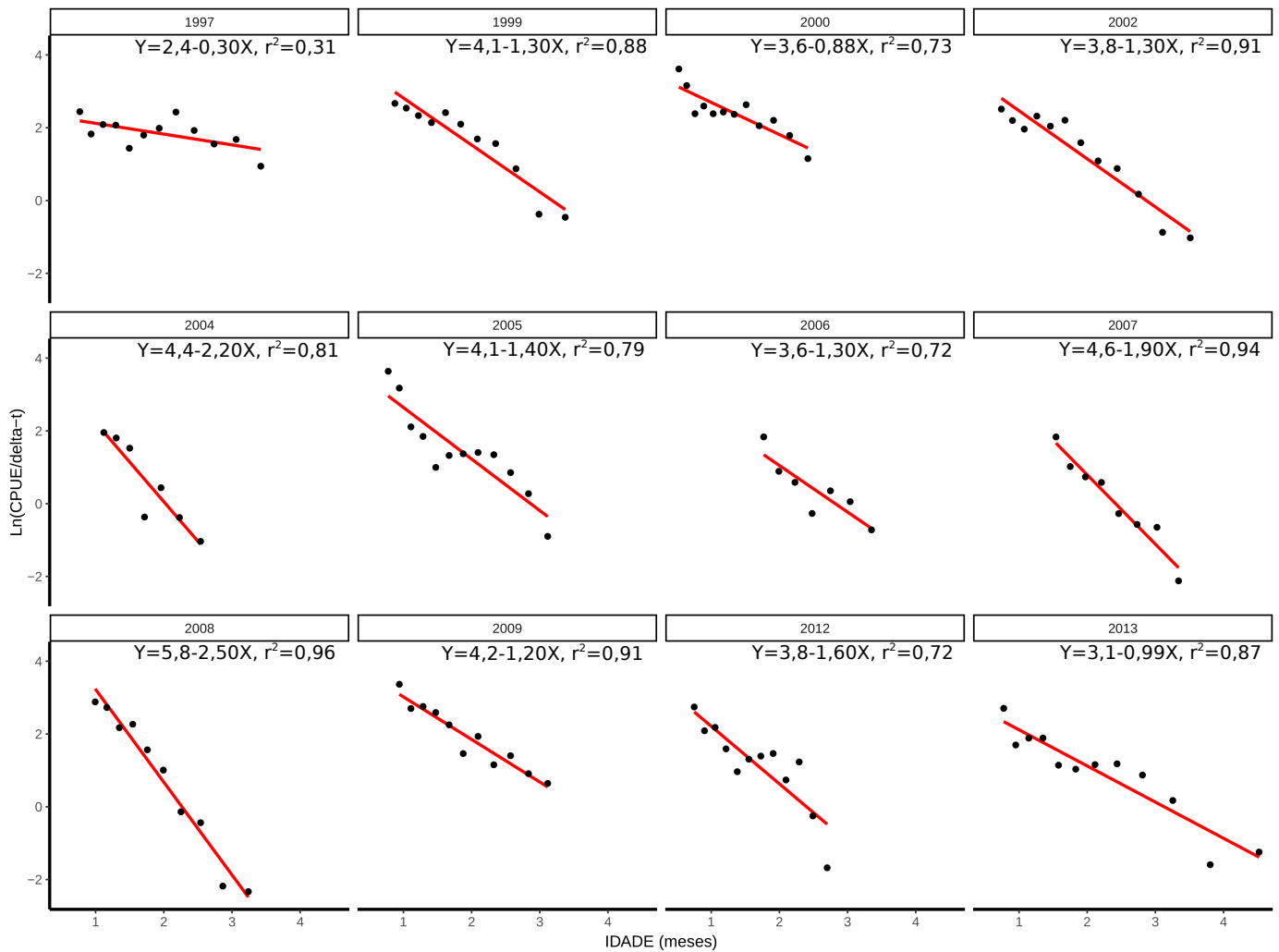


Figura 2: CPUE por idade de cada período de recrutamento, para juvenis de *Farfantepenaeus paulensis* em zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos. Limites etários inferior e superior foram padronizados de acordo com o tamanho de seletividade do artefato pesqueiro e tamanho de migração para o oceano. Todas as retas de regressão demonstram $p\text{-value} < 0,05$.

MORTALIDADE NATURAL (M) DOS ESTIMADORES NÃO BASEADOS EM LONGEVIDADE

Estimador E (Frisk (2001)) resultou nos menores valores de mortalidade, enquanto o estimador G (Ralston (1987) e Jensen (2001) atualizados por Then (2014)) estimou os maiores valores (Tabela 2).

A média, erro padrão e amplitude da mortalidade natural, pelos estimadores não baseados em longevidade, são os seguintes: A (Pauly 1978) (média: $0,49 \text{ mês}^{-1}$ EP $\pm 0,04$, amplitude: 0,39); B (Pauly 1980) (média: $0,53 \text{ mês}^{-1}$ EP $\pm 0,04$, ampli-

tude: 0,39); C (Djabali 1993) (média: 0,35 mês⁻¹ EP±0,02, amplitude: 0,19); D (Pauly e Binohlan 1996) (média: 0,46 mês⁻¹ EP±0,03, amplitude: 0,34); E (Frisk 2001) (média: 0,28 mês⁻¹ EP±0,10, amplitude: 0,12); F (Beverton e Holt 1959, Beverton 1963, Charnov 1993, Jensen 1996 - atualizado por Then 2014) (média: 0,58 mês⁻¹ EP±0,05, amplitude: 0,53); G (Ralston 1987, Jensen 2001 - atualizado por Then 2014) (média: 0,63 mês⁻¹ EP±0,04, amplitude: 0,49), H (Pauly 1980, Pauly e Binohlan 1996 - atualizado por Then 2014) (média: 0,38 mês⁻¹ EP±0,03, amplitude: 0,32) e estes atributos para a média dos modelos (média: 0,46 mês⁻¹ EP±0,03, amplitude: 0,35).

A mortalidade natural estimada por estes modelos correlacionaram-se positivamente com **K** e negativamente com **L_∞** e temperatura. Diferenças entre os modelos foram influenciadas pelo parâmetro **K** (F=92,32; *p-value*=2,20 × 10⁻¹⁶). Normalidade (W=0.94; *p-value*=2,60 × 10⁻⁴) não foi obtida e homogeneidade (BP=21,10; *p-value*=0,13) foi obtida. A comparação das declividades das curvas de regressão indicaram 4 grupos: 1) estimador E; 2) estimador C; 3) estimadores A, B, D e G; 4) estimadores H e F. Os grupos 1 e 2 apresentaram as menores declividades e o grupo 4 as maiores (Figura 3).

Tabela 2: Abundância, CPUE, parâmetros de crescimento (K : coeficiente de crescimento mensal; T_{∞} : idade em meses para o qual o comprimento máximo é alcançado; L_{∞} : comprimento assintótico), mortalidade total (Z) e mortalidade natural através de estimadores baseados e não baseados em longevidade, de *Farfantepenaeus paulensis*, por ano de recrutamento, para a região estuarina da Lagoa dos Patos.

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
N (20mm-95mm)	307	3	365	608	71	350	25	170	555	193	159	447	663	34	18	242	234	40	72	42
CPUE (20mm-95mm)	20,45	0,18	19,42	27,43	2,84	15,44	1,00	7,16	22,92	8,44	6,36	17,88	26,52	1,36	0,72	11,84	13,30	2,67	4,80	1,71
K	0,33		0,38	0,50		0,37		0,46	0,26	0,26	0,27	0,40	0,26			0,18	0,43			
T_{max}	9,80		8,30	6,32		8,47		6,68	13,07	12,84	12,29	7,81	13,07			20,39	6,94			
L_{∞}	122		114	117		113		105	148	141	138	113	148			210	96			
Z	0,30		1,33	0,88		1,30		2,20	1,40	1,30	1,90	2,50	1,20			1,60	0,99			
Mortalidade natural por estimadores não baseados em longevidade																				
Pauly (1978)	0,48		0,53	0,67		0,53		0,65	0,40	0,40	0,41	0,57	0,40			0,28	0,60			
Pauly (1980)	0,52		0,55	0,70		0,57		0,70	0,44	0,43	0,45	0,61	0,44			0,31	0,64			
Djabali (1993)	0,34		0,37	0,43		0,37		0,41	0,30	0,30	0,31	0,38	0,30			0,24	0,40			
Pauly e Binohlan (1996)	0,45		0,48	0,61		0,50		0,61	0,38	0,38	0,39	0,53	0,39			0,27	0,56			
Frisk (2001)	0,27		0,29	0,33		0,29		0,31	0,25	0,25	0,25	0,30	0,25			0,21	0,30			
Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - atualizado por Then (2014)	0,55		0,64	0,84		0,62		0,77	0,44	0,44	0,46	0,68	0,44			0,31	0,72			
Ralston (1987), Jensen (2001) - atualizado por Then (2014)	0,60		0,68	0,87		0,67		0,80	0,50	0,50	0,52	0,72	0,50			0,38	0,76			
Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - atualizado por Then (2014)	0,37		0,42	0,52		0,42		0,50	0,30	0,30	0,31	0,44	0,30			0,20	0,49			
Média geral	0,45		0,50	0,62		0,50		0,59	0,38	0,38	0,39	0,53	0,38			0,28	0,56			
Mortalidade natural por estimadores baseados em longevidade																				
Taylor (1960)																0,21				
Bayliff's (1967)																0,44				
Sekharan (1975)																0,32				
Hoenig (1983) - para fish																0,29				
Hoenig (1983) - para fish ²																0,27				
Hoenig (1983) - para mollusks																0,37				
Hoenig (1983) - para mollusks ²																0,37				
Alagaraja (1984)																0,21				
Alagaraja (1984) ²																0,32				
Média geral																0,31				

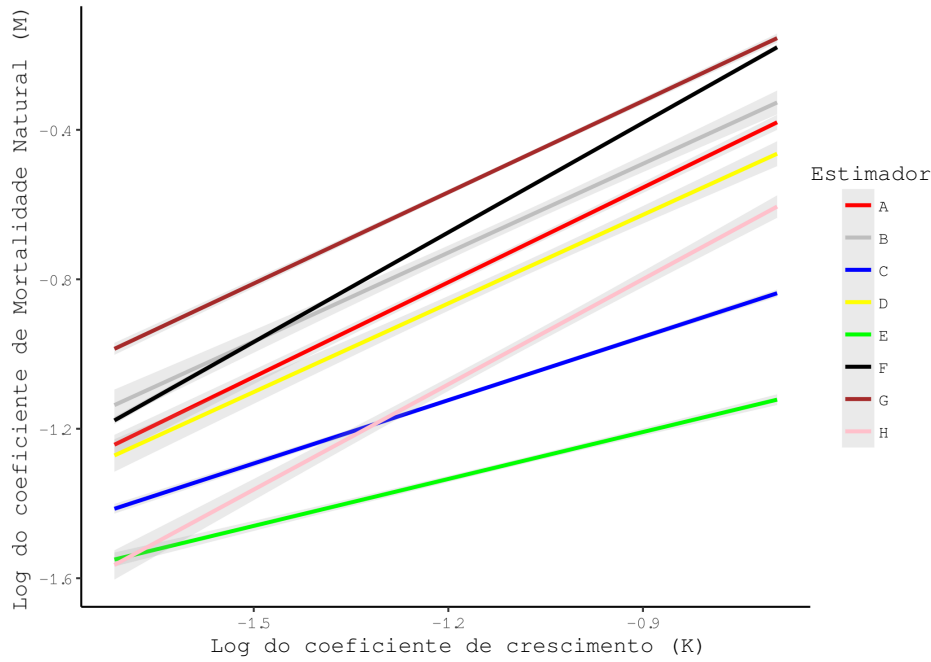


Figura 3: Relação linear do coeficiente de mortalidade, por estimador, com o parâmetro k para *Farfantepenaeus paulensis*. Estimadores A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly e Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - updated by Then (2014)

A relação da mortalidade natural com L_{∞} indicou diferença entre estimadores ($F=3,85$; $p\text{-value}=1,16 \times 10^{-3}$). Normalidade ($W = 0,90$; $p\text{-value}=2,5 \times 10^{-6}$) não foi obtida e homogeneidade ($BP = 12,57$; $p\text{-value}=0,36$) foi obtida. 3 grupos foram identificados quanto a declividade: 1) estimadores A, B, D, F, G e H; 2) A, B, C, D, G e H; 3) A, B, C, E e H. O grupo 1 apresentou menores declividades e o grupo 3 as maiores (Figura 4).

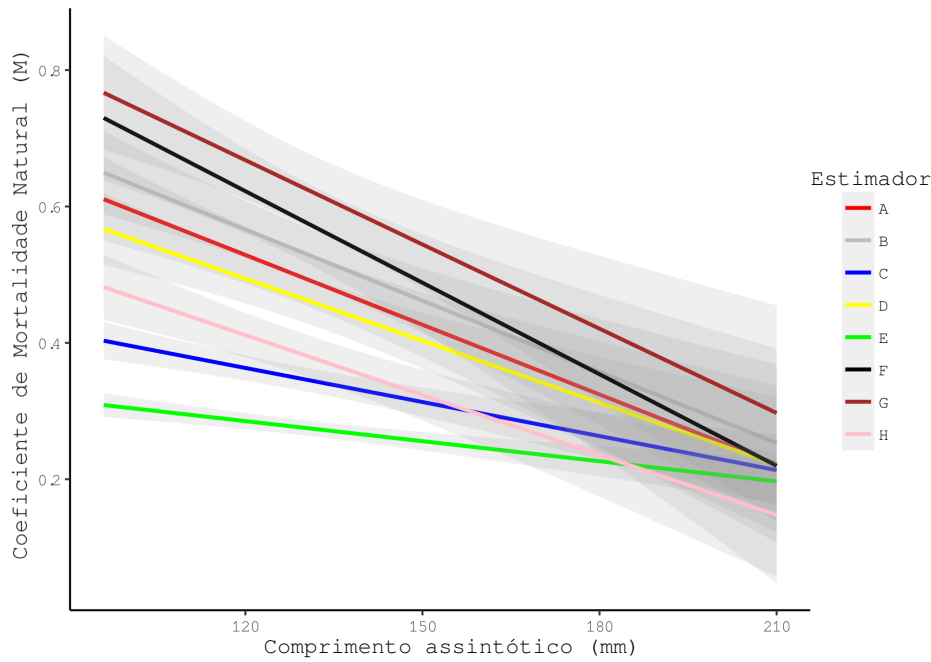


Figura 4: Relação linear do coeficiente de mortalidade, por estimador, com o parâmetro L_{∞} para *Farfantepenaeus paulensis*. Estimadores A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly e Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - updated by Then (2014)

Não foi observado diferença entre os estimadores quando relacionados com a temperatura ($F=0,27$ $p\text{-value}=0,96$) (Figura 5).

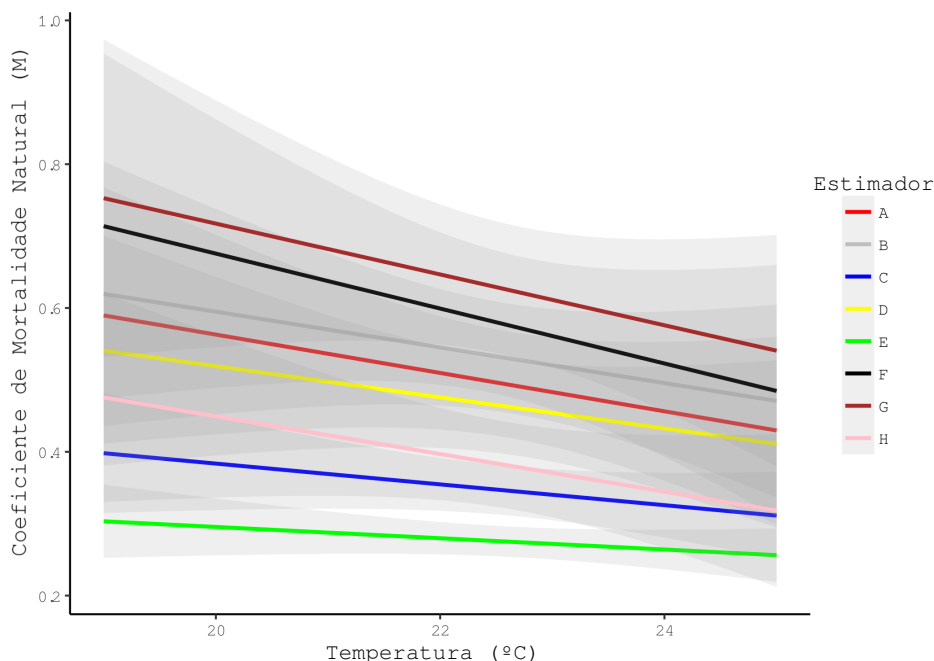


Figura 5: Relação do coeficiente de mortalidade, por estimador, com a temperatura para *Farfantepenaeus paulensis*. Estimadores A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly e Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - updated by Then (2014)

MORTALIDADE NATURAL (M) DOS ESTIMADORES BASEADOS EM LONGEVIDADE

A mortalidade natural obtida pelos estimadores baseados em longevidade, teve seu menor valor estimado pelos estimadores I e P (Taylor (1960) e Alagaraja (1984)) ($M=0,21 \text{ mês}^{-1}$) enquanto o maior valor correspondeu ao estimador J (Bayliff (1967)) ($M=0,44 \text{ mês}^{-1}$) e a média de todos foi semelhante aos estimadores K e Q (Sekharan (1975) e Alagaraja (1984)²) ($M=0,31 \text{ mês}^{-1}$), valores intermediários foram obtidos pelos estimadores desenvolvidos por Hoenig (1983) para peixes (estimadores L e M) ($M=0,29 \text{ mês}^{-1}$ e $M=0,27 \text{ mês}^{-1}$) e moluscos (estimadores N e O) ($M=0,37 \text{ mês}^{-1}$) (Tabela 2).

TAXA DE EXPLORAÇÃO (E)

Haja visto que 1997 não apresentou um bom ajuste da reta para obtenção de Z ($r^2=0,31$), este período foi excluído desta análise. A partir da média dos estimadores não baseados em longevidade, a relação entre a mortalidade pesqueira e total, ou

seja, taxa de exploração (E) demonstrou que o estoque se encontra sobreexplorado a partir de 1999 (Figura 6).

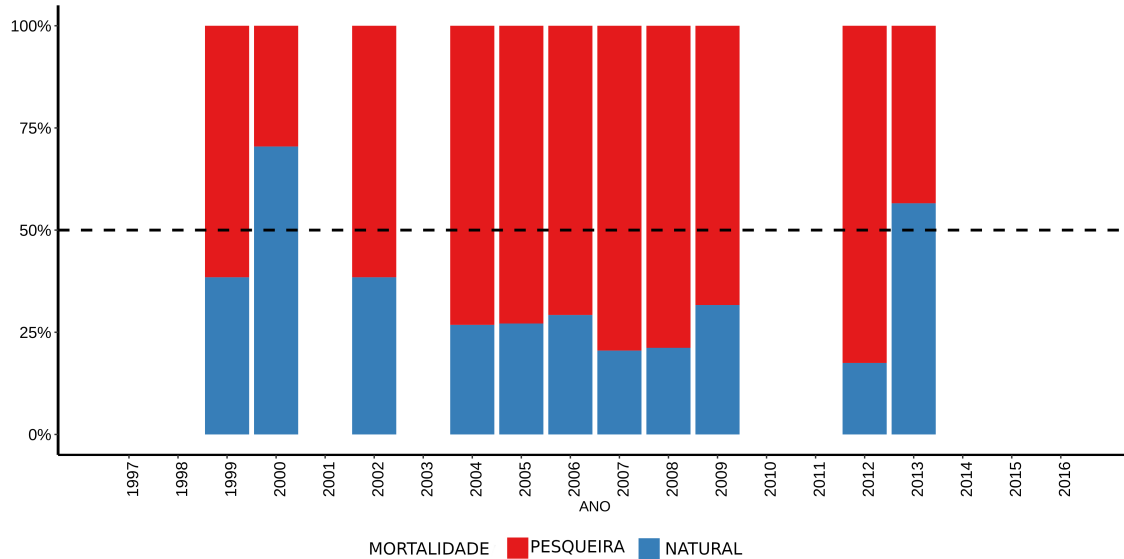


Figura 6: Contribuição relativa da mortalidade natural e pesqueira, para com a mortalidade total dos juvenis de *Farfantepenaeus paulensis*, por ano, em zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos. Mortalidade pesqueira (azul-abaxo) e mortalidade natural (vermelho-acima). Valores de mortalidade natural obtidos a partir da média geral dos estimadores não baseados em longevidade. Linha preta tracejada indica o valor de 50%, que representa a taxa de exploração

A utilização de estimadores baseados em longevidade apresentaram similaridade quanto ao estado do estoque juvenil de *F. paulensis*, em relação aos estimadores não baseados em longevidade. O estoque encontrou-se com taxas de exploração variando entre 65% (2000) e 88% (2008) (Figura 7).

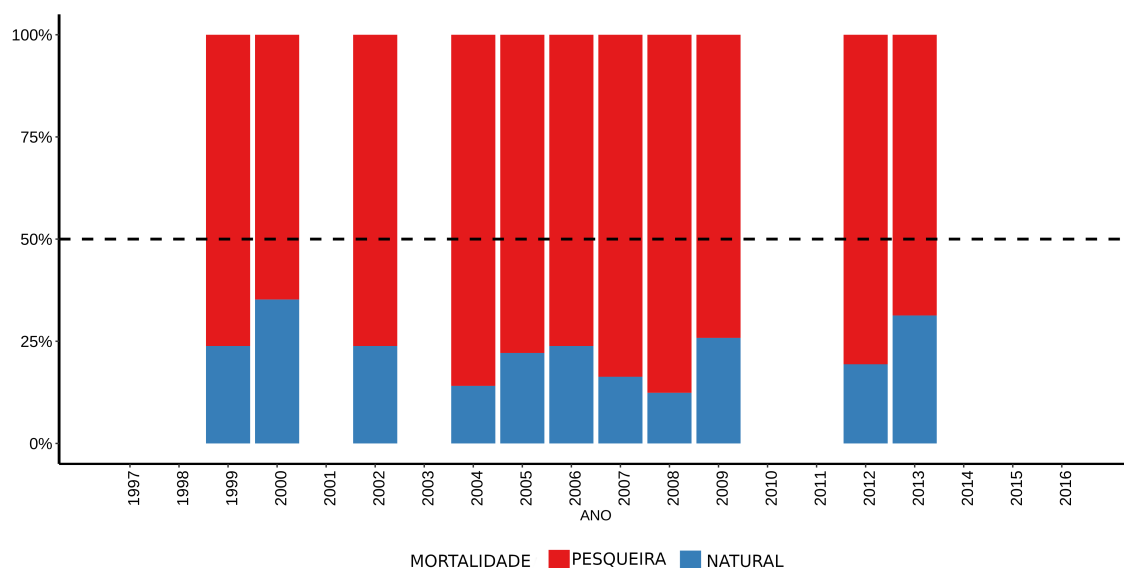


Figura 7: Contribuição relativa da mortalidade natural e pesqueira, para com a mortalidade total dos juvenis de *Farfantepenaeus paulensis*, por ano, em zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos.. Mortalidade pesqueira (azul-abaxo) e mortalidade natural (vermelho-acima). Valores de mortalidade natural obtidos a partir da média geral dos estimadores baseados em longevidade. Linha preta tracejada indica o valor de 50%, que representa a taxa de exploração

VARIABILIDADE TEMPORAL DE PARÂMETROS ABIÓTICOS NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS

Os anos de recrutamento que apresentaram curva de mortalidade situaram-se, em suma, em eventos neutros (1997, 2001, 2002, 2004, 2006, 2013 e 2014) ou *La Niña* (1999, 2000, 2008, 2009 e 2012), estando apenas os anos de 2005 e 2007 em um período de *El Niño* (Figura 8).

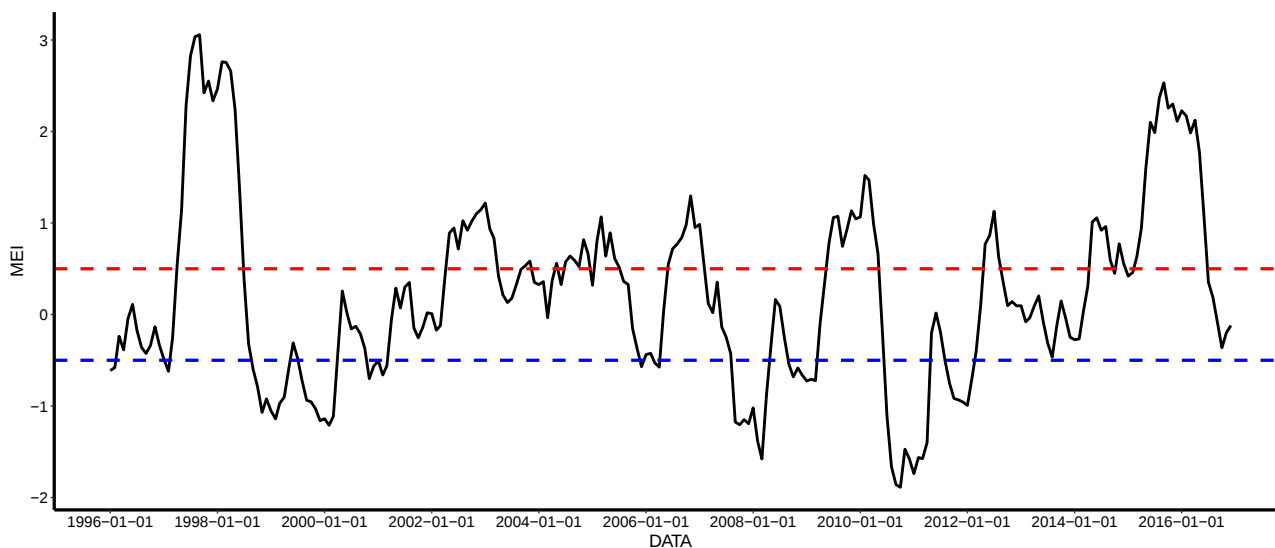


Figura 8: Variabilidade do índice MEI (*Multivariate Enso Index*) entre 1996 e 2016. Períodos de *El Niño* (acima da linha vermelha), períodos de *La Niña* (abaixo da linha azul) e neutro (entre as linhas vermelha e azul)

Os anos de 2001 e 2014 foram categorizados como neutros, em relação ao MEI. Este anos apresentaram a mediana da transparência próxima ao 1^a quartil histórico (0,26m) (Figura 9), temperatura próximo ao 3^a quartil histórico (26 °C) (Figura 10) e a salinidade abaixo do 1^a quartil histórico (1,7) ou de 3 (Figura 11), sendo este valor determinado no experimento realizado neste trabalho como limiar inferior para sobrevivência de *F. paulensis*.

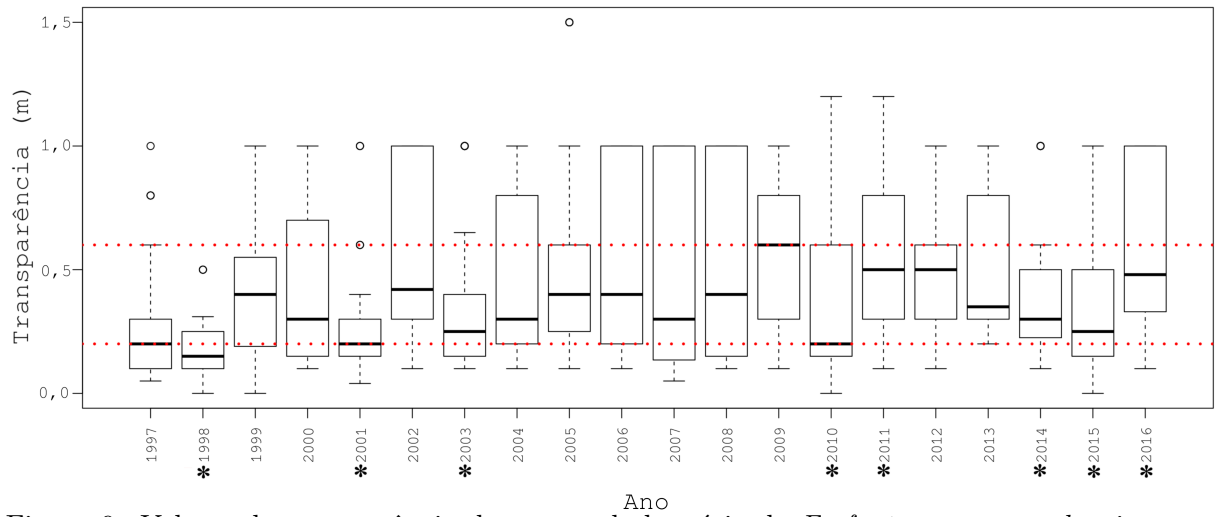


Figura 9: Valores de transparência das zonas de berçário de *Farfantepenaeus paulensis*, mostrando mediana, máximos, mínimos e quartis. Linhas vermelhas tracejadas indicam 1º e 3º quartis histórico. Asterisco (*) indica anos sem curva de mortalidade.

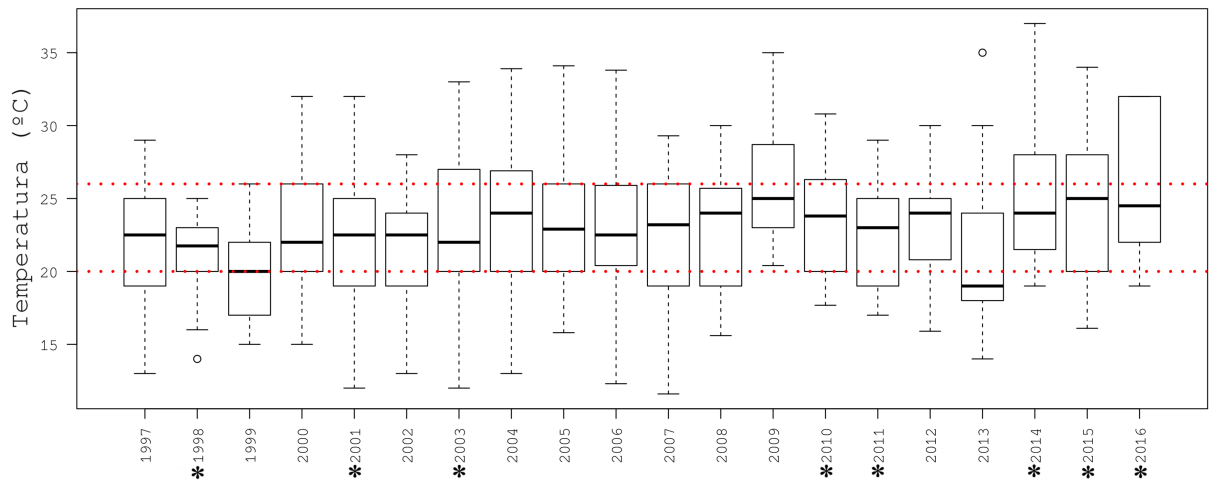


Figura 10: Valores de temperatura das zonas de berçário de *Farfantepenaeus paulensis*, mostrando mediana, máximos, mínimos e quartis. Linhas vermelhas tracejadas indicam 1º e 3º quartis histórico. Asterisco (*) indica anos sem curva de mortalidade.

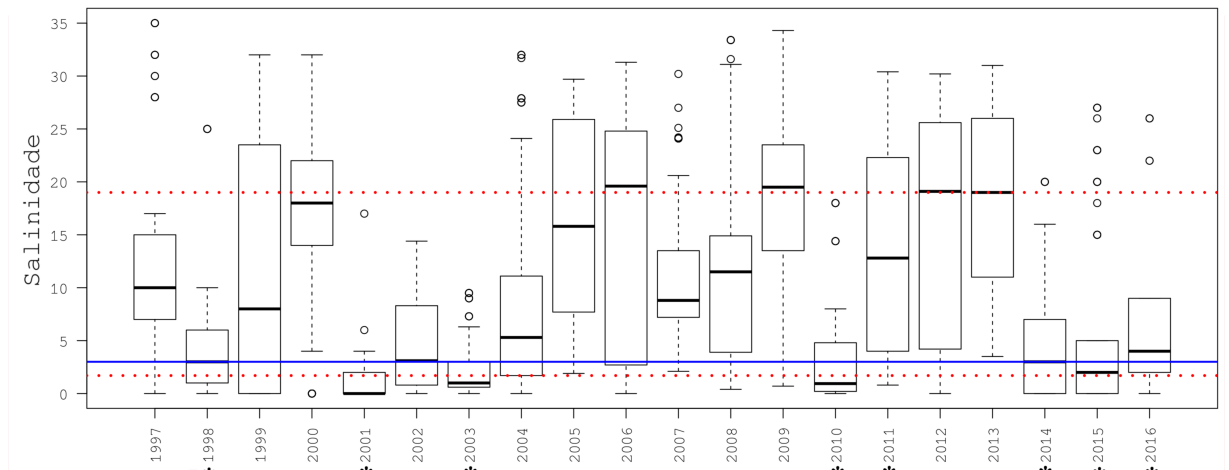


Figura 11: Valores de salinidade das zonas de berçário de *Farfantepenaeus paulensis*, mostrando mediana, máximos, mínimos e quartis. Linhas vermelhas tracejadas indicam 1º e 3º quartis histórico. Linha azul contínua, indica o valor de salinidade 3, representando uma inadaquação da taxa de sobrevivência de juvenis de *F. paulensis* de acordo com os resultados obtido neste trabalho. Asterisco (*) indica anos sem curva de mortalidade.

Os anos de 1997, 1998, 2003, 2010 e 2015 apresentaram mediana da transparência próxima ou abaixo do 1º quartil histórico (Figura 9). Os anos de 2009 e 2015 apresentaram mediana da temperatura próxima ou acima do 3º quartil histórico (Figura 10). Os anos de 1998, 2001, 2003, 2010, 2014 e 2015 apresentaram mediana abaixo da salinidade de 3 ou do 1º quartil histórico enquanto os anos de 2006, 2009, 2012 e 2013 acima do 3º quartil histórico (19) (Figura 11).

A variabilidade da chuva ao longo dos períodos de recrutamento não apresentou um padrão claro de aumento ou diminuição ao longo dos anos, exceto 2016, que esteve acima do 3º quartil histórico (Figura 12).

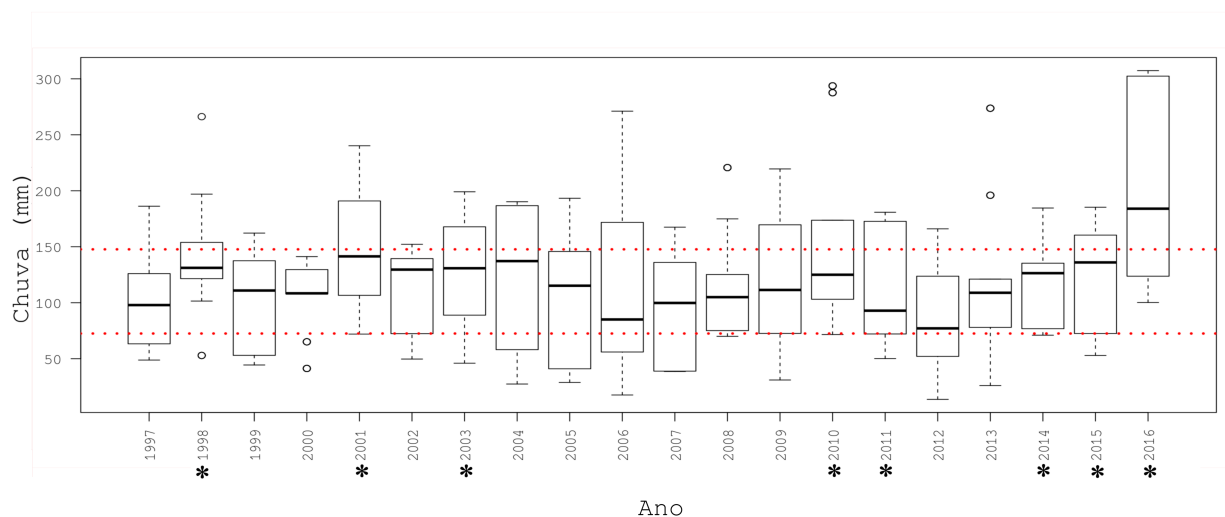


Figura 12: Valores de chuva (mm^3) no Estuário da Lagoa dos Patos mostrando mediana, máximos, mínimos e quartis. Linhas vermelhas tracejadas indicam 1º e 3º quartil histórico. Asterisco (*) indica anos sem curva de mortalidade.

INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS ABIÓTICOS NA DINÂMICA POPULACIONAL DE JUVENIS DE *Farfantepenaeus paulensis*

Salinidade, transparência e CPUE correlacionaram-se inversamente com o MEI e chuva, temperatura, **K** e **L_∞** correlacionaram-se positivamente com o MEI. CPUE e **K** apresentaram correlação inversa com a chuva enquanto os demais parâmetros apresentaram correlação positiva com a chuva (Tabela 3).

A mortalidade natural apresentou correlação positiva apenas com o parâmetro **K** e negativa com os demais sendo sua relação com a transparência próxima da significância ($p\text{-value}=0,06$). CPUE apresentou correlação negativa com a temperatura,

chuva, MEI e $\mathbf{K}$ e positiva com os demais parâmetros. $\mathbf{K}$ apresentou correlação positiva com a mortalidade e negativa com os demais parâmetros. O comprimento assintótico ($\mathbf{L}_\alpha$) apresentou correlação negativa com $\mathbf{K}$ e mortalidade e positiva com os demais parâmetros. Correlações significativas ($p\text{-value} \leq 0,05$) foram observadas para: $\mathbf{K}:\mathbf{L}_\alpha$ (correlação negativa) e $\mathbf{L}_\alpha:\text{Chuva}$ (correlação positiva) (Tabela 3). Para todos os dados amostrados, apenas dos parâmetros da água (N=2445), as correlações foram as seguintes: transparência e salinidade ($r_s:0,42$, $p\text{-value} < 0,001$), transparência e temperatura ($r_s:0,18$, $p\text{-value} < 0,001$) and temperatura e salinidade ($r_s:0,10$, $p\text{-value} < 0,001$).

Tabela 3: Matriz de correlação de Spearman das variáveis abióticas (*Multivariate Enso Index* - MEI; Chuva; Salinidade; Transparência; Temperatura) e dos parâmetros populacionais (CPUE; mortalidade natural - M do estimador de Pauly's atualizado por Then(2014); coeficiente de crescimento - $\mathbf{K}$ e comprimento assintótico - $\mathbf{L}_\infty$) de *Farfantepenaeus paulensis* por período de recrutamento dos anos com presença de curva de mortalidade. Valores em parenteses representam a significância (*p-value*).

	$\mathbf{K}$	$\mathbf{L}_\infty$	Mortalidade	CPUE	Transparência	Temperatura	Salinidade	Chuva	MEI
$\mathbf{K}$		$r_s:-0,86(0,00)$	$r_s:0,42(0,18)$	$r_s:-0,27(0,40)$	$r_s:-0,50(0,10)$	$r_s:-0,42(0,18)$	$r_s:-0,04(0,90)$	$r_s:-0,35(0,27)$	$r_s:-0,06(0,85)$
$\mathbf{L}_\infty$			$r_s:-0,15(0,65)$	$r_s:0,27(0,40)$	$r_s:0,39(0,21)$	$r_s:0,26(0,42)$	$r_s:0,05(0,88)$	$r_s:0,64(0,03)$	$r_s:0,08(0,80)$
Mortalidade				$r_s:0,08(0,79)$	$r_s:-0,55(0,06)$	$r_s:-0,42(0,17)$	$r_s:-0,46(0,13)$	$r_s:0,15(0,64)$	$r_s:-0,12(0,71)$
CPUE					$r_s:0,13(0,69)$	$r_s:-0,14(0,66)$	$r_s:0,18(0,57)$	$r_s:-0,24(0,46)$	$r_s:-0,36(0,25)$
Transparência						$r_s:0,32(0,31)$	$r_s:0,34(0,28)$	$r_s:0,01(0,98)$	$r_s:-0,30(0,35)$
Temperatura							$r_s:-0,16(0,62)$	$r_s:0,07(0,83)$	$r_s:0,00(0,99)$
Salinidade								$r_s:-0,25(0,43)$	$r_s:-0,22(0,49)$
Chuva									$r_s:0,12(0,72)$

Anos em que o recrutamento foi suficiente para acompanhamento da progressão modal e, portanto, obtenção da curva de mortalidade (CPUE > 6 indivíduos/arrasto; abundância > 100 indivíduos – vide tabela 1) apresentaram condições ambientais distintas dos anos sem curva de mortalidade (CPUE < 5 indivíduos/arrasto; abundância < 80 indivíduos – vide tabela 1) (Figura 13). A conjunção dos fatores salinidade, transparência e temperatura apresentados na PCA foram testados pela Permanova e mostraram diferenças significativas entre os grupos analisados (Pseudo-F: 14,95; *p-value* < 0,01). O eixo 1 (Dim1) respondeu à 95,8% da variabilidade. As correlações das variáveis ambientais com o eixo 1 e seus respectivos autovetores foram as seguintes: salinidade r_s : 0,99 com um autovetor de 0,999, transparência r_s : 0,56 com um autovetor de 0,009 e temperatura r_s : -0,11 com um autovetor de -0,044.

A análise da PCA mostrou menor dispersão dos anos sem curva de mortalidade do que os anos com curva de mortalidade (Figura 13). Períodos de recrutamento com CPUE superior a 6 indivíduos/arrasto apresentaram uma ampla variabilidade bidimensional que pode ser observada a partir da larga variabilidade de suas medianas, principalmente salinidade (Figura 10). Além disso, anos com curva de mortalidade que apresentaram-se bidimensionalmente próximos mas temporalmente distantes (1997-2007, 2000-2006 e 2009-2012) (Figura 13) apresentaram uma redução de 50-70% em termos de abundância e 60-70% em termos de CPUE (Tabela 2).

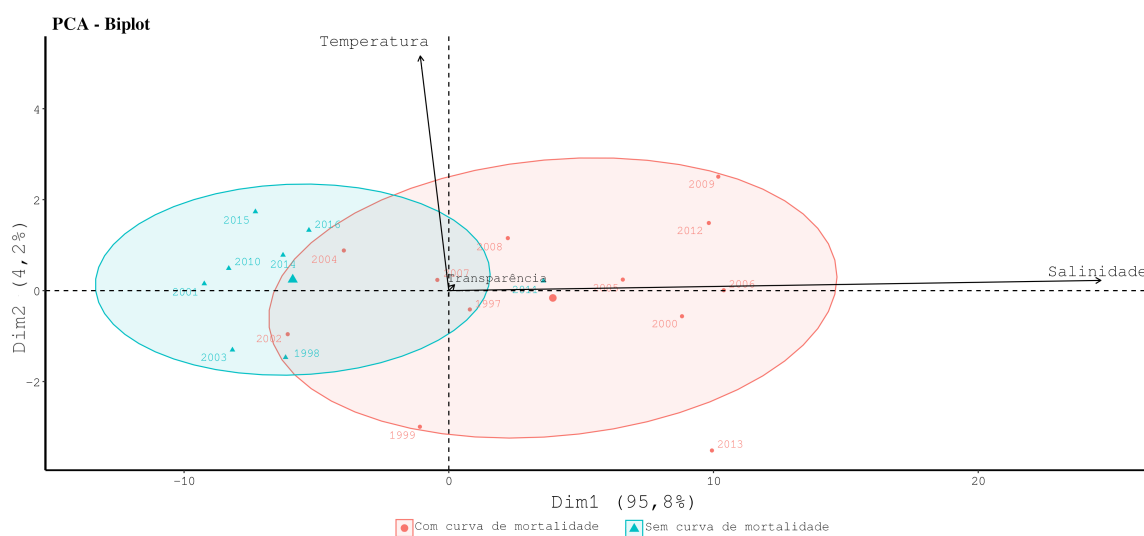


Figura 13: Diagrama da PCA mostrando os anos com e sem curva de mortalidade (círculos rosas e triângulos azuis, respectivamente), para juvenis de *Farfantepenaeus paulensis*, em função da mediana das variáveis abióticas (temperatura, salinidade e transparência) indicadas pelas setas, para zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos. Circunferência indica agrupamento de 75%. Os anos representam o período de recrutamento.

SOBREVIVÊNCIA DE JUVENIS SELVAGENS DE *Farfantepenaeus paulensis* EM BAIXAS SALINIDADES (< 10)

Salinidades de 6 e 8 resultaram em 100% de sobrevivência após 96 horas de teste, enquanto salinidades de 0, 0,5 e 1 resultaram em 100% de mortalidade.

Das salinidade 8-4, o percentual relativo de decréscimo de indivíduos consistiu em 10-20% e da salinidade 4-0 foi de 20-100%. Com exceção das salinidade de 0 e 0,5 que resultaram em 100% de mortalidade nas primeiras horas, diferenças começaram a ser observadas a partir das 8 horas de experimento, onde a salinidade de 1 diferiu significativamente das demais. Ao fim dos 4 dias (96 horas) foi observado 4 grupos distintos: 1) salinidades de 8 e 6 com sobrevivência de 100%, 2) salinidades de 4 e 3 com sobrevivência média de 88,89% e 83,33% c) salinidades de 3 e 2 com sobrevivência média de 83,33% e 72,22% e d) salinidades de 1, 0,5 e 0 que não apresentaram sobreviventes (Figura 14).

Ao acompanhar a salinidade de 1, cronologicamente, notou-se um padrão de decaimento, da média do número de sobreviventes, a cada 12 horas. A ausência de sobreposição do intervalo de confiança, deste valor, indicou 5 grupos distintos:

1) 0-4 horas com 100% de sobrevivência, 2) A faixa de tempo de 8-36 horas com sobrevivência média de 83,33% e 50%, 3) A faixa de tempo de 16-84 horas com sobrevivência média de 61,11% e 11,11%, 4) A faixa de tempo de 40-84 horas com sobrevivência média variando entre 44,44% e 11,11% e 5) O tempo de 84-96 horas que apresentou sobrevivência de 11,11% e 0% (Figura 14).

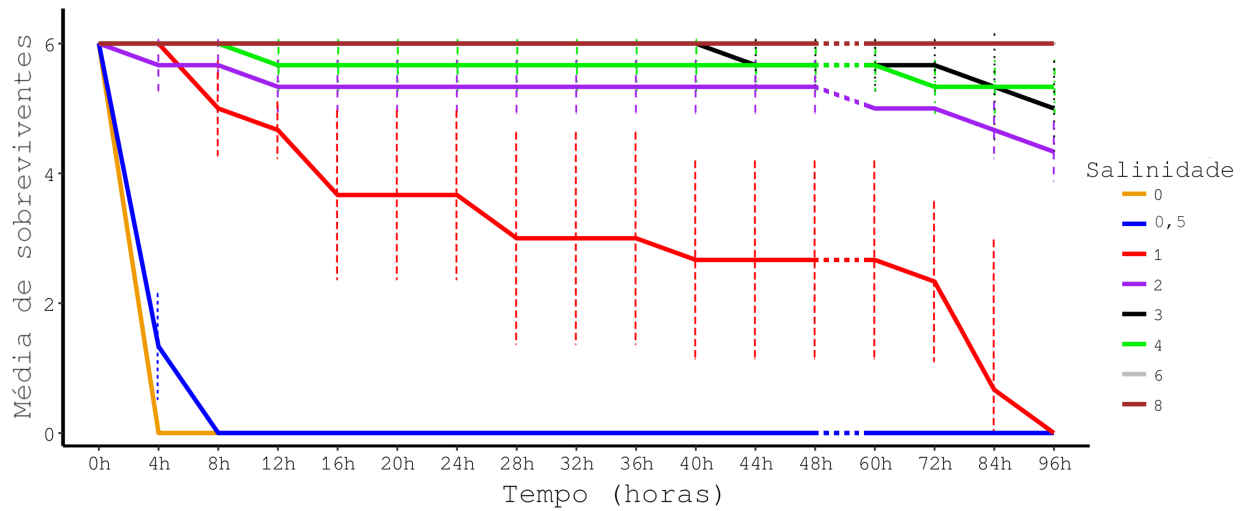


Figura 14: Número de sobreviventes ($Média \pm 1,96 \times EP$), por hora, de juvenis selvagens de *Farfantepenaeus paulensis* em diferentes condições de salinidade, durante 4 dias, em um experimento de choque halino

Discussão

Um marcado aumento na mortalidade total (Z) ao longo destes 20 anos, bem como da mortalidade pesqueira (F) em relação a natural (M) pode ser observada para os juvenis de *Farfantepenaeus paulensis* (camarão-rosa) no Estuário da Lagoa dos Patos (ELP). Este pode ser confirmado por comparação a estudos anteriores para mesma população (D’Incao 1990). Somado a isto, estudos prévios desta espécie mostraram um constante decréscimo no desembarque de adultos (Valentini et al. 1991; D’Incao et al. 2002). Estes resultados permitem deduzir que a mortalidade por pesca é a causa para o atual cenário dos juvenis de camarão-rosa no ELP, corroborando hipóteses anteriormente levantadas (D’Incao 1991; Noletto-Filho et al. 2017).

Nossos resultados demonstram que independentemente do modelo de mortalidade utilizado, uma sobreexploração do estoque é observada. Contudo é importante ressaltar que as relações da mortalidade natural com os parâmetros que os descrevem são menos precisos em alguns estimadores. Esta imprecisão fez com que Then et al. (2014) verificasse e ajustasse os estimadores de mortalidade natural mais amplamente utilizados na literatura, sugerindo o uso dos que são baseados em um parâmetro, longevidade preferencialmente. A razão para esta escolha consistiu no fato de que modelos com 2 ou mais parâmetros superestimam M. Além disso, o uso de vários estimadores conjuntamente tem sua média convergindo para o que apresenta o valor central dentre os utilizados o que neste estudo foi demonstrado como os estimadores D e H (Pauly e Binohlan (1996) e Pauly (1980), Pauly e Binohlan (1996) - atualizado por Then et al. (2014)). Portanto, o uso destes estimadores são preferíveis por apresentar estimativas mais confiáveis de M.

O modelo de previsão de safra para camarão-rosa elaborado por Drews-Jr. et al. (2015), baseado em árvores de decisão, descreveu a influência do *El Niño* sobre o desembarque pesqueiro, indicando uma safra baixa quando o *El Niño* for maior que 0,42 e salinidade menor que 5,08. Os resultados apresentados neste estudo demonstraram que altos valores de *El Niño*, sobre o período de recrutamento, implica em baixas salinidade no ELP o que justifica a baixa abundância de juvenis de camarão-rosa.

MORTALIDADE EM FUNÇÃO DOS ESTIMADORES NÃO BASEADOS EM LONGEVIDADE

Estimadores de mortalidade natural que utilizam $\mathbf{K}$, $\mathbf{L}_\infty$ e temperatura apresentaram o padrão geral sugerido por Beverton e Holt (1959), em que menores $\mathbf{L}_\infty$ estão relacionados a maiores $\mathbf{k}$. Relações da mortalidade natural com o parâmetro $\mathbf{K}$, mostraram maior precisão do que com os demais parâmetros, demonstrando a importância de se ter boas estimativas de $\mathbf{K}$ (D’Incao e Fonseca 2000). Relações de M com temperatura apresentaram piores ajustes. Griffiths e Harrod (2007) e Then et al. (2014) indicaram que a temperatura aumenta o erro na predição de M .

Estimadores E e C (Frisk (2001) e Djabali (1993), respectivamente) resultam em menores amplitudes de M (0,12 e 0,19, respectivamente) e menores valores médios (0,28 e 0,35, respectivamente). Juvenis de peneídeos que habitam zonas estuarinas estão sujeitos a uma larga variabilidade ambiental nos parâmetros físico-químicos que podem causar alterações no $\mathbf{K}$ (Dall et al. 1990; Peixoto et al. 2001; Barbieri et al. 2014, 2016). Salinidades inferiores a 20 e superiores à 30 diminuem a alocação energética para crescimento em juvenis de *Penaeus monodon* implicando em anormalidades na carapaça e diminuição do período intermuda (Ye et al. 2009). O uso de estimadores que fornecem menor variabilidade de M indicam menor sensibilidade aos parâmetros utilizados. Estimadores que fornecem menores médias de M são mais conservadores em termos de manejo pesqueiro, haja visto atribuírem maior causa de mortalidade total (Z) à pesca (F), o qual pode ser visto na discussão sobre os modelos que utilizam longevidade (Hewitt e Hoenig, 2005) e nos resultados obtidos neste estudo.

Apesar dos estimadores F e G (Beverton e Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - atualizado Then (2014) e Ralston (1987), Jensen (2001) - atualizado por Then (2014), respectivamente) apresentarem melhores relações de M com $\mathbf{K}$, $\mathbf{L}_\infty$ e temperatura apresentam, também, maior amplitude de M , juntamente com o estimador B (Pauly (1980)). Em termos gerais, a aplicação de valores distintos de coeficiente de crescimento, comprimento assintótico e temperatura ao longo dos anos, para um mesmo estimador o valor de M irá variar dentro e entre estimadores. O uso de parâmetros de crescimento variáveis entre anos, para *Farfantepenaeus*

paulensis, consiste no fato de que o crescimento desta espécie pode ser alterado pela variabilidade das condições ambientais do seu habitat. Dessa forma, considerar estimadores de M mais sensíveis aos parâmetros que os descrevem, implicam aferir maior sensibilidade da população a condições que influenciam K , que indica estresse fisiológico (Von Bertalanffy 1938; Pérez-Castañeda e Defeo 2005; Franco et al. 2006).

MORTALIDADE EM FUNÇÃO DOS ESTIMADORES BASEADOS EM LONGEVIDADE

D’Incao (1990) encontrou mortalidade mensal de $0,11 \text{ mês}^{-1}$ para machos e $0,09 \text{ mês}^{-1}$ para fêmeas, pelo uso do estimador I (Taylor (1960)). Contudo, é importante realçar que D’Incao (1990) considerou a longevidade da espécie (30 meses). Para maior coerência e precisão a análise da mortalidade juvenil deve ser composta pela "longevidade" deste estrato (ressaltando que a longevidade desse estrato consiste na idade máxima observada do estoque juvenil no Estuário da Lagoa dos Patos). Dado que crustáceos não apresentam estruturas rígidas permanentes, capazes de registrar a idade diretamente, uma confiável estimativa da longevidade pode reduzir a incerteza nas análises de progressão modal e das estimativas dos parâmetros populacionais como sugerido por D’Incao e Fonseca (2000). Neste sentido, o uso de estimadores de M que incorporam longevidade é adequado para peneídeos (ver D’Incao e Fonseca, 2000 para uma revisão).

Os estimadores I e P (Taylor (1960) e Alagaraja (1984), respectivamente) apresentam os menores valores de M em relação aos demais. Estes estimadores são definidas como *rule-of-thumb* nos manuais de avaliação de estoque da FAO (Cadima, 2003) e são amplamente utilizados para crustáceos, tais como *Callinectes sapidus* na Baía de Chesapeake (Rugolo et al. 1998; Helser e Kahn, 2001). Os estimadores I e P são baseadas no conceito de que o número de indivíduos é reduzido à 5% do total em tempo igual ao da longevidade. Similarmente, os estimadores K e Q (Sekharan (1975) e Alagaraja (1984)², respectivamente) aplicam o conceito de que M reduz o número de indivíduos a 1% do total. Hewitt e Hoenig (2007) sugerem uma revisão dos estimadores de M baseados em longevidade, principalmente quando aplicados a crustáceos, haja visto que o uso dos estimadores I e P, por exemplo, não demonstram ser adequados para organismos de vida curta.

Aranceta-Garza et al. (2016) analisaram o decréscimo de 3 espécies de peneídeos através do modelo gnomônico e verificaram uma sobrevivência abaixo de 3,5%. Hewitt e Hoenig (2007) encontraram que o estimador geral de Hoenig (1983) (similar aos estimadores L e M, específico para peixes) representam uma sobrevivência de 1,5% do total, alertando que organismos de vida curta podem encontrar M maior do que o encontrado por estes. Os estimadores N e O (Hoenig (1983) específico para moluscos) forneceram $M=0,37 \text{ mês}^{-1}$ (que corresponde a uma sobrevivência de 0,5% do total - ver Hewitt e Hoenig (2007) e King (2013) para detalhes da conversão de M em percentual) e incorporam em sua regressão organismos com longevidade próxima a camarões (30 meses).

O estimador J (Bayliff (1967)), afere um $M=0,44 \text{ mês}^{-1}$, contudo a equação formulada consiste numa regressão com 6 pontos e baixa relação entre M e **K** (0,38 e $p\text{-value}>0,1$) indicando inacurácia em sua construção. Relativamente aos demais o valor de M obtido por este estimador pode estar superestimado.

Os estimadores N e O têm regressões baseadas em organismos com limite inferior próximo aos camarões, com bom ajuste das retas. Além disso, estes estimadores apresentam valor de M similar a média do estimador H. Desta maneira, o uso dos estimadores definidos como *rule-of-thumb* (estimadores I e P) são inadequados, principalmente para espécies com menores longevidades como camarões, permitindo inferir que o estimador elaborado para moluscos por Hoenig (1983) é adequado para organismos de vida curta.

EFEITOS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE OS JUVENIS DE *Farfantepenaeus paulensis*

A variabilidade temporal da salinidade das zonas rasas do ELP demonstrou interferir na mortalidade natural (M) dos juvenis de *Farfantepenaeus paulensis*. O experimento de sobrevivência em laboratório demonstrou que o decréscimo na salinidade para valores inferiores a 8 é possível identificar um aumento em M. A variabilidade temporal observada na temperatura e transparência permite hipotetizar que seu efeito sobre M dos juvenis de *F. paulensis* é nulo.

Farfantepenaeus paulensis tem demonstrado larga tolerância a salinidades bai-

xas, apresentando a faixa entre 1 e 3 como zona crítica para sobrevivência. Wasielesky (2000) observou 100% de sobrevivência dos juvenis de *F. paulensis* em salinidade 3, apresentando uma faixa de salinidade letal entre 1,00 e 1,48 no tempo de 24 e 96h. Além disso, o experimento conduzido neste estudo demonstrou sobrevivência adequada ($\geq 80\%$) para salinidades maiores que 3, similar ao encontrado por Tsuzuki et al. (2003) e Marchiori (1983) apud D’Incao (1991). Tolerância a baixas salinidades também pode ser observado em outros peneídeos, como *Litopenaeus vannamei* e *P. monodon* (salinidade de 2 e 0, respectivamente), o que favorece seu potencial uso em cultivos (Motoh, 1981; Zhang et al. 1998; Samocha et al. 1998). Contudo é importante ressaltar que o experimento conduzido neste estudo forneceu resultados de sobrevivência com período de aclimação curto (1h), enquanto que nos estudos de *L. vannamei* e *P. monodon*, acima citados, correspondem a um período de aclimação mais longa, sugerindo que *F. paulensis*, possa ter potencial para suportar uma salinidade menor dependendo do tempo de aclimação.

Em adição, anos de baixa salinidade (≤ 3 , o que correspondeu aos períodos de *El Niño*) foram caracterizados pela baixa CPUE de camarões, resultando na ausência de coortes. Os anos com curva de mortalidade (*La Niña* e neutros), tiveram a mediana da salinidade entre 3-19. Salinidades inferiores a 16 diminuem a alocação energética para crescimento em *P. monodon* (Ye et al. 2009). A diminuição do gasto energético para o crescimento pode alterar os parâmetros que descrevem as curvas de mortalidade (**K** e/ou **L_∞**).

O aumento na atividade metabólica é principalmente atribuído à temperatura, consequentemente dos processos catabólicos, que influenciam diretamente **K** (Von Bertalanffy, 1938; Beverton e Holt, 1959; Hartnoll, 2001). Contudo, o aumento na atividade metabólica pela temperatura não contribui para o aumento da mortalidade se a faixa de variabilidade desta está dentro do apropriado (20-25 °C para *F. paulensis*). Hostins et al. (2015) avaliaram a sobrevivência de *Farfantepenaeus brasiliensis* entre 21-33 °C e verificaram melhores taxas de sobrevivência ($>80\%$) para faixa entre 21-27 °C. Souza et al. (2013) e Hostins et al. (2015) também evidenciaram aumento na atividade metabólica como uma função da temperatura, mas estes não se refletiram na taxa de sobrevivência. A variabilidade da temperatura no ELP

durante os 20 anos investigados esteve dentro da faixa de 20-25 °C, o que significa que este parâmetro reflita mais a sazonalidade do recrutamento (verão) do que o processo metabólico em si.

O impacto direto da turbidez (inverso da transparência) sobre camarões consiste no entupimento das brânquias e um subsequente decréscimo da capacidade osmorregulatória (Lin et al. 1992; Hargreaves, 2013). Ray et al. (2010) e Gaona et al. (2016a, 2016b) demonstraram, experimentalmente, melhores taxas de crescimento e sobrevivência de *L. vannamei* em ambientes com menores concentrações de SST (Sólidos Suspensos Totais). O efeito da turbidez em *Penaeus japonicus* demonstrou danos na atividade osmorregulatória, com reflexo na mortalidade, em juvenis mais velhos em relação aos mais novos (Lin et al. 1992). Contudo, este trabalho verificou que o 1º quartil histórico da transparência é de 26cm, o que indica 30NTU (ver Myre e Shaw (2006), para conversão de centímetro em unidade nefelométrica), valor este que é inferior ao apresentado como impactante para *P. japonicus* e *L. vannamei* (Lin et al. 1992; Gaona et al. 2016b). Além disso, crustáceos apresentam diminuição na frequência de mudas com a idade (Vogt, 2012) e tem-se sugerido que a realização de mudas permite a limpeza da câmara branquial (Lin et al. 1992). Diante disso, é possível pressupor que, durante a fase de crescimento juvenil de *F. paulensis* no ELP, o aumento da turbidez, dentro dos limites observados, não condiciona aumento na mortalidade.

A variabilidade de longo prazo da mortalidade de *F. paulensis* permitiu corroborar que baixas salinidades afetam diretamente (quando salinidade ≤ 3) a mortalidade, contribuindo diretamente para baixas CPUE's de camarão-rosa. Já para salinidades maiores que 3, a variabilidade de M foi observada, mas não parece implicar na variabilidade da CPUE. Além disso é importante ressaltar que este estudo evidencia uma relação negativa entre **K** e M com a transparência (com valores próximos a significância). Como a transparência é um indicador para vazão dos rios (alta vazão igual baixa salinidade), corrobora-se a influência de baixas salinidades sobre M dos juvenis de *F. paulensis*.

Conclusões

Os resultados deste trabalho suportam a hipótese de sobrepesca dos juvenis de *F. paulensis*. Sobre-exploração do estoque juvenil foi observado por vários estimadores de mortalidade natural.

Os estimadores H proposto por Then et al. (2014) e N ou O proposta por Hoenig (1983) são as mais adequadas para estimar a mortalidade natural de peneídeos, sendo o estimador H melhor, se estimativas do parâmetro **K** forem rigorosamente estimadas. Por outro lado, os estimadores N ou O são melhores, sendo aqui sugeridas como *rule-of-thumb*, para peneídeos, ao invés dos estimadores que consideram 5% de sobrevivência em tempo igual ao da longevidade.

A variabilidade de longo prazo da salinidade explicam a baixa CPUE dos juvenis de camarão-rosa, por aumento da mortalidade, evidenciado para valores ≤ 3 . Contudo, a variabilidade da salinidade para valores >3 não explicam a mortalidade ao longo dos anos. Desta maneira, a mortalidade total parece ser explicada pela pesca.

Referências

- Alagaraja, K. 1984. Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian J.Fish.* **31**(2): 177–208.
- Alvarez, J.A., Martins, I.R., e Martins, L.R. 1981. Estudo da Lagoa dos Patos. *Pesquisas em Geociências* **14**(14): 41–66.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology* **26**(1): 32–46.
- Anger, K. 2003. Salinity as a key parameter in the larval biology of decapod crustaceans. *Invertebr. Reprod. Dev.* **43**(1): 29–45.
- Aranceta-Garza, F., Arreguín-Sánchez, F., Ponce-Díaz, G., e Seijo, J.C. 2016. Natural mortality of three commercial penaeid shrimps (*Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris* and *Farfantepenaeus californiensis*) of the Gulf of California using gnomonic time divisions. *Sci. Mar.* **80**(2): 199–206.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., e Silliman, B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* **81**(2): 169–193.
- Barbieri, E., Bondioli, A.C., Melo, C.B., e Henriques, M.B. 2014. Effects of low salinity on juvenile pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante 1967, Crustacea). *Mar. Freshwater Behav. Physiol.* **47**(4): 273–283.
- Barbieri, E., de Medeiros, A.M.Z., e Henriques, M.B. 2016. Oxygen consumption and ammonia excretion of juvenile pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in culture: temperature effects. *Mar. Freshwater Behav. Physiol.* **49**(1): 19–25.
- Barros, G.P., Marques, W.C., e Kirinus, E.P. 2014. Influence of the Freshwater Discharge on the Hydrodynamics of Patos Lagoon, Brazil. *Int. J. Geosci.* **5**: 925–942.
- Baumgarten, M.G.Z., Niencheski, L.F.H., e Parizotto, B.A.D.M. 2005. Saco do Justino (RS-Brasil): amônio e fosfato na coluna d'água e na água intersticial de uma enseada não contaminada. *Atlântica* **27**(2): 113–129.
- Bayliff, W.H. 1967. Growth, mortality, e exploitation of the Engraulidae, with special reference to the anchoveta, *Cetengraulis mysticetus*, and the Colorado, *An-*

choa naso, in the eastern Pacific Ocean. Bull. - Inter-Am. Trop. Tuna Comm. **12**(5): 365–432.

Beverton, R.J.H., e Holt, S.J. 1959. A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. In Ciba Foundation Symposium-The Lifespan of Animals (Colloquia on Ageing) Chichester, UK 5. John Wiley & Sons, Ltd. pp. 142–180.

Boesch, D.F. e Turner, R.E. 1984. Dependence of fishery species on salt marshes: the role of food and refuge. Estuaries **7**(4): 460–468.

Cadima, E.L. 2003. Fish stock assessment manual. FAO Fish. Tech. Pap. No. 393.

Cardoso, L.G., e Haimovici, M. 2015. Long-term changes in the age structure, mortality and biomass of the king weakfish *Macrodon atricauda* (Günther, 1880) in southern Brazil: Is it resilient enough to avoid collapse? Fisheries Research **167**: 174–179.

Clark, W.G. 1999. Effects of an erroneous natural mortality rate on a simple age-structured stock assessment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **56**(10): 1721–1731.

Costa C.S.B., Selliger, U., e Kinas, P.G. 1988. Effect of wind velocity and direction on the salinity regime in the Lower Patos Lagoon estuary. Cienc. Cult. (Campinas, Braz.) **40**(9): 909–12.

Dall W., Hill, B.J., Rothlisberg P.C., e Staples, D.J. 1990. The biology of the Penaeidae. Vol. 27. Elsevier Academic Press, London.

D’Incao, F. 1984. Estudo sobre o crescimento de *Penaeus* (*Farfantepenaeus*) *paulensis* Pérez Farfante, 1967 da Lagoa dos Patos, RS, Brasil (Decapoda, Penaeidae). Atlântica **7**: 73–84.

D’Incao, F. 1990. Mortalidade de *Penaeus* (*Farfantepenaeus*) *paulensis* Perez-Farfante, 1967 no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil (Crustacea, Penaeidae). Atlântica **12**(2): 31–51.

D’Incao, F. 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. Atlântica **13**(1): 159–169.

D’Incao, F., e Fonseca, D.B. 1999. Performance of the von Bertalanffy growth curve in penaeid shrimps: a critical approach. The biodiversity crisis and Crustacea:

In Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, The Netherlands 20-24 July 1998. pp. 733–738.

D’Incao F., Valentini, H., e Rodrigues L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste sul do Brasil. *Atlântica* **24**(2): 103–116.

Djabali, F., Mehailia, A., Koudil, M., e Brahmi, B. 1993. Empirical equations for the estimation of natural mortality in Mediterranean teleosts. *NAGA, the ICLARM quarterly* **16**(1): 35–37.

Drews-Jr, P., Turra, T., Machado K., e Dumont, L.F.C. 2015. Temporal Series Prediction using Decision Trees: A Case Study on the Pink Shrimp Harvest. pp. 1-6.

FAO 2016. The World State of Fisheries e Aquaculture - 2016. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Department. 204 pages.

Fernandes, E.H.L., Dyer, K.R., Moller, O., e Niencheski, L.F.H. 2002. The Patos lagoon hydrodynamics during an *El Nino* event (1998). *Cont. Shelf Res.* **22**(11-13): 1699–1713.

Franco, A.R., Ferreira, J.G., e Nobre, A.M. 2006. Development of a growth model for penaeid shrimp. *Aquaculture* **259**(1-4): 268–277.

Franklin, J.F. 1989. Importance and justification of long-term studies in ecology. In Long-term studies in ecology. *Edited by* Gene Likens. Springer-Verlag New York Inc, pp. 3–19.

Frisk, M.G., Miller, T.J., e Fogarty, M.J. 2001. Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: a comparative life history study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**(5): 969–981.

Gaona, C.A.P., da Paz Serra, F., Furtado, P.S., Poersch, L.H., e Wasielesky, W. 2016a. Biofloc management with different flow rates for solids removal in the *Litopenaeus vannamei* BFT culture system. *Aquacult. Int.* **24**(5): 1263–1275.

Gaona, C.A.P., Almeida, M.S., Viau, V., Poersch L.H., e Wasielesky, W. 2016b. Effect of different total suspended solids levels on a *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) BFT culture system during biofloc formation. *Aquacult. Res.* **48**(3): 1070–1079.

Garcia, A.M., Vieira, Sobrinho, J.P., Bemvenuti, C.E., e Geraldi, R.M. 1996.

Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Nauplius* **4**: 113-128.

Garcia, A.M., Claudino, M.C., Mont'Alverne, R., Pereyra, P.E.R., Copertino M., e Vieira, J.P. 2017. Temporal variability in assimilation of basal food sources by an omnivorous fish at Patos Lagoon Estuary revealed by stable isotopes (2010–2014). *Marine Biology Research* **13**(1): 98–107.

Giron-Nava, A., James, C.C., Johnson A.F., Dannecker, D., Kolody, B., Lee, A., Nagarkar, M., Pao, G.M., Ye, H., Johns, D.G., e Sugihara, G. 2017. Quantitative argument for long-term ecological monitoring. *Mar. Ecol.: Prog. Ser.* **572**:269–274.

Griffiths, D., e Harrod, C. 2007. Natural mortality, growth parameters, and environmental temperature in fishes revisited. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **64**(2): 249–255.

Gulland, J.A., e B.J. Rothschild (1981). *Penaeid shrimps: their biology and management*. Fishing News Books Ltd.

Hargreaves, J.A. 2013. *Biofloc production systems for aquaculture*. Stoneville, MS, USA: Southern Regional Aquaculture Center, p. 11.

Hartnoll, R.G. 2001. Growth in Crustacea—twenty years on. *Em Proceedings of the 7th Colloquium Crustacea Decapoda Mediterranea*, Lisboa, Portugal, 6-9 Setembro 1999. *Advances in decapod Crustacean research*, Lisboa, Portugal pp.111-122.

Helser, T.E., e Kahn, D.M. 2001. Stock assessment of Delaware Bay blue crab (*Callinectes sapidus*) for 2001. Department of Natural Resources and Environmental Control, Delaware Division of Fish and Wildlife, pp. 1–41.

Hewitt, D.A., e Hoenig, J.M. 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. *Fish. Bull.* **103**(2): 433–437.

Hewitt, D.A., Lambert, D.M., Hoenig, J.M., Lipcius, R.N., Bunnell, D.B., e Miller, T.J. 2007. Direct and indirect estimates of natural mortality for Chesapeake Bay blue crab. *Trans. Am. Fish. Soc.* **136**(4): 1030–1040.

Hoenig, J.M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull.* **82**(1): 898–903.

Hoenig, J.M. 2017. Should Natural Mortality Estimators Based on Maximum Age Also Consider Sample Size? *Trans. Am. Fish. Soc.* **146**(1): 136–146.

Hostins, B., Braga, A., Lopes, D.L.A., Wasielesky, W., e Poersch, L.H. 2015. Effect of temperature on nursery and compensatory growth of pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* reared in a super-intensive biofloc system. *Aquacultural Engineering* **66**: 62–67.

Jensen, A.L. 1997. Origin of relation between K and L_{inf} and synthesis of relations among life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**(5): 987–989.

Kenchington, T.J. 2013. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries* **15**(4): 533–562.

Kilada, R., e Driscoll, J.G. 2017. Age determination in crustaceans: a review. *Hydrobiologia* **799**(1): 21–36.

King, M. 2013. *Fisheries biology, assessment and management*. John Wiley e Sons.

Kjerfve, B., e Magill, K.E. 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Mar. Geol.* **88**(3-4): 187–199.

Lin, H., Charmantier, G., Thuet, P., e Trilles, J.P. 1992. Effects of turbidity on survival, osmoregulation and gill Na^+/K^+ ATPase in juvenile shrimp *Penaeus japonicus*. *Mar. Ecol.: Prog. Ser.* **90**: 31–37.

Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., Andersen, A., Bowman, D., Bull, C.M., Burns, E., Dickman, C.R., Hoffmann, A.A., Keith, D.A., Liddell, M.J., Lowe, A.J., Metcalfe, D.J., Phinn, S.R., Russell-Smith, J., Thurgate, N., e Wardle, G.M. 2012. Value of long-term ecological studies. *Austral Ecology* **37**(7): 745–757.

MacKenzie, R.A., e Dionne, M. 2008. Habitat heterogeneity: importance of saltmarsh pools and high marsh surfaces to fish production in two Gulf of Maine salt marshes. *Mar. Ecol.: Prog. Ser.* **368**: 217–230.

Möller, O., Stech, J.L., e Mata, M.M. 1996. The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. *Cont. Shelf Res.* **16**(3): 335–351.

Möller O., Castello, J.P., e Vaz, A.C. 2009. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. *Estuaries Coasts* **32**(4): 787–796.

Möller, O., e Fernandes, E. 2010. Hidrologia e hidrodinâmica. *In* O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. *Edited by* U. Seeliger and C. Odebrecht. Federal University of Rio Grande, Rio Grande. pp. 17–27.

Möller, O., Castaing, P., Salomon, J.C., e Lazure, P. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. *Estuaries* **24**(2): 297–311.

Motoh, H. 1981. Studies on the fishery biology of the giant tiger prawn, *Penaeus monodon*, in Philippines. Tech. Rep. SEAFDEC Aquaculture Department, Iloilo, Philippines.

Myre, Elizabeth e Shaw, Ryan. 2006. The turbidity tube: simple and accurate measurement of turbidity in the field. Michigan Technological University.

Noletto-Filho, E. 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. M.Sc Thesis, Biological Oceanographic Institute, The Federal University of Rio Grande, Rio Grande do Sul-Brazil.

Noletto-Filho, E.M., Pucciarelli, P., e Dumont, L.F.C. 2017. Spatial and temporal variation in juvenile size distribution of the pink shrimp (*Penaeus paulensis*) in the Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Marine Biology Research* **13**(1): 62–73.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES J. Mar. Sci.* **39**(2): 175–192.

Pauly, D. 1983. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *Food & Agriculture Org.* No. 234.

Pauly, D., e Binohlan, C. 1996. FishBase and AUXIM as tools for comparing the life-history patterns, growth and natural mortality of fish: applications to snappers and groupers. *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers*, **48**:218–243.

Peixoto, S., D’Incao, F., e Wasielesky W. 2001. Application of von Bertalanffy growth curves in a *Farfantepenaeus paulensis* (Decapoda, Penaeidae) captive broodstock. *Nauplius*. **9**(2): 149-151.

Pereira, N., e D’Incao, F. 2012. Relationship between rainfall, pink shrimp

harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with *El Niño* and *La Niña* phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. **92**(7): 1451–1456.

Pérez-Castañeda, R., e Defeo, O. 2005. Growth and mortality of transient shrimp populations (*Farfantepenaeus* spp.) in a coastal lagoon of Mexico: role of the environment and density-dependence. ICES J. Mar. Sci. **62**(1): 14–24.

Possamai, B., Vieira, J.P., Grimm, A.M., e Garcia, A.M. 2018. Temporal variability (1997-2015) of trophic fish guilds and its relationships with *El Niño* events in a subtropical estuary. Estuarine, Coastal Shelf Sci. **202**: 145-154.

Ray, A.J., Lewis, B.L., Browdy, C.L., e Leffler, J.W. 2010. Suspended solids removal to improve shrimp (*Litopenaeus vannamei*) production and an evaluation of a plant-based feed in minimal-exchange, superintensive culture systems. Aquaculture **299**(1-4): 89–98.

Ruas, V.M., Rodrigues, M.A., Dumont, L.F.C., e D’Incao, F. 2014. Habitat selection of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* and the blue crab *Callinectes sapidus* in an estuary in southern Brazil: influence of salinity and submerged seagrass meadows. Nauplius **22**(2): 113–125.

Rugolo, L.J., Knotts, K.S., Lange, A.M., e Crecco, V.A. 1998. Stock assessment of Chesapeake Bay blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun). J. Shellfish Res. **17**(3): 906–930.

Samocha, M.T., Lawrence, A.L. e Posser, D. 1998. Growth and Survival of juvenile *Penaeus vannamei* in low salinity water in a semi-closed recirculating system. Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgeh, **50**(2):55-59.

Seeliger, U., Odebrecht, C., e Castello, J.P. 2012. Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic. Springer Science e Business Media.

Sekharan, K.V. 1975. Estimates of the stocks of oil sardine and mackerel in the present fishing grounds off the west coast of India. Indian J. Fish. **21**(1): 177–182.

Soares, R.B., Peixoto, S., Bianchini, A., Cavalli, R., e Wasielesky, W. 2012. Efeito da temperatura na sobrevivência, consumo alimentar e crescimento de pós-larvas do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis*. Atlântica **34**(1): 23–30.

Souza, D.M., Martins, Á.C., Jensen, L., Monserrat, J.M., Wasielesky, W., e Garcia, L. 2013. Effects of water temperature on oxidative stress parameters in the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* during transport. *Aquaculture* **416**: 310–314.

Taylor, C. 1958. A note on Lee's phenomenon in Georges Bank haddock. *Publ. Int. Commn NW Atlant. Fish* **1**: 243–251.

Taylor, C.C. 1960. Temperature, growth, and mortality—the pacific cockle. *ICES J. Mar. Sci.* **26**(1): 117–124.

Then, A., Hoenig, J.M., Hall, N.G., e Hewitt, D.A. 2014. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* **72**(1): 82–92.

Tsuzuki, M.Y., Cavalli, R.O., e Bianchini, A. 2000. The effects of temperature, age, and acclimation to salinity on the survival of *Farfantepenaeus paulensis* postlarvae. *J. World Aquacult. Soc.* **31**(3): 459–468.

Tsuzuki, M.Y., Cavalli, R.O., e Bianchini, A. 2003. Effect of salinity on survival, growth, and oxygen consumption of the pink-shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante 1967). *J. Shellfish Res.* **22**(2): 555–560.

Valentini, H., D'Incao, F., Rodrigues L.F., e 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., 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.

Van-Wik, P., e Scarpa, J. 1999. Water quality requirements and management. *In* Farming marine shrimp in recirculating freshwater systems. *Edited by* P. Van-Wik et al. Florida Department of Agriculture and Consumer Services, Tallahassee. pp. 128–138.

Vijayan, K.K., e Diwan, A.D. 1995. Influence of temperature, salinity, pH and light on molting and growth in the Indian white prawn *Penaeus indicus* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) under laboratory conditions. *Asian Fisheries Science* **8**: 63–72.

Vogt, G. 2012. Ageing and longevity in the Decapoda (Crustacea): a review. *Zoo. Anz.* **251**(1): 1–25.

von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). *Hum. Biol.* **10**(2): 181–213.

Ward, L.G., Kemp, W.M., e Boynton, W.R. 1984. The influence of waves and seagrass communities on suspended particulates in an estuarine embayment. *Mar. Geol.* **59**(1-4): 85–103.

Wasielesky, W. 2000. Cultivo de juvenis do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Decapoda, Penaeidae) no estuário da Lagoa dos Patos: efeitos dos parâmetros ambientais. PhD. thesis Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande-Brazil.

Xavier, T.M., Da Silva, J.F., e Rebelo, E.R.G. 2002. A técnica dos quantis e suas aplicações em meteorologia, climatologia e hidrologia, com ênfase para as regiões brasileiras. Brasília: Thesaurus.

Ye, L., Jiang, S., Zhu, X., Yang, Q., Wen, W., e Wu, K. 2009. Effects of salinity on growth and energy budget of juvenile *Penaeus monodon*. *Aquaculture* **290**(1-2): 140–144.

Zhang, S., Dong, S. e Wang, F. 1998. Studies of bioenergetics of *Penaeus chinensis*, I. Oxygen consumption and ammonia-N excretion rates under different conditions. *J. Ocean Univ. Qingdao*, **28**(2):223-227.

Zimmerman, R.J., Minello, T.J., e Rozas, L.P. 2002. Salt Marsh Linkages to Productivity of Penaeid Shrimps and Blue Crabs in the Northern Gulf of Mexico. *In* Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology. *Edited by* M. P. Weinstein and D. A. Kreeger. Kluwer Academic, Amsterdam, The Netherlands. 293–314.

Article

LONG-TERM VARIABILITY IN THE MORTALITY OF PINK SHRIMP JUVENILES IN THE SOUTH-WESTERN ATLANTIC

ABSTRACT

Farfantepenaeus paulensis is a penaeid shrimp that displays a complex life cycle, including an estuarine phase, where fishing is the main threats. Our study to assess mortality rates and test several natural mortality estimators for a 20 years time-series, in attempt to identify the best possible models for this group. Additionally the exploitation rate was estimated for the period and it was also verified the salinity is the main driver of the natural mortality of pink shrimp juveniles. Organisms were sampled in 5 shallow zones ($\pm 1.5\text{m}$ of depth) of the Patos Lagoon Estuary. Estimators were classified in two groups 1) non-based and 2) based in longevity. The Ancova test, used to compare regressions among estimators were performed. Spearman correlations of Multivariate Enso Index, rainfall, salinity, temperature, transparency, CPUE, mortality, L_{∞} and K and survival experiment for low salinities (<10) were performed. Total mortality presents annual values ranging among 0.62 to 1.50 month^{-1} , with tendency to increase. The estimator of Pauly updated by Then (2014) ($M=0.30\text{-}0.52 \text{ month}^{-1}$) resulted the intermediate values of natural mortality, converging to a value that was close to the mean estimate obtained by the entire group of non-longevity based models and with mean similar to result obtained by longevity model described by Hoenig (1983) for molluscs ($M=0.37 \text{ month}^{-1}$). To the mean of natural mortality by longevity and non-longevity models, exploitation rate resulted in values greater to 50%, for most years. Years with predominance of salinity ≤ 3 were mainly presented during *El Niño* and this years do not presented enough CPUE to obtain mortality curve. Median of salinity ranging among 3.1 to 19.0, for years with mortality curve, and seems to describe natural mortality ($r_s:0.46$). Survival experiment indicate that salinity ≤ 3 cause higher mortality to *F. paulensis* juveniles (survival $<80\%$) if persists for more than 4 days.

Keywords: Pink shrimp; Salinity; Estuary; Natural mortality; Cultive

Introduction

An accurate estimate of mortality in crustaceans demands an appropriate estimation of growth parameters and age (Vogt 2012; Kilada and Driscoll 2017). By definition, mortality estimates describe the diminishing of the individuals through time (age) and can be attributed to two different causes, fishery and natural (King 2013). Identify and quantify the main impacts on fishery resources is vital to an adequate management (King 2013).

The quality of mortality estimates depends of a reliable growth parameters estimates (Clark 1999; D’Incao and Fonseca 2000). Natural mortality (M) is obtained, indirectly, by use of parameters obtained by growth curve (growth coefficient (K), asymptotic length (L_{∞}) and longevity (T_{max})) (Pauly 1980; Hoenig 1983; Then et al. 2014).

Salinity and temperature change physiological processes that could affect crustacean growth in two ways: 1) changing number of moults and/or 2) changing intermoult period, which implies in different L_{∞} (Dall et al. 1990; Vijayan and Diwan 1995; Anger 2003). Organisms that reach L_{∞} faster presents higher K values (Jensen 1997). Hoenig (1983) demonstrates that species with lower K values presents highest T_{max} and L_{∞} that results in lower M .

M estimators are developed based on life traits of a pool of species, and the exhausting verification of their applicability can be observed in recent papers. Kenchington (2013) tested 30 estimators and developed 1 estimator that takes into consideration the sample size. Later, Hoenig (2017) reviewed the model suggested that the estimation is less dependent on the sample size than previously stated. Then et al. (2014) applied 12 estimators on a large data series of teleosts and elasmobranchs, obtaining the best results with the estimators of Pauly (1980) and Hoenig (1983) reformulated.

The importance of understanding the long-term trends of fishery resources in estuarine areas has been constantly reported. There has been an increase in the rate of exploitation of *Macrodon atricauda* at the time (Cardoso and Haimovici 2015); temporal decrease in the diversity of sizes of *Farfantepenaeus paulensis* juveniles

related to fishing (Noleto-Filho et al. 2017); alteration of the diversity of fish trophic guilds related to salinity (Possamai et al. 2018) and alteration in the intensity of the benthic and pelagic trophic pathways as a function of the basal production sources (Garcia et al. 2017).

Long-term studies allows identify impacts generated by slow processes (processes that take many years eg.: Ecological succession), rare events or episodic phenomenon (eg.: *El Niño*), large annual variability processes (eg.: precipitation) and complex phenomenon (Interaction of factors eg.: Winds and rainfall) (Franklin 1989). In addition, this allows to identify accurately the impact of a diverse processes on object of study, enabling the incorporation of information more precise information in the forecast models (Lindenmayer et al. 2012; Giron-Nava et al. 2017).

Shrimps are among the most valuable resources of the world, presenting highest exploitation rate (FAO 2016). *F. paulensis* has a complex life cycle which includes spawning in oceanic region and juvenile growth phase in estuary, having the Patos Lagoon Estuary (PLE) as the main nursery zone for this species in Brazil (Dall et al. 1990; D’Incao 1991). The lifespan is estimated in around 30 months, of which 14 are spent inside the estuaries (D’Incao 1984; Noleto-Filho et al. 2014). The main recruitment period takes place between September an May and highly dependent on environmental factors, mainly rainfall and winds (D’Incao 1991; Möller et al. 2009).

Structure and population dynamics of *F. paulensis* juveniles (growth, mortality, abundance, size class and sex ratio) in PLE are related to anthropic impact (eg.: fishery), natural impact (eg.: water intrusion) and/or available habitats (vegetated shallow zones) (D’Incao 1984; Garcia et al. 1996; D’Incao et al. 2002; Möller et al. 2009; Pereira and D’Incao 2012; Valentini et al. 2012; Ruas et al. 2014; Noleto-Filho et al. 2017).

Environmental variability in shallow estuarine zones could changes population dynamics by inaltering parameters, such as **K** (Von Bertalanffy 1938; Beverton and Holt 1959). Temperature is the main factor related to changes in physiology of the shrimps (Soares et al. 2012; Barbieri et al. 2016). Tsuzuky et al. (2000) analizing different pos-larval stages of *F. paulensis*, identified changes in the salinity tolerance. Barbieri et al. (2014) suggested that changes in salinity influences some physiolo-

gical parameters, such as oxygen consumption and ammonia excretion, which may affect survival of *F. paulensis* juveniles. Provided that PLE is subjected to large and frequent variation in salinity (0-25 in shallow zones) (Baumgarten et al. 2005), it is important to address how it may influence the survival of *F. paulensis* juveniles. Deleterial effects caused by high salinity (>40) has been previously investigated (Wasielesky 2000), but more detail on the effects of very low salinities in *F. paulensis* is still required. In this way, a better understanding about the effects of low salinity over natural mortality in long-term studies, makes it possible to clarify whether environmental parameters explain the mortality coefficients for this population.

Material and Methods

STUDY AREA

This study was conducted in 5 nursery areas of *F. paulensis* in Patos Lagoon Estuary (PLE) (32°S, 52°W), Southern Brazil (Figure 1), during 20 years from September/1996 to May/2016.

Tides have a secondary effect (approx. 0.5m) on estuarine dynamics, in such a way that it is possible to affirm that the hydrodynamic in PLE is modulated by wind and precipitation (Möller et al. 2001 2009). The ENSO events influence PLE by increasing rainfall in the drainage basin and, consequently, increase freshwater discharge reducing salinity in estuarine region (Möller and Fernandes 2010).

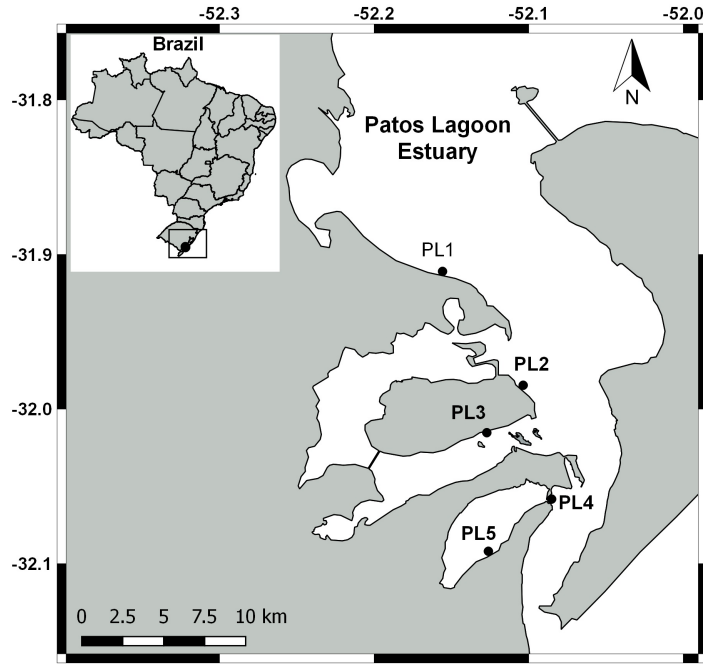


Figure 1: Study area showing sampling stations of biotic and abiotic data. Patos Lagoon Estuary - RS - Brazil

SAMPLING AND BIOMETRY

The sampling of biological data was carried out on a monthly basis at 5 shallow water sites ($<1.5\text{m}$) with 5 replicates at each site (A Appendix). The net was 9m long, with mesh size (opposing knots) of 5mm on the central panel and 13mm on the wings. Water parameters such as (5/month), salinity (refractometer), temperature (mercury thermometer) and transparency (Secchi disk) were recorded. In the laboratory, the total length (TL in mm, distance between rostrum and telson) was measured with caliper rule, a from the rostrum up to the end of the telson. For the further analysis, sampling sites were grouped and CPUE was estimated as number of individuals/trawl.

MORTALITY ANALYSIS

Age-length tables needed for developing mortality analysis were obtained from Noletto-Filho (2014) until the year 2012. The same growth model and fitting procedures were adopted to estimate these parameters for the following years (2013-2016). Recruitment periods with low abundance or CPUE (Abundance: <100 individuals; CPUE: <5 individuals/trawl) and/or irregular distribution of individual over re-

cruitment period (absence of individuals during several months) were discarded due to inaccuracy of following cohorts (A Appendix).

TOTAL MORTALITY COEFFICIENT (Z)

Total mortality was obtained by using the length based catch curve (King 2013) for pooled sex. As juvenile growth phase of *F. paulensis* occur from September to May (D’Incao 1991; D’Incao et al. 2002) mortality analysis included only the individuals caught in this period, avoiding the inclusion of juveniles from different recruitment process in a single cohort.

The inverse of von Bertalanffy growth model (von Bertalanffy 1938) was applied to obtain the age-length table. The equation is given by:

$$(t = t_0 - \frac{1}{K} \times \ln[1 - \frac{L_t}{L_\infty}])$$

Where t_0 is age at the time 0 (initial age, that was assumed as 0), K is growth coefficient, L_t is length at the time t and L_∞ is asymptotic length.

Considering that shrimp growth is not a continuous process due to moulting, the larger individuals take more time to change from one length class to another. In this way, it is necessary to correct the amount of time spent in the different length classes, since it could generate underestimated Z coefficients (Gulland and Rotschild 1981). To overcome this problem, a correction factor (Δt), suggested by (King 2013) adopted:

$$\Delta t = \frac{\ln[\frac{(L_\infty - L_1)}{(L_\infty - L_2)}]}{K}$$

,

Where L_1 is the age at length 1 and L_2 is the age at length 2. Therefore, the linearized catch curve corrected is given by:

$$\ln[CPUE_{(L1-L2)/\Delta t}] = constant - Z[\frac{(t_{L1} + t_{L2})}{2}]$$

Where $CPUE_{(L1-L2)/\Delta t}$ is the catch per unity effort corrected between two length classes, t_{L1} is age at the length 1, t_{L2} is the age at length 2 and Z is the slope of this regression. Ascendent branch of regression comprises organisms that are not

selected by net ($<25\text{mm}$), therefore, they were removed to this analyze as well as the larger individuals ($>85\text{mm}$) at which migration to the ocean begins (D’Incao 1984; King 2013).

NATURAL MORTALITY COEFFICIENT (M)

Natural mortality coefficient was estimated by using 17 different models (Table 1). Methods were grouped in non-longevity (A until H) and longevity (I until Q) based estimators. It is important to emphasize that longevity, here used, corresponds to maximum age of juveniles in PLE. Methods that use $\mathbf{T}_{max}$ do not consider the influence of interannual variability in environmental parameters in physiological parameters, for this reason these different methods were separated in two groups.

Table 1: estimators to estimating of the natural mortality based in parameters intrinsic to growth curve and based on longevity of species. All estimators, an exception of Then 2014, could be extract in Kenchington 2013. ² is a variant of the main estimator.

Estimator	estimator	Method	Observations
Non-longevity based estimators			
A	$M = 1.327L_{\infty}^{-0.1912}K^{0.7485}t^{0.2391}$	Pauly (1978)	L_{∞} is assintotic length;
B	$M = 0.9849L_{\infty}^{-0.279}K^{0.6543}t^{0.4634}$	Pauly (1980)	
C	$M = 1.0661L_{\infty}^{-0.1172}K^{0.5092}$	Djabali (1993)	
D	$M = 0.8638L_{\infty}^{-0.279}K^{0.6543}t^{0.4634}$	Pauly and Binohlan (1996)	
E	$M = 0.436K^{0.42}$	Frisk (2001)	K is monthly growth coefficient;
F	$M = 1.692K$	Beverton and Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014)	
G	$M = 0.098 + 1.55K$	Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014)	t is the median of temperature (°C) by recruitment period;
H	$M = 4.118K^{0.73}L_{\infty}^{-0.33}$	Pauly (1980), Pauly and Binohlan (1996) - updated by Then (2014)	T_{max} is the longevity, give in month(=1.2 years or 14.40 months) (value extracted to Noletto-Filho, 2014);
Longevity-based estimators			
I	$M = \frac{2.996}{T_{max}}$	Taylor (1960)	
J	$M = \frac{6.384}{T_{max}}$	Bayliff (1967)	
K	$M = \frac{4.6}{T_{max}}$	Sekharan (1975)	
L	$M = 4.31T_{max}^{-1.01}$	Hoenig 1983 - for fish	
M	$M = 6.99T_{max}^{-1.22}$	Hoenig 1983 - for fish ²	
N	$M = 4.49T_{max}^{-0.94}$	Hoenig 1983 - for molluscs	
O	$M = 3.42T_{max}^{-0.832}$	Hoenig 1983 - for molluscs ²	
P	$M = \frac{3}{T_{max}}$	Alagaraja 1984	
Q	$M = \frac{4.6}{T_{max}}$	Alagaraja 1984 ²	

FISHERY MORTALITY COEFFICIENT (F) AND EXPLOITATION RATE (E)

Total mortality is composed by natural and fishery mortality (F). As it is not possible estimate fishery mortality directly its value was evaluated by subtraction of M to Z, as follow:

$$Z = M + F \leftrightarrow F = Z - M$$

With F obtained it is possible to evaluate exploitation rate. Exploitation rate can be considered a preliminary assessment of the fishery stock for reporting the contribution of fishery mortality (F) to total mortality coefficient (Z). Gulland and Rotschild (1981) suggests that a given stock is overexploited when $E > 0.5$. Therefore,

the exploitation rate (E) is given by:

$$E = F/Z$$

SURVIVAL EXPERIMENT IN LOW SALINITIES (≤ 10) OF JUVENILES OF *F. paulensis*

Juveniles of *F. paulensis* (25-60mm) were collected and transported to Marine Station of Aquaculture (EMA/IO-FURG), where they were kept in circular tanks with ± 700 L of marine water pumped and filtered from the adjacent beach, for acclimatization.

During acclimatization period (two weeks), 100% of water renovation occurred every 3 days in order to maintain pH and ammonia levels within appropriate range (Van-Wik and Scarpa 1999). Salinity and temperature were maintained in 30 (± 2) and 25 °C (± 2 °C), respectively. Oxygen supply was continuous in order to keep the concentration between (4.00 and 6.00mgL⁻¹). The shrimps were fed with a 40% crude protein diet (Guabi 40 J) provided daily.

During acclimatization in laboratory, salinity of the tank was reduced to: 27, 24, 21, 18, 16, 14, 12, 11 and 10 on a daily basis. To dilute the salts and reduce salinity, filtered tap water was added to the tanks, after dechlorinated with ascorbic acid.

When salinity of the tank reached the value of 10, 18 individuals were randomly collected and equally divided in 3 new circular aquariums of 4L. Salinity 10 was chosen as control treatment. Salinity of the major tank was decreased in 1 unity every hour until salinity of 1, when it was decreased to 0.5 and 0. As the salinity was reached: 8, 6, 4, 3, 2, 1, 0.5 and 0, 18 individuals were randomly collected and put in the experiment containers during 96h.

Water of treatments was renewed every 24h, following the same pattern of acclimatization period. Barbieri et al. (2014) observed that *F. paulensis* spent more energy to maintain homeostasis, for a new haline condition, in the first hours and a decrease in survival in 48h. Therefore, mortality was confirmed by the absence of movement against any mechanical stimulus (used a transparent pipette), every 4h for the first 48h and every 12h for the last 48h.

DATA ANALYSES

To improve observation of the annual trends in total mortality coefficient (Z), the years were consecutively grouped in trios and mean with standard error were taken. The relationship among natural mortality (M) coefficients based on non-longevity estimators and $\mathbf{K}$, $\mathbf{L}_\infty$ and temperature and temperature were assessed by ANCOVA, with 95% of confidence interval. Normality was tested by Shapiro-Wilks test and the homogeneity of variances by Breush-Pagan test. Slopes of the regressions curves of ANCOVA test was compared using `lstrends` of the `lsmeans` package with bonferroni adjustment and the correlation coefficients was compared by Fisher's r-to-z test. As exploitation rate (E) demonstrates the contribution of the fishery mortality (F) to Z, we analyze the annual variability of the exploitation rate (E) and its relationship with the mean of non-longevity and longevity based estimators.

Environmental data (temperature, salinity and transparency) was obtained monthly of the sampling sites in PLE (Figure 1). Rainfall (mm^3) data were provided by the National Institute of Meteorology (INMET, station 83967). Multivariate Enso Index (MEI) was provided by National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) for evaluating of *La Niña* (≤ -0.5), *El Niño* (≥ -0.5) and neutral events ($-0.5 < \text{MEI} < 0.5$). These parameter was evaluated temporally based on their quartiles and used to establish possible relationships.

Spearman correlations were performed by using median temperature, salinity and transparency, but also the mean of MEI and rainfall, CPUE, M (non-longevity based, H estimator), growth coefficient ($\mathbf{K}$) and asymptotic length ($\mathbf{L}_\infty$). Water parameters were correlated by Spearman method, with all data sampled, for more accurate results of this relations. Permanova analysis (Anderson 2001) was performed with median of water parameters (salinity, temperature and transparency) to evaluate years in relation of mortality curve. Principal Component Analysis (PCA) with non-normalized data and matrix of Euclidean-distance was used to represent these results and verify the contribution of each axis to separation of groups. Possible differences of survival under different salinities were tested by overlapping of confidence interval ($\text{mean} \pm 1.96 \times \text{SE}$). All graphic and statistical analyses were per-

formed using R software (version 1.1.423).

Results

TOTAL MORTALITY (Z)

It was possible to follow a cohort during 12 periods of recruitment (Figure 2). 1997 and 2000 presenting lowest values of Z ($Z=0.30 \text{ month}^{-1}$; $r^2=0.31$ and $Z=0.88 \text{ month}^{-1}$; $r^2=0.73$, respectively) and the highest value was presented in 2004 and 2008 ($Z=2.20 \text{ month}^{-1}$; $r^2=0.81$ and $Z=2.50 \text{ month}^{-1}$; $r^2=0.96$, respectively). The entire period was divided in groups of 3 years and mean mortality values were estimated. The triennial mean coefficients were 0.83 month^{-1} ($SE=\pm 0.29$); 1.63 month^{-1} ($SE=\pm 0.28$); 1.90 month^{-1} ($SE=\pm 0.35$) and 1.26 month^{-1} ($SE=\pm 0.18$), respectively. It was possible to detect that last 3 years with mortality curve presents an increase of 53% in mortality in relation to 3 initial years.

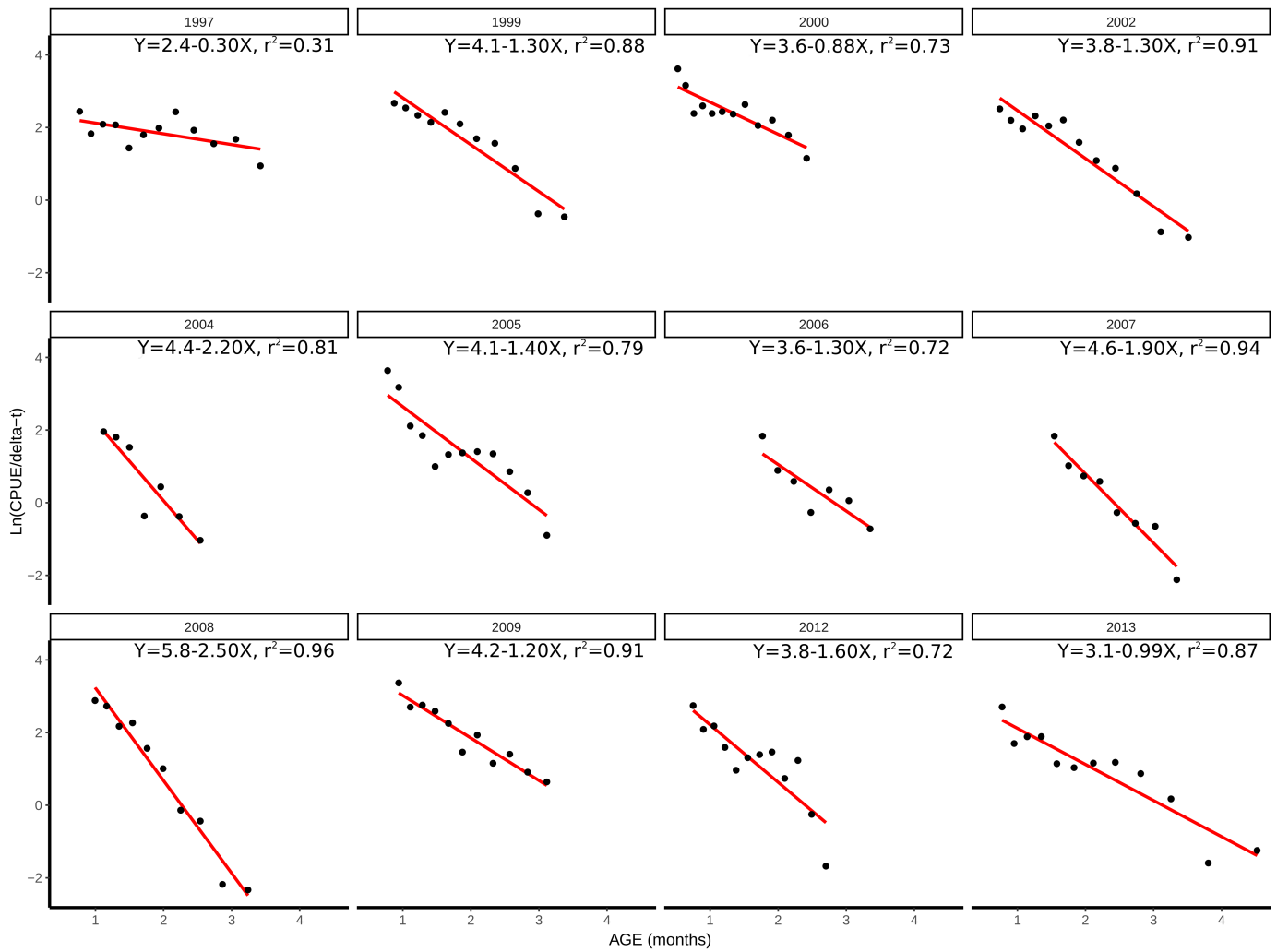


Figure 2: Catch curve based on size structure and linear models fitted to estimate total mortality coefficient (Z) for juveniles of *Farfantepenaeus paulensis* in shallow zones of Patos Lagoon Estuary. Values in parenthesis are total mortality coefficient (Z). All regression analysis have p -value <0.05 .

NATURAL MORTALITY (M) OF *F. paulensis* BY NON-LONGEVITY BASED ESTIMATORS

E estimator (Frisk (2001)) resulted in lowest mortality value, while G estimator (Ralston (1987) and Jensen (2001) updated by Then (2014)) estimated the highest value. In order to obtain a more precise natural mortality the mean of the eight different estimators (Table 2) was calculated.

Mean, standard error and range of natural mortality estimated by non-longevity based models were as follows: A (Pauly 1978) (mean: 0.49 month^{-1} SE ± 0.04 , range: 0.39); B (Pauly 1980) (mean: 0.53 month^{-1} SE ± 0.04 , range: 0.39); C (Djabali 1993)

(mean: 0.35 month^{-1} SE ± 0.02 , range: 0.19); D (Pauly and Binohlan 1996) (mean: 0.46 month^{-1} SE ± 0.03 , range: 0.34); E (Frisk 2001) (mean: 0.28 month^{-1} SE ± 0.10 , range: 0.12); F (Beverton and Holt 1959, Beverton 1963, Charnov 1993, Jensen 1996 - updated by Then 2014) (mean: 0.58 month^{-1} SE ± 0.05 , range: 0.53); G (Ralston 1987, Jensen 2001 - updated by Then 2014) (mean: 0.63 month^{-1} SE ± 0.04 , range: 0.49), H (Pauly 1980, Pauly and Binohlan 1996 - updated by Then 2014) (mean: 0.38 month^{-1} SE ± 0.03 , range: 0.32) and this attributes by all models together (mean: 0.46 month^{-1} SE ± 0.03 , range: 0.35).

Natural mortality estimated by non-longevity based estimators correlated positively with **K** and negatively with **L_∞** and temperature. Differences between them were influenced by **K** parameter (F=92.32; p-value= 2.20×10^{-16}). Normality (W = 0.94; p-value= 2.6×10^{-4}) was not achieved while homogeneity of variances was (BP=21.10; p-value=0.13). Comparing regression slopes total of 4 groups was observed: 1) E; 2) C; 3) A, B, D and G; 4) H and F. Groups 1 and 2 showed lower slope values while group 4 showed highest values (Figure 3).

Table 2: Abundance; CPUE; **K**: monthly growth coefficient; L_{∞} : assintotic length; total mortality (Z) and natural mortality using non-based and based in longevity estimators of *Farfantepenaeus paulensis*, by recruitment year for Patos Lagoon Estuary.

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
N (20mm-95mm)	307	3	365	608	71	350	25	170	555	193	159	447	663	34	18	242	234	40	72	42
CPUE (20mm-95mm)	20.45	0.18	19.42	27.43	2.84	15.44	1.00	7.16	22.92	8.44	6.36	17.88	26.52	1.36	0.72	11.84	13.30	2.67	4.80	1.71
K	0.33		0.38	0.50		0.37		0.46	0.26	0.26	0.27	0.40	0.26			0.18	0.43			
L_{∞}	122		114	117		113		105	148	141	138	113	148			210	96			
Z	0.30		1.33	0.88		1.30		2.20	1.40	1.30	1.90	2.50	1.20			1.60	0.99			
NATURAL MORTALITY BY NON LONGEVITY-BASED ESTIMATORS																				
Pauly (1978)	0.48		0.53	0.67		0.53		0.65	0.40	0.40	0.41	0.57	0.40			0.28	0.60			
Pauly (1980)	0.52		0.55	0.70		0.57		0.70	0.44	0.43	0.45	0.61	0.44			0.31	0.64			
Djabali (1993)	0.34		0.37	0.43		0.37		0.41	0.30	0.30	0.31	0.38	0.30			0.24	0.40			
Pauly and Binohlan (1996)	0.45		0.48	0.61		0.50		0.61	0.38	0.38	0.39	0.53	0.39			0.27	0.56			
Frisk (2001)	0.27		0.29	0.33		0.29		0.31	0.25	0.25	0.25	0.30	0.25			0.21	0.30			
Beverton and Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014)	0.55		0.64	0.84		0.62		0.77	0.44	0.44	0.46	0.68	0.44			0.31	0.72			
Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014)	0.60		0.68	0.87		0.67		0.80	0.50	0.50	0.52	0.72	0.50			0.38	0.76			
Pauly (1980), Pauly and Binohlan (1996) - updated by Then (2014)	0.37		0.42	0.52		0.42		0.50	0.30	0.30	0.31	0.44	0.30			0.20	0.49			
General average	0.45		0.50	0.62		0.50		0.59	0.38	0.38	0.39	0.53	0.38			0.28	0.56			
NATURAL MORTALITY BY LONGEVITY-BASED ESTIMATORS																				
Taylor (1960)																			0.21	
Bayliff's (1967)																			0.44	
Sekharan (1975)																			0.32	
Hoening (1983) - for fish																			0.29	
Hoening (1983) - for fish ²																			0.27	
Hoening (1983) - for mollusks																			0.37	
Hoening (1983) - for mollusks ²																			0.37	
Alagaraja (1984)																			0.21	
Alagaraja (1984) ²																			0.32	
General average																			0.31	

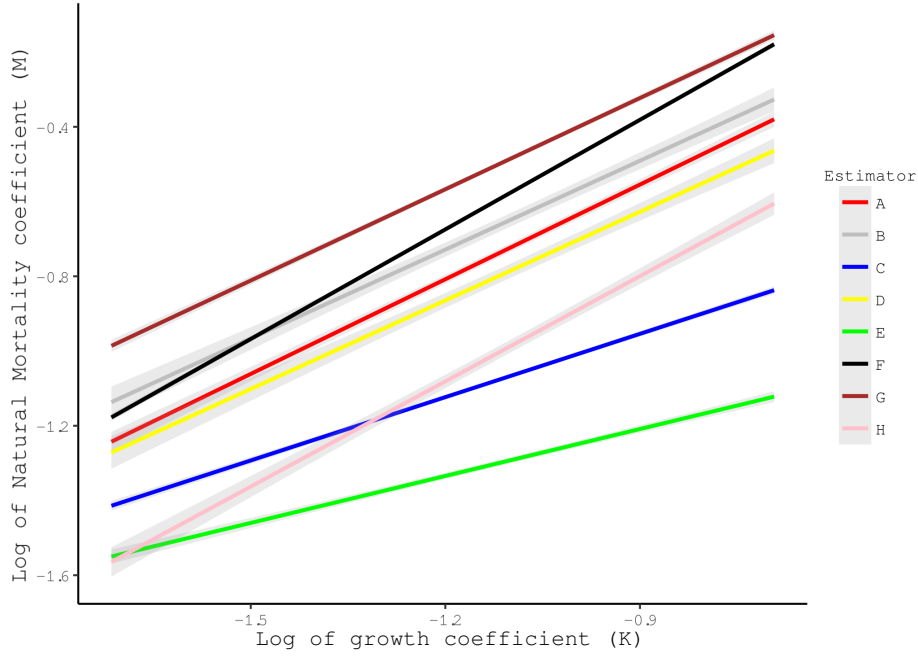


Figure 3: Linear model of the relation among $\log(\text{natural mortality coefficient})$ with parameter $\log(\text{growth coefficient})$, by estimator, of *Farfantepenaeus paulensis*. Estimators A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly and Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton and Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly and Binohlan (1996) - updated by Then (2014).

Natural mortality and L_{∞} showed differences between estimator ($F=3.85$; $p\text{-value}=1.16 \times 10^{-3}$) Normality ($W=0.90$; $p\text{-value}=2.5 \times 10^{-6}$) was not achieved while homogeneity of variances was ($BP=12.57$; $p\text{-value}=0.36$). Slopes were significantly different resulting in 3 groups: 1) A, B, D, F, G and H; 2) A, B, C, D, G and H; 3) A, B, C, E and H. The group 1 showed lower inclination and group 3 higher inclination (Figure 4).

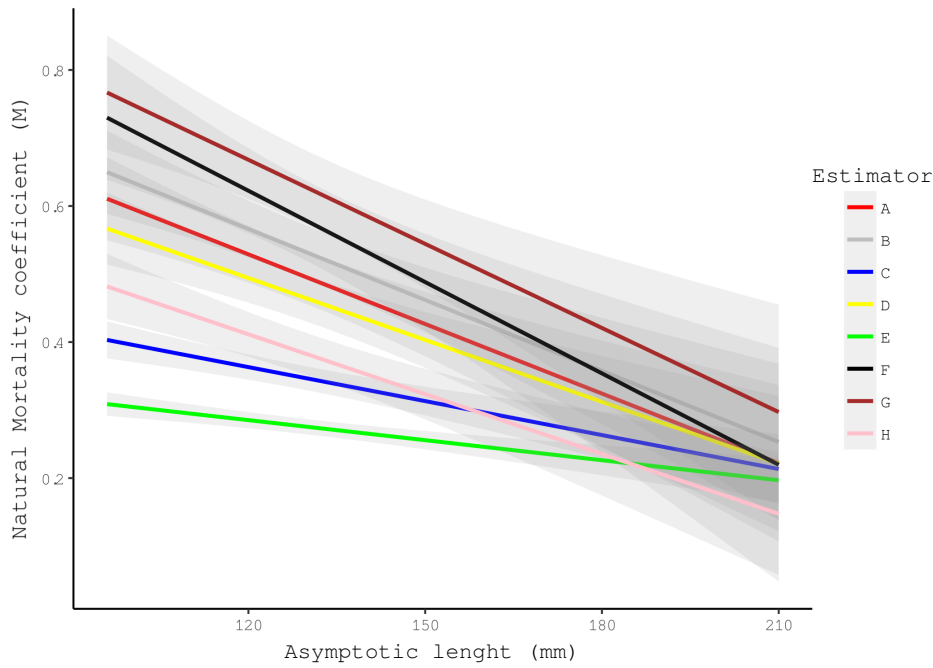


Figure 4: Linear model of the relation among natural mortality coefficient with parameter L_{inf} , by estimator, of *Farfantepenaeus paulensis*. Estimators A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly and Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton and Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014); G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly and Binohlan (1996) - updated by Then (2014).

Natural mortality and temperature did not showed differences between estimator ($F=0.27$; $p\text{-value}=0.96$). Correlation coefficients of regression curves among $-0,35 \leq r \leq -0,45$ (Figure 5).

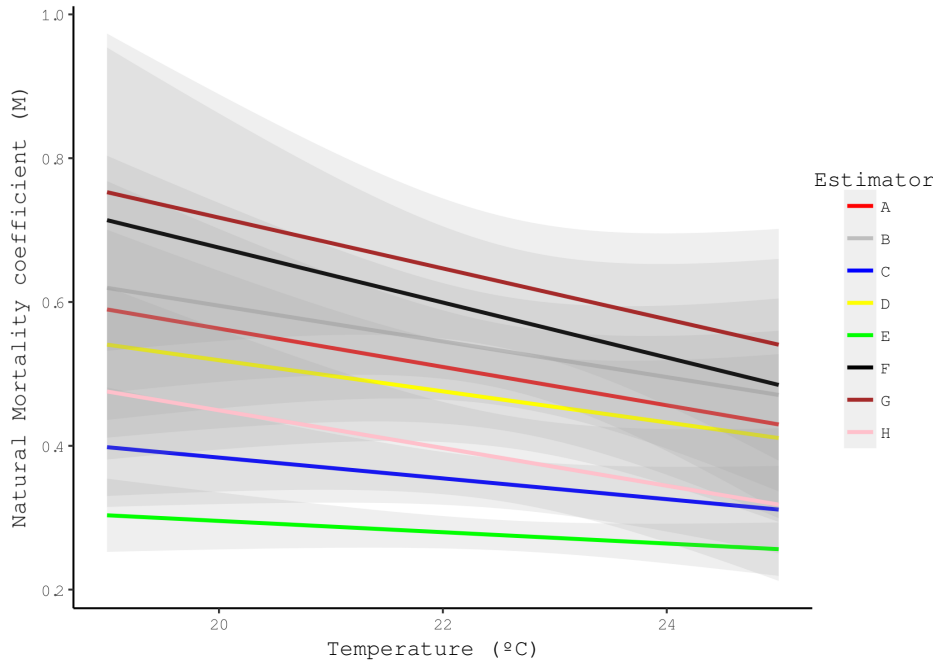


Figure 5: Linear model of the relation among natural mortality coefficient with parameter temperature, by estimator, of *Farfantepenaeus paulensis*. Estimators A: Pauly (1978); B: Pauly (1980); C: Djabali (1993); D: Pauly and Binohlan (1996); E: Frisk (2001); F: Beverton and Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) G: Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014); H: Pauly (1980), Pauly and Binohlan (1996) - updated by Then (2014).

NATURAL MORTALITY (M) OF *F. paulensis* BY LONGEVITY BASED ESTIMATORS

For natural mortality coefficients, based on longevity the lowest values were estimated by I and P estimators (Taylor (1960) and Alagaraja (1984)) ($M=0.21 \text{ month}^{-1}$), while the highest value corresponds to J estimator (Bayliff (1967)) ($M=0.44 \text{ month}^{-1}$). The mean estimated for the entire group converged to a value that is similar to estimated by K and Q estimators (Sekharan (1975) and Alagaraja (1984)²) ($M=0.31 \text{ month}^{-1}$). Intermediate values were obtained by L and M estimators (Hoenig (1983) for fish) ($M=0.29 \text{ month}^{-1}$ and $M=0.27 \text{ month}^{-1}$) and N and O estimators (Hoenig (1983) for mollusks) ($M=0.37 \text{ month}^{-1}$) (Table 2).

EXPLOITATION RATE (E)

Since 1997 did not present a good fit of the fit to obtain Z ($r^2=0.31$), this period was excluded from this analysis. From the average of the non-longevity-based estimators, the exploitation rate (E) showed that the stock was overexploited since 1999 (Figure 6).

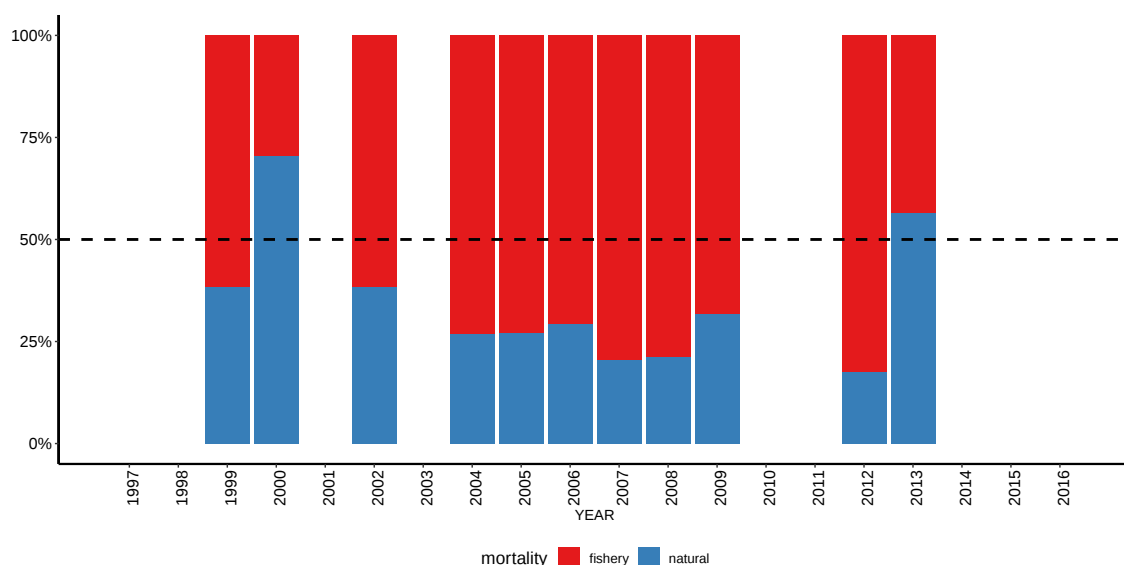


Figure 6: Relative contribution of natural and fishery mortality to total mortality of *Farfantepenaeus paulensis* juveniles, estimated by recruitment period, in shallow zones of Patos Lagoon Estuary. Black dashed line represents exploitation rate of 50%. Years without bar do not present total mortality or lower fit to regression to obtain it.

The mean of longevity based estimators was similar to non-longevity regarding the exploitation rate. The juvenile stock of pink shrimp displayed exploitation rates varying between 65% (2000) and 88% (2008) (Figure 7).

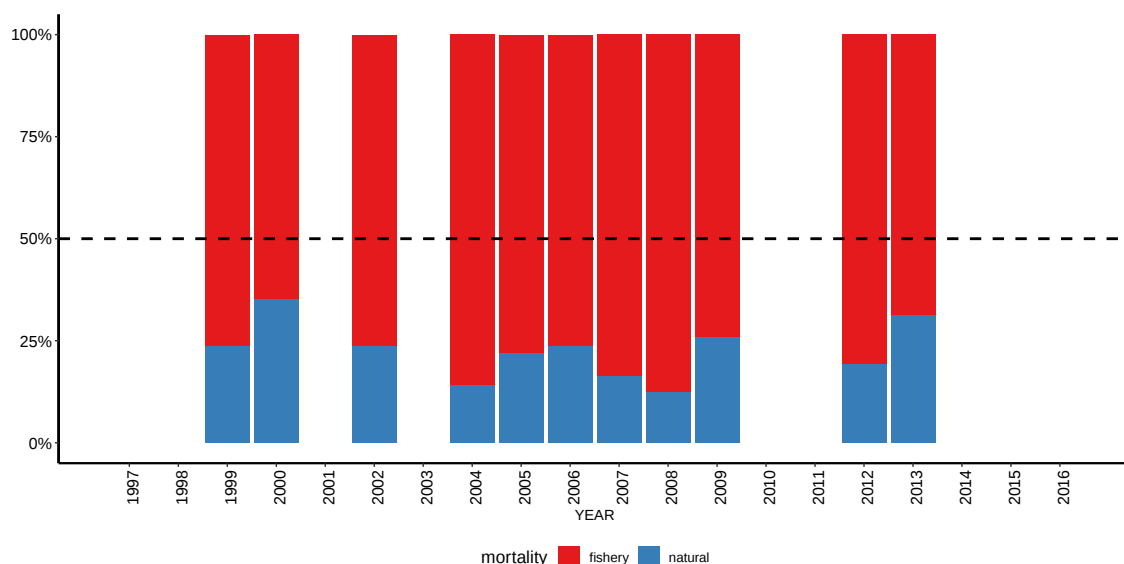


Figure 7: Relative contribution of natural and fishery mortality to total mortality of *Farfantepenaeus paulensis* juveniles, estimated by recruitment period, in shallow zones of Patos Lagoon Estuary. Black dashed line represents exploitation rate of 50%. Years without bar do not present total mortality or lower fit to regression to obtain it.

TEMPORAL VARIABILITY OF ABIOTIC PARAMETERS IN PATOS LAGOON ESTUARY

The majority of fishing seasons where a cohort was followed is linked to years where

neutral (1997, 2001, 2002, 2004, 2006, 2006, 2013 and 2014) and *La Nina* (1999, 2000, 2008, 2009, 2011 and 2012) events were recorded. The exception was 2005 and 2007, years characterized by the influence of *El Niño* (Figure 8).

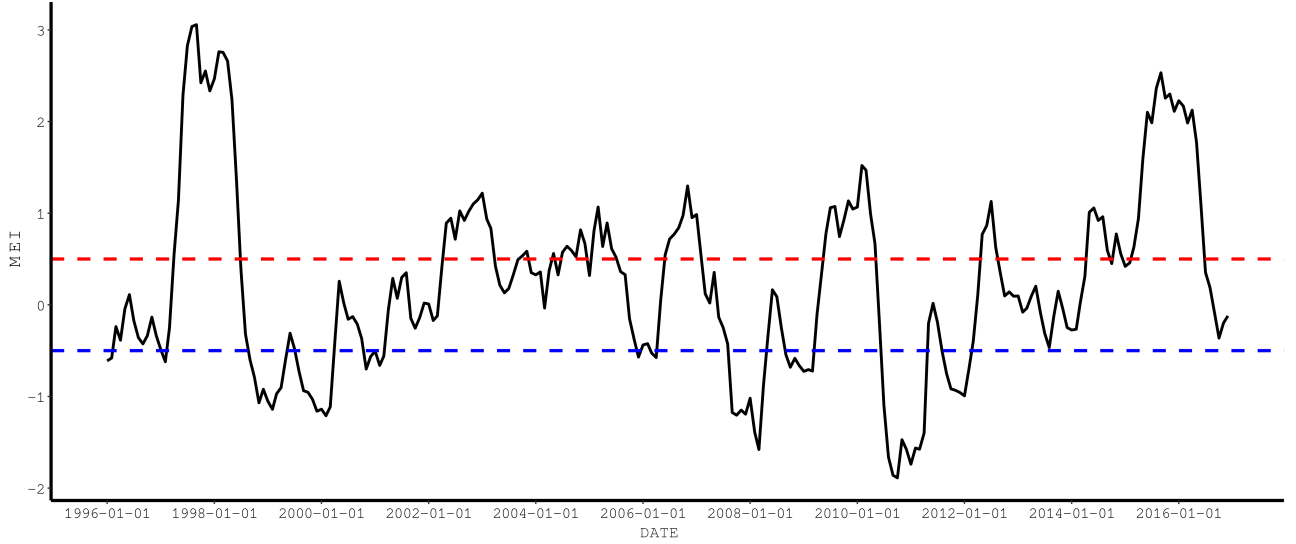


Figure 8: Variability of MEI index (Multivariate Enso Index) between 1996-2016. *El Niño* periods (above red line) and *La Niña* (below blue line).

The years of 2001 and 2014 were categorized as neutral events. These years showed the median of transparency near to the 1° historic quartile (0.26m) (Figure 9), median of temperature near to the 3° historic quartile (26 °C) (Figure 10), median of salinity near or below to the 1° historic quartile (1.7) (Figure 11).

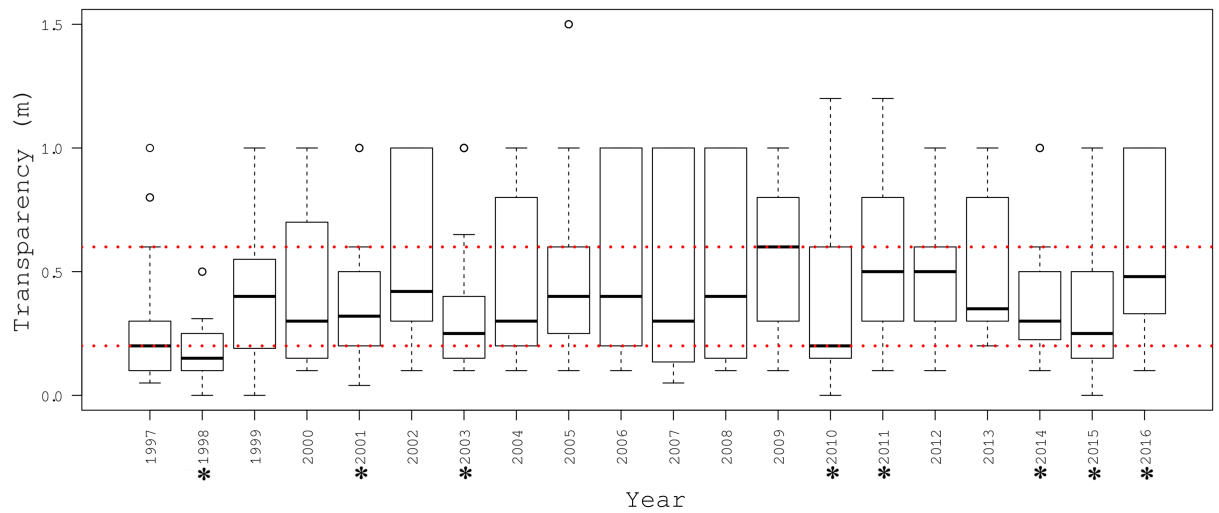


Figure 09: Water transparency (m) in nursery zones of *Farfantepenaeus paulensis* in Patos Lagoon Estuary, showing median, maximum, minimum and 1° and 3° quartiles. Red dashed lines indicates 1° and 3° historic quartiles. Asterisk indicates years without mortality curve.

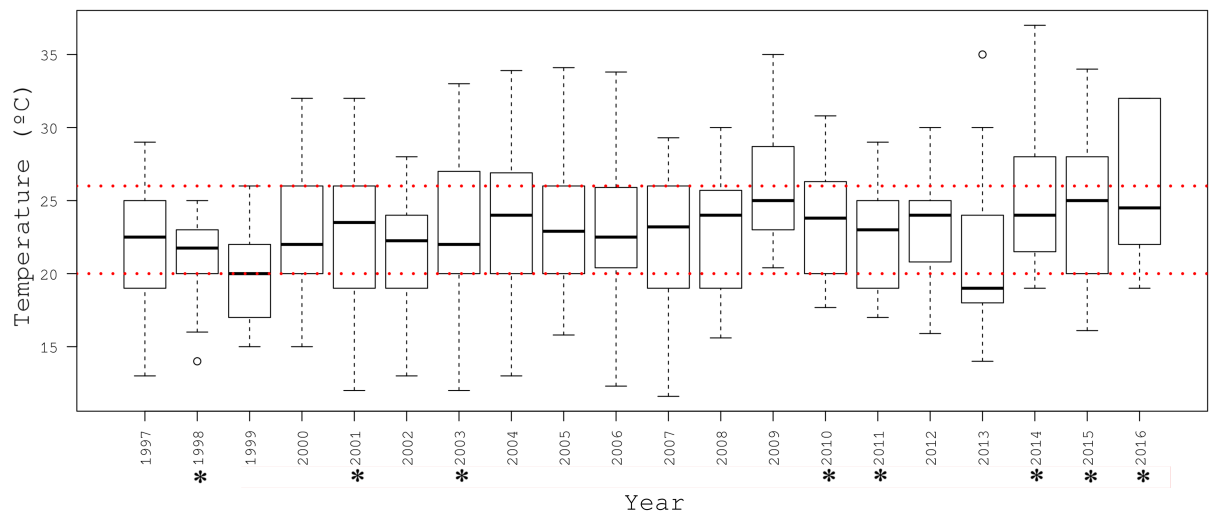


Figure 10: Temperature (°C) in nursery zones of *Farfantepenaeus paulensis* in Patos Lagoon Estuary, showing median, maximum, minimum and 1° and 3° quartiles. Red dashed lines indicates 1° and 3° historic quartiles. Asterisk indicates years without mortality curve.

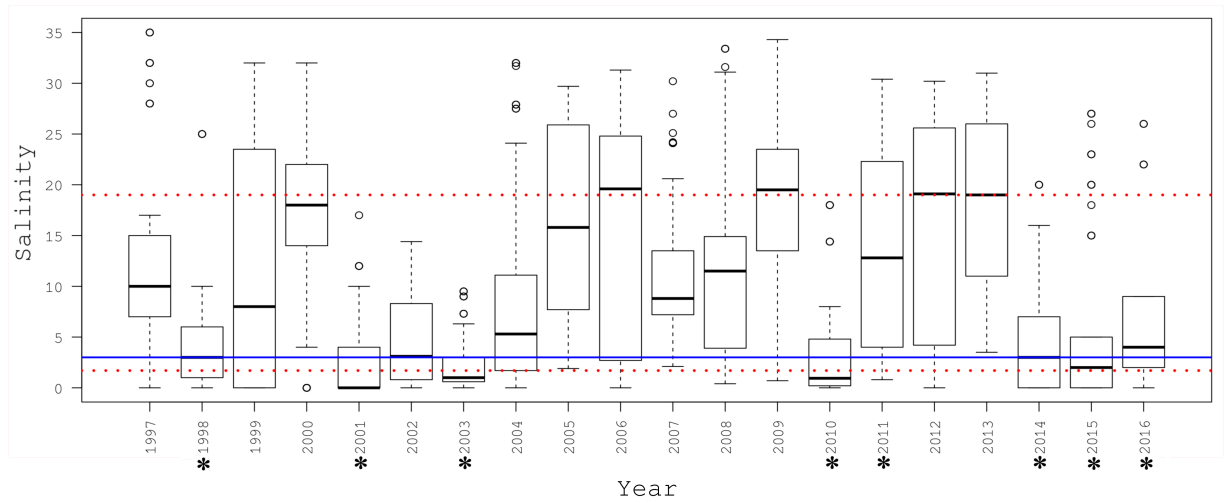


Figure 11: Salinity in nursery zones of *Farfantepenaeus paulensis* in Patos Lagoon Estuary, showing median, maximum, minimum and 1° and 3° quartiles. Red dashed lines indicates 1° and 3° historic quartiles. Blue line indicates salinity of 3, which represents the threshold value for the survival of *Farfantepenaeus paulensis* juveniles according the results obtained in this study. Asterisk indicates years without mortality curve.

The years of 1997, 1998, 2003, 2010 and 2015 showed median of transparency near or below the 1° historic quartile (Figure 9). The years of 2009 and 2015 showed median of temperature near or above 3° historic quartile (Figure 10). The years of 1998, 2001, 2003, 2010, 2014, and 2015 showed median below of salinity 3 or 1° historic quartile while the years: 2006, 2009, 2012 and 2013 above the 3° historic quartile (19) (Figure 11).

Variability of rainfall in the recruitment periods did not show an evident pattern of increase or decrease through the years, except for 2016, when it was above of 3° historic quartile (Figure 12).

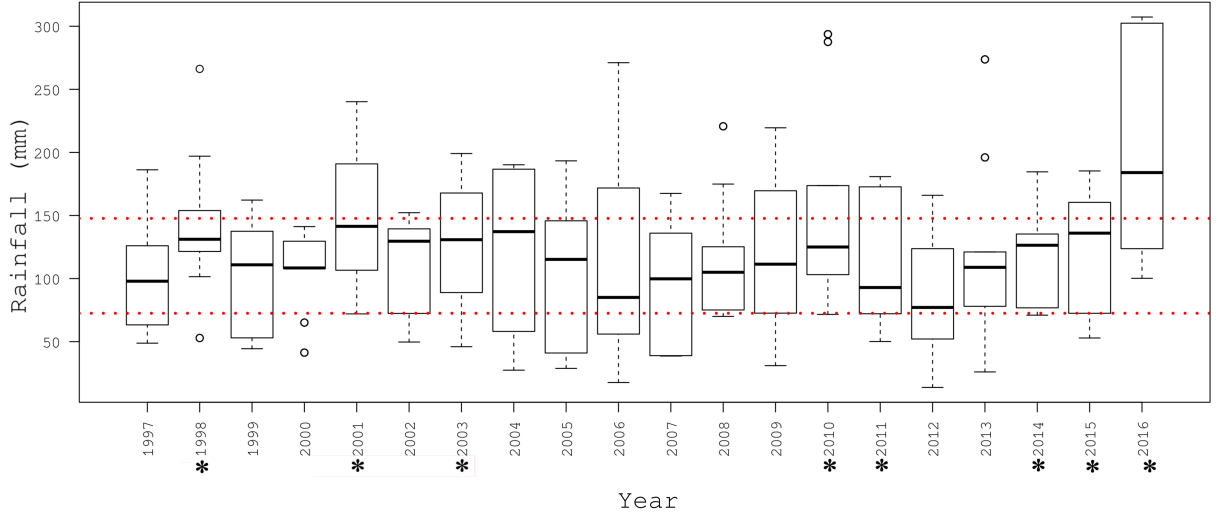


Figure 12: Rainfall (mm³) of the Patos Lagoon Estuary, showing median, maximum, minimum and 1° and 3° quartiles. Red dashed lines indicates 1° and 3° historic quartiles. Asterisk indicates years without mortality curve.

INFLUENCE OF ABIOTIC PARAMETERS IN THE POPULATION DYNAMICS OF *F. paulensis* JUVENILES

Salinity, transparency and CPUE presents inversely correlation with MEI while rainfall, temperature, **K** and **L_α** are positively correlated. CPUE and **K** presenting inversely correlation with rainfall and positively with others (Table 3).

Natural mortality (**M**) showed positive correlation with **K** and inverse relationship with the other parameters, displaying marginal significance with transparency (p-value: 0.06). The CPUE showed inverse correlation with temperature, rainfall, MEI and **K** and positive with the other parameters. The growth coefficient (**K**) showed positive correlations with **M** by H estimator (Pauly (1980), Pauly and Binohlan (1996) - updated by Then (2014)), and inversely with the other parameters. The asymptotic length (**L_α**) showed inverse relationship with **K** and mortality, while was positive to the other parameters. Significant correlations (p-value ≤ 0.05) were observed between: **K** and **L_α** (inverse correlation) and **L_α** and rainfall (positive correlation) (Table 3). For all data sampled (N=2445), only of the water parameters, the correlations were as follows: transparency and salinity ($r_s:0.42$, p-value < 0.001), transparency and temperature ($r_s:0.18$, p-value < 0.001) and temperature and salinity ($r_s:0.10$, p-value < 0.001).

Table 3: Spearman correlation matrix of abiotic parameters (Multivariate Enso Index - MEI; Rainfall; Salinity; Transparency; Temperature) and population parameters (CPUE, natural mortality - M of model Pauly(1980), Pauly and Binohlan (1996) updated by Then *et al.* (2014); Growth coefficient - $\mathbf{K}$ and asymptotic length $\mathbf{L}_\infty$) of *Farfantepenaeus paulensis* of recruitment period of the years with mortality curve. Values in parentheses are p-value.

	$\mathbf{K}$	$\mathbf{L}_\infty$	Mortality	CPUE	Transparency	Temperature	Salinity	Rainfall	MEI
$\mathbf{K}$		$r_s:-0.86(0.00)$	$r_s:0.42(0.18)$	$r_s:-0.27(0.40)$	$r_s:-0.50(0.10)$	$r_s:-0.42(0.18)$	$r_s:-0.04(0.90)$	$r_s:-0.35(0.27)$	$r_s:0.06(0.85)$
$\mathbf{L}_\infty$			$r_s:-0.15(0.65)$	$r_s:0.27(0.40)$	$r_s:0.39(0.21)$	$r_s:0.26(0.42)$	$r_s:0.05(0.88)$	$r_s:0.64(0.03)$	$r_s:0.08(0.80)$
Mortality				$r_s:0.08(0.79)$	$r_s:-0.55(0.06)$	$r_s:-0.42(0.17)$	$r_s:-0.46(0.13)$	$r_s:0.15(0.64)$	$r_s:-0.12(0.71)$
CPUE					$r_s:0.13(0.69)$	$r_s:-0.14(0.66)$	$r_s:0.18(0.57)$	$r_s:-0.24(0.46)$	$r_s:-0.36(0.25)$
Transparency						$r_s:0.32(0.31)$	$r_s:0.34(0.28)$	$r_s:0.01(0.98)$	$r_s:-0.30(0.35)$
Temperature							$r_s:0.16(0.62)$	$r_s:0.07(0.83)$	$r_s:0.00(0.99)$
Salinity								$r_s:-0.25(0.43)$	$r_s:-0.22(0.49)$
Rainfall									$r_s:0.12(0.72)$

Years wherein recruitment was sufficiently to follow modal progression and, therefore, obtaining mortality curve (CPUE > 6 individuals/rawl; abundance > 100 individuals - see table 1) presenting environmental conditions different of years without mortality curve (CPUE < 5 individuals/rawl; abundance < 80 individuals - see table 1) (Figure 13). Salinity, temperature and transparency tested by Perma-nova emerged as the main factors separating these years (Pseudo-F:14.95; p-value < 0.01). The axis1 (DIM1) was responsible for explaining 95.8% of the variability. The correlations of environmental variables with axis1 and their respective eigenvectors were: salinity rs:0.99 eigenvector: 0.999; transparency rs:0.56 eigenvector:0.009 and temperature rs:-0.11 eigenvector:-0.044.

The PCA analysis showed lower dispersion of years without mortality curve than years with mortality curve (Figure 13). Recruitment years with CPUE above 6 individuals/rawl presented a broad bidimensional variability that could be observed from large variability of their medians, mainly for salinity (Figure 10). Besides, years with mortality curve that are bidimensional near but temporally apart (1997-2007, 2000-2006 and 2009-2012) (Figure 13) presented a reduction of 50%-70% in terms of abundance and 60%-70% in terms of CPUE (Table 2).

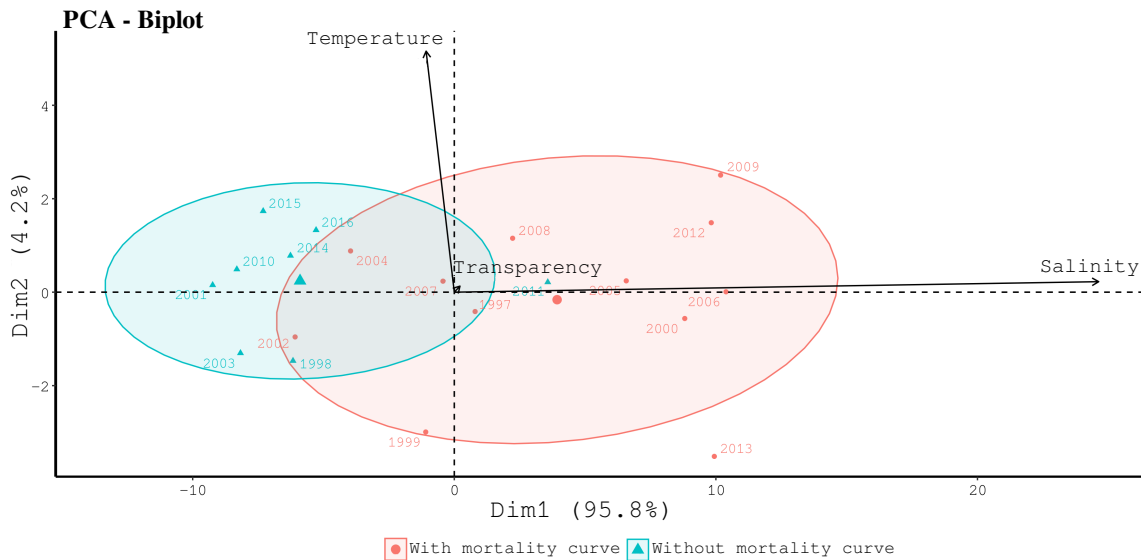


Figure 13: PCA showing recruitment years with and without mortality curve (pink circle and blue triangles, respectively) estimated to *Farfantepenaeus paulensis* juveniles. Arrows are salinity, temperature and transparency. Circumference indicate grouping of 75%. Median of environmental variables are used.

SURVIVAL OF *F. paulensis* JUVENILES IN LOW SALINITIES (<10)

Salinities of 6 and 8 resulted in 100% of survival after 96 hours testing, while salinities of 0, 0.5 and 1 resulted in 100% of mortality. The original control treatment (salinity=10) was discarded due to logistic problems. Since the treatment of 8 and 6 presented 100% survival, the experiment was considered valid.

From salinity 10 to 4, the relative decrease in survival was 10-20%, with a marked reduction from salinities 4 to 0 (20-100%). Except for salinities from 0 to 0.5, that resulted in 100% of mortality in the first 4 hours, differences started to be observed from the eight hours onwards, when salinity 1 significantly differs from the others. At the end of 96 hours experiment, 4 distinct groups were observed: 1) salinities 8 and 6 with 100% of survival, 2) salinities 4 and 3 with 83.33-88.89% of survival, 3) salinities 3 and 2 with 72.22-83.33% of survival and 4) salinities 1, 0.5 and 0 with 0% of survival (Figure 14).

Salinity 1, had a pattern of decay in survival at every 12 hours. Based on the lack of overlapping between the confidence intervals, 5 groups were created: 1) 0-4 hours with 100% of survival, 2) 8-36 hours with 50-83.33% of survival, 3) 16-84 hours with 11.11-61.11% of survival, 4) 40-84 hours with 11.11-44.44% of survival and 5) 84-96 hours with 0-11.11% of survival (Figure 14).

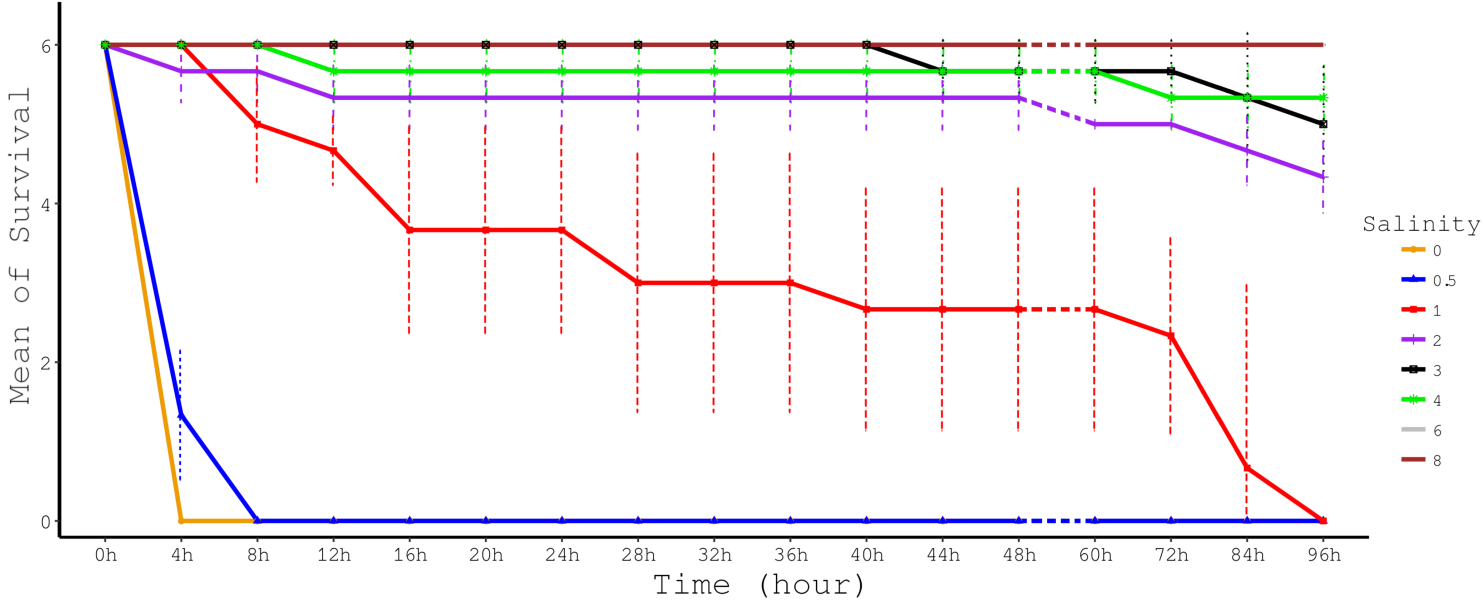


Figure 14: Number of wild juveniles of *Farfantepenaeus paulensis* survivors (Mean $\pm$ 1.96 $\times$ SE), by time in different conditions of salinity in an experiment of haline shock.

Discussion

A marked increase in total mortality (Z) over the 20 years investigated, mainly influenced by fishery mortality (F) was evidenced for *Farfantepenaeus paulensis* (pink shrimp) in Patos Lagoon Estuary (PLE). This is confirmed by comparing the estimated values to previous mortality estimates for the same population (D’Incao 1990). In addition, landing statistics of the adults confirm the marked reduction of this stock (Valentini et al. 1991; D’Incao et al. 2002). This findings permits infer that the fishery mortality is the cause for actual scenario of pink shrimp in PLE (D’Incao 1991; Noleto-Filho et al. 2017).

Our results demonstrated that, despite of the mortality model used, an overexploitation (E) scenario can be observed. However is important to note, that the relations of M with parameters that describe it were less accurate in some models.

This imprecision made Then et al. (2014) verify and adjust the M models more largely used in literature, suggesting the adoption of models based on a single parameter, preferentially longevity. The reason to Then et al. (2014) to suggest models based on a single parameter consists in the fact that models with two or more parameters result in overestimation, by increase in the inferior limits of M. The use of composite estimators mean converges to an estimate with central values that are similar to estimators D and H (Pauly and Binohlan (1996) and Pauly (1980), Pauly and Binohlan (1996) - updated by Then (2014), respectively).

A harvest forecast model for pink shrimp (Drews Jr. et al. 2015), based on decision trees, described the influence of *El Niño* on landings, indicating bad harvest when *El Niño* index value is higher than 0.42 and salinity lower 5.08. The presented results demonstrate that higher *El Niño* values results in lower salinities, explaining the lower abundance of pink shrimp juveniles.

MORTALITY OF *F. paulensis* BY NON-LONGEVITY BASED ESTIMATORS

Natural mortality estimators that use $\mathbf{K}$, $\mathbf{L}_\infty$ and temperature parameters showed the same pattern suggested by Beverton and Holt (1959), in which lower $\mathbf{L}_\infty$ is related to greater $\mathbf{K}$. Relations of growth coefficient ($\mathbf{K}$) to Natural Mortality (M) presented better fit than the other parameters, confirming the importance of having the best estimates of $\mathbf{K}$ (D’Incao and Fonseca 2000). Unlike, relationship among M and temperature presented the worst fit. Griffiths and Harrod (2007) and Then et al. (2014) verified and adjust some M models that use temperature and verified that this parameter increase the error in the M prediction.

Estimators E and C (Frisk (2001) and Djabali (1993), respectively), resulted in lower range of M estimates (0.12 month^{-1} and 0.19 month^{-1} respectively) and lowest average values (0.28 month^{-1} and 0.35 month^{-1} respectively) in relation to the other models. Juveniles of penaeid shrimps that inhabits estuarine zones are subject a large variability of the environmental physical-chemical factors that may cause changes in $\mathbf{K}$ (Dall et al. 1990; Peixoto et al. 2001; Barbieri et al. 2014 2016). Salinities under 20 and above 30 reduced energy allocation to growth in juveniles of *Penaeus monodon* implying in abnormalities in the carapace and lower intermoult period leaving them more subject to natural impacts (Ye et al. 2009). Thus, the use

of models with lower M assumes a lower contribution of external/internal factors that generate physiological changes. Estimators that provide lower averages of M are more conservative in terms of fisheries management, since they attribute greater cause of Z to fishing (F), which can be viewed in the discussion of rule-of-thumb (Hewitt and Hoenig 2005) and in the results of this study.

Despite of estimators F and G (Beverton and Holt (1959), Beverton (1963), Charnov (1993), Jensen (1996) - updated by Then (2014) and Ralston (1987), Jensen (2001) - updated by Then (2014), respectively) providing a better relationship among M with $\mathbf{K}$, $\mathbf{L}_\infty$ and temperature, they presented larger range of M , as well estimator B (Pauly (1980)). In general terms, the application of distinct values of $\mathbf{K}$, $\mathbf{L}_\infty$ and temperature over years for a same estimator, the value of M will vary within and between estimators. The use of distinct growth parameters over years to *F. paulensis* consists in the fact that the growth of this species could be changed for variability of environmental conditions of this habitat. In this way, consider M estimators more sensitive to parameters that describe it implies to infer more sensibility to conditions that affect $\mathbf{K}$, which express physiological stress by environmental changes (von Bertalanffy 1938; Pérez-Castañeda and Defeo 2005; Franco et al. 2006).

MORTALITY OF *F. paulensis* BY LONGEVITY BASED ESTIMATORS

Previous investigation (D’Incao 1990) estimated mortality coefficients of 0.11 month^{-1} for males and 0.09 month^{-1} for females, by the use of estimator I (Taylor (1960)). However, it is important to stress that D’Incao (1990) considered the entire life cycle of the species (30 months). For greater accuracy of the analysis of juvenile mortality, the "longevity" of this population stratum was used (We emphasize that the longevity of this stratum consists of the maximum observed age of juvenile stock in the Patos Lagoon Estuary), that was 14.40 months to juvenile phase (Noieto-Filho 2014). Since crustaceans do not presents apposition structures, for precise age determination, a reliable estimate of longevity may reduce uncertainty in analyzes of modal progression and estimates of population parameters as suggested by D’Incao and Fonseca 2000). In this sense, the use of a natural mortality model that incorporates longevity estimates is advisable for penaeids (see D’Incao and Fonseca 2000 for a review).

The estimators I and P (Taylor (1960) and Alagaraja (1984)) estimated lower values of M in relation to all models tested. These estimators are defined as rule-of-thumb in stock assessment manuals of the Food and Agriculture Organization of the United Nations (Cadima 2003) and are widespread used for crustaceans, such as *Callinectes sapidus* in Chesapeake Bay (Rugolo et al. 1998; Helser and Kahn 2001). However, these estimators are based on the concept that longevity reduces the number of individuals to 5% of the total. Similarly, the estimators K and Q (Sekharan (1975) and Alagaraja (1984)²) apply the concept that natural mortality reduces the number of individuals to 1% of the total. Hewitt and Hoenig (2007) suggest a revision of longevity-based estimators, mainly for use in crustaceans, since the use of I and P estimators are not suitable for short lived species.

Aranceta-Garza et al. (2016) analyzed the decrease in biomass of 3 species of penaeids through the gnomonic model, verifying a survival below 3.5%. Hewitt and Hoenig (2007) found that the general estimator of Hoenig (1983) (similar to L and M estimators for fish) represents a survival of 1.5% of the total, warning that short-lived organisms can experience higher M than that found by this. The model of Hoenig (1983) designed for mollusks (N and O estimators) estimated $M=0.37 \text{ month}^{-1}$ (corresponding to a survival of 0.5% of the total - see Hewitt and Hoenig (2007) for details of M conversion in percentage) and incorporate in the regression curve organisms with longevity near to shrimps (30 months).

The J estimator (Bayliff (1967), assess a $M=0.44 \text{ month}^{-1}$, however the estimator formulated by him consists in a regression curve with 6 points and lower relation of M and **K** (0.38 and p-value>0.1) indicating inaccuracy in this construction. Relatively the others, the value of M obtained by this can be overestimated.

The estimators N and O has it regression based on organisms with inferior limits near to shrimps with good fit of M and longevity. Furthermore, the results of this converge to a similar value to the mean of the above suggested estimator (H). In this way, the use of models defined as rule-of-thumb in the literature are unsuitable, allowing to infer that the estimator elaborated for molluscs by Hoenig (1983) is more suitable for short-lived species.

EFFECTS OF ENVIRONMENTAL PARAMETERS ON MORTALITY OF *F. paulensis* JUVENILES

Temporal variability of shallow zones in PLE demonstrates interfere in natural mortality (M) of *F. paulensis* juveniles. Survival experiment showed that when salinity decrease to values under 8, an increase in M is detectable. Temporal variability viewed in temperature and transparency allow hypothesize that their effect on M is null.

Farfantepenaeus paulensis has demonstrate wide tolerance to low salinities, with critical zone for survival between 1 and 3. Wasielesky (2000) observed 100% of survival in *F. paulensis* juveniles in salinity 3 presenting letal salinity between 1.00 and 1.48 in a period of 24 and 96h. Besides that, the experiment conducted in laboratory showed adequate survival ($\geq 80\%$) to salinities higher than 3, similar to founded for Tsuzuky et al. (2003) and Marchiori (1983) apud D’Incao (1991). This tolerance can be viewed too in others penaeids, as *Litopenaeus vannamei* and *Penaeus monodon* (salinities 2 and 0, respectively) (motoh, 1981; Zhang et al. 1998; Samocha et al. 1998). However is important to emphasize that the experiment conducted in this study provided survival results for a short period of acclimatization, while in the studies of *L. vannamei* and *P. monodon*, mentioned above, corresponds to larger period, suggesting that *F. paulensis* may have potential to support lower salinity depending of time to acclimatization.

In addition, years with low salinities (≤ 3 , which corresponds to *El Niño*) were characterized by low CPUE, resulting in the absence of cohorts. Years with mortality curve (*La Niña* and neutral periods) have median of salinity ranging between 3 and 19. Salinities less than 16 are related to reduce the energetic allocation for growth in *P. monodon* (Ye et al. 2009). Reduced investment of energy to growth can be change parameters that describe mortality curve as $\mathbf{K}$ and $\mathbf{L}\alpha$.

Increases in metabolic activity is mainly attributed to increase in temperature, consequently of catabolic processes, that influences $\mathbf{K}$ (Von Bertalanffy 1938; Beverton and Holt 1959; Hartnoll, 2001). However, increase of the metabolic activity by temperature do not contributes to increase mortality, especially if the range of vari-

ability of this parameter is within the appropriate values (20-25 °C for *F. paulensis*). Hostins et al. (2015) evaluated the survival of *Farfantepenaeus brasiliensis* between 21-33 °C and verified better survival rate (>80%) between 21-27 °C. Souza et al. (2013) observed 100% survival of juveniles of *F. brasiliensis* under the temperature of 25 °C, with survival rate differing under the temperature of 16 °C. Souza et al. (2013) and Hostins et al. (2015) also evidenced increasing in metabolic activity as a function of temperature, but it was not reflected in survival rate. Variability of temperature in PLE during in the 20 years investigated was within range of 20-25 °C, meaning that this result reflects more the seasonality of recruitment (summer) than the metabolic process itself.

The direct impact of turbidity (inverse of transparency) on shrimps is the clogging of the gills and a subsequent decrease in osmoregulatory capacity (Lin et al. 1992; Hargreaves 2013). Ray et al. 2010; Gaona et al. 2016a, 2016b) showed better survival rates and growth to *L. vannamei* in lower concentrations of TSS (Total Suspended Solid). The effect of turbidity in *Penaeus japonicus* cause damage in osmoregulatory activity, with repercussion in mortality, in later juveniles rather earlier juveniles (Lin et al. 1992). However, our study verified that 1° historic quartile of transparency is 26cm, which indicate 30NTU (see Myre and Shawn (2006) for conversion of centimeter in nephelometric turbidity unity), this value is inferior to presents as harmful for *P. japonicus* and *L. vannamei* (Lin et al. 1992; Gaona et al. 2016b). Furthermore, crustacean exhibit decrease in molt frequency with age (Vogt, 2012) and it has been suggested that molts contributes to cleaning of branchial chamber (Lin et al. 1992). Face of this, is possible to assume that, during juvenile growth of pink shrimp, the increase in turbidity within limits observed, do not contributes to mortality.

The long-term variability of mortality allowed to corroborate that low salinities (≤ 3) affects direct mortality, contributing to lower CPUE of pink shrimp. For salinities higher than 3, the variability of M was observed, but not seems to implies in CPUE variability. Besides is important to highlight that this study evidence a negative relation between **K** and M with transparency (values near to significance). As transparency is a proxy to river flow rate (high flow rate indicates lower salinity),

the influence of low salinity on M of *F. paulensis* juveniles is corroborated.

Conclusions

The results of this work support the hypothesis of overfishing of the *F. paulensis* juveniles. Overexploitation of juvenile stock was observed by several estimators of natural mortality.

The estimators H proposed by Then (2014) and N or O proposed by Hoenig (1983) are preferred for estimation of M in penaeids, being the estimator H better, if **K** parameter was appropriately estimated. Additionally, estimators N or O are suggested to be adopted as a rule-of-thumb, to penaeids, rather than estimators that consider 5% of survivors in time equal to longevity.

Long-term variability of salinity explains lower CPUE of pink shrimp juveniles, by increase in mortality, evidenced for values ≤ 3 . However, the variability of salinity for values greater than 3 do not explain the total mortality over the years. In this way, total mortality seems to be explained by fishery mortality.

References

- Alagaraja, K. 1984. Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian J. of Fish.* **31**(2): 177–208.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology* **26**(1): 32–46.
- Anger, K. 2003. Salinity as a key parameter in the larval biology of decapod crustaceans. *Invertebr. Reprod. Dev.* **43**(1): 29–45.
- Aranceta-Garza, F., Arreguín-Sánchez, F., Ponce-Díaz, G., and Seijo, J.C. 2016. Natural mortality of three commercial penaeid shrimps (*Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris* and *Farfantepenaeus californiensis*) of the Gulf of California using gnomonic time divisions. *Sci. Mar.* **80**(2): 199–206.
- Barbieri, E., Bondioli, A.C., Melo, C.B., and Henriques, M.B. 2014. Effects of low salinity on juvenile pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante 1967, Crustacea). *Mar. Freshwater Behav. Physiol.* **47**(4): 273–283.
- Barbieri, E., de Medeiros, A.M.Z., and Henriques, M.B. 2016. Oxygen consumption and ammonia excretion of juvenile pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in culture: temperature effects. *Mar. Freshwater Behav. Physiol.* **49**(1): 19–25.
- Baumgarten, M.G.Z., Niencheski, L.F.H., and Parizotto, B.A.D.M. 2005. Saco do Justino (RS-Brasil): amônio e fosfato na coluna d'água e na água intersticial de uma enseada não contaminada. *Atlântica* **27**(2): 113–129.
- Bayliff, W.H. 1967. Growth, mortality, and exploitation of the Engraulidae, with special reference to the anchoveta, *Cetengraulis mysticetus*, and the Colorado, *Anchoa naso*, in the eastern Pacific Ocean. *Bull. - Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* **12**(5): 365–432.
- Beverton, R.J.H., and Holt, S.J. 1959. A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. *In* Ciba Foundation Symposium-The Lifespan of Animals (Colloquia on Ageing) Chichester, UK 5. John Wiley & Sons, Ltd. pp. 142–180.
- Cadima, E.L. 2003. Fish stock assessment manual. FAO Fish. Tech. Pap. No. 393.

Cardoso, L.G., and Haimovici, M. 2015. Long-term changes in the age structure, mortality and biomass of the king weakfish *Macrodon atricauda* (Günther, 1880) in southern Brazil: Is it resilient enough to avoid collapse? Fisheries Research **167**: 174–179.

Clark, W.G. 1999. Effects of an erroneous natural mortality rate on a simple age-structured stock assessment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **56**(10): 1721–1731.

Dall W., Hill, B.J., Rothlisberg P.C., and Staples, D.J. 1990. The biology of the Penaeidae. Vol. 27. Elsevier Academic Press, London.

D’Incao, F. 1984. Estudo sobre o crescimento de *Penaeus* (*Farfantepenaeus*) *paulensis* Pérez Farfante, 1967 da Lagoa dos Patos, RS, Brasil (Decapoda, Penaeidae). Atlântica **7**: 73–84.

D’Incao, F. 1990. Mortalidade de *Penaeus* (*Farfantepenaeus*) *paulensis* Perez-Farfante, 1967 no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil (Crustacea, Penaeidae). Atlântica **12**(2): 31–51.

D’Incao, F. 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. Atlântica **13**(1): 159–169.

D’Incao, F., and Fonseca, D.B. 1999. Performance of the von Bertalanffy growth curve in penaeid shrimps: a critical approach. The biodiversity crisis and Crustacea: In Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, The Netherlands 20-24 July 1998. pp. 733–738.

D’Incao F., Valentini, H., and Rodrigues L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste sul do Brasil. Atlântica **24**(2): 103–116.

Djabali, F., Mehailia, A., Koudil, M., and Brahmi, B. 1993. Empirical estimators for the estimation of natural mortality in Mediterranean teleosts. NAGA, the ICLARM quarterly **16**(1): 35–37.

Drews-Jr, P., Turra, T., Machado K., and Dumont, L.F.C. 2015. Temporal Series Prediction using Decision Trees: A Case Study on the Pink Shrimp Harvest. pp. 1-6.

FAO 2016. The World State of Fisheries and Aquaculture - 2016. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Department. 204 pages.

Franco, A.R., Ferreira, J.G., and Nobre, A.M. 2006. Development of a growth

model for penaeid shrimp. *Aquaculture* **259**(1-4): 268–277.

Franklin, J.F. 1989. Importance and justification of long-term studies in ecology. *In* Long-term studies in ecology. *Edited by* Gene Likens. Springer-Verlag New York Inc, pp. 3–19.

Frisk, M.G., Miller, T.J., and Fogarty, M.J. 2001. Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: a comparative life history study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**(5): 969–981.

Gaona, C.A.P., da Paz Serra, F., Furtado, P.S., Poersch, L.H., and Wasielesky, W. 2016a. Biofloc management with different flow rates for solids removal in the *Litopenaeus vannamei* BFT culture system. *Aquacult. Int.* **24**(5): 1263–1275.

Gaona, C.A.P., Almeida, M.S., Viau, V., Poersch L.H., and Wasielesky, W. 2016b. Effect of different total suspended solids levels on a *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) BFT culture system during biofloc formation. *Aquacult. Res.* **48**(3): 1070–1079.

Garcia, A.M., Vieira, Sobrinho, J.P., Bemvenuti, C.E., and Geraldi, R.M. 1996. Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Nauplius* **4**: 113-128.

Garcia, A.M., Claudino, M.C., Mont’Alverne, R., Pereyra, P.E.R., Copertino M., and Vieira, J.P. 2017. Temporal variability in assimilation of basal food sources by an omnivorous fish at Patos Lagoon Estuary revealed by stable isotopes (2010–2014). *Marine Biology Research* **13**(1): 98–107.

Giron-Nava, A., James, C.C., Johnson A.F., Dannecker, D., Kolody, B., Lee, A., Nagarkar, M., Pao, G.M., Ye, H., Johns, D.G., and Sugihara, G. 2017. Quantitative argument for long-term ecological monitoring. *Mar. Ecol.: Prog. Ser.* **572**:269–274.

Griffiths, D., and Harrod, C. 2007. Natural mortality, growth parameters, and environmental temperature in fishes revisited. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **64**(2): 249–255.

Gulland, J.A., and B.J. Rothschild (1981). Penaeid shrimps: their biology and management. Fishing News Books Ltd.

Hargreaves, J.A. 2013. Biofloc production systems for aquaculture. Stoneville,

MS, USA: Southern Regional Aquaculture Center, p. 11.

Hartnoll, R.G. 2001. Growth in Crustacea—twenty years on. *In* Proceedings of the 7th Colloquium Crustacea Decapoda Mediterranea, Lisbon, Portugal, 6-9 September 1999. Advances in decapod Crustacean research, Lisbon, Portugal pp.111-122.

Helser, T.E., and Kahn, D.M. 2001. Stock assessment of Delaware Bay blue crab (*Callinectes sapidus*) for 2001. Department of Natural Resources and Environmental Control, Delaware Division of Fish and Wildlife, pp. 1–41.

Hewitt, D.A., and Hoenig, J.M. 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. *Fish. Bull.* **103**(2): 433–437.

Hewitt, D.A., Lambert, D.M., Hoenig, J.M., Lipcius, R.N., Bunnell, D.B., and Miller, T.J. 2007. Direct and indirect estimates of natural mortality for Chesapeake Bay blue crab. *Trans. Am. Fish. Soc.* **136**(4): 1030–1040.

Hoenig, J.M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull.* **82**(1): 898–903.

Hoenig, J.M. 2017. Should Natural Mortality Estimators Based on Maximum Age Also Consider Sample Size? *Trans. Am. Fish. Soc.* **146**(1): 136–146.

Hostins, B., Braga, A., Lopes, D.L.A., Wasielesky, W., and Poersch, L.H. 2015. Effect of temperature on nursery and compensatory growth of pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* reared in a super-intensive biofloc system. *Aquacultural Engineering* **66**: 62–67.

Jensen, A.L. 1997. Origin of relation between K and L_{inf} and synthesis of relations among life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**(5): 987–989.

Kenchington, T.J. 2013. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries* **15**(4): 533–562.

Kilada, R., and Driscoll, J.G. 2017. Age determination in crustaceans: a review. *Hydrobiologia* **799**(1): 21–36.

King, M. 2013. Fisheries biology, assessment and management. John Wiley e Sons.

Lin, H., Charmantier, G., Thuet, P., and Trilles, J.P. 1992. Effects of turbidity

on survival, osmoregulation and gill Na⁺-K⁺ ATPase in juvenile shrimp *Penaeus japonicus*. Mar. Ecol.: Prog. Ser. **90**: 31–37.

Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., Andersen, A., Bowman, D., Bull, C.M., Burns, E., Dickman, C.R., Hoffmann, A.A., Keith, D.A., Liddell, M.J., Lowe, A.J., Metcalfe, D.J., Phinn, S.R., Russell-Smith, J., Thurgate, N., and Wardle, G.M. 2012. Value of long-term ecological studies. Austral Ecology **37**(7): 745–757.

Möller O., Castello, J.P., and Vaz, A.C. 2009. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. Estuaries Coasts **32**(4): 787–796.

Möller, O., and Fernandes, E. 2010. Hidrologia e hidrodinâmica. In O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Edited by U. Seeliger and C. Odebrecht. Federal University of Rio Grande, Rio Grande. pp. 17–27.

Möller, O., Castaing, P., Salomon, J.C., and Lazure, P. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. Estuaries **24**(2): 297–311.

Motoh, H. 1981. Studies on the fishery biology of the giant tiger prawn, *Penaeus monodon*, in Philippines. Tech. Rep. SEAFDEC Aquaculture Department, Iloilo, Philippines.

Myre, Elizabeth and Shaw, Ryan. 2006. The turbidity tube: simple and accurate measurement of turbidity in the field. Michigan Technological University.

Noleto-Filho, E. 2014. Varibilidade de longo prazo de juvenis do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante 1967) (DECAPODA: PENAEIDAE) em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos. M.Sc Thesis, Biological Oceanographic Institute, The Federal University of Rio Grande, Rio Grande do Sul-Brazil.

Noleto-Filho, E.M., Pucciarelli, P., and Dumont, L.F.C. 2017. Spatial and temporal variation in juvenile size distribution of the pink shrimp (*Penaeus paulensis*) in the Patos Lagoon Estuary, Brazil. Marine Biology Research **13**(1): 62–73.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. ICES J. Mar. Sci. **39**(2): 175–192.

Pauly, D., and Binohlan, C. 1996. FishBase and AUXIM as tools for comparing

the life-history patterns, growth and natural mortality of fish: applications to snappers and groupers. *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers*, **48**:218–243.

Peixoto, S., D’Incao, F., and Wasielesky W. 2001. Application of von Bertalanffy growth curves in a *Farfantepenaeus paulensis* (Decapoda, Penaeidae) captive broodstock. *Nauplius*. **9**(2): 149-151.

Pereira, N., and D’Incao, F. 2012. Relationship between rainfall, pink shrimp harvest (*Farfantepenaeus paulensis*) and adult stock, associated with *El Niño* and *La Niña* phenomena in Patos Lagoon, southern Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* **92**(7): 1451–1456.

Pérez-Castañeda, R., and Defeo, O. 2005. Growth and mortality of transient shrimp populations (*Farfantepenaeus* spp.) in a coastal lagoon of Mexico: role of the environment and density-dependence. *ICES J. Mar. Sci.* **62**(1): 14–24.

Possamai, B., Vieira, J.P., Grimm, A.M., and Garcia, A.M. 2018. Temporal variability (1997-2015) of trophic fish guilds and its relationships with *El Niño* events in a subtropical estuary. *Estuarine, Coastal Shelf Sci.* **202**: 145-154.

Ray, A.J., Lewis, B.L., Browdy, C.L., and Leffler, J.W. 2010. Suspended solids removal to improve shrimp (*Litopenaeus vannamei*) production and an evaluation of a plant-based feed in minimal-exchange, superintensive culture systems. *Aquaculture* **299**(1-4): 89–98.

Ruas, V.M., Rodrigues, M.A., Dumont, L.F.C., and D’Incao, F. 2014. Habitat selection of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* and the blue crab *Callinectes sapidus* in an estuary in southern Brazil: influence of salinity and submerged seagrass meadows. *Nauplius* **22**(2): 113–125.

Rugolo, L.J., Knotts, K.S., Lange, A.M., and Crecco, V.A. 1998. Stock assessment of Chesapeake Bay blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun). *J. Shellfish Res.* **17**(3): 906–930.

Samocha, M.T., Lawrence, A.L. and Posser, D. 1998. Growth and Survival of juvenile *Penaeus vannamei* in low salinity water in a semi-closed recirculating system. *Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgeh*, **50**(2):55-59.

Sekharan, K.V. 1975. Estimates of the stocks of oil sardine and mackerel in the

present fishing grounds off the west coast of India. *Indian J. Fish.* **21**(1): 177–182.

Soares, R.B., Peixoto, S., Bianchini, A., Cavalli, R., and Wasielesky, W. 2012. Efeito da temperatura na sobrevivência, consumo alimentar e crescimento de pós-larvas do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis*. *Atlântica* **34**(1): 23–30.

Souza, D.M., Martins, Á.C., Jensen, L., Monserrat, J.M., Wasielesky, W., and Garcia, L. 2013. Effects of water temperature on oxidative stress parameters in the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* during transport. *Aquaculture* **416**: 310–314.

Taylor, C. 1958. A note on Lee's phenomenon in Georges Bank haddock. *Publ. Int. Commn NW Atlant. Fish* **1**: 243–251.

Taylor, C.C. 1960. Temperature, growth, and mortality—the pacific cockle. *ICES J. Mar. Sci.* **26**(1): 117–124.

Then, A., Hoenig, J.M., Hall, N.G., and Hewitt, D.A. 2014. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* **72**(1): 82–92.

Tsuzuki, M.Y., Cavalli, R.O., and Bianchini, A. 2000. The effects of temperature, age, and acclimation to salinity on the survival of *Farfantepenaeus paulensis* postlarvae. *J. World Aquacult. Soc.* **31**(3): 459–468.

Tsuzuki, M.Y., Cavalli, R.O., and Bianchini, A. 2003. Effect of salinity on survival, growth, and oxygen consumption of the pink-shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante 1967). *J. Shellfish Res.* **22**(2): 555–560.

Valentini, H., D'Incao, F., Rodrigues L.F., and 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., and 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.

Van-Wik, P., and Scarpa, J. 1999. Water quality requirements and management. *In* Farming marine shrimp in recirculating freshwater systems. *Edited by* P. Van-Wik et al. Florida Department of Agriculture and Consumer Services, Tallahassee. pp. 128–138.

Vijayan, K.K., and Diwan, A.D. 1995. Influence of temperature, salinity, pH and light on molting and growth in the Indian white prawn *Penaeus indicus* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) under laboratory conditions. Asian Fisheries Science **8**: 63–72.

Vogt, G. 2012. Ageing and longevity in the Decapoda (Crustacea): a review. Zoo, Anz. **251**(1): 1–25.

von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). Hum. Biol. **10**(2): 181–213.

Wasielesky, W. 2000. Cultivo de juvenis do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Decapoda, Penaeidae) no estuário da Lagoa dos Patos: efeitos dos parâmetros ambientais. PhD. thesis Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande-Brazil.

Ye, L., Jiang, S., Zhu, X., Yang, Q., Wen, W., and Wu, K. 2009. Effects of salinity on growth and energy budget of juvenile *Penaeus monodon*. Aquaculture **290**(1-2): 140–144.

Zhang, S., Dong, S. and Wang, F. 1998. Studies of bioenergetics of *Penaeus chinensis*, I. Oxygen consumption and ammonia-N excretion rates under different conditions. J. Ocean Univ. Qingdao, **28**(2):223-227.

APÊNDICE A - TABELA DE ABUNDÂNCIA DE
Farfantepenaeus paulensis

[illegible][illegible]

Trawls per month	15	5	5	20	20	15	20	20	15	20	10	20
Year(month)												
1999												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	0	0	0	11	0	4	0	0	0	1	0	23
[30;35[	0	1	0	12	0	4	0	0	1	0	0	9
[35;40[	0	0	0	18	0	4	0	0	0	0	0	5
[40;45[	1	0	0	18	0	4	0	0	2	0	0	3
[45;50[	0	0	0	8	0	2	0	0	1	0	0	2
[50;55[	1	1	1	9	0	4	0	0	0	0	0	1
[55;60[	1	0	1	6	0	4	0	0	0	0	0	0
[60;65[	0	0	0	7	1	3	1	0	0	0	0	0
[65;70[	1	0	0	10	0	3	0	0	0	0	1	0
[70;75[	1	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0
[75;80[	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0
[80;85[	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	20	25	25	25	25
Year(month)												
2000												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	18	48	3	1	4	2	1	0	0	0	0	0
[30;35[	24	20	1	0	12	2	4	0	0	0	0	0
[35;40[	17	6	0	0	5	3	1	0	0	0	0	0
[40;45[	19	7	5	2	5	1	1	0	0	0	0	0
[45;50[	18	3	3	4	7	1	0	0	0	0	0	0
[50;55[	13	5	10	2	13	1	0	0	0	0	0	0
[55;60[	7	6	12	2	18	1	0	0	0	0	0	0
[60;65[	13	6	11	12	22	1	0	0	0	0	0	0
[65;70[	3	3	4	7	20	1	0	0	0	0	0	0
[70;75[	3	5	10	4	29	3	0	0	0	0	0	0
[75;80[	3	4	4	4	23	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	2	2	4	15	2	0	0	0	0	0	0
[85;90[	1	2	10	0	5	1	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2001												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[30;35[	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[35;40[	5	5	3	1	0	0	0	0	0	0	0	3
[40;45[	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[45;50[	4	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[50;55[	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	2	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0
[65;70[	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	4	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
[75;80[	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2002												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	8	35	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0
[30;35[	2	21	3	12	0	0	0	0	0	0	0	0
[35;40[	2	14	5	8	0	0	0	0	0	0	0	0
[40;45[	0	10	10	29	0	0	0	0	0	0	0	0
[45;50[	0	14	10	16	0	0	0	0	0	0	0	0
[50;55[	1	8	14	27	1	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	0	2	9	18	1	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	1	0	2	16	1	0	0	0	0	0	0	0
[65;70[	0	1	4	12	1	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	0	1	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0
[75;80[	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2003												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	0	0	1	1	0	3	0	0	0	0	2	2
[30;35[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
[35;40[	0	1	4	0	0	1	0	0	0	0	0	1
[40;45[	0	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0
[45;50[	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[50;55[	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[65;70[	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[75;80[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2004												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	2	0	16	1	0	0	0	1	0	0	0	7
[30;35[	0	2	10	3	0	0	0	0	0	1	0	8
[35;40[	3	0	10	1	0	1	0	0	0	1	0	3
[40;45[	0	0	30	1	0	0	1	0	0	0	0	2
[45;50[	1	0	27	1	0	0	1	0	0	0	0	4
[50;55[	0	0	23	1	0	0	1	0	0	0	1	1
[55;60[	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1
[60;65[	0	1	1	8	0	0	0	0	0	0	3	0
[65;70[	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0
[75;80[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
[80;85[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2005												
Length (mm)	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	sep	oct	nov	dec
[25;30[	113	1	15	9	7	0	0	0	1	0	0	0
[30;35[	71	1	14	2	3	0	0	0	0	0	0	0
[35;40[	19	4	4	3	2	1	0	0	0	1	0	0
[40;45[	6	11	7	1	2	1	0	0	0	0	0	0
[45;50[	1	2	3	3	0	0	0	0	0	1	0	0
[50;55[	3	7	1	5	1	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	1	7	2	10	0	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	0	7	1	11	1	0	0	0	0	1	0	0
[65;70[	0	8	1	14	0	0	0	1	0	0	0	0
[70;75[	0	2	1	10	1	0	0	0	0	0	0	1
[75;80[	0	3	1	4	0	1	0	0	0	0	0	2
[80;85[	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
[85;90[	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
[90;95[	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2006												
se												
Length (mm)	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	3	7	3	0	0	1	0	0	2	1	0	2
[30;35[	1	11	8	0	4	0	0	0	0	0	0	1
[35;40[	0	9	2	0	6	1	0	2	1	0	0	0
[40;45[	0	17	10	0	2	0	0	2	1	0	0	1
[45;50[	0	10	11	0	7	0	0	4	0	0	0	0
[50;55[	0	11	10	2	11	1	0	0	0	0	0	0
[55;60[	0	1	5	4	4	1	0	2	0	0	0	0
[60;65[	0	3	5	1	1	0	0	0	1	0	0	0
[65;70[	0	0	3	1	1	0	1	1	0	0	0	0
[70;75[	0	1	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0
[75;80[	1	1	1	0	3	2	0	1	0	0	0	0
[80;85[	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1
[85;90[	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	20	25	25
Year(month)												
2007												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
[30;35[	12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
[35;40[	22	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
[40;45[	18	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
[45;50[	29	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[50;55[	13	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	7	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	7	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[65;70[	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[75;80[	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2008												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	42	0	2	0	13	3	1	0	2	1	2	0
[30;35[	47	3	10	0	5	5	0	0	3	1	0	1
[35;40[	43	1	8	0	18	6	0	0	1	0	0	0
[40;45[	42	8	5	4	9	4	0	0	0	0	0	0
[45;50[	32	3	3	2	2	7	0	0	0	0	0	0
[50;55[	33	7	3	7	0	6	0	1	0	0	0	0
[55;60[	12	7	0	8	0	3	0	1	0	0	0	0
[60;65[	2	7	1	3	4	1	0	2	0	0	0	0
[65;70[	1	2	2	1	0	1	0	1	0	0	0	0
[70;75[	1	2	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
[75;80[	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	20	25	25	25	25	25
Year(month)												
2009												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	27	48	5	0	0	0	0	0	0	8	0	0
[30;35[	36	73	7	0	0	0	0	0	0	4	0	0
[35;40[	16	29	19	0	0	1	0	0	0	1	0	0
[40;45[	8	32	31	1	0	0	0	0	1	0	0	0
[45;50[	2	25	36	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[50;55[	2	24	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	0	13	9	1	0	1	0	0	0	0	0	0
[60;65[	0	21	8	10	0	0	0	0	0	1	0	0
[65;70[	0	2	1	16	0	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	0	4	3	19	0	0	0	0	0	0	0	0
[75;80[	0	1	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	1	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0
[90;95[	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2010												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
[30;35[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
[35;40[	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
[40;45[	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
[45;50[	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
[50;55[	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[65;70[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[75;80[	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Year(month)												
2011												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
[30;35[	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
[35;40[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
[40;45[	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
[45;50[	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
[50;55[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
[55;60[	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[65;70[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[75;80[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	20
Year(month)												
2012												
Length (mm)	se											
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	32	17	4	0	1	0	0	0	0	0	2	23
[30;35[	14	13	1	0	0	0	0	0	0	0	1	9
[35;40[	10	16	6	0	0	0	0	0	1	0	0	11
[40;45[	0	7	7	1	0	0	0	0	0	0	2	4
[45;50[	1	6	3	0	0	0	0	1	0	0	0	4
[50;55[	0	11	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	0	11	1	6	0	0	0	0	0	0	1	0
[60;65[	0	10	3	7	0	0	0	0	3	0	0	1
[65;70[	0	3	1	6	0	0	0	0	1	0	0	0
[70;75[	1	1	2	13	0	0	0	0	0	0	0	1
[75;80[	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1
[80;85[	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	15	25	25	25	25	20	15	20	15	15	15	15
Year(month)												
2013												
	se											
Length (mm)	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	p	oct	nov	dec
[25;30[	17	3	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
[30;35[	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[35;40[	8	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
[40;45[	8	10	1	0	5	1	0	0	0	0	0	0
[45;50[	3	8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
[50;55[	3	9	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	5	7	1	6	1	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	8	7	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0
[65;70[	10	5	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	4	4	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0
[75;80[	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	15	15	15	15	15	15	1	5	13	15	15	15	15
Year(month)													
2014													
Length (mm)	jan	feb	mar	apr	may	jun	ju	au	se	oc	no	de	
	n	b	r	r	y	n	l	g	p	t	v	c	
[25;30[	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[30;35[	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[35;40[	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[40;45[	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
[45;50[	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[50;55[	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[55;60[	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[60;65[	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[65;70[	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[70;75[	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[75;80[	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[80;85[	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[85;90[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
[90;95[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trawls per month	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	5	15	15	25	25	25	25	25
Year(month)																		
2015											2016							
Length (mm)	ma					oc												
	jan	feb	r	apr	may	jun	jul	aug	sep	t	nov	dec	jan	feb	mar	apr	may	
[25;30[	1	0	0	18	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	9	
[30;35[	1	0	0	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	
[35;40[	2	0	1	7	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
[40;45[	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
[45;50[	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
[50;55[	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
[55;60[	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
[60;65[	0	1	0	2	0	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
[65;70[	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
[70;75[	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
[75;80[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
[80;85[	0	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
[85;90[	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
[90;95[	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	