

# Avaliação de estoque da lagosta-vermelha (*Panulirus argus*):

Análise sequencial de populações  
e dinâmica de biomassa

Foto: Shutterstock

 **OCEANA** Proteger os oceanos  
e alimentar o mundo

Avaliação  
de estoque  
da lagosta-  
vermelha  
(*Panulirus*  
*argus*):



**Diretor-Geral**  
Ademilson Zamboni

**Diretor Administrativo e Financeiro**  
José Machado

**Diretor Científico**  
Martin Dias

**Diretora de Comunicação**  
Camilla Valadares

**Cientista Marinha**  
Lara Iwanicki

**Analista de Campanha**  
Miriam Bozzetto

**Analista Administrativo e Financeiro**  
Lúcia Silva

**Analista de Operações**  
Juliana Silva

**Assistente Executiva**  
Edna Santana

**Assistente de Comunicação**  
Beatriz Ribeiro

**Estagiária de Comunicação**  
Nathalia Carvalho

## FICHA TÉCNICA

**Este estudo foi desenvolvido pelos avaliadores de estoque:**

Dr. Paul Gehard Kinas  
MSc. Rodrigo Sant'Ana  
Dr. José Augusto Negreiros Aragão

**Revisão gramatical**  
Denise Goulart

**Projeto Gráfico e Diagramação:**  
Duo Design

**Foto da capa:**  
Shutterstock



SIG Quadra 01, Centro Empresarial Parque Brasília  
Sala 251 - 70610-410, - Brasília/DF

Telefone: +55 (61) 3247-1800

brasil@oceana.org

Brasil.oceana.org

 Twitter.com/oceanabrasil

 Facebook.com/oceanabrasil

 Instagram.com/oceanabrasil

 Youtube.com/oceanabrasil

### Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Avaliação de estoque da lagosta-vermelha  
(Panulirus argus) [livro eletrônico] : análise  
sequencial de populações e dinâmica de biomassa /  
[Oceana Brasil ; estudo desenvolvido pelos  
avaliadores de estoque Paul Gehard Kinas, Rodrigo  
Sant'Ana, José Augusto Negreiros Aragão]. --  
Brasília, DF : Oceana Brasil, 2020.  
PDF

Bibliografia.  
ISBN 978-65-992012-3-3

1. Desenvolvimento sustentável 2. Lagostas -  
Pesca - Brasil, Nordeste 3. Lagostas - Pesca -  
Brasil, Norte I. Oceana Brasil. II. Kinas, Paul  
Gehard. III. Sant'Ana, Rodrigo. IV. Aragão, José  
Augusto Negreiros.

20-42319

CDD-639.54109813

#### Índices para catálogo sistemático:

1. Lagostas : Pesca : Norte e Nordeste : Brasil  
639.54109813

Cibele Maria Dias - Bibliotecária - CRB-8/9427

# Avaliação de estoque da lagosta-vermelha (*Panulirus argus*):

Análise sequencial de populações  
e dinâmica de biomassa

---

## APRESENTAÇÃO

## SUMÁRIO EXECUTIVO

## 1. INTRODUÇÃO

## 2. METODOLOGIA

### 2.1 Análise Sequencial de Populações (ASP)

2.1.1 Base de dados ASP

2.1.2 Modelo populacional ASP

2.1.3 Incerteza ASP: bootstrap

### 2.2 Biomassa Dinâmica (BD)

2.2.1 Base de dados BD

2.2.2 Modelo populacional BD

2.2.3 Incerteza (BD): análise bayesiana

## 3. RESULTADOS

3.1 Estimativas de Mortalidade por Pesca (F) do Modelo ASP

3.2 Estimativas de Biomassa Total (Bt) do Modelo ASP

3.3 Incerteza do Modelo ASP

3.4 Estimativas de Mortalidade por Pesca (F) do Modelo BD

3.5 Estimativas de Biomassa Total (B) do Modelo BD

3.6 Status do Estoque

3.7 Rendimento Sustentável MSY e Cálculo de Limite de Captura Anual (LCA)

## 4. DISCUSSÃO

## 5. CONCLUSÕES

## 6. BIBLIOGRAFIA

# SUMÁRIO



Foto: Bento Viana

# APRESENTAÇÃO

**E**sta publicação é o resultado de duas consultorias realizadas por especialistas para a Oceana Brasil com o objetivo de avaliar o estado da população da lagosta-vermelha pescada nas regiões Norte e Nordeste do Brasil. A iniciativa faz parte da campanha iniciada em 2019 pela organização com o objetivo de modernizar a gestão desta pescaria, protegendo a espécie e garantindo o futuro da atividade.

Seguimos um modelo de sucesso adotado na pesca da tainha. Em 2018, divulgamos a avaliação de estoque atualizada da espécie e, a partir dela, propusemos um limite de captura para a safra daquele ano. Após ser submetida e aprovada pelo Subcomitê Científico do Comitê Permanente de Gestão da pesca de espécies pelágicas nas regiões Sudeste e Sul (CPG Pelágicos SE/S) e pelo próprio comitê, a proposta foi aprovada pelo Governo Federal. Pela primeira vez no Brasil foram estabelecidos limites de captura para uma espécie de interesse comercial a partir de dados científicos. Tratou-se de um avanço histórico que agora buscamos replicar na pesca da lagosta. A Oceana defende o estabelecimento de limites de captura para esta pescaria e sistemas digitais transparentes e acessíveis para o seu monitoramento.

A Oceana é a maior Organização Não Governamental, sem fins lucrativos, exclusivamente dedicada à proteção e recuperação dos oceanos em escala global. Trabalhamos para construir, melhorar e acompanhar os resultados de políticas públicas destinadas à proteção dos ecossistemas marinhos e aumentar a abundância de pescados pelo fortalecimento da pesca sustentável. Acreditamos que o conhecimento científico, a transparência e a participação da sociedade na construção das políticas públicas de pesca são a base para alcançar nossos objetivos.

Nossa atuação no Brasil teve início em 2014 e, entre outras conquistas, já levou à adoção de cotas para pesca da tainha no Sul do país; à adoção da Política Estadual de Desenvolvimento Sustentável da Pesca no Rio Grande do Sul; e à elaboração de regras para a recuperação dos estoques e uso sustentável de espécies marinhas ameaçadas de extinção.

Esperamos que o presente estudo contribua para garantir a existência de estoques futuros de lagosta e o sustento de milhares de famílias brasileiras.

# SUMÁRIO EXECUTIVO

**O**s resultados de duas avaliações com distintas abordagens para a lagosta-vermelha (*Panulirus argus*) capturada no Norte e Nordeste do Brasil, em 2019, foram resumidos e comparados para avaliar sua convergência com relação às variáveis mais importantes para a gestão encontradas em ambos: a mortalidade por pesca e os níveis de biomassa mais recentes. Cada modelo contém suas vantagens e desvantagens sobre o outro, sendo que o modelo de análise sequencial de populações tem maior detalhamento na modelagem da dinâmica da população, estruturada em idades, mas é estatisticamente menos robusto, pois utiliza mínimos quadrados para o ajuste e aborda a incerteza pelo método de reamostragem de *bootstrap*. Já o modelo de biomassa dinâmica segue uma dinâmica populacional agregada, menos complexa, mas analisa a incerteza através da inferência bayesiana, de maior confiabilidade. Os níveis absolutos de mortalidade por pesca diferiram significativamente, possivelmente em função mais da estrutura dos modelos

do que da relação captura/população em si, mas apresentaram tendência similar, principalmente nos últimos anos. As estimativas de biomassa, por sua vez, *não tiveram comportamento muito parecido ao longo do tempo, mas finalizaram a série coincidente, em 2015, com valores similares próximos às 16 mil toneladas*. No concernente à gestão, os indicadores que monitoram o status da população, as possibilidades de colapso, os rendimentos sustentáveis e as estimativas de controle de capturas foram derivados do modelo de biomassa dinâmica. Tais variáveis apontam para uma situação de excesso de capturas recorrente na pescaria da lagosta-vermelha, com níveis de mortalidade por pesca elevados e biomassa reduzida por vários anos em comparação aos sustentáveis. As sugestões decorrentes dessas observações são de revisão dos métodos pesqueiros e de seletividade aplicada pela pescaria, para evitar o colapso por crescimento, e, principalmente, da redução dos níveis de captura para valores não superiores às 3,5 mil toneladas, para evitar o colapso populacional.

# 1. INTRODUÇÃO

A pesca da lagosta é uma atividade de grande relevância social na região costeira Norte e Nordeste do Brasil, sendo responsável pela geração de milhares de empregos diretos e indiretos. A maior parte de sua produção, cerca de 90%, é destinada à exportação (ARAGÃO, 2013), trazendo à atividade uma elevada importância econômica, com movimentações anuais superiores a US\$ 50 milhões ao longo das últimas décadas (MDICT-COMEX STAT, 2018).

A lagosta-vermelha (*Panulirus argus*) é a espécie mais importante da pescaria (70% a 80%), com a lagosta-verde (*Panulirus laevicauda*) também tendo representatividade significativa (15% a 20%). Recentemente, a lagosta-vermelha do Brasil foi reclassificada taxonomicamente como *P. meripurpuratus* por GIRALDES & SMYTH (2016), no entanto, dada a dificuldade de distinção dos dados históricos e para evitar controvérsias taxonômicas, aqui foram utilizadas a nomenclatura e classificação anteriores a esta publicação.

A pescaria se desenvolveu a partir os anos 1950 nos estados do Ceará e Pernambuco, com a industrialização da frota ocorrendo a partir da década seguinte devido ao aumento da demanda do mercado internacional, acompanhada da ampliação da área de pesca até os estados do Amapá e Espírito Santo, buscando a manutenção dos rendimentos

(PAIVA, 1997). A partir de 1980, observa-se o aumento da frota artesanal e a redução da industrial, com a diminuição no tamanho das unidades de pesca e a substituição da arte de pesca de armadilhas tipo manzuá pelas armadilhas de cangalha e redes caçoeiras, que receberam o auxílio das marambaias (atratores artificiais) mais recentemente (ARAGÃO, 2013).

Atualmente, cerca de 3 mil embarcações estão registradas na pescaria da lagosta, sendo a maior parte sediada no estado do Ceará (62%) e composta, em sua maioria, por embarcações à vela (48%), apesar de a atividade ainda apresentar um alto grau de informalidade, sem o conhecimento preciso do número de embarcações atuantes (CASTRO-SILVA & ROCHA, 1999).

No âmbito biológico, a lagosta-vermelha apresenta um ciclo vital complexo, com desova parcelada, mais intensa ao final do verão e outono, e apresentando um período oceânico planctônico e outro costeiro das larvas, cada um com 6 a 8 meses. Posteriormente ocorre a migração dos juvenis, com cerca de dois anos, a regiões bentônicas mais profundas e o início da atividade reprodutiva por volta dos três a quatro anos. As fêmeas apresentam tamanho médio de primeira maturação estimada em 20,5 cm de comprimento total, fecundidade elevada e longevidade de cerca de 18 anos (FONTELLES-FILHO, 2007).

Nos anos recentes, diversos estudos foram realizados com foco na pescaria da lagosta-vermelha, avaliando tanto a efetividade do defeso como estratégias de gestão (SILVA & FONTELES-FILHO, 2011), como o status do estoque e seus níveis de rendimento sustentáveis (CRUZ *et al.*, 2013; ANDRADE, 2015; ARAGÃO E CINTRA, 2018). De maneira geral, os estudos supracitados evidenciam uma situação de sobrepesca do estoque, com biomassa próxima às 20 mil toneladas, apesar da recente estabilidade das capturas em torno das 6 mil toneladas anuais. No estudo mais refinado, de ANDRADE (2015), o rendimento máximo sustentável foi estimado em 5 mil t, valor que foi historicamente superado diversas vezes, como também os valores de esforço anuais com relação ao calculado como aceitável. Os valores estimados de biomassa também foram inferiores ao que proveria os melhores rendimentos em diversos anos, particularmente a partir de 1993.

Neste sentido, o presente estudo visa unificar avaliações do estoque atualizadas de lagosta-vermelha com base em diferentes fontes de informação e distintos modelos de avaliação de estoque, e averiguar a convergência de seus resultados. Serão analisados os resultados provenientes de cada abordagem, com relação às variáveis estimadas de biomassa atual e de rendimento máximo sustentável, a fim de dissipar as possíveis discrepâncias observadas e apoiar a gestão pesqueira na aplicação de limites de capturas sustentáveis.

## 2. METODOLOGIA

Os dois distintos estudos de avaliações de estoques foram: (1) uma análise sequencial de populações (ASP) estruturado por idades (DOUBLEDAY, 1976; MEGREY, 1989; QUINN E DERISO, 1999); e (2) um modelo de biomassa dinâmica (BD) de Schaefer (1957), modificado por Pella & Tomlinson (1969), para os quais foram utilizadas também distintas bases de dados, como descrito a seguir.

### 2.1 ANÁLISE SEQUENCIAL DE POPULAÇÕES (ASP)

#### 2.1.1 BASE DE DADOS ASP

Compreendem quantidades exportadas, amostras biológicas e dados de captura e esforço descritos à continuação:

- a. **Processamento por categoria comercial:** peso de lagostas processadas nos estados do Ceará e Rio Grande do Norte, entre 2005 e 2018, com base no peso médio dos indivíduos (caudas): Tipo 2 = duas onças (56,7 g), Tipo 3 = três onças (85,0 g)..., Tipo "20+" (> 567,0 g);
- b. **Total anual de lagosta exportada:** número de lagostas exportadas no período de 2005 a 2018 (Comex Stat), por estado e por mês;

- c. **Amostras por comprimento dos tipos comerciais:** distribuição de comprimentos por categoria comercial, entre 1999 e 2006 para o Ceará, e entre 1989 a 1994 para o Rio Grande do Norte (IBAMA). As proporções por espécie foram utilizadas para se estimar as quantidades de lagosta-vermelha capturadas nos estados do Ceará, no período de 2005 a 2013, e Rio Grande do Norte, no período de 2005 a 2008. Para os períodos de 2013 a 2017, no Ceará, e de 2009 a 2017, no Rio Grande do Norte, encontram-se disponíveis dados de processamento por espécie;

- d. **Esforço de pesca e captura controlada:** esforço de pesca em número de dias de mar, e capturas por número de viagens de pesca, nos principais estados produtores, Ceará e Rio Grande do Norte, no período de 2005 a 2014, de lanchas de operando com caçoeira (IBAMA).

Registros do estado do Ceará foram considerados representativos das pescarias do país, pois sua frota atua em praticamente toda a área de pesca da lagosta, e parte das capturas de outros estados é exportada pelo porto de Pecém (CE). Os registros do Rio Grande do Norte, segundo maior produtor, foram considerados representativos do estado da Paraíba. A captura total nacional, em peso, foi estimada com base nas quantidades exportadas, já que 90% da produção de lagostas é destinada ao exterior.

A participação relativa, em peso, de cada tipo comercial nas exportações do Ceará e Rio Grande do Norte guiou a expansão para o total geral exportado por tipo, obtendo-se assim uma estimativa do total exportado, em peso, por tipo para todo o país. Devido à falta de informações, são desconsideradas as capturas de lagostas abaixo do tamanho mínimo permitido de captura. A captura estimada, por categoria comercial exportada, foi convertida para números por classes de comprimento de 10 mm de amplitude, a partir das distribuições de frequência de comprimento amostrais das categorias comerciais. Obtiveram-se, assim,

distribuições de frequência anuais por classe de comprimento, para as capturas totais estimadas de lagosta-vermelha em cada ano, para cada um dos dois grupos de estados.

A conversão das distribuições de frequência por comprimento para idade foi feita com a utilização inversa da equação de von Bertalanffy e os parâmetros de crescimento apresentados por Ivo e Pereira (1996):

A participação relativa, em peso, de cada tipo comercial nas exportações do Ceará e Rio Grande do Norte guiou a expansão para o total geral exportado por tipo, obtendo-se assim uma estimativa do total exportado, em peso, por tipo para todo o país. Devido à falta de informações, são desconsideradas as capturas de lagostas abaixo do tamanho mínimo permitido de captura. A abundância, por categoria comercial exportada, foi convertida para números por classes de comprimento de 10 mm de amplitude, a partir das distribuições de frequência de comprimento amostrais das categorias comerciais. Obtiveram-se, assim, distribuições de frequência anuais por classe de comprimento, para as capturas totais estimadas de lagosta-vermelha em cada ano, para cada um dos dois grupos de estados.

A conversão das distribuições de frequência por comprimento para idade foi feita com a utilização inversa da equação de von Bertalanffy e os parâmetros de crescimento apresentados por Ivo e Pereira (1996):

$$t = -(1/0,232 \text{ ano}^{-1}) \ln(1 - L_t/430 \text{ cm})$$

### 2.1.2 MODELO POPULACIONAL ASP

Este modelo combina capturas por idade, estimativas de mortalidade natural e índice de abundância para estimar os parâmetros, minimizando as diferenças entre as capturas observadas e as capturas estimadas e entre as CPUEs observadas e estimadas.

O processo estima o número aproximado de indivíduos em cada coorte através da “Análise de Coorte de Pope” (POPE, 1972), utilizando-se a expressão modificada por MacCall (1986):

$$N_{a,y} = N_{a+1,y+1} e^{M+C_{a,y}} \frac{M}{1-e^{-M}}$$

onde “N” corresponde ao número de indivíduos na população, “C” ao número de indivíduos capturados, “a” faz referência à idade, “Y” ao ano e “M” à mortalidade natural ( $m=0,313 \text{ ano}^{-1}$ ; Ivo e Pereira (1996)), considerada constante ao longo de toda a existência da coorte. Para o último ano e idades mais velhas, o número aproximado de indivíduos pode ser obtido pela expressão:

$$N_{a,y} = \left[ \frac{C_{a,y}}{1-e^{-Z_{a,y}}} \right] \left( \frac{Z_{a,y}}{F_{a,y}} \right)$$

A mortalidade por pesca anual (F) por idade é calculada pela expressão:

$$F_{a,y} = \ln \left[ \frac{N_{a,y}}{N_{a=1,y+1}} \right] - M$$

No processo de aproximação, os números gerados pela análise de coorte para a última idade são estimados considerando-se simplesmente que na idade seguinte o número de indivíduos é zero. As estimativas são feitas pelo método de iteração de Newton, partindo da equação fundamental da análise de coorte:

$$0 = \ln \left[ 1 - \frac{M}{\ln \left( \frac{N_{a,y}}{N_{a+1,y+1}} \right)} \right] \left( N_{a,y} - N_{a+1,y+1} \right) - C_{a,y}$$

Para obtermos os números aproximados das coortes incompletas no último ano de dados se utiliza novamente a expressão:

$$N_y = \frac{C_y}{(1-e^{-z})} * \frac{F_y + M}{F_y}$$

sendo as estimativas de mortalidade por pesca determinadas pela equação.  $F_y = \ln(N_y/N_{y+1}) - M$   
 O coeficiente de capturabilidade para cada classe de idade é obtido pela expressão,  $F_y = q_a E_y$  utilizando-se o esforço de pesca nos anos em que as coortes completas foram capturadas, e o coeficiente de capturabilidade por idade é estimado por  $q_a = F_y/E_y$ . Assume-se que a seletividade (proporção retida) por idade pode ser descrita por uma curva logística:

$$s_a = \frac{1}{1 + e^{\left[ -\ln(19) \frac{(a - a_{50\%})}{(a_{95\%} - a_{50\%})} \right]}}$$

onde  $a_{50\%}$  é o parâmetro que representa a idade correspondente à seletividade de 50% e  $a_{95\%}$  é o parâmetro que representa a idade correspondente a 95% da seletividade. Os parâmetros da curva são estimados no processo de iteração.

A matriz de números por idade, partindo-se dos números preliminares obtidos na etapa anterior, é estimada com  $N_{a+1,y+1} = N_{a,y}e^{-M} - s_a F_y$ , onde  $N_{a,y}$  é o número de indivíduos na idade  $a$  no ano  $y$ ,  $N_{a+1,y+1}$  é o número de indivíduos na idade no ano,  $e^{-M}$  é a taxa de mortalidade por pesca no ano estimados na iteração;  $F_y$  é a taxa de mortalidade por pesca para cada idade  $a$  e ano  $y$ , onde  $F_y = s_a q_a E_y$ ; e  $s_a$  é a seletividade na idade  $a$ . As mortalidades por pesca estimadas para cada idade e ano ( $F_{a,y}$ ), por sua vez, são combinadas com a mortalidade natural ( $M$ ) para cálculo de taxas de sobrevivência para cada idade e cada ano [ $E_{a,y} = e^{-(M + s_a F_y)}$ ].

O ajuste do modelo é obtido estimando-se os valores  $N_{a,1} [N_{a,y} = \exp(\ln(N_{a,1}))]$ , onde "ini" refere-se à inicial e todos  $N_{a,y}$  correspondentes à primeira classe de idade [ $N_{a,y} = \exp(\ln(N_{a,1}))$ ] (neste caso,  $a=2, N_2, y=R$ , a partir dos quais são estimados os números nas idades e anos seguintes [ $N_{a+1,y+1} = N_{a,y}e^{-M} - s_a F_y$ ], os números exploráveis por idade ( $N_{a,y} = s_a N_{a,y}$ ) e as capturas estimadas para cada idade e ano:

$$\hat{C}_{a,y} = \frac{F_{a,y}}{M + F_{a,y}} N_{a,y} = [1 - s_{a,y}]$$

O processo de iteração tem como função objetiva principal:

$$SSR_c = \sum_a \sum_y \left( \ln C_{a,y} - \ln \hat{C}_{a,y} \right)^2$$

Na presença de informações auxiliares sobre o esforço, combina-se esta com o coeficiente de capturabilidade ( $q$ ) para calcular a mortalidade por pesca observada ( $F_y = q_a E_y$ ), que é comparado com a mortalidade por pesca estimada:

$$SSR_E = \sum_y \left[ \ln(\hat{F}_y) - (\ln(\hat{q}) + \ln(E_y)) \right]^2$$

As duas funções objetivas acima correspondem às somas de quadrados de resíduos a serem minimizadas. Em ambos os casos, assume-se uma estrutura exponencial multiplicativa para o erro, o que resulta nos logaritmos que aparecem nas funções objetivas. Dada a escassa confiabilidade da informação sobre o esforço, foi atribuído peso relativo de 0,5 para sua função objetiva.

Neste trabalho assumiu-se a relação estoque-recrutamento de Beverton-Holt, mais adequada para a lagosta-vermelha (COBB e CADDY, 1989), como terceira função objetiva:

$$SSR_R = \left( \ln N_{r,y,r} - \ln \hat{N}_{r,y+r} \right)^2$$

Uma vez que se dispõe do esforço de pesca, as taxas de captura estimadas podem ser obtidas pela expressão:

$$\hat{I}_y = q B_y^E = q \sum_a w_a s_a N_{a,y}$$

onde  $I_y$  é a taxa de captura estimada;  $q$  é o coeficiente de capturabilidade;  $B_y$ , a biomassa explorável no ano  $y$ ;  $w_a$ , o peso médio do indivíduo na idade  $a$ ;  $S_a$ , a seletividade específica da idade; e, os números na idade  $N_{a,y}$  no ano  $y$ . As diferenças entre as taxas de captura assim obtidas e as taxas de captura observadas podem ser usadas para a construção de mais uma função objetiva:

$$SSR_I = \sum_y \left[ \ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y) \right]^2$$

Ou seja, o ajuste do modelo é feito procurando-se minimizar o somatório dos quatro valores, embora com pesos diferentes:

$$SSR_t = SSR_C + SSR_E + SSR_R + SSR_I$$

### 2.1.3 INCERTEZA ASP: BOOTSTRAP

A utilização do procedimento de *bootstrap*, baseada na reamostragem dos resíduos das capturas estimadas e observadas, permite que se faça uma avaliação de incertezas associadas ao processo de estimação. No presente trabalho, foram obtidas estimativas de biomassa do estoque em 1.000 simulações, e a distribuição de frequência relativa dos valores permitiu que se tivesse uma ideia da amplitude da incerteza das estimativas.

## 2.2 BIOMASSA DINÂMICA (BD)

### 2.2.1 BASE DE DADOS BD

a. Séries temporais de capturas (3):

1. **Série (A):** capturas totais em toneladas, de Silva & Fontelles-Filho (2011) e Andrade (2015), para o período de 1955 a 2009 (54 anos);

2. **Série (B):** dados de capturas totais de caudas (ton), do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA-MMA), de 1991 a 2015 (24 anos), discriminada por espécie;

3. **Série (C)**, também disponibilizada pelo pesquisador Dr. José Augusto Negreiros Aragão, contendo as capturas totais de caudas (toneladas) para o mesmo período da Série B.

As séries (B) e (C), de peso de caudas, foram transformadas para peso total dividindo-as por 0,33.

Para produzir uma série única para todo o período de 1955 a 2015 (61 anos), optou-se por calcular a média das capturas totais de lagostas para os 19 anos de sobreposição (1991 a 2009).

b. Séries temporais de CPUE (2):

1. **Série CPUE (A):** de Andrade (2015), entre 1965 e 1997, e para 2002 e 2004 (34 anos);

2. **Série CPUE (B):** do Ibama (MMA), entre 1991 e 2015, referente às lanchas caçoeiras no Ceará (Aragão, J.A.N.; Martins, S.M.; Vasconcelos C.S., [no prelo]), entre 1991 e 2015 (25 anos).

### 2.2.2 MODELO POPULACIONAL BD

Os modelos BD aqui propostos incorporam os erros tanto na dinâmica do processo (i.e., biomassa) quanto na componente observacional (i.e., CPUE) (vide MEYER & MILLAR (1999)). Utiliza-se nesta análise um modelo com múltiplas séries de CPUE produzidos em pescarias independentes, todas atuando sobre o mesmo estoque de lagosta.

A dinâmica de biomassa foi definida como sendo uma função da variação temporal-discreta (i.e., variação anual), na qual a biomassa de um determinado ano ( $B_t$ ) é dependente da biomassa no ano anterior ( $B_{t-1}$ ), da captura total do ano anterior ( $C_{t-1}$ ), da taxa de crescimento intrínseco da população ( $r$ ), da capacidade de suporte do estoque ( $K$ ) e do parâmetro de forma ( $m$ ), conforme proposto por

Pella & Tomlinson (1969). Este parâmetro determina a biomassa que produz o máximo excedente de produção sustentável ( $B_{MSY}$ ) em relação a  $K/2$ .

Este máximo excedente de produção será identificado no restante deste relatório como *MSY* referente à sua sigla em inglês (*Maximum Sustainable Yield*). Valores de  $m$  no intervalo  $0 < m < 2$  implicam  $B_{MSY} < K/2$ , com desigualdade sendo invertida quando  $m > 2$ . Para  $m = 2$ , o modelo de Pella & Tomlinson (1969) se reduz ao modelo clássico proposto por Schaefer (1957), para o qual  $B_{MSY} = K/2$ . Quando  $m$  se aproxima de um, o modelo se aproxima do modelo de Fox, para o qual  $Y_{MSY} \sim 0,37K$ ; mas não há solução exata quando  $m = 1$ . A assimetria em relação ao modelo (simétrico) de Schaefer (1957), expressa pelo parâmetro  $m$ , é uma medida de denso-dependência da população (CHALOUPKA & BALAZS, 2007). A parametrização apresentada neste relatório segue Winker *et al.* (2018):

$$B_t = B_{t-1} + \frac{r}{m-1} B_{t-1} \left( 1 - \left( \frac{B_{t-1}}{k} \right)^{m-1} \right) - C_{t-1}$$

A biomassa  $B$  foi reparametrizada em função da capacidade de suporte  $K$ , fazendo com que a biomassa relativa ( $P = B/K$ ) fosse definida como uma fração da capacidade de suporte  $K$ , limitada entre 0 e 1, e não mais um valor absoluto de biomassa. Estabelecemos como parâmetro  $\varphi = B_1/K$  a fração de  $K$  referente à biomassa do primeiro ano da série ( $t = 1$ ). Esta reparametrização é computacionalmente conveniente porque melhora a eficiência do algoritmo de Monte Carlo via Cadeias de Markov (MCMC – Markov Chain Monte Carlo) a ser utilizado para estimar os parâmetros do modelo por uma abordagem Bayesiana (MEYER & MILLAR, 1999; BRODZIAK & ISHIMURA, 2011). Também foi incorporada a incerteza associada a esta dinâmica com a variável aleatória  $\omega_t$  seguindo a distribuição Gaussiana com média zero e variância  $\sigma^2\omega$ . Modelo de Pella & Tomlinson reparametrizado:

$$P_t = P_{t-1} + \frac{r}{m-1} P_{t-1} \left( \left( 1 - \left( \frac{P_{t-1}}{k} \right)^{m-1} \right) - \frac{C_{t-1}}{k} \right) e^{\omega t}$$

A segunda componente dos modelos de dinâmica de biomassa com estrutura espaço-estado (i.e., modelo observacional) foi estruturada sobre múltiplas séries de captura por unidade de esforço (CPUE) provenientes de duas pescarias distintas, embora todas atuando sobre o mesmo estoque. Distinções que se caracterizam em termos de (a) modalidade de pesca utilizada (i.e., manzuá e caçoieira), (b) áreas de operação sobre o estoque (i.e., distintas unidades da Federação), (c) magnitude ou classificação de pesca (i.e., pesca industrial e artesanal) e (d) período cronológico, em anos (até 2008; a partir de 2009). Para tal, estabeleceu-se que as CPUEs observadas para o ano  $t$  e pescaria  $i$  ( $I_{t,i}$ ) estivessem associadas à biomassa do estoque  $B_t$  por meio dos coeficientes de capturabilidade  $\phi_i$ , ficando  $I_{t,i} = \phi_i B_t e^{\omega t,i}$ , ou  $I_{t,i} = \phi_i k P_t e^{\omega t,i}$ , sendo os erros observacionais associados aos valores de CPUE para a pescaria  $i$  modelados por variáveis aleatórias  $I_{t,i}$  seguindo a distribuição Gaussiana com média zero e variância. Fazemos ainda a suposição de que, condicionado a  $B_t$  (ou  $P_t$ ), os erros aleatórios no ano  $t$  são independentes entre pescarias. Exceto a suposição de independência feita acima, a estruturação de incertezas na dinâmica de biomassa, bem como dos erros observacionais associados aos CPUEs, é análoga ao que tem sido utilizado por outros autores (MCALLISTER & KIRKWOOD, 1998; MEYER & MILLAR, 1999; PUNT, 2003; CHALOUPKA & BALAZS, 2007; BRODZIAK & ISHIMURA, 2011).

Diferentes séries de CPUE podem ter padrões temporais distintos entre si, mesmo que estejam todas associadas à biomassa de um único estoque. Por exemplo, se o estoque tem uma estrutura espacial heterogênea, a biomassa pode estar se reduzindo em alguma região em detrimento de outra. Se, simultaneamente, distintas pescarias atuam localmente sobre essas distintas frações do estoque, espera-se um padrão temporal diferenciado nas CPUEs mesmo que ambas se associem corretamente à biomassa subjacente. Em contraste, pode haver ruptura ou mudança na relação entre o índice e a biomassa associada a mudanças no poder de pesca com a

introdução de novos equipamentos, mudanças nas normativas para exploração (e.g., defeso ou áreas de exclusão) ou mudanças nas estratégias de exploração utilizadas pelos pescadores. Espera-se que a harmonização de todas essas séries de CPUE com uma única série temporal de dinâmica de biomassa seja melhor que a seleção arbitrária de uma única série “representativa” de CPUE ou, ainda, a tentativa de conversão das múltiplas séries de CPUE a uma série de referência padronizada.

### 2.2.3 INCERTEZA (BD): ANÁLISE BAYESIANA

A análise bayesiana consiste em utilizar distribuições de probabilidade prévias (*a priori*) dos parâmetros estimados, que expressam o conhecimento prévio, que combinados com a distribuição vinda da função de verossimilhança geram distribuições *a posteriori*. Na inexistência de conhecimento prévio utiliza-se de distribuições que *não carregam* informação. As distribuições *a posteriori* são a expressão mais completa possível das estimativas e incertezas dos parâmetros, à luz de todo o conhecimento prévio relevante que esteja disponível, juntamente com as evidências trazidas pelos dados utilizados no momento da inferência.

O modelo de Pella & Tomlinson estima os parâmetros  $\varphi$ ,  $K$ ,  $r$ ,  $m$ ,  $\sigma_{proc}$  para a dinâmica da biomassa, e  $\phi_i$ ,  $\sigma_{vi}$  para cada uma das pescarias  $g$ . No modelo completo, isso resulta em um total de  $5 + 2g$  parâmetros sobre os quais distribuições *a priori* precisam ser definidas. Além disso, são variáveis estimadas pelo modelo as biomassas  $P_t$  para  $t = 2, \dots, T$ , representando o segundo ano da série temporal analisada até o último ano da mesma. As *prioris* foram definidas de modo que sejam pouco informativas (i.e., *prioris* vagas), porém, que tenham uma estrutura matemática conveniente (e.g., log-Gaussianas) para facilitar a convergência do algoritmo computacional de Markov Chain Monte Carlo (MCMC) a ser utilizado para obter as posteriores (GELMAN *et al.*, 2004) (TABELA 1).

Adicionalmente à estrutura *a priori*, os modelos foram ajustados considerando uma fonte de variação nos dados de captura, vista toda a incerteza existente nas informações de captura total da espécie. Para isso, foi considerado um coeficiente de variação de 30%. Ainda quanto à estrutura do modelo, como *proxy* para o parâmetro de forma do modelo de Pella & Tomlinson ( $m$ ), foi utilizada a relação entre este parâmetro e a razão entre  $B_{MSY}/K$ , conforme Winker *et al.* (2018). Isto é,  $B_{MSY} = K m^{(-1)/(m-1)}$ . Mas, como tanto  $B_{MSY}$  quanto  $K$  são parâmetros desconhecidos a serem estimados, assim também será desconhecido  $m$ . Portanto, o valor  $m$  pode ser fixado em função da razão entre as medianas (ou médias) das distribuições *a priori* de  $B_{MSY}$  e de  $K$ ; ou, alternativamente, ter seus níveis de incerteza modelados, também, por meio de uma distribuição *a priori* lognormal. Neste relatório optamos pela primeira opção, mas utilizando três possíveis valores.

Na parametrização de Winker *et al.* (2018), o  $MSY$  é obtido como função de  $r$ ,  $K$  e  $m$ . Ou seja:  $MSY = rK m^{(-1)/(m-1)}$ . Já a taxa de mortalidade por pesca é a razão entre a captura  $C$  e a biomassa correspondente  $B$ . Ou seja, tem-se que:

$$F_{msy} = \frac{MSY}{B_{MSY}} = \frac{r}{m}$$

As distintas séries de CPUE, além de tratarem de pescarias diferentes, também têm janelas temporais distintas e que são automaticamente incorporadas no modelo. Desta forma, pode-se maximizar o aproveitamento dos dados trazidos de várias pescarias. Particularmente, a série CPUE ( $B$ ) foi subdividida em duas: a primeira, de 1991 a 2008, ( $B1$ ) e a segunda, de 2009 a 2015, ( $B2$ ). Esta subdivisão permite modelar coeficientes de capturabilidade diferentes para essas duas janelas temporais, respondendo a uma possível diferença na taxa de captura verificada numa análise exploratória dos dados. Prováveis causas que pudessem justificar esta mudança são a redução do esforço de pesca devido à compra de caçoeiras pelo MPA e à implementação do defeso de seis meses.

# 3. RESULTADOS

## 3.1 ESTIMATIVAS DE MORTALIDADE POR PESCA (F) DO MODELO ASP

A FIGURA 1 apresenta o resultado da simulação por *bootstrap* para os valores da mortalidade por pesca anual (F). A média de F estimada entre todos os anos foi de 0,693, praticamente o dobro de M e somente nos anos de 2009 e 2012, com valores de 0,472 e 0,446, respectivamente, tais valores se aproximam deste parâmetro natural. O valor mais alto observado foi de 0,931, para o ano de 2006, quando as capturas estimadas foram de 6.285 toneladas.

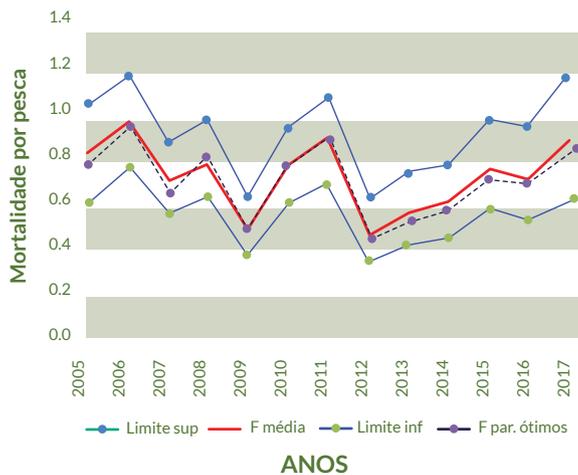


FIGURA 1 – Série de mortalidade por pesca anual (F<sub>y</sub>) nas pescarias de *P. argus*, no período de 2005 a 2017, estimada pelo modelo ASP

## 3.2 ESTIMATIVAS DE BIOMASSA TOTAL (BT) DO MODELO ASP

Os valores estimados de biomassa total, considerando para esta as idades entre 2 e 10 anos (FIGURA 2), tiveram a média da série avaliada igual a 15.971 t, com o valor máximo no primeiro ano modelado, 2005, igual a 18.612 t, e com o valor mínimo estimado para o ano de 2012, igual a 12.594 t. Em termos de tendências, houve um decréscimo entre 2005 e 2007, para posterior recuperação até 2010, outro decaimento até 2012, com aumento para 2012 e manutenção até 2017, com valores próximos às 16 mil t.

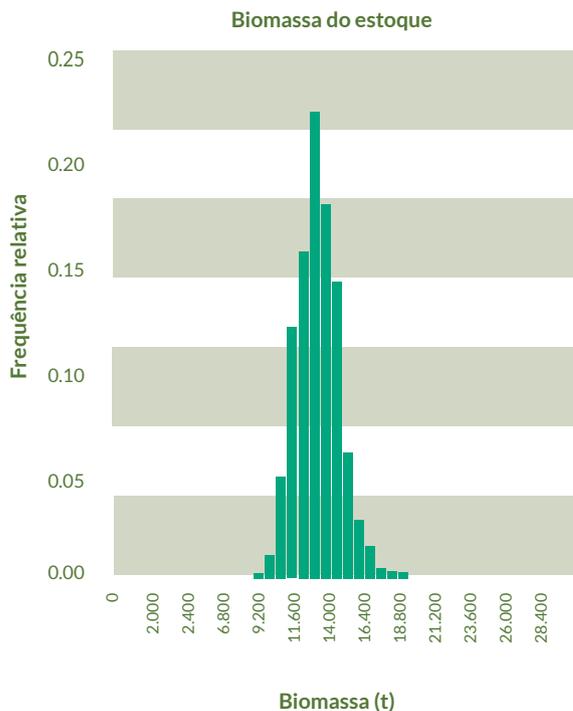
## 3.3 INCERTEZA DO MODELO ASP

O intervalo de confiança das estimativas de biomassa, para o nível de confiança de 95%, por sua vez, varia dentro de uma faixa relativamente larga durante todo o período, evidenciando o nível de incerteza dos resultados. Como exemplo, os valores estimados da biomassa, em peso inteiro, para o intervalo de confiança no ano de 2017, ficaram entre 11,0 e 17,8 mil toneladas, com uma média de 14,6 mil toneladas, enquanto o valor pontual obtido para aquele ano ficou em 16,4 mil toneladas, estimado com os parâmetros considerados ótimos pelo ajuste (FIGURA 3).

### 3.4 ESTIMATIVAS DE MORTALIDADE POR PESCA (F) DO MODELO BD

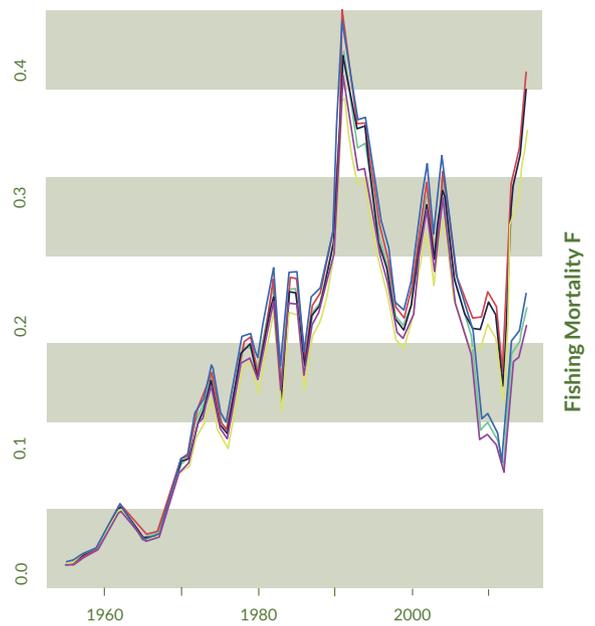


**FIGURA 2 – Séries de biomassas de *P. argus*, no período de 2005 a 2017, estimada pelo modelo ASP. BT = Biomassa Total e BD = Biomassa Desovante.**



**FIGURA 3 – Faixa de variação dos valores da biomassa de *P. argus* estimados por bootstrap no ano de 2017**

Os valores de mortalidade por pesca  $F$  estimados pelo modelo BD variaram entre zero, para o início da pescaria, em 1955, e 0,4 para o ano de 1991, sendo que entre esses anos, apesar dos valores anuais apresentarem comportamento relativamente errático entre si, a tendência geral sempre foi de crescimento (FIGURA 4). Após este máximo, observa-se um decaimento drástico até o ano 2000, para valores abaixo de 0,2, seguido de um aumento menos acentuado até 2005. A partir deste ano, os valores voltam a reduzir-se, com níveis abaixo de 0,1 para alguns cenários, mas voltam a apresentar incremento para os últimos 3 anos modelados, finalizando 2015 com valores em torno de 0,2 para o cenário mais otimista (CPUEs originais) e 0,35 para o cenário mais pessimista (CPUEs segregadas). A linha vertical demarca o ano de 2005, aplicada para facilitar a posterior comparação dos resultados entre os modelos utilizados.



**FIGURA 4 – Série de mortalidade por pesca anual ( $F_y$ ) nas pescarias de *P. argus*, no período de 1955 a 2017, estimada pelo modelo BD**

### 3.5 ESTIMATIVAS DE BIOMASSA TOTAL (B) DO MODELO BD

A biomassa total estimada pelo modelo BD e apresentada na figura corresponde ao cenário mais pessimista, com a série de CPUE segregada. Para os primeiros 10 anos modelados, a biomassa permaneceu estável, próxima às 80 mil t; a partir de 1965 até meados dos anos 1980, observa-se uma redução abrupta, que volta a se estabilizar a partir de 1991, já com valores próximos às 20 mil t, ou seja, aproximadamente 1/4 da biomassa virginal. O comportamento relativamente estável se manteve até 2006, quando a biomassa de lagosta apresentou uma leve recuperação, ultrapassando as 26 mil t em 2008. No entanto, entre 2011 e 2015, a população voltou a decrescer, finalizando a série em 2015 com biomassa estimada em torno das 17 mil toneladas (FIGURA 5).



FIGURA 5 – Análise retrospectiva da série de biomassa de *P. argus*, no período entre 1950 e 2015, estimada pelo modelo BD

### 3.6 STATUS DO ESTOQUE

O gráfico de Kobe (FIGURA 6) mostra a distribuição posterior conjunta dos parâmetros  $B_{2015}/B_{MSY}$  e  $F_{2015}/F_{MSY}$ , que, sob condições ótimas, deveriam estar ambos próximos de 1. A região mais crítica (em coloração vermelha) se caracteriza por  $B_{2015}/B_{MSY} < 1$  e  $F_{2015}/F_{MSY} > 1$  (e.g., o estoque está depletado, com sua biomassa abaixo do sustentável e há um esforço de pesca relativamente maior do que a pescaria suporta). De acordo com as análises realizadas, a probabilidade de que a pescaria se encontre neste quadrante é superior a 98%, o que significa dizer que há fortes evidências de que o estoque se encontre numa situação crítica quanto à sua sustentabilidade.

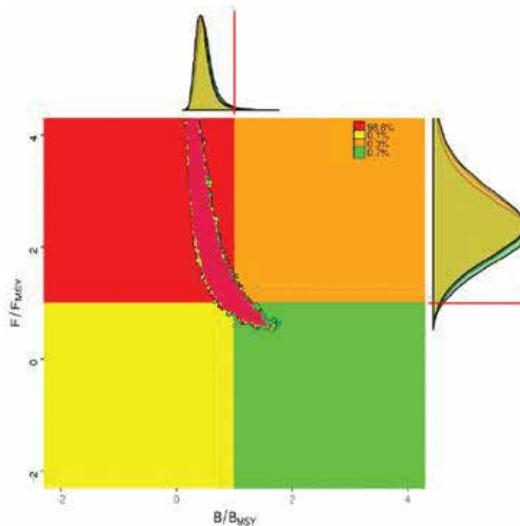


FIGURA 6 – Distribuições posteriores para  $B/B_{MSY}$  e do  $F/F_{MSY}$  do modelo BD

### 3.7 RENDIMENTO SUSTENTÁVEL MSY E CÁLCULO DE LIMITE DE CAPTURA ANUAL (LCA)

Os estudos de rendimento máximo sustentável (MSY) para a lagosta-vermelha foram realizados

fazendo uso do modelo BD e sua distribuição a posteriori dos cenários de CPUE segregada. Para a condição atual do estoque ( $\approx 18\%$ ), o excedente de produção encontra-se a 80%, em média, do MSY, com valor médio de tal distribuição de  $MSY_{80\%}$  em 4.578 t (FIGURA 7).

Para o cálculo do Limite Biológico Aceitável (LBA), as estimativas de  $MSY_{80\%}$  são manejadas de forma a penalizar, em uma abordagem precautória, a possível sobre-estimativa no valor de  $MSY_{80\%}$  obtido da distribuição observada na Figura 7. No caso, utilizamos o valor de 30% da distribuição posterior de  $MSY_{80\%}$ , de forma que o valor de LBA resultou em 4.333 t. Finalmente, na última etapa de cálculo do LCA se aplica uma margem de segurança de 25% ao valor de LBA para compensar as possíveis incertezas provenientes de outras fontes. O valor final de LCA proposto no presente estudo resultou em 3.250 t (FIGURA 8).

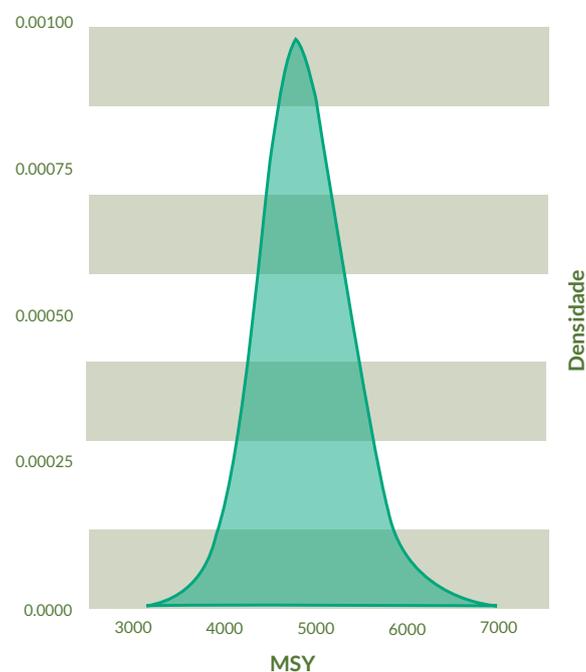


FIGURA 7 – Distribuição posterior mista dos  $MSY_{80\%}$  estimados pelo modelo BD para os cenários de CPUE segregada

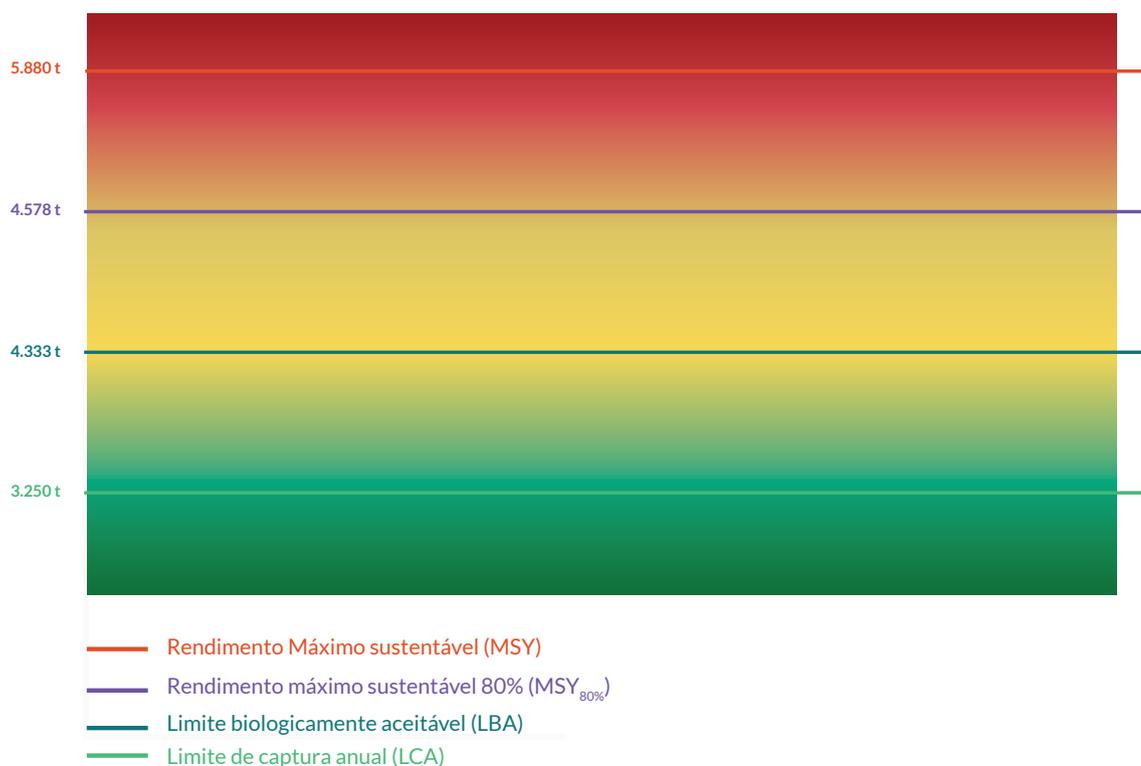


FIGURA 8 – Diagrama de decisão para determinação do Limite de Captura Anual (LCA)

## 4. DISCUSSÃO

Os resultados aqui apresentados mostram certo grau de convergência entre os modelos ASP e BD no período em que esses coincidem, entre 2005 e 2015, especialmente com relação à biomassa estimada nos últimos anos e às tendências de mortalidade por pesca, variáveis bastante relevantes para a gestão.

No que diz respeito à mortalidade por pesca, observa-se que, para o período coincidente, entre 2005 e 2015, as tendências se apresentaram similares, com significativa redução até 2009, estabilidade daí até 2011, nova redução em 2012 e um forte aumento até 2015. Em ambos os modelos, o aumento deste último período foi de cerca de  $0,25y^{-1}$  unidades, o que para o modelo BD é mais significativo, pois proporcionalmente este montante representa quase o dobro da mortalidade em 2012, enquanto para o modelo ASP equivale a 50% do estimado neste mesmo ano.

Em 2015, a mortalidade por pesca do modelo BD foi de aproximadamente  $0,35y^{-1}$ , enquanto a do modelo ASP foi de  $0,8y^{-1}$ . De fato, para todo o período coincidente das séries observa-se uma diferença considerável nos valores absolutos, com o modelo ASP apresentando valores em torno de  $0,8y^{-1}$ , enquanto para o modelo BD os valores giram em torno de  $0,2y^{-1}$ . Tal diferença pode ser devido às diferenças na modelagem da população e da pesca utilizada, onde, para o primeiro, a estrutura de idade e a aplicação da mortalidade por pesca em

conjunto com a função de seletividade por idades exige que os valores estimados sejam superiores, já que tal parâmetro só apresenta aplicação plena sobre a população a partir do quarto (4º) ano de idade. Em comparação com a mortalidade natural utilizada neste modelo, de  $0,313y^{-1}$ , deve-se considerar esta mesma peculiaridade, já que  $M$  geralmente é estimado a partir dos parâmetros de crescimento desconsiderando a influência da curva de eletividade, dificultando a análise comparativa direta.

As estimativas de biomassa total, apesar de convergirem para valores similares para o ano de 2015, apresentaram algumas diferenças nas tendências observadas para o período coincidente, entre 2005 e 2015. Entre 2005 e 2008, por exemplo, o modelo ASP apresentou uma redução de cerca de 10%, enquanto o modelo BD resultou com biomassa incrementando em 25% aproximadamente. Entre 2010 e 2012, ambos os modelos apresentaram redução considerável (30% para ASP e 20% para BD), mas voltaram a apresentar tendência inversa entre 2012 e 2015, com o modelo ASP incrementando em 27%, enquanto o modelo BD reduziu em 16% sua biomassa.

Para o ano final de sobreposição da série modelada, 2015, os resultados de biomassa total estimada pelos modelos convergem a valores bem próximos, com cerca de 16 mil t para o modelo ASP e 17 mil t para o modelo BD, ou seja, valores próximos a 16% da biomassa inicial estimada pelo modelo BD, que abrange todo o período da pescaria, desde

seu início, em 1955. Esses valores parecem ser bastante contundentes quando comparados com avaliações publicadas recentemente (ANDRADE, 2014; ARAGÃO, 2018), que também apontaram para uma situação preocupante do estoque. Apesar das capturas se apresentarem relativamente estáveis e com alguma recuperação como reflexo de recentes medidas de controle (defeso), todos os estudos indicam evidências de sobrepesca, inclusive desde a década de 1980, aparentemente por crescimento, devido à baixa frequência de indivíduos adultos.

As distribuições de probabilidade de rendimento sustentável observadas neste mostram que as capturas acima das 5 mil toneladas, registradas em muitos momentos das *séries históricas* da pescaria, são superiores ao que se pode considerar saudável para o estoque. De fato, se considerarmos ainda que as estimativas provenientes dos modelos de excedente de produção baseados no pressuposto de equilíbrio populacional tendem a sobrestimar valores de rendimento sustentável (HILBORN & WALTERS, 1992) e que boa parte das capturas nacionais é ilegal (SILVA & FONTELES-FILHO, 2011; ANDRADE, 2015), pode-se considerar que a pescaria de lagosta definitivamente apresenta uma situação de sobrepesca. Desta forma, justificam-se as medidas de precaução para a redução das estimativas do LCA com relação às estimativas de *MSY*, e pode-se, portanto, apontar, para o presente estudo, as conclusões a seguir.

# 5. CONCLUSÕES

- Uma redução da mortalidade por pesca, especialmente sobre os indivíduos nas idades 4 e 5, a ser obtida com a redução dos níveis de esforço de pesca, seria fundamental para recuperar a estrutura etária da população e poderia resultar em melhores rendimentos da pescaria.
- Seria altamente desejável uma mudança no atual padrão de pesca, reconhecidamente predatório, reforçando a tese de que o manzuá continue a ser a única arte de pesca permitida, contribuindo para a diminuição da captura de juvenis.
- Como a atividade está concentrada na parcela mais jovem da população, sendo, portanto, muito dependente do sucesso do recrutamento à pesca, condições ambientais desfavoráveis podem comprometer o recrutamento, não podendo ser descartado o risco de colapso da população e, conseqüentemente, da atividade pesqueira.
- *É fundamental que seja mantida a medida de estabelecimento do defeso de seis meses e sua redução só deve ser considerada quando medidas alternativas forem identificadas e efetivamente implementadas.*
- A incerteza devida à escassez de informação reforça a urgente necessidade de um monitoramento efetivo e amplo da pesca da lagosta, possibilitando a geração de melhores dados e informações consistentes sobre a atividade que permitam uma avaliação mais acurada do nível de exploração do estoque.
- A condição do estoque de lagosta-vermelha (*Panulirus argus*) é de sobrepescado (biomassa relativamente menor que o necessário para manutenção do estoque) e a atividade está em sobrepesca (taxa de remoção por pesca relativamente maior do que o estoque pode suportar).
- A proporção da biomassa do estoque em 2015 está abaixo de 18% em relação à sua capacidade.
- O rendimento máximo sustentável (*MSY*) estimado para o estoque foi de 5.680 t. O *MSY* 80% foi de 4.578 t, o *LBA* foi de 4.333 t e o *LCA* proposto oscila entre 3.250 e 4.000 t.

## 6. BIBLIOGRAFIA

ANDRADE, H.A. 2015. Stock assessment of the red spiny lobster (*Panulirus argus*) caught in the tropical southwestern Atlantic. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(1): 201-214.

ARAGÃO, J.A.N. 2013. Pesca de lagostas no Brasil: monitorar para ordenar. *Bol. Téc. Cient. CEPENE*, 19 (1):103-106.

ARAGÃO, J.A.N., CINTRA, I.H.A. 2018. Avaliação do estoque de lagosta-vermelha *Panulirus argus* na costa brasileira. *Arq. Ciên. Mar, Fortaleza*, 51(2): 7-26.

BRODZIAK, J. & ISHIMURA, G. 2011. Development of bayesian production models for assessing the North Pacific swordfish population. *Fish. Sci.*, 77: 23-24.

CASTRO-SILVA, S.M.M. e ROCHA, C.A.S. 1999. Embarcações, aparelhos e métodos de pesca utilizados nas pescarias de lagosta no estado do Ceará. *Arq. Cien. Mar*, 32(1-2):1-21.

CHALOUPKA, M. & BALAZS, G. 2007. Using bayesian state-space modelling to assess the recovery and harvest potential of the Hawaiian green sea turtle stock. *Ecological Modelling*, 205: 93-109.

COBB, J.S. e CADDY, J.F. 1989. The population biology of decapods. In: *Marine Invertebrate Fisheries: Their assessment and management*. New York: John Wiley and Sons. p. 327-374.

CRUZ, R.; SILVA, K.C.A.; CINTRA, I.H.A. 2013. Assessment of wild spiny lobster stocks on the Brazilian continental shelf. *Crustaceana*, 86(3): 336-356.

DOUBLEDAY, W.G. 1976. A least squares approach to analyzing catch at age data. *Research Bulletin. International Commission, Northwest Atlantic Fisheries*. (12): 69-81.

FONTELES-FILHO, A.A. 2007. Síntese sobre a lagosta-vermelha (*Panulirus argus*). In: M. HAIMOVICI (Org.). *A prospecção pesqueira e abundância de estoques marinhos no Brasil nas décadas de 1960 a 1990: levantamento de dados e avaliação crítica*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 257-265.

GELMAN, A.; CARLIN, J. B.; STERN, H. S. & RUBIN, D. B. 2004. *Bayesian Data Analysis*. Chapman & Hall, New York. 695 p.

- GIRALDES, B.W. e SMYTH, D.M. 2016. Recognizing *Panulirus meripurpuratus* sp. nov. (Decapoda: *Palinuridae*) in Brazil – Systematic and biogeographic overview of *Panulirus* species in the Atlantic Ocean. *Zootaxa*, 4107 (3): 353–366.
- HILBORN, R. e WALTERS, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. New York: Chapman and Hall. 570 p.
- IVO, C.T.C. e PEREIRA, J.A. 1996. Crescimento e idade das lagostas *Panulirus argus* (LATREILLE) e *Panulirus laevicauda* (LATRILLE) no Norte e Nordeste do Brasil. *Arquivo de Ciências do Mar*, 30 (1/2): 33-39.
- MCALLISTER, M.K. & KIRKWOOD, G.P. 1998. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model. *ICES J. Mar. Sci.*, 55: 1031-1060.
- MDICT-ALICEWEB. 2018. Sistema de análise das informações de comércio exterior via internet do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Disponível em: <http://aliceweb.desenvolvimento.gov.br/>.
- MEGREY, B.A. 1989. Review and comparison of age-structured stock assessment models from theoretical and applied points of view. *American Fisheries Society Symposium* (6): 8–48.
- MEYER, R. & MILLAR, R. 1999. BUGS in Bayesian stock assessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1078-1086.
- PAIVA, M.P. 1997. Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil. Fortaleza: EUFC. 278p.
- PELLA, J.J. & TOMLINSON, P. K. 1969. A generalized stock production model. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 13(3): 416-497.
- POPE, J.G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Research Bulletin ICNAF*, 9: 65-74.
- PUNT, A.E. 2003. Extending production models to include process error in the population dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 60: 1217-1228.
- QUINN, T.J. e DERISO, R.B. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford: Oxford University Press, Biological Resources Series. 542 p.
- SCHAEFER, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 2(6): 243-285.
- SILVA, A.C. e FONTELES-FILHO, A.A. 2011. Avaliação do defeso aplicado à pesca da lagosta no Nordeste do Brasil. Fortaleza: Editora Expressão Gráfica. 110 p.
- WINKER, H.; CARVALHO, F.; THORSON, J.T.; PARKER, D.; KERWATH, S.E.; BOOTH, A.J.; KELL, L. 2018. JABBA-Select: an alternative surplus production model to account for changes in selectivity and relative mortality from multiple fisheries. *MARAM/IWS/2018/Linefish/P2*.



**OCEANA** Proteger os oceanos  
e alimentar o mundo

BRASIL.OCEANA.ORG

ISBN: 978-65-992012-3-3

CDL



9 786599 201233