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

Dissertação de Mestrado

# Mudanças de longo prazo (1971 – 2012) na abundância e dinâmica populacional da merluza peruana

### Merluccius gayi peruanus na zona norte do Peru

## EDGAR ARGUMEDO GUILLEN

Orientador: Prof. Dr. Manuel Haimovici

RIO GRANDE

Novembro de 2014

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

# Mudanças de longo prazo (1971 – 2012) na abundância e dinâmica populacional da merluza peruana *Merluccius gayi peruanus* na zona norte do Peru

## EDGAR ARGUMEDO GUILLEN

Dissertação apresentada ao programa de Pósgraduação em Oceanografia Biológica da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção do título de MESTRE.

Orientador: Prof. Dr. Manuel Haimovici

RIO GRANDE

Novembro de 2014

A mi familia por darme su apoyo incondicional, e incrementar mis deseas de superación, Ros quiero..!

A mi Kovia Koemi Oota, por apoyarme y darme las fuerzas que hicieron posible la culminación de esta etapa de mi vida.

> A mis amigos y compañeros que me dieron consejos, alegrías y muchas risas durante esta etapa.

#### AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Manuel Haimovici pela oportunidade de orientar meu trabalho de mestrado, assim como os seus conselhos e critérios que fizeram possível a culminação deste trabalho.

Aos colegas Luis Gustavo, Leticia Maria e Marcio Freire pela sua disponibilidade para me ajudar e aconselhar, aportando significativamente no desenvolvimento do curso de mestrado.

Aos membros da banca examinadora, Luis Gustavo Cardoso, Paul Kinas e Marco Espino pelos seus valiosos comentários e sugestões ao trabalho.

Ao Instituto del Mar del Perú por me apoiar através da disponibilização da informação.

A OEA e à CAPES pela concessão da bolsa e ao programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica pela alta qualidade do programa ofertado.

## INDICE

RESUMO 1
ABSTRACT 1
1. INTRODUÇÃO 2
2. MATERIAIS E MÉTODOS
2.1. Base de dados
2.2. Avaliação populacional 10
2.2.1. Análise estatística da captura por idade (SCAA) 10
2.2.2. Modelo dinâmico de biomassa 15
3. RESULTADOS
3.1. Analise estatístico da captura por idade (SCAA)
3.2. Modelo de dinâmica de biomassa
4. DISCUSSÃO
4.1. Analise estatística da captura por idade (SCAA)
4.2. Modelo de dinâmica de biomassa
4.3. Comparativa dos métodos de avaliação 40
5. CONCLUSÕES
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA 44
ANEXOS
APÊNDICE: Manuscrito para o periódico Fisheries Research

#### RESUMO

As mudanças na abundancia, recrutamento e mortalidade por pesca da merluza peruana *Merluccius gayi peruanus* foram analisadas através de uma análise estatística da captura por idade (SCAA) e um modelo de dinâmica de biomassa (MDB) com variável ambiental incorporada baseada em dados obtidos da pesca comercial e (1971 – 2012) e cruzeiros de avaliação (1997 – 2012). O SCAA representou a dinâmica de parte da população que se encontra accessível a frota pesqueira, mostrando uma população com baixos níveis de biomassa, ao redor das 140 000 t. Enquanto que, o MDB conseguiu representar de melhor forma a situação da população, mostrando altos níveis de biomassa de ao redor das 400 000 t. A alta produtividade de merluza indicada pelo MDB estaria relacionada com melhoras nas condições alimentarias geradas pelos eventos de El Niño e os fenômenos de translação da área de distribuição da merluza, como resposta a mudanças ambientais relacionadas com a Oscilação Decenal do Pacifico (PDO), que repercutirão sobre os pesos médios das merluzas maiores de *quatro* anos de idade. No entanto parte da população encontra-se inaccessível à frota, explicando os resultados obtidos o traves do SCAA.

**Palavras chave**: Merluza peruana, Avaliação de estoque, co-variável ambiental, Analise estatístico de captura por idade, Modelo de dinâmica de biomassa.

#### ABSTRACT

Changes in abundance, recruitment and fishing mortality of the Peruvian hake *Merluccius* gayi peruanus were analysed by a statistical of catch-at-age analysis (SCAA) and a biomass dynamic model with environmental variable (MDB) based on data of the commercial fishery (1971 – 2012) and research cruises (1997 – 2012). The SCAA represented the dynamics of the population that is accessible to the fishing fleet, showing

1

low biomass levels, around 140,000 tonnes. On the other hand, the MDB better represents the situation of population, showing high biomass levels at about 400,000 tonnes. The high productivity of the hake indicated by the MDB was related to improved food conditions generated by El Niño events and the phenomenon of the displacement range northward, in response to environmental changes associated with the Pacific Decadal Oscillations (PDO), which impacted on the average weights of older hake four years old. However, part of the population is inaccessible to the fleet, justifying the results obtained through the SCAA.

**Keywords:** Peruvian hake, Stock assessment, Environmental co-variable, Statistical Catch-at-Age, Surplus production models.

#### 1. INTRODUÇÃO

A merluza peruana *Merluccius gayi peruanus* (Ginsburg 1954) representa em torno 80% dos desembarques de peixes demersais da região norte do Peru (Wosnitza-Mendo e Guevara-Carrasco 2000; Orrego e Mendo 2012). Se distribui principalmente ao norte dos 10°S de latitude, desde águas superficiais até profundidades superiores aos 500 metros e apresenta uma distribuição latitudinal estratificada por comprimentos (Armstrong 1981). Tradicionalmente os exemplares juvenis desenvolvem-se ao sul de Paita (05°S) onde a alta produtividade de plâncton no sistema de afloramento tem o potencial de lhes fornecer abundante alimento em sua fase pelágica, enquanto que os exemplares mais velhos ocorrem mais ao norte onde a maior diversidade de itens alimentares , entre peixes e crustáceos, permite sustentar a sua alimentação em sua fase demersal (Guevara-Carrasco 2004).

Nas conexões existentes entre o sistema de correntes equatoriais e o sistema de correntes de Peru no Pacifico Tropical Oriental, encontra-se a Corrente Subsuperficial de Cromwell a qual viaja ao leste e encontra-se entre os  $03^{\circ}N - 03^{\circ}S$ . Esta corrente bifurcase em dos ramos; a Extensão Norte da Corrente de Cromwell (ENCC) e a Extensão Sul da Corrente Subsuperficial de Cromwell (ESCC), esta última chegando até a zona costeira do Peru (Montes et al. 2010). A ESCC é considerada como a principal contribuinte dos afloramentos costeiros de águas ricas em oxigênio criando um ambiente adequado para a presença de espécies demersais de importância econômica, como a merluza peruana Merluccius gayi peruanus. Esta corrente apresenta uma importante variabilidade sazonal e interanual na sua velocidade, profundidade e no alcance latitudinal, alcançando suas maiores intensidades durante o outono quando pode chegar até os 10°S, em condições "normais", ou até os 14°S ou maiores quando apresenta-se as condições "El Niño" (Figura 1). A distribuição da merluza é determinada pelo teor de oxigênio das camadas de agua profunda (Muck 1989) que encontra-se relacionada à variação da intensidade da ESCC e aos efeitos interanuais relacionadas com o fenómeno "El Niño" (Wosnitza-Mendo et al. 2009) (Figura 1).



**Figura 1**. Variação sazonal e em condições El Niño da intensidade da Extensão Sul da Corrente de Cromwell (ESCC). ATS: Aguas Tropicais Superficiais; AES: Aguas Equatoriais Superficiais; ACF: Aguas Costeiras Frias; ASS: Aguas Subtropicais Superficiais; ESCC: Extensão Sul da Corrente de Cromwell. Fonte: IMARPE – Lambayeque.

Para se alimentar a merluza realiza migrações verticais na coluna de agua até na superfície (Wosnitza-Mendo e Guevara-Carrasco 2000). Os exemplares menores de 30 cm alimentam-se principalmente de euphausiáceos, enquanto que os maiores torna-se ictiófaga com preferência pela sardinha *Sardinox sagax sagax*, anchoita *Engraulis ringens* e merluza (Samamé *et al.* 2001). (Castillo *et al.* 1997; Espinoza 2000; Orrego e Mendo 2012). A desova ocorre ao longo do ano com maior intensidade durante o inverno e a primavera, e com maior frequência entre os  $06^{\circ}S - 07^{\circ}S$ 

A pescaria da merluza peruana começou na década de 1960, inicialmente em quantidades relativamente baixas (Del Solar *et al.* 1965) proveniente da frota de arrasto composta principalmente por embarcações de camarão e algumas "bolicheras"

transformadas em embarcações de arrasto, que capturavam peixes para o consumo humano direto (Guevara-Carrasco 1996). A fase de exploração plena iniciou-se na década seguinte, com participação de barcos fábrica de arrasto de diferentes bandeiras (poloneses, cubanos, espanhóis e japoneses) e quase o 90% da pesca era destinada para a exportação na forma de congelados. Com a expansão da pescaria chegaram os primeiros problemas, em inicios da década de 1980 os desembarques chegaram até as 300 000 t em parte composta por exemplares juvenis (Espino *et al.* 2001b) para depois acontecer a primeira queda da pescaria em 1982. Após a queda, um curto período de recuperação ocorreu na mesma década (1982 - 1987). (Figura 2).

Desde o início da pescaria até finais da década de 1980, o comprimento médio nas capturas manteve-se acima dos 40 cm, mas durante a década de 1990 registou-se uma rápida redução do comprimento médio de quase 10 cm (Figura 2). Esta redução foi associada principalmente ao desaparecimento da sardinha importante presa das merluzas grandes e a redução da disponibilidade de pequenos peixes da família Sciaenidae para as merluza de tamanho intermediário (Wosnitza-Mendo e Guevara-Carrasco 2000). Entre os anos 2001 e 2002, ocorreu um evento "El Niño" moderado que gerou maior ampliação do ESCC, esperava-se um incremento na disponibilidade do recurso mas isso não aconteceu. Reduziu-se ainda mais o comprimento médio nas capturas tornando mais precária a situação do recurso. Enquanto que pesquisas realizadas durante o 2002 concluíram que a biomassa reprodutora esteve composta principalmente por exemplares jovens e a presença dos reprodutores grandes foi insignificante (Guevara-Carrasco 2004).



**Figura 2.** Desembarque em toneladas e comprimento médio em cm de merluza peruana *Merluccius gavi peruanus* no Peru entre 1971 – 2012.

Como resposta as quedas observadas, aplicou-se um defeso da pescaria entre setembro de 2002 e maio de 2004, permitindo-se apenas uma quota de pesca "social" de 6 000 t durante 2003. Desde a reabertura da pescaria em 2004, entrou em vigência o Regulamento de Ordenação Pesqueira (ROP), que tem por objetivo reduzir o esforço pesqueiro para a recuperação do estoque de merluza a níveis sustentáveis a médio prazo. De conformidade com o ROP e o Decreto Supremo N°016-2008-PRODUCE, a pescaria da merluza esta manejada através de quotas individuais não transferíveis validas por um ano e as suas restantes não cumuláveis de um ano para outro.

A abundância da merluza peruana tem sido avaliada tanto pelo IMARPE como por expertos internacionais (IMARPE 2004a). Estas avaliações foram realizadas através de diversas metodologias, como área varrida (Espino e Wosnitza-Mendo 1984b), análise de coortes (Espino *et al.* 1988; Espino *et al.* 2001b; IMARPE 2004a, b, 2009) e modelos globais (Espino e Wosnitza-Mendo 1984a). Os níveis de biomassa e rendimentos máximos sustentáveis estimados nas diferentes avaliações para os diferentes períodos refletem a alta variabilidade da produtividade da merluza.

O IMARPE realiza cruzeiros de avaliação da merluza e outros demersais através do método da área varrida durante o outono, quando a ESCC encontra-se mais estendida ao sul, cobrindo a área abrangida entre o limite norte de domínio peruano e os 11°S (este limite é variável dependendo da intensidade da ESCC). Também realiza periodicamente avaliações através de análises de população virtual baseado na informação proveniente da pescaria industrial da merluza. Os resultados destas avaliações são a base do sistema atual de manejo da pescaria da merluza peruana.

Após a queda da pescaria em 2002, realizaram-se três painéis internacionais de avaliação da merluza, a pedido da administração pesqueira (IMARPE 2004a, b) que concluíram que a população da merluza encontra-se deprimida com alto risco de colapso da população, se recomendando o fechamento da pescaria ao menos até finais do 2003. Enquanto que na reunião de 2008 concluíram que, para obter um crescimento de 20 % da biomassa reprodutora, a quota total permissível deveria ser estabelecida ao redor das 13 000 t (IMARPE 2009).

Nos últimos anos uma tendência gradual de incremento da disponibilidade do recurso, assim como um leve aumento dos comprimentos médios das capturas e índices de abundancia tem sido tomado como sinais de recuperação do recurso no entanto, existem dúvidas sobre a recuperação da sua biomassa. Neste contexto, baseado nos dados disponíveis sobre a pescaria e a biologia da merluza peruana obtidos através dos programas de acompanhamento da pescaria a cargo do IMARPE, foram analisadas nesta dissertação as mudanças nos níveis de biomassa e mortalidade por pesca a traves de um modelo analítico por idades e um modelo dinâmico de biomassa com co-variável

7

ambiental para avaliar a possível influência de mudanças climáticas sobre população da merluza peruana.

#### 2. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 2.1. Base de dados

Os dados utilizados provem de amostragens da frota comercial obtidos através do Laboratório Costeiro de Paita (05°S) do IMARPE (1966-2012) y do programa de observadores de bordo (IMARPE 2001-2012), que envolve levantamentos de dados sobre a captura e biologia do recurso assim como da fauna acompanhante, para o posterior estudo da distribuição, composição de tamanhos e sexo da população. Todos estes dados foram disponibilizados pelo IMARPE para o período 1971 até 2012. Estes incluíram os registros de desembarques anuais em toneladas e em número por idades (Anexo 1) e os pesos médios por idade (Anexo 2).

Uma segunda fonte de dados, independente da anterior, foram os cruzeiros de avaliação de merluza e outros demersais realizados durante o outono (junho) de cada ano, sobre o suposto de que a maior proporção da população de merluza encontra-se dentro do limite marítimo peruano, devido a sua relação com o ESCC. Os índices de abundancia representados em peso por unidade de área (t/mn<sup>2</sup>), obtidos a traves destes cruzeiros, estiveram disponíveis desde 1997 até o 2012 (Anexo 3).

Para caracterizar as condições ambientais nas quais a merluza se desenvolve, foram utilizados os seguintes índices:

 El Niño 1+2: Uma das variáveis de maior importância no seguimento do fenômeno de "El Niño" e "La Niña" é a temperatura superficial do mar no oceano Pacifico Tropical. Esta área encontra-se dividida em 4 regiões que são o Niño 4, Niño 3.4, Niño 3 e Niño 1+2. Este último é o indicador de anomalias no índice da temperatura superficial do mar no extremo oriental do Pacifico a qual cobre a área desde os 0° até os 10°S de latitude e os 90°W até 80°W de longitude. Esta área corresponde a região norte do Peru onde se distribui a merluza peruana.

- ii. Oscilação decenal do Pacifico (Pacific Decadal Oscillation, PDO): É descrito como um padrão de temperatura (ATSM) no oceano Pacifico (variabilidade climática) de longo período, a qual afeta principalmente a Cuenca do Pacifico e o clima da América do Norte. As variações deste índice (cujas fases tem uma duração entre 20 e 30 anos) encontram-se relacionadas ao deslocamento da área distribuição da merluza (Espino 2003; Espino *et al.* 2006).
- iii. Índice de oscilação sul (Southern Oscillation Index, SOI), que é um índice que se obtêm da diferença dos valores superficiais de pressão atmosférica entre a ilha de Tahití e Darwin (Australia). As variações deste índice apresentaram boa correlação positiva com os desembarques de merluza (Espino e Yamashiro 2012).
- iv. Por último, considerou-se a profundidade media da isoterma de 20°C no 5°S (Paita), que foi considerado neste trabalho como indicador da intensidade do ESCC a qual tem influência sob a área de distribuição da merluza peruana segundo Vargas e Mendo (2010).

Os valores destes índices foram obtidos do site oficial da National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA (<u>http://www.noaa.gov/</u>). Utilizaram-se os valores médios do segundo trimestre de cada ano (Anexo 3), que corresponde aos períodos nos quais os cruzeiros de avaliação foram realizados.

#### 2.2. Avaliação populacional

#### 2.2.1. Análise estatística da captura por idade (SCAA)

A análise estatística da captura por idade (SCAA) é parecido à análise de coortes ou análise de população virtual (VPA). O SCAA é referida como uma análise integrada (Punt *et al.* 2001). Este tipo de modelo geralmente está composto por dois submodelos, um descrevendo a dinâmica populacional do estoque, e o segundo que prediz os dados observados, dando uma estimativa da população para cada ano. Tanto o submodelo populacional como o de observação incluem parâmetros ajustáveis. Cada um destes parâmetros se encontra associado a uma sequência especifica de abundancias, taxas de mortalidade e valores preditos do estoque. Ao contrário do VPA, que estima as abundancias de anos atuais para anos anteriores a partir das estimativas da abundância de idades velhas e a coorte atual, o SCAA estima as abundancias de trás para adiante a partir das estimativas da abundância inicial (no começo da série analisada) e os recrutamentos (Figura 3).

N <sub>0,1</sub>	$N_{1,1}$	_	$N_{2,1}$	、 、	$N_{3,1}$	N <sub>4,1</sub>	_	$N_{5,1}$
N <sub>0,2</sub>	$N_{1,2}$		$N_{2,2}$		$N_{3,2}$	$N_{4,2}$		$N_{5,2}$
N <sub>0,3</sub>	$N_{1,3}$		$N_{2,3}$		$N_{3,3}$	$N_{4,3}$		$N_{5,3}$
N <sub>0,4</sub>	$N_{1,4}$		$N_{2,4}$		$N_{3,4}$	$N_{4,4}$		$N_{5,4}$
N <sub>0,5</sub>	$N_{1,5}$		$N_{2,5}$		$N_{3,5}$	$N_{4,5}$		$N_{5,5}$
N <sub>0,6</sub>	$N_{1,6}$		$N_{2,6}$		$N_{3,6}$	$N_{4,6}$		$N_{5,6}$
N <sub>0,7</sub>	$N_{1,7}$		$N_{2,7}$		$N_{3,7}$	$N_{4,7}$		$N_{5,7}$
N <sub>0,8</sub>	$N_{1,8}$		$N_{2,8}$		$N_{3,8}$	$N_{4,8}$		$N_{5,8}$
N <sub>0,9</sub>	$N_{1,9}$		$N_{2,9}$		N <sub>3,9</sub>	$N_{4,9}$		$N_{5,9}$

**Figura 3.** Na análise integrada da estrutura por idade da população inicial e o recrutamento de cada ano (ressaltado com caixas cinzas) foram estimados pelo modelo. Fonte: Haddon (2011).

Para a implementação deste modelo, foram construídas matrizes de 42 linhas (número de anos desde 1971 até 2012) por 8 colunas (número de idades, sendo a última idade o grupo "plus") das capturas e os pesos médios. Para a construção das matrizes foram utilizadas as chaves comprimento – idade para cada ano, assim como a relação comprimento peso para a determinação do peso médio por idade e por ano. Também foi elaborado um vetor que continha os valores dos índices de abundancia estimados nos cruzeiros de avaliação para o período 1997 – 2012, e também considerou-se um vetor de esforço de pesca para o período 2002 – 2012, com a finalidade de serem utilizados no ajuste do modelo.

Como fase previa, foi efetuado uma análise de população virtual (VPA) com a finalidade de obter os valores sob a estrutura inicial da população em número e idade, os recrutamentos e a mortalidade por pesca (considerados como parâmetros segundo o fundamento da análise), esta análise foi realizado utilizando o pacote Fisheries Library for R - FLR (Kell *et al.* 2007). Aliás, considerou-se a mortalidade natural (M) constante durante todo o período avaliado. A sua estimativa foi realizada através da proposta de Chen e Watanabe (1989).

$$M \begin{cases} \frac{K}{1 - \exp(-K(t - t_o))}, & t \le t_m \\ \frac{K}{a_o} + a_1(t - t_m) + a_2(t - t_m)^2, & t > t_m \end{cases}$$
$$a_o = 1 - \exp(-K(t - t_o))$$
$$a_1 = K * \exp(-K(t - t_m))$$
$$a_2 = -0.5 * K^2 * \exp(-K(t_m - t_o))$$

Onde  $t_m$  é a idade média de maturação e  $t_o$  e K são constantes do modelo de crescimento de Von Bertalanffy ( $L_{\infty} = 93.2, K = 0.135, t_0 = -0.739$  segundo Fernández (1987)). A mortalidade natural foi estimada sob três cenários, as quais foram determinados pelas mudanças do comprimento médio de maturação sexual (segundo relatório interno do IMARPE, Figura 4). O primeiro período foi determinado entre 1964 até 1970, o segundo período foi estabelecido entre 1971 (começo da pescaria industrial dirigida) até 1997 (ano das grandes mudanças em comprimento devido ao El Niño), e o último período foi estabelecido entre o 1998 até o 2012 ano de avaliação. Após estimar os valores da M por período e por idade, avaliou-se qual período seria considerado na análise, e extraiu-se um valor médio considerando só as idades melhor representadas nas capturas.



**Figura 4.** Variação anual do comprimento médio nas capturas e o comprimento médio de maturação da merluza peruana. Fonte: IMARPE (2011)

A implementação da Análise Estatística da Captura por Idade (SCAA) foi realizada segundo Haddon (2011) como se segue:

A taxa de mortalidade por pesca F para a idade a no ano y foi descrita da seguinte forma:

$$F_{a,y} = s_a \widehat{F}_y$$

Onde  $\hat{F}_y$  é a mortalidade ajustada para o ano y e  $s_a$  é a seletividade na idade *a*. A seletividade pode ser estimada diretamente para cada idade ou através de outros modelos (logístico, duplo logístico, bi normal, etc.). Foi escolhido o modelo duplo logístico, sob o suposto que a seletividade para este recurso se assemelha a um sino como foi observado para outras pescarias de arrasto (Butterworth e Rademeyer 2008). A equação utilizada foi:

$$s_a = \frac{1}{1 + e^{c_1 - c_2 a}} * \frac{1}{1 + e^{d_1 - d_2 a}}$$

Onde  $c_1 e c_2$  são os parâmetros da função logística usual, sempre são positivos, enquanto que  $d_1 e d_2$  são os parâmetros da função logística inversa segundo o descrito por Sparre e Venema (1997). Os valores iniciais de  $c_1 e c_2$  foram tirados da curva de seleção estimada por Salazar *et al.* (1996), enquanto que o valor de  $d_1$  foi considerado igual a duas vezes o negativo do  $c_1 (d_1=-2c_1)$  e o valor de  $d_2 = -c_2$  sob o suposto de simetria da curva de seletividade.

As mortalidades por pesca  $F_{ay}$  por ano y e idade a foram combinadas com a mortalidade natural M (a mesma que foi utilizada para a análise da VPA) para gerar a matriz de sobreviventes por ano e idade, esta matriz foi utilizada para completar a matriz de número N por idade no estoque:

$$N_{a+1,y+1} = N_{a,y}e^{-(M+s_a\hat{F}_y)} = N_{a,y}e^{-M}e^{-s_a\hat{F}_y}$$

Com os  $N_{a+1,y+1}$  foi gerado uma primeira matriz de captura através da equação de Baranov (1918):

$$\hat{C}_{a,y} = \frac{F_{a,y}}{M + F_{a,y}} * N_{a,y} (1 - e^{-(M + F_{a,y})})$$

No ajuste da captura observada versus a captura estimada, foi considerado que os erros tinham distribuição do tipo log-normal segundo Doubleday (1975):

$$SSR_{C} = \sum_{a} \sum_{y} \left( Ln\left(\frac{C_{a,y}}{\hat{C}_{a,y}}\right) \right)^{2} = \sum_{a} \sum_{y} \left( Ln C_{a,y} - Ln \hat{C}_{a,y} \right)^{2}$$

Onde o  $SSR_c$  é a soma de quadrados dos resíduos obtidos pela diferença entre a captura observada e a estimada.

Foram incluídos os índices de abundancia relativa por ano  $U_y$  obtidos nos cruzeiros de avaliação do recurso merluza. Para fazer o ajuste um índice de abundancia em cada ano foi calculado através da seguinte expressão:

$$\widehat{U}_{\mathcal{Y}} = qB_{\mathcal{Y}}^f = q\sum_a w_a s_a N_{a,\mathcal{Y}}$$

Onde q é o coeficiente de capturabilidade,  $B_y^f$  é a biomassa explorável no ano y,  $w_a$  é o peso médio do peixe na idade a,  $s_a$  é a seletividade especifica na idade a e o  $N_{a,y}$  é o número de indivíduos disponíveis no ano y. A somatória de erros associados ao índice de abundancia foi estabelecida da seguinte forma:

$$SSR_{I} = \sum_{y} (Ln U_{y} - Ln \widehat{U}_{y})^{2}$$

A estimação dos intervalos de confiabilidade das biomassas, recrutamento e mortalidade por pesca foi realizada através da aplicação do bootstrap, gerando re - amostragens dos nossos dados e estimando os parâmetros para cada conjunto de dados através do solver. Deste jeito, o bootstrap foi estabelecido da seguinte forma:

$$C_{a,y}^{b} = \hat{C}_{a,y} \left( \frac{C_{a,y}}{\hat{C}_{a,y}} \right)^{boot}$$

Onde  $\widehat{\boldsymbol{C}}$  é a captura esperada ou estimada para a idade *a* e o resíduo  $\left(\frac{C_{a,y}}{\widehat{C}_{a,y}}\right)^{boot}$  é o resíduo ou erro selecionado aleatoriamente da nossa avaliação.

Os ajustes e simulações para a estimativas dos parâmetros do modelo foram realizadas em planilhas do software Microsoft Office Excel.

#### 2.2.2. Modelo dinâmico de biomassa

O modelo de excedente de produção (Surplus Production Model) ou chamado também modelo de dinâmica de biomassa (Hilborn e Walters 1992) foi escolhido pela facilidade da sua implementação quando dados das capturas e índices de abundancia encontram-se disponíveis, permitindo a possibilidade de estimar o excedente de produção histórica de uma pescaria (Hilborn 2001).

Os modelos de dinâmica de biomassa estão diretamente relacionados à formulação da dinâmica do estoque de Russell (1931) que tem a seguinte estrutura geral:

$$B_{t+1} = B_t + f(B_t) - C_t$$

Onde  $B_{t+1}$  é a biomassa explorável ao final do ano t ou ao começo do ano t+1,  $B_t$ é a biomassa ao começo do ano t. O  $f(B_t)$  é a função de produção de biomassa no ano t e  $C_t$  é a biomassa capturada no ano t. Esta função de produção que permite descrever a produção da biomassa em um ano determinado tem formas variadas, entre as mais convencionais encontra-se o modelo de Schaefer (1954) que assume que a curva de produção em função ao nível de biomassa é simétrica, Fox (1970) que inclui a assimetria da curva de produção com o uso do logaritmo, e por último a função generalizada de produção modificada de Pella e Tomlinson (1969) que integra as duas funções anteriores ao introduzir um termo de assimetria da curva de produção *p*.

Uma análise previa foi desenvolvida utilizando a expressão de Pella e Tomlinson (1969) para determinar qual é modelo mais adequado a ser utilizado na modelagem da dinâmica da biomassa através da seguinte expressão:

$$B_{t+1} = B_t + \frac{r}{p} * B_t \left[ 1 - \left(\frac{B_t}{K}\right)^p \right] - C_t$$

Quando o valor de p é igual a 1 a curva de produção vai ser equivalente a função de produção de Schaefer (1954). Se  $p \rightarrow 0$  a curva vai ser semelhante ao modelo de Fox (1970) (assimetria na esquerda). Por outro lado se p>1 a curva de produção é assimétrica na direita. A análise previa mostrou que a formulação de Schaefer (1954) era a mais adequada (p=1) para poder estimar a variações dinâmicas da biomassa a traves da seguinte formula:

$$B_{t+1} = B_t + r * B_t \left[ 1 - \frac{B_t}{K} \right] - C_t$$

Onde o suposto de exploração é representado pela captura  $C_t$  que é uma função linear da biomassa e do esforço de pesca.

$$C_t = qf_t B_t$$

Onde o q é o coeficiente de capturabilidade,  $f_t$  é o esforço de pesca. Considerando a existência da proporcionalidade entre o índice de abundancia ( $U_t$ ) e o tamanho real da população, pode se estabelecer a seguinte relação:

$$\frac{C_t}{f_t} = qB_t \rightarrow CPUE_t = U_t = qB_t$$
$$\hat{U}_t = \frac{\hat{C}_t}{f_t} = qB_t e^{\varepsilon}$$

16

Onde  $\varepsilon$  é o erro multiplicativo associado ao modelo e tem uma distribuição normal com media *zero* e variância constante ( $\varepsilon \sim Normal(0, \sigma^2)$ ).

Neste ponto, na série de tempo analisado foram considerados dois supostos diferentes:

 O índice de abundancia encontra-se influenciada apenas pelo coeficiente de capturabilidade que é considerado constante durante o período estudado e pela biomassa média estimada.

$$\widehat{U}_t = q * B_t$$

 O índice de abundância e também influenciado pelas variáveis ambientais segundo o utilizado por Fogarty *et al.* (2012).

$$\widehat{U}_t = q * B_t * e^{\sum \alpha_i * X_{i,t}}$$

Onde  $\alpha_j$  é o parâmetro a ser estimado para o efeito da *j*th covariável (variável ambiental),  $X_{j,i}$  é o valor da covariável *j* no tempo *t*.

Para o ajuste deste tipo de modelos são três métodos os mais utilizados: (a) o método de esforço médio que assume que o estoque encontra-se raramente em equilíbrio com recrutamentos independentes do tamanho da biomassa reprodutora, e o tamanho do estoque depende só do esforço histórico; (b) estimador do erro de processo que assume que as observações registradas não contem erro, mas o erro acontece na estimativa de mudanças do tamanho da população; e (c) estimadores do erro de observação que assume que a equação da dinâmica populacional é determinística e que o erro encontra-se na relação entre a biomassa do estoque e o índice de abundancia. Este último foi o método elegido, devido que segundo Polacheck *et al.* (1993) oferece estimações mais baixas do

máximo rendimento sustentável e esforço ótimo, aliás, este tipo de abordagem é menos viciado e mais preciso.

O ajuste foi realizado supondo erros de observação e que os índices de abundancia dos cruzeiros de avaliação de merluza tem uma distribuição do tipo log-normal, em consequência a função de verossimilhança seria definido tendo em conta que Y = $[\ln U_1, \ln U_2, ..., \ln U_n]$  e  $\theta = [B_0, r, q, K, p, \alpha_j, \sigma_{\varepsilon}]$  são o vetor de observações e o vetor de parâmetros respectivamente, temos que a verossimilhança dos dados, devido ao vetor de parâmetros, estaria definido da seguinte forma:

$$L(Y|\theta) = \frac{1}{\sqrt{2\pi^n}} \frac{1}{\sigma_{\varepsilon}^n} e^{-\frac{1}{2}\sum_{i=1}^n \frac{(\ln U_i - \ln q - \ln \overline{B_i})^2}{\sigma_{\varepsilon}^2}}$$

Na incorporação das informações *a priori* considerou-se que tanto a biomassa virgem  $B_0$  e a capacidade de carga *K* tinham valores com distribuição log-normal. Enquanto que a taxa intrínseca de crescimento *r* e os parâmetros de aporte das variáveis ambientais foram consideradas com distribuição normal e uma grande variância. E por outro lado o coeficiente de proporcionalidade *q* foi determinado como uma distribuição do tipo uniforme (ver Tabela 1).

Embora o uso de distribuições *a priori* permite a incorporação de informação disponível da literatura e a experiência em outras pesquisas para a avaliação dos estoques (Punt e Hilborn 1997), para este trabalho foi utilizado distribuição priori vagas para as estimativas (Tabela 1) devido a não disponibilidade de informação previa sob os parâmetros do modelo para a merluza.

**Tabela 1.** Distribuições *a priori* dos parâmetros do modelo dinâmico de biomassa para a

 pescaria da merluza peruana.

Parâmetro	Símbolo	Distribuição a priori
Biomassa inicial	$B_0$	Log-normal (12.39,100)
Capacidade de carga	Κ	Log-normal (12.95,100)
Taxa intrínseca de crescimento	r	Normal (0.5,10)
Coeficiente de proporcionalidade	q	<i>Uniforme</i> (1.0E-9, 3.0E-4)
SOI	$\alpha_1$	Normal (0, 100)
Niño 1+2	$\alpha_2$	Normal (0, 100)
PDO	$\alpha_3$	Normal (0, 100)
Prof. Isso. 20°C	$\alpha_4$	Normal (0, 100)

Em base aos valores estimados dos parâmetros do modelo forma calculados os pontos de referência biológica, que foram definidas como segue:

Máximo rendimento sustentável.

$$MSY = \frac{r * K}{4}$$

Biomassa do MSY.

$$B_{MSY} = \frac{K}{2}$$

Taxa de exploração do MSY.

$$F_{MSY} = \frac{r}{2}$$

F<sub>0.1</sub> que representa o 10% da inclinação original da relação F – Captura (Sparre e Venema 1997).

$$F_{0.1} = 0.45 * r$$

Os modelos de dinâmica de biomassa foram ajustados com ajuda do software JAGS (Plummer 2003), que foi desenvolvido para análises bayesianas utilizando o método MCMC (Markov Chain Monte Carlo) que permite, através de simulações, construir modelos e estimar os valores dos seus parâmetros. Foram realizadas três cadeias com 500 000 simulações cada, das quais foram descartadas as primeiras 300 000 como período de "aquecimento". Para testar as convergências e a não auto correlação das cadeias utilizou-se o pacote "coda" do software R. Para obter as distribuições *a posteriori* dos parâmetros dos modelos, considerou-se em espaçamento entre os pontos amostrados de tamanho 10 ("thinning") obtendo-se um total de 6 000 amostras para cada caracterizar a distribuição posterior conjunta.

O ajuste do modelo foi avaliado através da "deviance information criterion" (DIC), que é a generalização do Critério de informação de Akaike (AIC). O modelo com menor valor de DIC é preferido, se esperando melhores predições para um conjunto de dados com a mesma estrutura.

#### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Analise estatístico da captura por idade (SCAA)

A estimação proposta por Chen e Watanabe (1989) para a mortalidade natural apresenta a particularidade de estimar altos valores nos indivíduos mais jovens, associado a fatores ambientais principalmente, assim como em idades mais velhas, associado a envelhecimento e predisposição a doenças. Mostrando uma curva de mortalidade por idade do tipo "tina". Em nosso caso a mortalidade natural (M) estimada para os diferentes cenários apresentou essa mesma tendência. Mas, os menores valores estimados corresponderam ao primeiro cenário considerado, o qual foi compreendido entre o começo da pescaria (1960) até o fim da década de 1970, e o máximo valor correspondeu ao último cenário considerado. Para a modelagem da pescaria a traves do SCAA utilizouse as estimativas de M do primeiro cenário, devido principalmente ao fato de que o valor

do recurso (M = 0.38); valor que também foi utilizada nos painéis internacionais de avaliação da merluza peruana (IMARPE 2004a, 2009). Ver Tabela 2.

Os desembarques observados e os estimados são apresentados na Figura 5. O maior desembarque estimado foi estimado em 234 000 t em 1995, que foi menor do que o máximo valor registrado na série histórica de 300 000 t em 1978. Enquanto que o mínimo valor foi estimado em 4 500 t em 1983, concordando com as 5000 t registradas para o mesmo ano.

**Tabela 2.** Comprimento médio de maturação sexual e estimativas da mortalidade natural por cenários.

Cenário	$t_m$ (cm)	Mortalidade Natural
1964 - 1970	40.3	0.38697
1971 – 1997	35.6	0.48324
1998 - 2012	23.7	0.63422

De forma geral, as capturas estimadas mostram o mesmo padrão que os valores observados, mostrando um bom ajuste do modelo, mas, não conseguiu representar o maior pico de captura registado para o 1978, assim como leves subestimações das capturas durante o período 1997 - 1991.



**Figura 5.** Desembarque estimados pelo SCAA versus os desembarques observados da pescaria da merluza peruana entre 1971 e 2012 (*superior*); Gráfico de bolhas dos resíduos da captura por idade do SCAA. As bolhas cinzas representam os resíduos positivos e bolhas brancas os resíduos negativos.

Os níveis de biomassa média estimada variaram entre 56 000 t (2005) e 820 000 t (1994). Apresentaram-se dois picos de biomassa, o primeiro compreendido entre o começo da pescaria até a primeira queda da pescaria no 1982, e o segundo entre 1991 e 1998 durante o evento El Niño. Durante o período 2005 – 2012 estimou-se um leve incremento nos níveis de biomassa, desde ao redor das 56 000 até 140 000 para o ano

2011, para logo depois diminuir até as 120 000 t para o último ano da avaliação. (Figura6).



**Figura 6.** Biomassa média estimada pelo SCAA com os níveis do desembarque histórico da merluza peruana.

Enquanto aos recrutamentos das merluzas com *um* ano de idade, apresenta uma tendência similar a observada na variação dos níveis de biomassa, com máximos níveis de recrutamento durante as décadas de 1970 e 1990 (Figura 7). No período compreendido entre a queda da pescaria no 2002 e 2011, observa-se um leve incremento nos níveis de recrutamento de ao redor dos 400 x  $10^6$  indivíduos até os 670 x  $10^6$  indivíduos, após este período as estimativas do recrutamento diminuíram bruscamente até os 20 x  $10^6$  indivíduos.



**Figura 7.** Recrutamento médio estimado pelo SCAA para merluza peruana durante o período 1971 – 2012.

A premissa na implementação do SCAA foi considerada a seletividade do tipo sino, e considerou-se três cenários na mudança da seletividade, o primeiro cenário compreendeu o período 1971 – 1983 onde a pescaria industrial da merluza desenvolveu-se e ocorreu o primeiro colapso da pescaria. O segundo cenário foi considerado no período entre 1983 e 1992, período onde houve a recuperação dos níveis de pesca devido ao curto período de recuperação após a primeira queda da pescaria. E o último período foi compreendido entre 1993 até 2012, período onde as embarcações fabricas foram tiradas da pescaria e ingressaram as embarcações de media escala.

Os resultados do modelo através das subestimações das capturas de indivíduos maiores (erros positivos nos ajustes da captura de exemplares maiores) sugeriram que a seletividade do tipo logística (Figura 5 "*inferior*" e Figura 8) é a que melhor descreve a pescaria da merluza. Por outro lado, observou-se diferença na seletividade entre os cenários considerados na análise. Os dois primeiros cenários não apresentaram diferença

significativa entre as curvas de seletividade estimando-se em 3 e 2.8 anos a idade média de retenção, mas no último período este valor foi estimado em 1.4 anos.



**Figura 8.** Variação da curva de seletividade por idade estimada pelo SCAA para a merluza peruana.

A mortalidade por pesca estimada mostrou o padrão similar ao observado na biomassa e o recrutamento durante a década de 1970, após o qual apresentou baixos níveis ao redor de 0.5 ano<sup>-1</sup> para depois tornar-se variável com um media ao redor de 1 ano<sup>-1</sup>. De forma geral, as estimativas da mortalidade variaram entre 0.02 até 2.71 ano<sup>-1</sup> para os anos 1972 e 2001 respetivamente.



**Figura 9**. Variação da mortalidade por pesca (F) estimados pelo SCAA para a merluza peruana.

#### 3.2. Modelo de dinâmica de biomassa

As series de captura, índice de abundancia e variáveis ambientais consideradas na análise são apresentadas no Anexo 3. A variação da captura de merluza durante a serie analisada variou entre as 6 000 e as 140 000 t. O período estudado esteve compreendido por três períodos, o primeiro período (pré-queda da pescaria) desde 1997 até 2002, o segundo período desde o 2002 – 2003 onde estabeleceu-se o defeso da pescaria e o último período desde 2004 (ré abertura da pescaria) até o 2012.

Segundo a análise de correlação apresentados na Tabela 3, as variáveis ambientais apresentaram regular correlação com as capturas, enquanto que com os índices de abundancia foram um tanto diferentes, observando-se a seguinte ordem de correlação: Profundidade media da isoterma de 20°C, SOI, Niño 1+2 e por último o PDO.

<b>Tabela 3.</b> Analise de correlação da captura, índice de abundancia (U) e variáve	is
ambientais utilizadas no desenvolvimento do modelo dinâmico de biomassa da merluz	za
peruana. (PDO: Oscilação Decadal do Pacifico: SOI: Índice de Oscilação Sul)	

	Captura	U	Niño1+2	PDO	Prof. Med. 20°C	SOI
Captura		-0.244	0.527	0.271	0.486	-0.350
U	-0.244		0.186	-0.157	-0.331	-0.276
Niño1+2	0.527	0.186		0.135	0.550	-0.304
PDO	0.271	-0.157	0.135		0.493	-0.595
Prof. Med. 20°C	0.486	-0.331	0.550	0.493		-0.226
SOI	-0.350	-0.276	-0.304	-0.595	-0.226	

Foram desenvolvidos em total 11 modelos das quais foram escolhidos os 6 modelos apresentados na Tabela 4 que tiveram os melhores ajustes. Embora não houve diferença significativa entre as estimativas dos modelos, os menores valores de DIC foram obtidos com o modelo que considerou a variação do SOI (MDB-S) e o modelo simples (MDB) (sem influência de alguma variável ambiental) com 40.6 e 41.7 respetivamente, os quais foram considerados para a análise da dinâmica do estoque da merluza.

Os índices de abundancia estimados pelo modelo MDB variaram entre 7 e 18 t/mn<sup>2</sup>, com tendência positiva a partir do ano 2002 até o 2012. Enquanto que as estimativas obtidas através do MDB-S variaram entre 5.4 e 30.4 t/mn<sup>2</sup> apresentando tendência positiva, mas a partir do ano 1999 até o 2004, mostrando depois uma leve queda 2010 para logo acrescentar no último ano avaliado (Figura 10).

Tabela 4. Valores médios, desvio padrão, intervalos de credibilidade e DIC por extenso dos modelos de dinâmica de biomassa (MDB) desenvolvidos para a merluza peruana.(PDO: Oscilação Decadal do Pacifico; SOI: Índice de Oscilação Sul)

Variával ambiental	Darâmatros	Madia	۶D	Intervalo de	DIC	
vanaver ambientar	Farametros	Meula	5.D.	2.50%	97.50%	DIC
Sem variável ambiental	r	0.79	0.17	0.52	1.19	
	Κ	460965	116049	290207	738167	417
	q	4.70E-05	1.70E-05	2.30E-05	8.70E-05	41./
	Deviance	38.78	2.43	36.01	45.12	
SOI	r	0.73	0.16	0.49	1.11	
	K	497661	131957	303348	814706	
	q	4.90E-05	1.70E-05	2.50E-05	8.90E-05	40.6
	$\alpha_1$	-0.45	0.25	-0.94	0.04	
	Deviance	35.82	3.10	31.55	43.47	
	_					
Niño 1+2	R	0.81	0.17	0.53	1.21	
	K	479679	123479	295924	771320	
	q	4.30E-05	1.70E-05	2.00E-05	8.50E-05	43.5
	$\alpha_2$	0.14	0.20	-0.27	0.52	
	Deviance	39.00	2.99	35.28	46.57	
200		0.70	0.17	0.51	1 10	
PDO	r	0.78	0.17	0.51	1.18	
	K	468815	121426	290052	/59018	11.0
	q	4.70E-05	1.80E-05	2.30E-05	9.00E-05	44.2
	$\alpha_3$	0.08	0.26	-0.43	0.59	
	Deviance	39.82	2.97	36.16	47.32	
Prof 20°C	r	0 79	0.18	0.51	12	
1103.20 0	, K	462106	118137	289546	745034	
	a	4 80E-05	1 80E-05	2.30E-05	9 20E-05	44 4
	9 01	0.00	0.22	-0.44	0.44	
	Deviance	40.00	2.96	36.33	47 54	
	Deviance	10.00	2.90	50.55	17.51	
SOI + PDO	r	0.74	0.16	0.5	1.12	
	Κ	485333	129196	296246	794063	
	q	5.10E-05	1.80E-05	2.50E-05	9.40E-05	40.7
	$\alpha_1$	-0.59	0.30	-1.20	0.01	42.7
	a3	-0.23	0.28	-0.79	0.33	
	Deviance	36.28	3.59	31.37	45.16	
PDO Prof. 20°C SOI + PDO	$a_2$ Deviance r K q $a_3$ Deviance r K q $a_4$ Deviance r K q $a_1$ $a_3$ Deviance	0.14 39.00 0.78 468815 4.70E-05 0.08 39.82 0.79 462106 4.80E-05 0.00 40.00 0.74 485333 5.10E-05 -0.59 -0.23 36.28	0.20 2.99 0.17 121426 1.80E-05 0.26 2.97 0.18 118137 1.80E-05 0.22 2.96 0.16 129196 1.80E-05 0.30 0.28 3.59	-0.27 35.28 0.51 290052 2.30E-05 -0.43 36.16 0.51 289546 2.30E-05 -0.44 36.33 0.5 296246 2.50E-05 -1.20 -0.79 31.37	0.52 46.57 1.18 759018 9.00E-05 0.59 47.32 1.2 745034 9.20E-05 0.44 47.54 1.12 794063 9.40E-05 0.01 0.33 45.16	44.2 44.4 42.7



**Figura 10.** Estimações dos índices de abundancia para a pescaria da merluza peruana a traves do modelo de dinâmica de biomassa simples (*esquerda*) e o modelo de dinâmica de biomassa com variável ambiental (*direita*). Os pontos vermelhos representam os valores observados.

As biomassas medias e as taxas de exploração estimadas por ambos modelos apresentaram o mesmo padrão como pode ser visualizado na Figura 11. As estimativas medias com valores mínimos de 160 000 e máximos de 390 000 t (MDB) e 420 000 t (MDB-S). Para as taxas de exploração, altos valores foram estimados ao começo do período analisado para logo se tornar quase constante a partir de 2004, guardando assim relação com os níveis de captura registadas.

Por outro lado, as estimativas da produção excedente de ambos modelos apresentaram o mesmo padrão, segundo o qual durante período 1997 – 2002 manteve valores próximos às 80 000 t, para depois diminuir até ao redor das 40 000 t por ano (Figura 12).



**Figura 11.** Biomassas e taxas de exploração estimadas pelos modelos dinâmicos de biomassa simples (MDB) e com variável ambiental (MDB-S).



**Figura 12.** Produção excedente media contra a biomassa média estimada da merluza peruana a traves do modelo do MDB (*esquerda*) e MDB-S (*direita*).

O MDB estimou o máximo rendimento sustentável em 88 951 t com uma taxa de exploração igual a 0.4 ano<sup>-1</sup>. A biomassa necessária para alcançar o máximo rendimento sustentável  $B_{MSY}$  foi estimada ao redor das 230 000 t, que representa aproximadamente o

60% da biomassa estimada para o 2012. Por outro lado o MDB-S estimou o MSY em 87 625 t com uma taxa de exploração igual a 0.36 ano<sup>-1</sup>. O B<sub>MSY</sub> foi estimado em quase 250 000 t que, de forma similar ao caso anterior representa quase o 60 % da biomassa estimada para o 2012. (Ver Tabela 5). Em ambos casos a distribuição posteriori dos pontos de referência biológica mostraram assimetria a esquerda, como pode ser observado na Figura 13.


**Figura 13**. Distribuição a posteriori dos pontos de referência biológica estimadas através dos modelos de dinâmica de biomassa simples (MDB) e com variável ambiental (MDB-S).

**Tabela 5.** Pontos de referência biológica derivados dos modelos de dinâmica de biomassasimples (MDB) e com variável ambiental (MDB-S).

Modelo	adala DDD* Ma		Intervalo de credibilidade				
Modelo	LDV.	Ivieula	2.5%	50.0%	97.5%		
Simples (MPS)	MSY	88 591	64 022	84 231	139 302		
	$B_{MSY}$	230 483	145 104	221 169	369 084		
	$F_{MSY}$	0.40	0.26	0.39	0.59		
	$F_{0.1}$	0.36	0.23	0.35	0.54		
SOI (MPI)	MSY	87 625	64 197	83 595	134 551		
	$B_{MSY}$	248 830	151 674	238 615	407 353		
	$F_{MSY}$	0.36	0.25	0.35	0.55		
	$F_{0.1}$	0.33	0.22	0.32	0.50		

\*Ponto biológico de referência.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. Analise estatística da captura por idade (SCAA)

As tendências da biomassa, recrutamento e mortalidade por pesca estimados a traves do SCAA, não mostraram diferença significativa com as estimadas em avaliações anteriores como as realizadas pelos paneis de expertos em 2004 e 2009 (IMARPE 2004a, b, 2009) realizados a traves da aplicação de modelos ICA-ADAPT (Gavaris 1988) e XSA (Shepherd 1999) como pode se observar na Figura 14.

Uma diferença a ser ressaltada entre as estimativas realizadas nas diferentes avaliações pode ser observada durante a segunda metade da década de 1980, durante o breve período de recuperação do estoque após a primeira queda em 1982. Neste curto período, a biomassa estimada pelos paneis internacionais de expertos na avaliação, variam ao redor das 370 000 t, enquanto que nesta pesquisa a biomassa estimada esteve ao redor das 220 000 t. As estimativas realizadas através do método direto da área varrida, apoiam a presença de um pico de biomassa de mediana intensidade a finais da década de 1980, mostrando que o modelo subestimou a biomassa durante esse período (ver Figura 15). Este pico esteve composto principalmente por indivíduos de idades 1 e 2, os quais representaram quase 60 % da população, devido ao processo de recuperação da merluza após a queda de 1981 – 1983 (Espino *et al.* 2001b). A subestimação da biomassa para o período 1985-1990 e a sobre estimação para o período 1993 – 1994 estiveram fortemente influenciadas pelas baixas e altas capturas registradas durante esses períodos respectivamente.

Quanto ao tamanho da população e ao recrutamento durante o período após queda da pescaria no 2002, estimou-se alguns sinais de recuperação (leve incremento), aliás observou-se que a mortalidade por pesca (F) se mantem quase constante, guardando relação com as capturas efetuadas pela frota que se manteve ao redor das 30 000 t desde o 2004.

Semelhante ao trabalho de Lassen *et al.* (2009), baixa estimativa do recrutamento foi observado no último ano de avaliação, mas que nessa oportunidade este último valor não foi considerado na avaliação por considerar-se subestimado. Nosso caso, a subestimação foi devida à pouca presença de indivíduos de idade 1 nas capturas, por que estas não estiveram completamente recrutados à pescaria. Segundo reportes da pescaria artesanal durante o ano 2012 observaram-se presença de exemplares menores (1 ano de idade) nas áreas próximas de Pacasmayo (07°S), zona na qual a frota da pesca industrial não opera, por enquanto, este grupo de idade esteve indisponível a pescaria.



**Figura 14.** Comparativa entre as estimativas de *(a)* biomassa, *(b)* recrutamento e *(c)* mortalidade por pesca, realizadas com a Análise Estatística da Captura por Idade (SCAA) no presente trabalho com as avaliações da merluza peruana através de analises de coortes (IMARPE 2004b, 2009).



**Figura 15.** Comparação entre as estimativas de biomassa do SCAA e as estimativas obtidas através do método direto de área varrida realizados nos cruzeiros de avaliação da merluza peruana.

A seletividade assintótica plana foi a que melhor ajustou o modelo, corroborando a curva de seletividade descrita por Salazar *et al.* (1996). Este mesmo tipo de seletividade foi observada em outras pescarias de merluzas como *Merluccius gayi gayi* (Gálvez e Rebolledo 2005; Queirolo *et al.* 2012) e *Merluccius merluccius* (Özbilgin *et al.* 2005). O modelo conseguiu representar bem as mudanças da seletividade ao longo da série histórica observando-se dois períodos significativamente diferentes entre eles, o primeiro período correspondeu desde o começo da série analisada até 1992 que justamente corresponde com o período na qual os barcos fabrica representavam a maior proporção das capturas com comprimentos médios por cima dos 40 cm (Espino *et al.* 2001b). O segundo período foi compreendido entre 1992 e o último ano analisado, a qual foi influenciada pelo uso de redes não regulamentadas (malhas menores do 110 mm) durante o período 1992 – 1998 que coincidiu com a maior abundancia de camarão na área costeira. Aliás, este tipo de redes produziu o efeito de saturação reduzindo a possibilidade de escape de peixes menores (Salazar *et al.* 1996).

O máximo nível de mortalidade por pesca no ano 2001 também foi observado por Lassen *et al.* (2009) quem associou este fato ao grande esforço de pesca aplicado sobre a merluza durante esse ano. A diminuição da mortalidade por pesca nos anos 2002 e 2003 foi associado ao defeso da pescaria durante esses anos. Depois deste período, os valores de F se manteve na média de 1.4 ano<sup>-1</sup>, apresentado certa estabilidade, que é atribuído ao nível de desembarque registado durante os últimos anos na qual a frota de pesca não tem alcançado as quotas de captura estabelecidas.

#### 4.2. Modelo de dinâmica de biomassa

O desenvolvimento de um modelo dinâmico de biomassa convencional as vezes não é adequado para alguns tipos de estoques, devido que, geralmente a variação residual nos ajustes é gerada por fenômenos ambientais, que afetam os índices de abundancia ou a capturabilidade do estoque (Fréon e Yáñez 1995). A consideração do efeito do SOI sobre os índices de abundancia indicaram que há uma relação inversa entre ambas variáveis, em que valores positivos do SOI estão associados à diminuição do índice de abundancia, e vice-versa. Esta relação pode ser explicada através da relação existente entre valores negativos do SOI com eventos de esquentamento do oceano Pacifico Oriental e vice-versa.

Previamente era suposto que a merluza peruana a baixos níveis de biomassa apresenta limitada resiliência (Tam *et al.* 2009). No entanto, as estimativas obtidas através do modelo de dinâmica de biomassa mostram a rápida recuperação dos níveis de biomassa num intervalo de 10 anos, de níveis ao redor das 160 000 t (2002) até as 400 000 t (2012),

parece indicar que a merluza possui uma alta capacidade de recuperação, fato que parece ter acontecido também durante a década de 1990 (Wosnitza-Mendo e Guevara-Carrasco 2000). Tendência similar às biomassas estimadas pelo modelo de dinâmica de biomassa foi observado nos pesos médios de exemplares entre 4 e 7 anos de idade, o qual ao parecer descreve um padrão dependente dos eventos El Niño. Os resultados mostram que após El Niño 1972-73 houve uma tendência positiva nos pesos médios até El Niño 1982-83, o qual melhorou ainda mais os pesos médios das merluzas maiores até 1975, após o qual o peso médio mostra tendência negativa até El Niño 1997-98 onde o peso médio deste grupo caiu ainda mais, para logo incrementar novamente. Este comportamento foi descrito como um evento cíclico dependente dos eventos El Niño, que por um lado iniciam o período de incremento em peso, e por outro lado, iniciam o período de queda dos pesos médios.

Neste contexto, o incremento do peso médio por idades após El Niño 1997-98 ao parecer estaria relacionado ao deslocamento de exemplares menores para o norte invadindo áreas tradicionalmente ocupadas por merluzas maiores (>31 cm de comprimento total), que por serem ictiófagas, acrescentou o canibalismo melhorando o fator de condição durante este período (Guevara-Carrasco e Wosnitza-Mendo 2009) e consequentemente o potencial reprodutivo do estoque.



**Figura 16.** Relação dos pesos médios de indivíduos com a soma cumulativa do Índice de Oscilação Sul (CUSUM-SOI: linha preta) e eventos "El Niño" forte (barras cinzas). (*a*) idades 1 - 3 e (*b*) idades 4 - 7.

Na figura 16 relacionou-se a somatória cumulativa do SOI (CUSUM-SOI, ver anexo 5) com os pesos médios das merluzas menores (1 - 3 anos) e maiores (4 - 7 anos)indicando os anos nos quais aconteceram eventos El Niño forte. Observou-se que as merluzas menores apresentam menor sensibilidade a eventos El Niño, mas elas, durante períodos de dominância Niño (tendência negativa do CUSUM-SOI) presentam maiores pesos médios que em períodos de dominância Niña (tendência positiva do CUSUM-SOI). Enquanto que os exemplares maiores não mostraram este comportamento, mostrando uma forte ligação com eventos El Niño. O modelo dinâmico de biomassa desenvolvido neste trabalho, sugere que a população de merluza encontrava-se recuperada em 2012 com altos níveis de biomassa e sub explorada com baixos níveis de mortalidade por pesca. E que para manter esse *status*, deve se considerar um máximo rendimento sustentável MSY ao redor das 80000 t. Este MSY difere significativamente dos propostos anteriormente por Espino e Wosnitza-Mendo (1984a) com níveis de até 130 000 t. As diferenças observadas entre ambas avaliações são explicadas pelo contexto na qual foram desenvolvidas, durante 1971 até 1982 (período avaliado por Espino e Wosnitza-Mendo) registraram-se capturas de até 300 000 t, presentando alta produtividade da merluza durante esse período.

Embora os altos níveis de biomassa estimada sugeriram ser possível um incremento na taxa de exploração, é bom ressaltar que o modelo aqui desenvolvido trabalhou com a premissa da não existência de capturas importantes de merluza em zonas nas quais a frota pesqueira peruana não tem acesso. No entanto, a partir de 2013, o Equador oficializou a pescaria dirigida da merluza *Merluccius gayi peruanus* através do acordo ministerial N° 18 (MAGAP 2013), como plano de contingencia após o fechamento da pescaria do camarão. Segundo este acordo, foram autorizadas 30 embarcações com uma quota de 850 t cada por ano, ou seja, uma quota total de 25 500 t de merluza por ano.

Levando em consideração o novo cenário da pescaria da merluza no Equador, que somado à quota atual de captura ao redor das 35 000 t, a captura total estaria próximo do MSY estimado. Pelo qual seria recomendável manter ou incrementar levemente a taxa atual de exploração considerando o cenário ambiental na qual a pescaria encontra-se desenvolvendo.

#### 4.3. Comparativa dos métodos de avaliação

Ao comparar os resultados obtidos através da análise estatística da captura por idade e o modelo de dinâmica de biomassa, observamos que o primeiro traça um panorama no qual a população da merluza encontra-se ainda deprimida, porem em recuperação (leve incremento na biomassa), enquanto que o segundo indicaria que a merluza se encontraria recuperada com altos níveis de biomassa (com valores perto da capacidade de carga do ambiente) e baixas taxas de exploração.

Considera-se que, embora exista diferenças ressaltantes entre as estimativas das duas abordagens, elas são complementares, onde o SCAA modela parte do estoque de merluza acessível a frota peruana e o modelo de dinâmica de biomassa se refere a unidade populacional que inclui também a proporção da população que se encontra em águas do Equador. É considerado que a distribuição da merluza varia desde os 00°30' S (Equador) até os 14° S (Peru) em função às variações na extensão do ESCC, à sazonalidade e eventos interanuais que ampliam ou reduzem a área de distribuição durante os eventos "El Niño" e "La Niña" respetivamente (Figura 1). As mudanças nos padrões de distribuição ocorridas na década dos 90 (Wosnitza-Mendo et al. 2004) levou ao deslocamento dos maiores núcleos de concentração para o norte (Espino et al. 2001a) e como consequência houve a redução dos níveis de captura assim como a redução do comprimento médio dos peixes na captura. Por outro lado Espino et al. (2006) destacou que a merluza encontrase altamente associada a pulsos positivos do PDO que ocasionam eventos de translação da área de distribuição do recurso para o norte (ver Figura 17), o que explicaria os altos níveis de biomassa de merluza em frente ao Equador (de Cardenas et al. 2008; González 2009, 2010).



**Figura 17.** Distribuição idealizada da merluza peruana para períodos com pulsos da Oscilação Decadal do Pacifico (PDO) positiva (*esquerda*) e negativo (*direita*). Modificado de Espino *et al.* (2006).

Estes eventos de translação ou mudanças nos limites de distribuição podem gerar a queda drástica da abundância numa determinada área e o aumento em outra previamente não ocupada (Cheung *et al.* 2009; Pörtner e Peck 2010). Devido estas condições, os resultados obtidos da SCAA, a partir da mudança no padrão de distribuição na década de 1990, estaria refletindo a situação da proporção do estoque que se encontra disponível à frota pesqueira (dentro do domínio marítimo peruano). Enquanto que os altos níveis de biomassa estimada através do modelo de produção estariam diretamente relacionados aos índices de abundancia utilizados para o ajuste do modelo, que parecem refletir de melhor maneira a situação da população como um todo incluindo a tendência recente de deslocamento da biomassa para o norte.



**Figura 18.** Painel superior: Dinâmica de deslocamento da área de distribuição da merluza peruana e sua relação com a Oscilação Decadal do Pacifico (PDO) e elipses representando a área de distribuição da merluza (modificado de Espino *et al.* (2006)). Painel inferior: Variação da biomassa estimada a traves da análise estatística da captura por idade (SCAA) (1971-1997) e o modelo de dinâmica de biomassa com variável ambiental (MDB-S) (1997-2012).

Baseado na série de capturas, biomassas estimadas e a taxa de exploração durante o período avaliado, o modelo dinâmico proposto mostra que o estoque da merluza encontra-se recuperado e sub explorado, sugerindo ser possível acrescentar a taxa atual de exploração, levando em consideração porem as condições ambientais nas quais vai se desenvolver a pescaria. Atualmente o panorama ambiental na qual se desenvolvem as pescarias são os pulsos negativos do PDO (Espino e Yamashiro 2012). Neste contexto, a merluza se encontraria retraída ao norte e por enquanto, a disponibilidade da merluza a frota peruana se encontraria reduzida (Figura 18).

Finalmente, este trabalho, através da combinação do modelo de idade estruturado e o modelo de dinâmica de população com co-variável ambiental tenta constituir uma aproximação à situação atual da pescaria da merluza peruana. Os resultados obtidos deverão ser contrastados e confirmados com futuros estudos que envolvam a plena cobertura da área de distribuição da merluza peruana e assim explorar novas variáveis que possam orientar da melhor maneira possível a gestão e manejo desta pescaria.

## 5. CONCLUSÕES

- Nos períodos em que parte da população encontra-se deslocado ao norte como resposta a pulsos negativos do PDO, as estimativas do modelo de dinâmica de biomassa, ao serem ajustados através dos índices de abundancia dos cruzeiros de pesquisa, representam melhor a dinâmica da biomassa em comparação aos modelos baseados em capturas (VPA e SCAA) os quais só conseguem representar a dinâmica de parte da população que se encontra acessível a frota de arrasto que opera na zona norte do Peru.
- A capacidade de recuperação da população de merluza indicada pelo modelo dinâmico de biomassa incluindo indicadores ambientais estaria relacionado com melhoras nas condições alimentarias geradas pelos eventos de El Niño e o fenômeno de translação da área de distribuição da merluza, que providenciaram melhores condições de alimentação das merluzas maiores de 4 anos de idade.

 A população da merluza peruana encontra-se atualmente recuperada, mas, devido ao deslocamento da sua área de distribuição para ao norte como resposta a mudanças decenais relacionadas com o PDO, parte da população se encontra inacessível à frota pesqueira peruana.

•

## 6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Armstrong, D. 1981. Investigación de la merluza en IMARPE. Inf. Inst. Mar Peru, 79:1-47.
- Baranov, F.I. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. Nauchn. Issled. Ikhtiol Inst. Izv., 1:81-128.
- Butterworth, D.S.; Rademeyer, R.A. 2008. Statistical catch-at-age analysis vs. ADAPT-VPA: the case of Gulf of Maine cod. ICES J. Mar. Sci., 65 (9):1717-1732.
- Caddy, J.; Defeo, O. 1996. Fitting the exponential and logistic surplus yield models with mortality data: some explorations and new perspectives. Fish. Res., 25 (1):39-62.
- Castillo, R.; Juárez, L.; Aldana, L. 1997. Composición y consumo de alimento de la merluza peruana com especial énfasis en la racion diaria total. Inf. Prog. Inst. Mar Peru, 71:3-14.
- Chen, S.; Watanabe, S. 1989. Age Dependence of Natural Mortality Coefficient in Fish Population Dynamics. Nippon Suisan Gakkaishi, 55 (2):205-208.
- Cheung, W.W.L.; Lam, V.W.Y.; Sarmiento, J.L.; Kearney, K.; Watson, R.; Pauly, D. 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. Fish Fish., 10 (3):235-251.

- Del Solar, E.; Sánchez, J.; Piazza, A. 1965. Exploración de las áreas de abundancia de Merluza (*Merluccius gayi peruanus*) en la costa peruana a bordo del "Bettina".
  Inf. Inst. Mar Peru, 8:28.
- Doubleday, W.G. 1975. A least-squares approach to analyzing catch at age data. ICNAF Res. Bull., 12:69-82.
- Espino, M.; Samamé, M.; Castillo, R. Hipotesis: La merluza peruana: Un análisis situacional. 2001a. in: Espino M., Samamé M., Castillo R., eds. Forum La merluza Peruana (*Merluccius gayi peruanus*): biología y pesquería. Instituto del Mar del Perú, Lima, Perú, pp. 8 - 10.
- Espino, M.; Samamé, M.; Castillo, R. Pesquería y dinámica de la población de merluza (*Merluccius gayi peruanus*). 2001b. in: Espino M., Samamé M., Castillo R., eds.
  Forum: La merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*): biologia y pesqueria. Instituto del Mar del Perú, Lima, pp. 75 - 82.
- Espino, M.; Swartzman, G.; Morón, O.; Gutierrez, M. 2006. The Pacific Decadal Oscillation and its Influence on the Latitudinal Distribution of Peruvian Hake (*Merluccius gayi peruanus*). International Conference: The Humboldt Current System. Lima, Peru
- Espino, M.; Wosnitza-Mendo, C. 1984a. El uso del modelo Csirke Caddy para la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*). Bol. Inst. Mar Peru, 8 (5):191-205.
- Espino, M.; Wosnitza-Mendo, C. 1984b. Manuales de evaluación de peces N° 1: Área Barrida. Inf. Inst. Mar Peru, 86:30.
- Espino, M.; Wosnitza-Mendo, C.; Fernandez, F. Ajuste del análisis de cohortes con resultados de area barrida en merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*). 1988.

in: Salzwedel H., Landa A., eds. Memorias del 2do congreso latinoamericano sobre ciencias del mar (COLACMAR). Insituto del Mar del Perú, Lima, Perú, pp. 239-244.

- Espino, M.; Yamashiro, C. 2012. La variabilidad climática y las pesquerías en el Pacifico suroriental. Lat Am J Aquat Res, 40:705-721.
- Espino, M.A. 2003. Gestión ambiental para el pacifico sudoriental con especial referencia a la pesqueria peruana. Facultad de Ingenieria Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica. Lima \_ Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Espinoza, P. 2000. Interacción trófica Melruza Anchoveta: ¿Existe realmente impacto por predación? Boletin Instituto del Mar del Peru, 19 (1 2):15-20.
- Fernández, F. 1987. Edad y crecimiento de la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*). Boletin Instituto del Mar del Perú, 11 (6):196-206.
- Fogarty, M.; Overholtz, W.; Link, J. 2012. Aggregate surplus production models for demersal fishery resources of the Gulf of Maine. Mar. Ecol. Prog. Ser., 459:247-258.
- Fox, W.W. 1970. An Exponential Surplus-Yield Model for Optimizing Exploited Fish Populations. Trans. Am. Fish. Soc., 99 (1):80-88.
- Fréon, P.; Yáñez, R.E. 1995. Influencia del medio ambiente en evaluación de stock: una aproximación con modelos globales de producción. Invest. Mar., 23:25-47.
- Gálvez, M.; Rebolledo, H. 2005. Estimating codend size selectivity of bottom trawlnet in Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*) fishery. Invest. Mar., 33:151-165.

- Gavaris, S. 1988. An adaptive framework for the estimation of population size. Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Committee, Research Document (88/29):12.
- Guevara-Carrasco, R. 1996. La pesqueria de la merluza: situación actual. Informe Progresivo Instituto del Mar del Peru, 27 (Numero Especial):7-31.
- Guevara-Carrasco, R. 2004. Sobrepesca de la merluza peruana: lecciones mal entendidas. Bol. Inst. Mar Peru, 21 (1 y 2):27-32.
- Guevara-Carrasco, R.; Wosnitza-Mendo, C. 2009. Cambios en la productividad e la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus* Ginsburg). Boletin Instituto del Mar del Peru, 24 (1 - 2):15-20.
- Haddon, M. 2011. Modelling and Quantitative Methods in Fisheries, Second Edition. Chapman & Hall/CRC, USA, 335 - 379 pp.
- Hilborn, R. 2001. Calculation of biomass trend, exploitation rate, and surplus production from survey and catch data. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 58 (3):579-584.
- Hilborn, R.; Walters, C. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics, and uncertainty. Chapman and Hall, 570 pp.
- IEO; INP. 2008. Informe de investigación pesquera: Campaña Ecuador 08. Ecuador
- IEO; INP. 2009. Informe de la campaña de investigación pesquera Ecuador 2009. Ecuador
- IEO; INP. 2010. Informe de la campaña de investigación pesquera Ecuador 2010. Ecuador

- IMARPE. 2004a. Informe de la primera sesión del panel internacional de expertos para la evaluación de la merluza peruana. Marzo 2003. Bol. Inst. Mar Peru, 21 (1-2):33-78.
- IMARPE. 2004b. Informe de la segunda sesión del panel internacional de expertos para la evaluación de la merluza peruana. Marzo 2004. Bol. Inst. Mar Peru, 21 (1-2):79-119.
- IMARPE. 2009. III panel internacional de expertos de evaluación de la merluza peruana Merluccius gayi peruanus: Manejo precautorio de la merluza peruana. Bol. Inst. Mar Peru, 24 (1-2):60.
- IMARPE. 2011. Estado de la población de la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*) a diciembre del 2011 y diferentes propuestas de manejo. Lima, Peru
- Kell, L.T.; Mosqueira, I.; Grosjean, P.; Fromentin, J.-M.; Garcia, D.; Hillary, R.; Jardim,
  E.; Mardle, S.; Pastoors, M.A.; Poos, J.J.; Scott, F.; Scott, R.D. 2007. FLR: an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 64 (4):640-646.
- Lassen, H.; Barriga, E.; Palacios, J.; Vargas, N.; Díaz, E.; Argüelles, J. 2009. Evaluación del estado del stock de merluza (*Merluccius gayi peruanus* Ginsburg) en el mar peruano. 2008. Bol. Inst. Mar Peru, 24 (1-2):21-26.
- MAGAP. 2013. Acuerdo Ministerial N° 018. in: Pesqueros S.d.R., ed. San Pablo de Manta, Ecuador
- Montes, I.; Colas, F.; Capet, X.; Schneider, W. 2010. On the pathways of the equatorial subsurface currents in the eastern equatorial Pacific and their contributions to the Peru-Chile Undercurrent. J. Geophys. Res. (C Oceans), 115 (C09003):1-16.

- Muck, P. Anchoveta Consumption of peruvian hake: A distribution and feeding model.
  1989. in: Pauly D., Muck P., Mendo J., Tsukayama I., eds. The Peruvian
  Upwelling Ecosystem: Dynamics and Interactions, ICLARM Conference
  Proceedings. Instituto del Mar del Perú, Callao, Perú, pp. 306-320.
- Orrego, H.; Mendo, J. 2012. Variación interanual de la dieta de la merluza *Merluccius gayi peruanus* (GUITCHENOT) en la costa peruana. Ecol. apl., 11:103-116.
- Özbılgın, H.; Tsunogğlu, Z.; Aydın, C.; Kaykaç, H.; Tokaç, A. 2005. Selectivity of Standard, Narrow and Square Mesh Panel Trawl Codends for Hake (*Merluccius merluccius*) and Poor Cod (*Trisopterus minutus capelanus*). Turk J Vet Anim Sci, 29 (4):967-973.
- Pella, J.J.; Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. Bulletin. Inter-American Tropical Tuna Commission, 13 (3):416-497.
- Plummer, M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing. Vienna, Austria
- Polacheck, T.; Hilborn, R.; Punt, A.E. 1993. Fitting Surplus Production Models: Comparing Methods and Measuring Uncertainty. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 50 (12):2597-2607.
- Pörtner, H.O.; Peck, M.A. 2010. Climate change effects on fishes and fisheries: towards a cause-and-effect understanding. J. Fish Biol., 77 (8):1745-1779.
- Punt, A.; Hilborn, R.A.Y. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. Rev. Fish Biol. Fish., 7 (1):35-63.

- Punt, A.E.; Smith, D.C.; Thomson, R.B.; Haddon, M.; He, X.; Lyle, J.M. 2001. Stock assessment of the blue grenadier <i>Macruronus novaezelandiae</i> resource off south-eastern Australia. Marine and Freshwater Research, 52 (4):701-717.
- Queirolo, D.; Ahumada, M.; Hurtado, C.F.; Soriguer, M.C.; Erzini, K. 2012. The effects of subsampling and between-haul variation on the size-selectivity estimation of Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*). Lat Am J Aquat Res, 40:345-357.
- Salazar, C.; Guevara-Carrasco, R.; Gonzales, A.; Calderón, J. 1996. Selectividad de las artes de pesca de la flota arrastrera comercial. Inf. Inst. Mar Peru, 120:7-11.
- Samamé, M.; Ayón, P.; Rodríguez, F. Reproducción de la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*). 2001. in: Espino M., Samamé M., Castillo R., eds. Forum la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*): biologia y pesquería. Instituto del Mar del Perú, Callao, Peru, pp. 63-67.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull. Math. Biol., 53 (1-2):253-279.
- Shepherd, J.G. 1999. Extended survivors analysis: An improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. ICES J. Mar. Sci., 56 (5):584-591.
- Sparre, P.; Venema, S.C. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales: Parte 1. Manual. Roma, pp.
- Tam, J.; Jarre, A.; Taylor, M.; Wosnitza-Mendo, C.; Blaskovic, V.; Vargas, N.; Díaz, E.; Argüelles, J.; Purca, S. 2009. Modelado de la merluza en su ecosistema con interacciones tróficas y forzantes ambientales. Boletin Instituto del Mar del Peru, 24 (1-2):27-32.

- Vargas, N.; Mendo, J. 2010. Relación entre la distribución espacial de la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus* GINSBURG) y la Extencion Sur de la Corriente de Cromwell. Inf. Inst. Mar Peru, 37 (3-4):85-94.
- Wosnitza-Mendo, C.; Ballón, M.; Benites, C.; Guevara-Carrasco, R. 2009. Cambios en el área de distribución de la merluza peruana: efecto de la pesqueria y El Niño.Bol. Inst. Mar Peru, 24 (1-2):35-43.
- Wosnitza-Mendo, C.; Guevara-Carrasco, R. 2000. Adaptive response of Peruvian Hake to overfishing. Naga, the ICLARM Quarterly, 23 (1):24-28.
- Wosnitza-Mendo, C.; Guevara-Carrasco, R.; Ballón, M. 2004. Causas posibles de la drástica disminuicón de la longitud media de la merluza peruana en 1992. Bol. Inst. Mar Peru, 21 (1 y 2):1-26.

# ANEXOS

		Idade (anos)							
Ano	Captura (t)	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+
1971	26197	0	14	2260	19910	10073	3717	978	800
1972	12581	0	9	191	9348	5218	1882	683	421
1973	132856	247	19989	79890	141066	31028	9595	2093	2059
1974	109318	227	15372	73545	110317	27340	9013	3237	771
1975	84898	31	4079	66192	107357	8901	1732	1379	1707
1976	92803	73	304	21315	119210	25196	3207	1479	2095
1977	106800	152	19367	151167	112342	9920	2046	917	814
1978	303495	15	5401	379819	340528	9767	2355	933	861
1979	92954	0	898	85055	103601	8869	937	462	448
1980	159376	14	2570	221144	113679	9667	2374	1012	996
1981	69293	516	16772	57235	69375	9744	2749	1277	355
1982	26498	0	270	24911	26949	2510	554	326	202
1983	5835	0	122	3887	7090	1217	58	58	14
1984	12108	36	1671	8981	7352	2158	750	366	198
1985	26180	0	2211	22362	13495	5823	1523	592	322
1986	38952	1	227	37695	22381	5091	2918	2247	855
1987	32026	1	131	34000	23534	2159	1112	1061	911
1988	78869	6	503	97165	60684	5381	2960	1066	602
1989	88004	0	677	55444	101134	17174	2632	2051	1863
1990	127291	163	2840	38925	183924	31536	2029	1165	1038
1991	72971	3264	13491	36878	92584	15964	1425	439	891
1992	32127	247	65626	60374	9705	2862	525	56	102
1993	66341	44453	121093	72338	4678	1471	958	401	122
1994	164256	12315	301792	216915	24293	2705	1964	491	1191
1995	173350	875530	184245	169247	48250	5706	2144	1462	1369
1996	234913	34	260757	432135	66312	10668	7341	2031	234
1997	143352	240	40128	349763	51086	5957	2912	1671	948
1998	82022	4520	69283	265365	16825	2209	1073	489	451
1999	31192	21320	89912	22365	14941	2980	957	340	223
2000	88096	70896	367695	75770	11050	4745	1765	163	171
2001	131381	31530	771889	79648	9463	2505	583	158	50
2002	44469	138641	193413	13772	1387	222	5	19	13
2003	6339	3029	16554	5443	1493	699	85	10	0
2004	27833	1224	59289	47342	3150	606	187	27	5
2005	21907	5086	55563	38842	3509	386	143	24	4
2006	22678	13299	88924	28046	1932	263	43	7	3
2007	27273	4813	144886	19056	1849	503	81	16	1
2008	27484	17629	105688	28469	1942	398	60	13	1

**Anexo1.** Capturas anuais (t) e captura em número  $(10^3 \text{ ind.})$  por grupos de idade da merluza peruana desde 1971 até 2012. Fonte IMARPE

2009	35346	16984	159332	27261	3653	622	67	18	4
2010	33865	13360	145440	27362	1544	232	46	11	1
2011	33358	20299	132304	23742	1822	371	57	13	3
2012	24521	518	55647	36740	4240	1268	200	53	8

Anexo 2. Pesos médios (kg) por idade da merluza peruana desde 1971 até 2012. Fonte

IMARPE
--------

<b>A</b>	Idade (anos)								
Ano	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	
1971	0.140	0.245	0.370	0.554	0.773	1.030	1.423	2.137	
1972	0.123	0.235	0.390	0.562	0.715	0.954	1.432	2.044	
1973	0.111	0.190	0.288	0.464	0.665	1.017	1.619	2.356	
1974	0.138	0.210	0.307	0.482	0.665	1.005	1.187	1.820	
1975	0.134	0.217	0.323	0.465	0.650	1.123	1.577	2.184	
1976	0.145	0.255	0.355	0.497	0.675	0.954	1.566	2.114	
1977	0.127	0.203	0.303	0.436	0.632	1.005	1.342	1.968	
1978	0.155	0.269	0.360	0.472	0.718	1.114	1.659	2.078	
1979	0.143	0.254	0.371	0.494	0.741	1.130	1.595	2.412	
1980	0.081	0.224	0.377	0.499	0.717	1.135	1.746	2.109	
1981	0.060	0.174	0.378	0.497	0.736	1.210	1.716	2.012	
1982	0.125	0.223	0.409	0.502	0.704	1.212	1.581	1.936	
1983	0.095	0.263	0.424	0.512	0.675	1.416	1.776	2.246	
1984	0.086	0.202	0.394	0.518	0.817	1.403	1.776	2.401	
1985	0.106	0.270	0.413	0.547	0.820	1.396	1.886	2.508	
1986	0.077	0.205	0.378	0.509	0.806	1.200	1.743	2.406	
1987	0.068	0.170	0.383	0.484	0.715	1.096	1.553	1.975	
1988	0.073	0.170	0.391	0.478	0.685	1.037	1.724	2.232	
1989	0.069	0.188	0.377	0.470	0.607	1.000	1.349	2.104	
1990	0.070	0.203	0.386	0.501	0.583	0.925	1.423	2.180	
1991	0.054	0.134	0.361	0.502	0.639	0.929	1.300	1.884	
1992	0.158	0.192	0.268	0.487	0.625	0.782	1.032	2.174	
1993	0.202	0.249	0.315	0.524	0.762	1.007	1.220	1.436	
1994	0.198	0.280	0.311	0.452	0.690	0.838	1.115	1.508	
1995	0.066	0.166	0.365	0.470	0.677	0.870	1.124	1.850	
1996	0.106	0.232	0.312	0.475	0.749	1.006	1.302	2.084	
1997	0.096	0.215	0.308	0.434	0.689	0.965	1.320	1.859	
1998	0.076	0.146	0.248	0.352	0.562	0.728	1.012	1.599	
1999	0.090	0.142	0.337	0.453	0.624	0.904	1.316	1.889	
2000	0.091	0.151	0.273	0.470	0.597	0.761	1.314	1.745	
2001	0.093	0.135	0.298	0.540	0.771	0.982	1.390	1.775	

2002	0.095	0.147	0.286	0.582	0.992	1.320	1.485	1.804
2003	0.078	0.170	0.364	0.602	0.858	1.217	1.527	2.000
2004	0.079	0.185	0.306	0.622	0.976	1.291	1.706	2.096
2005	0.047	0.125	0.273	0.549	0.923	1.245	1.780	2.083
2006	0.066	0.131	0.326	0.592	0.851	1.199	1.527	2.000
2007	0.050	0.135	0.285	0.536	0.811	1.128	1.760	2.045
2008	0.082	0.159	0.303	0.586	0.867	1.175	1.570	2.071
2009	0.050	0.150	0.280	0.550	0.850	1.200	1.610	2.100
2010	0.080	0.170	0.310	0.620	0.970	1.410	1.780	2.650
2011	0.064	0.171	0.299	0.582	0.932	1.293	1.662	2.233
2012	0.059	0.162	0.267	0.541	0.835	1.206	1.605	2.098

**Anexo 3.** Índice de abundancia dos cruzeiros e índices ambientais considerados no desenvolvimento do modelo de biomassa dinâmica desde 1997 até 2012.

Ano	$\mathrm{U}^{\scriptscriptstyle +}$	Niño 1+2++	PDO++	Prof. Iso. 20°C <sup>++</sup>	SOI <sup>++</sup>
1997	17.170	2.377	1.880	1.137	-1.833
1998	16.444	2.997	0.790	2.147	-0.133
1999	7.052	-0.967	-0.797	-1.298	1.033
2000	1.498	-0.100	-0.047	-0.695	0.767
2001	9.625	-0.097	-0.360	0.704	0.000
2002	3.561	0.503	-0.433	0.485	-0.633
2003	22.537	-1.327	0.917	-0.161	-0.567
2004	22.833	-0.840	0.497	0.115	-0.400
2005	9.448	-0.240	1.353	-0.002	-0.533
2006	7.409	-0.570	0.640	-0.303	0.200
2007	20.098	-1.290	0.050	-1.325	0.167
2008	28.188	0.453	-1.410	-0.984	0.667
2009	13.570	0.593	-0.947	0.360	0.433
2010	7.959	0.060	0.393	1.373	1.367
2011	11.392	0.543	-0.493	-0.027	1.367
2012	42.041	1.363	-0.800	-1.525	-0.333

+ Fonte: IMARPE.

++ Fonte: http://www.noaa.gov/

	Recrutamento (10 <sup>3</sup> ind.)		E	Biomassa (	t)	$F(ano^{-1})$			
Ano	Percentil 0.025	Media	Percentil 0.975	Percentil 0.025	Media	Percentil 0.975	Percentil 0.025	Media	Percentil 0.975
1971	186244	378729	755628	260548	429782	733408	0.028	0.069	0.168
1972	373145	763950	1620531	306239	460735	666112	0.013	0.028	0.063
1973	423052	932463	2004242	348423	504998	714046	0.844	1.029	1.238
1974	293446	677631	1443571	309509	466286	700877	0.993	0.995	0.997
1975	327160	726662	1538569	310948	481531	715198	0.333	0.636	1.159
1976	466971	933268	1910521	362422	578573	867647	0.383	0.789	1.449
1977	357409	789531	1658080	310916	498775	757616	0.767	1.345	2.138
1978	203658	453879	967444	318390	506562	778144	0.658	1.246	1.994
1979	104801	217756	450321	233576	388494	614123	0.209	0.468	0.909
1980	126123	252435	516615	199856	330113	523888	0.803	1.446	2.340
1981	110687	223491	466108	108141	174684	271148	1.296	2.101	3.080
1982	69520	132023	265902	88556	129603	190209	0.253	0.510	1.044
1983	110482	215087	441685	97980	143750	212420	0.030	0.069	0.159
1984	162769	317989	620913	124201	174401	248544	0.122	0.282	0.581
1985	79147	158276	313082	148350	213635	305515	0.111	0.255	0.512
1986	107709	222851	434644	135109	194335	275657	0.151	0.321	0.615
1987	210445	432744	874922	131776	186140	266685	0.081	0.176	0.371
1988	174281	375342	834120	149842	219791	323037	0.178	0.371	0.742
1989	73891	161824	357915	138366	222945	351543	0.256	0.510	0.965
1990	182668	370662	716264	135866	215002	334911	0.685	1.183	1.908
1991	589881	1234481	2602519	122844	184608	270394	0.787	1.322	2.041
1992	601154	1220738	2552561	269862	447204	740149	0.283	0.563	1.044
1993	675146	1538568	3448816	480607	804682	1297482	0.192	0.387	0.767
1994	503653	1041726	2349553	482511	826007	1343811	0.350	0.675	1.166
1995	737017	1541568	3393741	320068	525365	830015	0.727	1.237	1.934
1996	97099	208534	402086	243155	405449	699287	0.721	1.142	1.755
1997	79882	160258	330863	109116	160751	240470	1.002	1.002	1.003
1998	183232	398818	831023	62443	91182	132525	0.985	0.992	0.998
1999	362866	800208	1734590	88041	146490	238194	0.499	0.895	1.471
2000	347679	856649	1905656	113486	205327	342362	0.829	1.373	2.062
2001	102736	229581	502199	80999	149376	265764	1.960	2.714	3.540
2002	181721	418237	886564	46848	78801	129366	0.818	1.322	2.030
2003	186480	419998	939158	60360	101868	169535	0.361	0.721	1.318
2004	116779	268244	589379	66663	119336	201699	1.147	1.792	2.589
2005	130333	289889	619631	32440	56488	90750	1.114	1.751	2.482
2006	201209	459684	1066597	39952	71866	122114	0.765	1.316	1.992
2007	144729	339295	805628	42249	78077	132410	0.826	1.365	2.064
2008	204282	524844	1199254	62858	110231	182938	0.811	1.344	2.055
2009	142208	360081	975649	52786	97837	170292	1.191	1.821	2.553

Anexo 4. Recrutamento, Biomassa e mortalidade por pesca resultantes da avaliação a traves do SCAA.

2010	180296	507547	1330653	61035	109382	190194	0.735	1.247	1.873
2011	176237	678573	2113636	75717	140510	262114	0.869	0.966	1.067
2012	2635	20161	180902	55717	129694	287094	0.529	1.373	3.496

## Anexo 5. Índice de oscilação sul: CUSUM plot

Este tipo de gráfica mostra os valores mensais cumulativos o SOI para os últimos 139 anos. O método cumulativo (CUSUM) tem uma ampla gama de aplicações, mas são mais uteis para identificar quando um evento, geralmente uma mudança na média, é levado a cabo. A característica principal desta gráfica é que houve um período de dominância Niña (linha verde) durante 60 anos desde 1917 até 1976, e o período de dominância Niño (linha vermelha) aconteceu durante 25 anos desde 1976 até o 2000. Na grafica pode se observar que este método permite representar os eventos El Niño e La Niña fortes.



# APÊNDICE: Manuscrito para o periódico Fisheries Research

# Long-term changes in the abundance and population dynamics of the Peruvian hake *Merluccius gayi peruanus* in the Northern region of Peru

Edgar Argumedo<sup>1</sup>, Marco Espino<sup>2</sup> & Manuel Haimovici<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Pós Graduação em Oceanografia Biológica. Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Caixa Postal 474, Avenida Itália Km 8, CEP 96203-900, Rio Grande, RS, Brazil E-mail address: <u>bioragde@gmail.com</u>

<sup>2</sup>Instituto del Mar del Perú,
Esquina Gamarra y General Valle S/N Chucuito Callao, Peru
E-mail address: <u>marcoespinosanchez@hotmail.com</u>

<sup>3</sup> Laboratório de Recursos Pesqueiros Demersais e Cefalópodes, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Caixa Postal 474, Avenida Itália Km 8, CEP 96203-900, Rio Grande, RS, Brazil E-mail address: <u>manuelhaimovici@gmail.com</u>

## ABSTRACT

The Peruvian hake *Merluccius gayi peruanus* supports the largest bottom trawl fishery in Peru. Its distribution and abundance are highly variable influenced by environmental periodic changes associated to the ENSO, PDO and SOI. Since 1980, Peru establishes a total annual catch quota based in abundance estimates from annual bottom trawl surveys and, periodically, in age structured models based in virtual population analysis, to establish biological reference points. In this paper, two approaches were used to model the fishery between 1971 and 2012: a statistical analysis of catch at age (SCAA) and a surplus production model (SPM) with different environmental indices as covariates. The SCAA adequately reflect the dynamics of the population until the mid-1990s when hake was mostly displaced towards the south but, in recent years, it underestimates the increase in the biomass due population displacement toward the north related with PDO. In contrast, the SPM including the Southern Oscillation Index (SOI) as covariate, fitted better to the survey abundance indices and points to a high level of biomass, however non accessible to the Peruvian fleet. Despite the proposed models yielded some insight on the population dynamics of the Peruvian hake, information on the full coverage of its distribution in Ecuador may contribute to a better understanding of its variability and potential for exploitation.

**Keywords:** Peruvian hake, Stock assessment, Environmental co-variable, Statistical Catch-at-Age, Surplus production models.

# **INTRODUCTION**

The Peruvian hake *Merluccius gayi peruanus* supports the largest bottom trawl fishery in Peru, representing approximately 80% of the landings of demersal fish (Orrego and Mendo 2012). The distribution of the Peruvian hake is determined by variation of the South Extension Cromwell Current (SECC) as well as El Niño events (Wosnitza-Mendo *et al.* 2009) and recently, was related to changes with the Pacific Decadal Oscillation (PDO) (Espino *et al.* 2006). The Current Cromwell (also called Pacific Equatorial Undercurrent or just Equatorial Undercurrent) is an eastward-flowing subsurface current rich in both oxygen and nutrients that extends the length of the equator in the Pacific Ocean. This current divides into two branches, the North extension (NECC) and south extension (SECC) of the Cromwell Current (Flores *et al.* 2009) (Fig. 1). The SECC is considered the main contributor to coastal upwelling, creating a suitable environment for the presence of commercially important demersal species such as the Peruvian hake. The SECC shows an important seasonal and interannual variability in speed, depth and intensity. It reaches greatest intensity during autumn, extending up to 10°S in normal conditions or more than 14°S in El Niño conditions.

The Peruvian hake is mainly distributed to the north of 10°S from surface waters to depths greater than 500 meters, also has stratified latitudinal length distribution (Armstrong 1981) and expands southward when oxygen-rich waters invade the north of Peru due to warm events such as El Niño (Muck 1989).

Juvenile fish are found to the south of Paita (5°S) where the high productivity, due to the upwelling system, results in a high abundance of anchovy and euphausiids on which they feed (Orrego and Mendo 2012). The older specimens are mostly found to the north of Paita, where they feed on a high diversity of potential preys, including sardine *Sardinops sagax sagax*, small sciaenid fishes and younger hakes (Guevara-Carrasco 2004).

The hake fishery begun in the 1960's. Landings remained low until 1973 when foreign factory large trawlers begun fishing off Peru. It attained a peak of over 300 000 tons in 1978 and decreased to a minimum of 5800 tons in 1983. A second period of increasing landings started in 1988, reached 230 000 tons in 1996 and finished with a new fall to 6 000 tons in 2003 and begun a slow recovery since 2005 (Fig. 2). The average total length of the hakes show a decreasing trend beginning at over 40 cm in the 1970's to less than 30 cm in the last decade (Fig. 2).

Management of the Peruvian hake fishery is based direct abundance estimates obtained in annual bottom trawl surveys and data from sampling programs conducted by the IMARPE (Marine Research Institute of Peru). The sharp decrease in the catches in 2002 led to a temporary closure of the fishery between 2002 and 2004, allowing only a quota of 5 000 tons for the small scale fleet in 2003 (Ministerial Resolution N° 339-2003-PRODUCE). In 2004, the fishery begun to be managed through non-transferable individual quotas from a Global Quote established each year by the Marine Institute of Peru IMARPE (Supreme Decree N° 016-2003-PRODUCE).

Modelling the population dynamics have been used along time to estimate the potential yields and status of the Peruvian hake fishery. Production models (i.e. equilibrium model of Csirke and Caddy (1983)) applied for Espino and Wosnitza-Mendo (1984) and age structured models as ICA-ADAPT (Gavaris 1988) and XSA (Shepherd 1999) based in

virtual population analysis estimates of the mortality were used to establish biological reference points (IMARPE 2004a, b, 2009).

Since the reopening of the fishery, and up to 2012, a positive trend in the survey abundance indices as well as an increment in the average size in the catch, suggests a recovery of the hake in Peru and new assessments are required to interpret this trend. In this paper a statistical analysis of catch at age (SCAA) approach was used to follow up the changes in the recruitment, biomass and mortality This approach allows the introduction of the concept of separability of the fishing mortality-at-age into two components: age (selectivity) and year (fully selected fishing mortality) to assist in fitting models to catch-at-age data (Pope 1974; Doubleday 1975).

Environmental changes play a strong role in the periodical changes of the abundance and distribution of the Peruvian hake. To contribute to a better understanding of the processes that lead to the population dynamics and biomass changes of the Peruvian hake a surplus production model (SPM) in which environmental indices are included was developed as a complement to the indices of abundance from the surveys and age structured based models.

# MATERIALS AND METHODS

The data available for the analysis of the long term changes in the population dynamics and biomass of the Peruvian hake were provided by IMARPE and included (1) annual catches landed in Peru (2) numbers at age and average weight in the catch from 1971 to 2012, and (3) abundance indices (U) expressed in tonnes per square nautical mile (t/nm<sup>2</sup>) obtained in bottom trawl assessment cruises for hake and other demersal species performed yearly in the north of Peru during austral autumn by IMARPE from 1997 – 2012.

To characterize the environmental conditions in which hake develops, the following environmental indicators were considered: (i) El Niño 1+2; (ii) Pacific Decadal Oscillation - PDO; (iii) Southern Oscillation Index - SOI and (iv) the average depth of the 20°C isotherm considered in this work as an indicator of the Southern Extension of the Cromwell Current - SECC. The information for each of these indices was obtained from the U. S. National Oceanic and Atmospheric Administration site (*http://www.noaa.gov*).

These environmental parameters were chosen based on the literature where their influence on the distribution and availability of hake is highlighted (Wosnitza-Mendo *et al.* 2004; Espino *et al.* 2006; Vargas and Mendo 2010; Espino and Yamashiro 2012).

## Statistical Catch-at-Age Analysis

The SCAA assessment model was performed as described by Haddon (2011). In developing of catch-at-age matrices, the age *zero* group, strongly influenced by the selectivity of the gear, was not considered, and individuals aged 8 and older were pooled in an 8+ group.

Natural mortality (M) was considered constant equal to 0.38 at all ages and along all the study period, following the criteria in former assessments (IMARPE 2004a, b, 2009). Selectivity curves for trawl fisheries can be logistic or bell shaped (Butterworth and Rademeyer 2008). We used double-logistic model described in Sparre and Venema (1997) that ultimately can represent both selectivity curves.

 $s_a = 1/(1 + \exp(c_1 - c_2 a)) * 1/(1 + \exp(d_1 - d_2 a))$ 

Where  $s_a$  is a selectivity-at-age;  $c_1$  and  $c_2$  are the common parameters for the logistic function, always positive;  $d_1$  and  $d_2$  are parameter of the logistic-inverse function, always negative.

The selectivity was modelled for three different periods: the first from the beginning of the industrial fishing up to the first collapse of the fishery in 1983; the second up to the exclusion of the large foreign large factory trawlers in 1992 and the third, until 2012 in which only Peruvian trawlers fished.

The model fitting was performed by maximizing the likelihood between observed and fitted values for catch and cruises abundance index. It was assumed that the error associated with the fitting exhibited a log-normal distribution. Was considered that  $\gamma = [C_1, C_2, ..., C_n; U_1, U_2, ..., U_m]$  and  $\varphi = [Biomass, Recruits, Catch rate, \sigma_{\varepsilon}]$  are the observations and parameters vectors, respectively, being defined the likelihood function of follows:

$$L(\gamma|\varphi) = \frac{1}{\sqrt{2\pi^n}} \frac{1}{\sigma_{\varepsilon}^n} e^{-\frac{1}{2}\sum_{i=1}^n \frac{(\ln \gamma_i - \ln \hat{\gamma}_i)^2}{\sigma_{\varepsilon}^2}}$$

The calculations, fitting and estimation of confidence intervals of the biomass, recruitment and fishing mortality were performed in Microsoft Office Excel spreadsheets.

#### **Surplus production model**

The production function proposed for Schaefer (1954) was used to estimate biomass variations according to the formula:

$$B_{t+1} = B_t + r * B_t [1 - (B_t/K)] - C_t$$

Where the catch is representing by  $C_t$  that is a linear function of biomass and fishing effort.

$$C_t = qf_t B_t$$

Where q is the catchability coefficient,  $f_t$  is the fishing effort. It was considerate existence of proportionality between cruise abundance indices ( $U_t$ ) and the actual size of the population, establishing the following relationship:

$$C_t/f_t = qB_t \rightarrow CPUE_t = U_t = qB_t$$
$$\hat{U}_t = \hat{C}_t/f_t = qB_t e^{\varepsilon}$$

Where  $\varepsilon$  is the multiplicative error associated with the model. At this point, it was considered that the abundance indices are influenced by environmental variables describing the following relation according Fogarty *et al.* (2012):

$$\widehat{U}_t = q * B_t * e^{\sum \alpha_i * X_{i,j}}$$

Where  $\alpha_i$  is a parameter to be estimated for the effect of the *i*th environmental variable,  $X_{i, t}$  is the value of the environmental variable at time *t*. In relation to environmental indicators, we consider working with the average value for the second quarter of each year, coinciding with the date of the assessment cruise are performed.

The MSY is given by:

$$MSY = \frac{r * K}{4}$$

The corresponding proportional fishing mortality at MSY is:

$$F_{MSY} = \frac{7}{2}$$

The biomass level at MSY is given by:

$$B_{MSY} = \frac{K}{2}$$

Finally, the exploitation rate that represents the annual proportion of the population removed by harvesting is given by:

$$E = C_t / B_t$$

For the model fitting was performed assuming observation errors and that the abundance indices have a distribution of log-normal type. Consequently, if we consider that  $Y = [\ln U_1, \ln U_2, ..., \ln U_n]$  and  $\theta = [B_0, r, q, K, p, \delta, \sigma_{\varepsilon}]$  are the observation and parameter vectors, respectively, the likelihood function of the observations given the vector of parameters defined as:

$$L(Y|\theta) = \frac{1}{\sqrt{2\pi^n}} \frac{1}{\sigma_{\varepsilon}^n} e^{-\frac{1}{2}\sum_{i=1}^n \frac{(\ln U_i - \ln q - \ln \overline{B_i})^2}{\sigma_{\varepsilon}^2}}$$

Despite using priors incorporating experience from other fisheries is recommended (Punt and Hilborn 1997), but, non-informative priors were preferred in order to make an objective Bayesian technique to minimize the influence of other factors than the observed data and those assumed by the model (Bernardo 2009).

The model was fitted through the JAGS software (Plummer 2003) using the MCMC method (Markov Chain Monte Carlo). Three chains were performed, consisting of 500 000 simulations each, were discarded early 300 000 as "burning" period. For checking the convergence of the chains was used the "R2jags" package for R software.

The fitness of the models was assessed by the "deviance information criterion" (DIC), a generalization of Akaike's information criterion (AIC) The model with smaller DIC is preferred and is expected to make better short-term predictions for a dataset of the same structure.

#### RESULTS

#### **Statistical Catch-at-Age Analysis**

SCAA estimated and recorded landings show the same trend beginning in 1971 at a very low levels, followed by two alternate periods of high and low values and a slow recovering trend up to 2012 (Fig. 3). Fitting was better until 1986 with the exception of 1978 where the model proposed a catch of only 37% of the exceptionally high landings of around 300 thousand tons. Between 1987 and 2003, the model showed a poorer fitting, with alternate overestimates (1993-1995) and underestimates (1987-1992; 1996-2004). Since 2005 the differences between observed and estimated values were small.

The estimated biomass ranged from 56,000 tons (2005) and 820,000 tons (1994) showing a temporal pattern of maximums and minima that fitted well to the recorded landings. In the last decade, the biomass estimated after the collapse of the landings in 2002 decreased to a minimum of 56,000 tons in 2005 increasing steadily to 140,000 tonnes in 2011 and decreased to 130,000 tonnes in the last year of the series (Fig. 4).

The estimated recruitment at age 1 present maximum levels of recruitment during the 70s and 90s and follows a trend similar to the one described for the catch and biomass (Fig. 5). Following the same positive trend as the biomass, the modelled recruitment (in millions of individuals) increased from 400 in 2002 to 670 in 2011. In 2012 the value of recruitment was underestimated, this value was not considered in the analyses.

The SCAA suggested that the logistic selectivity curve best describes the Peruvian hake fishery (Fig. 6). In addition, the model identified two periods in the selectivity. The first period was between 1971 and 1992 where the average age of retention was 2.8 and 3.1 years old before and after 1983. In the second period from 1993 to 2012 with average age of retention estimated at 1.4 years.

Modelled fishing mortality ranged between 0.02 (1972) and 2.71 (2001). It showed an increasing trend up to 1981 when attained 2.1  $y^{-1}$  followed by a sharp decrease and a second increasing trend culminated at 2.71  $yr^{-1}$  in 2001. More recently, F ranged between 0.7 and 1.8  $yr^{-1}$  (Fig.7).

## Surplus production model

The parameters of four surplus models, including different environmental co-variables and one without environmental co-variable are presented in Table 3. The lower DIC were 40.6 for the model associated to the Southern Oscillation Index (SPM-SOI) followed by 41.7 for the model without co-variable (SPM).

The SPM-SOI was considered as the best model due of its smaller estimated value of DIC and by fitting better the changes in the trawl survey indices, particularly the decrease in the initial years and the increase in the last years when compared with the SPM model. (Fig. 8). The introduction of an environmental co-variable improve the explanation of the dynamics of the surveys abundance indices.

According to the SPM-SOI model the index abundance varied between 5.4 and 30.4 t/nm<sup>2</sup> with positive trend from 1999 to 2005, followed by a fall between 2006 and 2010 and a sharp increased during the last year of assessment (Fig. 8b). Except for the first years of the period analysed, the model failed to show a good adherence to surveys abundance indices, however both (observed and estimate values) show the same general trend.

The estimated biomass ranged between 150,000 (2002) and 415,000 t (2012). Following the same trend as the survey abundance it oscillated at a low level from 1997 to 2002 and increased in the following years up to 2009, after which the biomass stabilized around 410,000 t (Fig. 9). Furthermore, the estimated exploitation rate ranged between 0.03 (2003) and 0.6 (2006) showing similar trends to the catch. During the period 1997 – 2002 this rate showed direct relation to the estimated biomass, then kept almost constant values between 0.05 and 0.07 (Fig 9).

Two periods are distinguished in the relationship between surplus production and biomass (Fig. 10). In the first, from 1997 to 2001 where biomass levels were low (~200,000 tonnes) and were associated to surplus production levels around 80,000 tons. In the second one, initiated with the closure of the fishery in 2002, the levels of biomass increased and surplus production decreased.

The estimated maximum sustainable yield (MSY) by the SPM-SOI was 87,625 tonnes at a rate of exploitation (FMSY) of 0.36. The biomass required to achieve this level of exploitation ( $B_{MSY}$ ) was estimated at 248830 tons, representing approximately 60% of the estimated biomass in 2012 (Table 4).

# DISCUSSION

The comparison between methods of evaluation allows to identify common patterns or inconsistencies and improve the data selection for future evaluations (Bonfil 2005). The SCAA and SPM-SOI, based on data from the fishery and assessment trawl surveys of the Peruvian hake provided different views about the dynamics and status of the Peruvian hake.

The flexible parameterizations of the selectivity-at-age in SCAA approach, avoid false perceptions of the accuracy with which certain parameters can be estimated (Butterworth and Rademeyer 2008). On the other hand, the reconstruction of surplus production through abundance indices from research surveys are robust, avoiding systematic errors associated with the fishery (Hilborn 2001) further insertion of environmental covariates can better represent the dynamics of surveys abundances indices, minimizing the residuals variations caused by environmental phenomena (Fréon and Yáñez 1995).

The biomass, recruitments and fishing mortality trends estimated by SCAA showed to be consistent to those observed in previous assessments (IMARPE 2004a, b, 2009). However, the SCAA proved to be less efficient compared to the results obtained through the VPA models. Marked difference can be observed during the second half of the 1980s, when estimates of past evaluations show a peak biomass of medium intensity,

corroborated by the results obtained through the swept area. This peak was mainly composed of individuals aged 1 and 2, which represented approximately 60% of the population in this period, product of the biomass recovery process after the first collapse of the fishery in 1982 (Espino *et al.* 2001b) (Fig. 11).

Lassen *et al.* (2009) noted that estimates of recruitment for the last year of assessment were underestimated. Similarly, the SCAA underestimated the recruitment for 2012 due of the low presence of age 1 in catches, as these were not recruited to the fishing area. According to reports from the artisanal fishery, in 2012, there was incidence of juveniles in areas close to Pacasmayo (07 °S), area where no industrial fishing occurs. Thus, both models estimates only the recruitment to the fishing grounds and not globally to the population.

SCAA permitted the modelling of the selectivity of the trawl nets used by the industrial fleet and pointed to a better fit of a logistic rather than bell-shaped curve, corroborating performed study in Peru by Salazar *et al.* (1996) as well in the Chilean fisheries for *Merluccius gayi gayi* (Gálvez and Rebolledo 2005; Queirolo *et al.* 2012) and other hake fisheries as *Merluccius merluccius* (Özbilgin *et al.* 2005). Bell-shaped curves are associated to increased escapement or emigration from the fishing areas of the larger fish (Ricker 1975). Our results support that older and larger hakes are available and vulnerable in the Peruvian hake fishery.

SCAA showed changes in the selectivity of the trawl nets along the studied period (Fig. 6). Average retention age was high from 1971 to 1992 when foreign factory ships, using larger meshes in the codend, accounted the most of the catch composed mainly by large with averages sizes above 40 cm (Espino *et al.* 2001b). Between 1993 and 2012 a strong decrease in the age of retention was observed. This decreased was related to changes in resource availability (increased availability of young hake in traditional fishing areas). These changes in the distribution related to environmental changes during the 1990s (Espino *et al.* 2006), explains the high availability of juveniles until 2012. Since 2001 despite to the regulation of a minimum mesh size for the trawl fishery for hake of 110 mm (Ministerial Resolution N° 209-2001-PE) the mesh sizes effectively used in the codends, which reduces the chance of escape mainly from smaller fish (Salazar *et al.* 1996).

Both the SCAA and former evaluations estimated peaks of fishing mortality in 1981 and 2001 prior to the collapses of the fishery in 1982 and 2002. Lassen *et al.* (2009) argues that the high mortality estimated in 2001 was associated with high fishing effort performed by the fleet during the year, which decreased in the following years due to the closure of the fishery during 2002-2004.

Surplus Production Model that does not consider explicitly environmental factors may not be suitable for some stocks, affected by strong environmentally influenced variations (Fréon and Yáñez 1995). Our surplus model showed an inverse relationship between the abundance indices and the SOI index, similar to the one observed between the standardized catches and the SOI (Espino and Yamashiro 2012).

Tam (2009) through a multispecies model ecotrophic explores the role of biological and environmental forcing in the dynamics biomass of the Peruvian hake suggesting that the hake population has limited resilience to low levels of biomass, that is, slow capacity of recovery, and concluded that the interspecific relationships were more influential than the environmental forcing. However, the biomass estimated by SPM-SOI increased three fold, from ~160,000 t in to 2002 to ~400,000 t in 2012 despite being fished between 2004 and 2012 (Fig. 2) suggesting that the Peruvian hake has increased resilience, similar situation was observed in the 1990s by Wosnitza-Mendo and Guevara-Carrasco (2000).

Similar trend to describing the biomass was observed in the average weights of individuals aged between 4 and 7, whose variation apparently describes a cyclical pattern where El Niño events play a role of "switch", noting that during the periods 1972 - 1982 and 1998 - 2012 the trend of the average weights were positive, while for the period 1983 to 1997 was negative (Fig.12b). In this context, improving the average weights in older individuals after the El Niño 1997-98 apparently was related to increased cannibalism on smaller specimens (Orrego and Mendo 2012) related to the migration of ones into the area occupied by older hake (Wosnitza-Mendo *et al.* 2009).

Moreover, apparently the juvenile hake are less sensitive to strong changes in the environment, describing a dynamic similar to that described by the cumulative sum of SOI (SOI CUMSUM, methodology developed by Page (1954)), where higher average weights being observed during periods El Niño dominant (negative trend of SOI) and otherwise low average weights during periods of La Niña dominant (positive trend of SOI) (Fig. 12a).

The surplus model suggested that in 2012 the stock of Peruvian hake was recovered and that, assuming a conservative position, average annual yields should be kept under 60 000 tonnes to avoid overfishing. This yield is less than half than the MSY of 130 000 metrics tonnes in the models of Espino and Wosnitza-Mendo (1984). This difference in estimates are related primarily to the high variability in the productivity of the hake observed in different assessments and secondly the stage on which was conducted the evaluation (1971 - 1982), a period in which were recorded the major historical landings of Peruvian hake (~ 300,000 t).

A new fact that needs to be taken in account is the recent fishery for hake in Ecuadorian waters. In 2013 this country authorizing 30 vessels with a total annual quota of 25,500 metric tonnes. Considering this new scenario, the model suggest that the Peruvian hake is fully exploited. Therefore it would be advisable to maintain the current rate of fishing, with some changes considering the environmental setting in which the fishery develops.

## **Population status of Peruvian hake**

Comparing the results of both methods in the last years, the SCAA indicates a low but increasing biomass while the SPM-SOI indicates a high level of population. However both models to appear to be complementary considering the spatial temporal dynamics of the population.

Peruvian hake distribution is mostly from 0°30'S (Ecuador) to 14°S (Peru) with variations dependent of the intensities of ESCC and interannual events of El Niño and La Niña. Changes occurred during the 90s (Wosnitza-Mendo et al. 2004) led to the displacement of the higher densities towards the North (Espino et al. 2001a) generating the reduction of catch levels as well as the average size (to the South). In this context Espino et al. (2006) proposed that positive pulses of PDO generated displacements of the distribution to the north, which would explain the high levels of biomass of hake off Ecuador (de Cardenas et al. 2008; González 2009, 2010). Such events or changes in distribution ranges can cause a drastic reduction in abundance in one area and the increase in one previously unoccupied (Cheung et al. 2009; Pörtner and Peck 2010). The results of the SCAA, reflects better the condition of the part of the population accessed by the fishing until the 90s when hake was mostly displaced towards the south. On the other hand, SPM-SOI, by being directly related to the abundance indices for assessment cruises, represent best the condition of the population as a whole. Therefore, based on biomass levels and exploitation rates estimates, the population of hake is recovered but given the recent scenario of negative pulses PDO, the hake is displaced towards the North, causing a reduction in the availability the resource to the Peruvian fleet. (Fig. 13).

Despite the proposed models yielded some insight on the population dynamics of the Peruvian hake, information on the full coverage of its distribution in Ecuador and a more detailed knowledge of its trophic interactions may contribute to a better understanding of its variability and potential for exploitation.

## REFERENCE

- Armstrong, D. 1981. Investigación de la merluza en IMARPE. Inf. Inst. Mar Peru, 79:1-47.
- Bernardo, J.M. Modern bayesian inference: Foundations and objetive methods. 2009. in: Bandyopadhyay P.S., Forster M.R., eds. Philosophy of Statistics. Elsevier, North Holland, pp. 1260.
- Bonfil, R. Fishery stock assessment models and their application to sharks. 2005. in: Musick J.A., Bonfil R., eds. Management techniques for elasmobranch fisheries. FAO, Rome, pp. 154-181.
- Butterworth, D.S.; Rademeyer, R.A. 2008. Statistical catch-at-age analysis vs. ADAPT-VPA: the case of Gulf of Maine cod. ICES J. Mar. Sci., 65 (9):1717-1732.
- Cheung, W.W.L.; Lam, V.W.Y.; Sarmiento, J.L.; Kearney, K.; Watson, R.; Pauly, D. 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. Fish Fish., 10 (3):235-251.
- Csirke, J.; Caddy, J.F. 1983. Production Modeling Using Mortality Estimates. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40 (1):43-51.
- de Cardenas, E.; Maroto, M.P.; Muñoz, A. 2008. Informe de investigación pesquera: Campaña Ecuador 08. Instituto Español de Oceanografia e Instituto Nacional de Pesca, Ecuador, 65 pp.
- Doubleday, W.G. 1975. A least-squares approach to analyzing catch at age data. ICNAF Res. Bull., 12:69-82.
- Espino, M.; Samamé, M.; Castillo, R. Hipotesis: La merluza peruana: Un análisis situacional. 2001a. in: Espino M., Samamé M., Castillo R., eds. Forum La merluza Peruana (*Merluccius gayi peruanus*): biología y pesquería. Instituto del Mar del Perú, Lima, Perú, pp. 8 - 10.
- Espino, M.; Samamé, M.; Castillo, R. Pesquería y dinámica de la población de merluza (*Merluccius gayi peruanus*). 2001b. in: Espino M., Samamé M., Castillo R., eds. Forum: La merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*): biologia y pesqueria. Instituto del Mar del Perú, Lima, pp. 75 82.
- Espino, M.; Swartzman, G.; Morón, O.; Gutierrez, M. 2006. The Pacific Decadal Oscillation and its Influence on the Latitudinal Distribution of Peruvian Hake (*Merluccius gayi peruanus*). International Conference: The Humboldt Current System. Lima, Peru
- Espino, M.; Wosnitza-Mendo, C. 1984. El uso del modelo Csirke Caddy para la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*). Bol. Inst. Mar Peru, 8 (5):191-205.
- Espino, M.; Yamashiro, C. 2012. La variabilidad climática y las pesquerías en el Pacifico suroriental. Lat Am J Aquat Res, 40:705-721.
- Flores, R.; Tenorio, J.; Domínguez, N. 2009. Variaciones de la Extensión Sur de la Corriente Cromwell frente al Perú entre los 3 y 14°S. Bol. Inst. Mar Peru, 24 (1 y 2):45-58.
- Fogarty, M.; Overholtz, W.; Link, J. 2012. Aggregate surplus production models for demersal fishery resources of the Gulf of Maine. Mar. Ecol. Prog. Ser., 459:247-258.
- Fréon, P.; Yáñez, R.E. 1995. Influencia del medio ambiente en evaluación de stock: una aproximación con modelos globales de producción. Invest. Mar., 23:25-47.

- Gálvez, M.; Rebolledo, H. 2005. Estimating codend size selectivity of bottom trawlnet in Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*) fishery. Invest. Mar., 33:151-165.
- Gavaris, S. 1988. An adaptive framework for the estimation of population size. Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Committee, Research Document (88/29):12.
- González, D.M. 2009. Informe de la campaña de investigación pesquera Ecuador 2009. Instituto Español de Oceanografia e Instituto Nacional de Pesca, Ecuador, 118 pp.
- González, D.M. 2010. Informe de la campaña de investigación pesquera Ecuador 2010. Instituto Español de Oceanografia e Instituto Nacional de Pesca, Ecuador, 130 pp.
- Guevara-Carrasco, R. 2004. Sobrepesca de la merluza peruana: lecciones mal entendidas. Bol. Inst. Mar Peru, 21 (1 y 2):27-32.
- Haddon, M. 2011. Modelling and Quantitative Methods in Fisheries, Second Edition. Chapman & Hall/CRC, USA, 335 - 379 pp.
- Hilborn, R. 2001. Calculation of biomass trend, exploitation rate, and surplus production from survey and catch data. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 58 (3):579-584.
- IMARPE. 2004a. Informe de la primera sesión del panel internacional de expertos para la evaluación de la merluza peruana. Marzo 2003. Bol. Inst. Mar Peru, 21 (1-2):33-78.
- IMARPE. 2004b. Informe de la segunda sesión del panel internacional de expertos para la evaluación de la merluza peruana. Marzo 2004. Bol. Inst. Mar Peru, 21 (1-2):79-119.
- IMARPE. 2009. III panel internacional de expertos de evaluación de la merluza peruana Merluccius gayi peruanus: Manejo precautorio de la merluza peruana. Bol. Inst. Mar Peru, 24 (1-2):60.
- Lassen, H.; Barriga, E.; Palacios, J.; Vargas, N.; Díaz, E.; Argüelles, J. 2009. Evaluación del estado del stock de merluza (*Merluccius gayi peruanus* Ginsburg) en el mar peruano. 2008. Bol. Inst. Mar Peru, 24 (1-2):21-26.
- Muck, P. Anchoveta Consumption of peruvian hake: A distribution and feeding model. 1989. in: Pauly D., Muck P., Mendo J., Tsukayama I., eds. The Peruvian Upwelling Ecosystem: Dynamics and Interactions, ICLARM Conference Proceedings. Instituto del Mar del Perú, Callao, Perú, pp. 306-320.
- Orrego, H.; Mendo, J. 2012. Variación interanual de la dieta de la merluza *Merluccius gayi peruanus* (GUITCHENOT) en la costa peruana. Ecol. apl., 11:103-116.
- Özbilgin, H.; Tsunogğlu, Z.; Aydın, C.; Kaykaç, H.; Tokaç, A. 2005. Selectivity of Standard, Narrow and Square Mesh Panel Trawl Codends for Hake (*Merluccius merluccius*) and Poor Cod (*Trisopterus minutus capelanus*). Turk J Vet Anim Sci, 29 (4):967-973.
- Page, E.S. 1954. Continuous Inspection Schemes. Biometrika, 41 (1/2):100-115.
- Plummer, M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing. Vienna, Austria
- Pope, J.G. 1974. A possible alternative method to virtual population analysis for the calculation of fishing mortality from catch at age data. ICNAF Res. Bull., Research Document 74/20 (Serial No. 3166):16.
- Pörtner, H.O.; Peck, M.A. 2010. Climate change effects on fishes and fisheries: towards a cause-and-effect understanding. J. Fish Biol., 77 (8):1745-1779.
- Punt, A.; Hilborn, R.A.Y. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. Rev. Fish Biol. Fish., 7 (1):35-63.

- Queirolo, D.; Ahumada, M.; Hurtado, C.F.; Soriguer, M.C.; Erzini, K. 2012. The effects of subsampling and between-haul variation on the size-selectivity estimation of Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*). Lat Am J Aquat Res, 40:345-357.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 191:382pp.
- Salazar, C.; Guevara-Carrasco, R.; Gonzales, A.; Calderón, J. 1996. Selectividad de las artes de pesca de la flota arrastrera comercial. Inf. Inst. Mar Peru, 120:7-11.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull. Math. Biol., 53 (1-2):253-279.
- Shepherd, J.G. 1999. Extended survivors analysis: An improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. ICES J. Mar. Sci., 56 (5):584-591.
- Sparre, P.; Venema, S.C. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales: Parte 1. Manual. Roma, pp.
- Vargas, N.; Mendo, J. 2010. Relación entre la distribución espacial de la merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus* GINSBURG) y la Extencion Sur de la Corriente de Cromwell. Inf. Inst. Mar Peru, 37 (3-4):85-94.
- Wosnitza-Mendo, C.; Ballón, M.; Benites, C.; Guevara-Carrasco, R. 2009. Cambios en el área de distribución de la merluza peruana: efecto de la pesqueria y El Niño. Bol. Inst. Mar Peru, 24 (1-2):35-43.
- Wosnitza-Mendo, C.; Guevara-Carrasco, R. 2000. Adaptive response of Peruvian Hake to overfishing. Naga, the ICLARM Quarterly, 23 (1):24-28.
- Wosnitza-Mendo, C.; Guevara-Carrasco, R.; Ballón, M. 2004. Causas posibles de la drástica disminuicón de la longitud media de la merluza peruana en 1992. Bol. Inst. Mar Peru, 21 (1 y 2):1-26.

## TABLES

Table 1. Distribution to non-informative prior, considered in the implementation of the surplus production model

Parameters		Prior distribution
Initial biomass	$B_0$	Log-normal (12.39,100)
Carrying capacity	K	Log-normal (12.95,100)
Population growth rate	r	Normal (0.5,10)
Catchability coefficient	q	Uniform (1.0E-9, 3.0E-4)
Niño 1+2	$\alpha_1$	Normal (0, 100)
PDO	$\alpha_2$	Normal (0, 100)
SOI	$\alpha_3$	Normal (0, 100)
Depth. Iso. 20°C	$\alpha_4$	Normal (0, 100)

Table 2. Mean values, standard deviations, credible intervals of the parameters of the Surplus production models developed for Peruvian hake associated to different environmental indicator and the Deviance Information Criterion (DIC).
Environmental	Domonratan	Maar	C D	Credible interval		DIC
indicator	Parameters	Mean	S.D.	2.5%	97.5%	- DIC
MPS	r	0.79	0.17	0.52	1.19	
	K	460965	116049	290207	738167	417
	q	4.7E-05	1.7E-05	2.3E-05	8.7E-05	71.7
	Deviance	38.78	2.43	36.01	45.12	
SOI	r	0.73	0.16	0.49	1.11	
	K	497661	131957	303348	814706	
	q	4.9E-05	1.7E-05	2.5E-05	8.9E-05	40.6
	$\alpha_1$	-0.45	0.25	-0.94	0.04	
	Deviance	35.82	3.1	31.55	43.47	
Niño 1+2	r	0.81	0.17	0.53	1.21	
	K	479679	123479	295924	771320	
	q	4.3E-05	1.7E-05	2.0E-05	8.5E-05	43.5
	$\alpha_2$	0.14	0.2	-0.27	0.52	
	Deviance	39.00	2.99	35.28	46.57	
PDO	r	0.78	0.17	0.51	1.18	
	K	468815	121426	290052	759018	
	q	4.7E-05	1.8E-05	2.3E-05	9.0E-05	44.2
	α3	0.08	0.26	0.43	0.59	
	Deviance	39.82	2.97	36.16	47.32	
Prof 20°C	r	0.79	0.18	0.51	1.2	
	Κ	462106	118137	289546	745034	
	q	4.8E-05	1.8E-05	2.3E-05	9.2E-05	44.4
	$\alpha_4$	0.00	0.22	0.44	0.44	
	Deviance	40.00	2.96	36.33	47.54	

## Table 3. Biological reference points estimated by SPM-SOI for the Peruvian hake.

Biological		Credible interval			
Reference Point	Mean	2.5%	97.5%		
MSY	87625	64197	134551		
B <sub>MSY</sub>	248830	151674	407353		
F <sub>MSY</sub>	0.36	0.25	0.55		

## FIGURES



Figure 1. Seasonal variability and El Niño effects on intensity of the South Extension Cromwell Current (SECC). Upw: upwelling; TSW: Tropical Surface Waters; ESW: Equatorial Surface Waters; CCW: Cold Coastal Waters; SSW: Subtropical Surface Waters; SECC: South Extension Cromwell Current. Source: IMARPE – Lambayeque.



Figure 2. Annual landings in metric tonnes (t) and average total length (cm) of Peruvian hake between 1971 and 2012 (source: IMARPE).



Figure 3. Recorded and modelled landings using the Statistical Catch-at-Age Analysis (SCAA) between 1971 and 2012 and bubble plot of residuals ate each age and year (grey positive and white negative).



Figure 4. Biomass of for Peruvian hake between 1971 and 2012 estimated by Statistical Catch-at-Age Analysis (SCAA). Bootstrap 95% confidence intervals in each year in grey.



Figure 5. Number of recruits at age one of Peruvian hakes between 1971 and 2012 estimated by Statistical Catch-at-Age Analysis (SCAA). Bootstrap 95% confidence intervals in each year in grey.



Figure 6. Variation of the selectivity curve-at-age estimated by Statistical Catch-at-Age Analysis (SCAA) for Peruvian hake.



Figure 7. Changes in fishing mortality (F) estimated through the Statistical Catch-at-Age Analysis (SCAA) for Peruvian hake during 1971-2012.



Figure 8. Comparison between indices of abundance values estimated by (a) the simple surplus production model (SPM) and the surplus production model associated to the Southern Oscillation Index (SPM-SOI) for the Peruvian hake between 1997 and 2012.



Figure 9. Surplus Production Model biomass estimates associated to the Southern Oscillation Index (filled circles) and exploitation rates (empty circles) for the Peruvian hake between 1997 and 2012.



Figure 10. Relationship between surplus production and biomass estimated by the surplus production model associated to the Southern Oscillation Index for the Peruvian hake between 1997 and 2012.



Figure 11. Comparison between the estimation of (*a*) biomass, (*b*) recruitment and (*c*) fishing mortality obtained by the SCAA and previous assessments the Peruvian hake.



Figure 12. Relationship between average weight of Peruvian hake (solid line) and Cumulative Sum of SOI (discontinued line) and El Niño events (Grey bars). (*a*) 1-3 year old and (*b*) 4-7 years old.



Figure 13. Dynamic displacement of distribution area of the Peruvian hake in relation to PDO pulses (*top*) and estimated biomass variation by the SCAA and SPM-SOI (*bottom*). Gray ellipses represent the area of distribution of hake. Modified from Espino *et al.* (2006).