



Latin American Journal of Aquatic Research

E-ISSN: 0718-560X

lajar@ucv.cl

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Chile

Arteaga, Marcos; Ernst, Billy; Vásquez, Sebastián; Gatica, Claudio  
Bases conceptuales para la aplicación de una evaluación de estrategias de manejo (EEM) en sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) en la zona centro-sur de Chile  
Latin American Journal of Aquatic Research, vol. 42, núm. 3, 2014, pp. 445-467  
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Valparaíso, Chile

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=175031375006>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal  
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

**Research Article**

**Bases conceptuales para la aplicación de una evaluación de estrategias de manejo (EEM) en sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) en la zona centro-sur de Chile**

**Marcos Arteaga<sup>1,2</sup>, Billy Ernst<sup>3</sup>, Sebastián Vásquez<sup>1,2</sup> & Claudio Gatica<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Instituto de Investigación Pesquera, Cristóbal Colón 2780, Talcahuano, Chile

<sup>2</sup>Programa de Magíster en Ciencias mención Pesquerías

Universidad de Concepción, P.O. Box 160-C, Concepción, Chile

<sup>3</sup>Departamento de Oceanografía, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas

Universidad de Concepción, P.O. Box 160-C, Concepción, Chile

**RESUMEN.** Se identifican los factores claves a considerar en el desarrollo de una evaluación de estrategias de manejo (EEM) para los recursos pequeños pelágicos en la zona de centro-sur de Chile, sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*). En Chile, la EEM no ha sido aplicada al manejo de estas pesquerías y la asesoría científica se ha desarrollado sobre la evaluación de estrategias de explotación utilizando modelos de evaluación mono-específicos. Para ambas especies se analizan los siguientes tópicos: i) alternancia en la abundancia poblacional asociada a los pulsos de reclutamientos y capturas, ii) variabilidad temporal en la fuerza del reclutamiento, iii) estacionalidad del crecimiento cohorte y especie-específico, y iv) relación ambiente-recurso. Los resultados evidencian que los tópicos analizados debieran ser considerados en la construcción de un modelo operativo y/o en la regla de cosecha, dado el carácter mixto de ambas pesquerías, su marcada alternancia y la influencia de las condiciones ambientales. Por lo tanto, se propone que el diseño e implementación de una EEM para sardina común y anchoveta, incluya los elementos señalados en un marco de evaluación multi-específico y de manejo de carácter mixto.

**Palabras clave:** anchoveta; sardina común, modelo operativo, estrategias de manejo, ambiente-recurso, Pacífico suroriental.

**Conceptual bases for implementing a management strategy evaluation (MSE) for common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) in south-central zone of Chile**

**ABSTRACT.** Key factors to consider in the development of a management strategy evaluation (MSE) for small pelagic fish resources of south-central Chile, common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) were identified. In Chile, MSE has not been applied to manage these fisheries and scientific advice has been developed on the evaluation of harvest strategies using single species stock assessment models. For both resources the following topics were analyzed: i) alternation of population abundance pulses associated with recruitment and catches, ii) temporal variability in recruitment strength, iii) seasonality of cohort and species-specific growth, and iv) relationship resource-environment. Results show that the topics analyzed in this work should be considered in the development of an operating model and/or harvest control rules, given the mixed nature of both fisheries, the marked alternation and the influence of environmental conditions. Therefore, it is proposed that the design and implementation of a MSE for sardine and anchovy complex, considers the elements outlined in this study and within the framework of multi-specific assessment and mixed fishery management.

**Keywords:** anchovy, common sardine, operating model, management strategy evaluation, environmental-resource, southeastern Pacific.

## INTRODUCCIÓN

Los métodos de evaluación de estrategias de manejo (EEM) o procedimientos de manejo (PM), desarrollados desde fines de la década de los años 80' en la Comisión Ballenera Internacional (International Whaling Commission, IWC) (Kirkwood, 1992, 1997), han sido ampliamente aplicados en recursos marinos, desde pesquerías de pequeños pelágicos en Sudáfrica (Cochrane *et al.*, 1998; De Oliveira *et al.*, 1998) y Australia (Giannini *et al.*, 2010), hasta especies demersales de longevidad media como la merluza en la zona de Namibia (Butterworth & Geromont, 1997), Sudáfrica (Punt, 1992; Geromont & Butterworth, 1998; Rademeyer, 2003) y el orange roughy de Namibia (Branch, 1998), entre otras. En Chile, este enfoque no ha sido implementado de manera completa en las pesquerías. En cambio, los análisis se han focalizado en la evaluación de estrategias de explotación y el estudio de sus consecuencias (Cubillos *et al.*, 2012). La EEM se ha desarrollado en un contexto mono-específico, aunque existen aproximaciones ecosistémicas de tipo multi-específico (Smith *et al.*, 2007), e incorporación de factores ambientales asociados a predicciones de reclutamientos futuros (De Oliveira & Butterworth, 2005; Barange *et al.*, 2009). Una EEM integra la dinámica poblacional de la especie, el monitoreo y seguimiento de la pesquería, una evaluación de stock y la aplicación de reglas de control orientadas al objetivo de manejo de la pesquería. De esta forma, a partir de un modelo operativo (MO) que corresponde a la mejor abstracción de la “verdadera población”, al capturar la estructura y variabilidad natural del sistema analizado, permite generar datos por simulación, que son dependientes (capturas, rendimientos, composición por edades) e independientes de la pesquería (estimaciones directas de abundancia de reclutas y biomasa desovante). Posteriormente, la población simulada es utilizada por un estimador representado por el modelo de estimación (ME), que provee de información acerca del estado y productividad del stock, y aplicación de reglas de control que constituyen las acciones de manejo (Holland, 2010).

Por consiguiente, los principales componentes de la EEM lo constituyen el condicionamiento de un MO, la evaluación de stock mediante un ME, que representa el sistema de control, y las reglas de captura (RC), que finalmente son evaluadas bajo incertidumbre. El primer paso para evaluar estrategias de manejo consiste en modelar distintos escenarios acerca de la verdadera dinámica de las especies. Así, cada MO representa una hipótesis y debe ser la base computacional acerca de la respuesta de la especie frente a la explotación (Rademeyer *et al.*, 2007). De esta manera, el MO se

ajusta a la información de entrada y contiene todos los elementos de un modelo de evaluación de stock clásico. Sin embargo, debe contener una mejor representatividad de la dinámica poblacional de la especie, siendo este punto crucial para lograr generar una representación verosímil de la realidad. Es en este paso del proceso de la EEM donde gran parte de la incertidumbre puede ser albergada, permitiendo la incorporación explícita de aspectos relacionados a la dinámica poblacional de las especies.

En relación con la dinámica poblacional de los recursos sardina común y anchoveta de la zona centro-sur de Chile, existen elementos asociados a la alternancia de especies, características del crecimiento, reclutamiento y relaciones ambientales que parecen condicionar fuertemente la dinámica y la interacción de ambos recursos. Se han observado cambios cílicos en los niveles de abundancia y disponibilidad a la flota pesquera artesanal e industrial de la zona centro-sur de Chile, con desembarques que han promediado en conjunto 700 mil ton entre 1991 y 2012 (Cubillos *et al.*, 1998). Estos recursos habitan la zona costera centro-sur de Chile caracterizándose por una historia de vida corta (~5 años; Aguayo & Soto, 1978; Cubillos *et al.*, 2001), presentar agregaciones mixtas en los cardúmenes (Castro *et al.*, 1997; Castillo *et al.*, 2008) y una fuerte variabilidad interanual en la abundancia (Cubillos, 1999; Cubillos *et al.*, 2002). Estos elementos determinan que el manejo considere los factores que están vinculados a la fuerza de las clases anuales en desmedro de la interacción entre especies y potenciales ciclos alternantes (Cochrane *et al.*, 1998; Geromont *et al.*, 1999).

En este sentido, Rademeyer *et al.* (2007) plantean que la incertidumbre asociada al condicionamiento de un MO se traduce en errores de proceso, observación, implementación y aquellas asociadas al propio modelo. En esta última consideración de error asociado a los modelos, Butterworth & Punt (1999) reconocen a la interacción de tipo técnica en el proceso de pesca asociada al carácter mixto de las pesquerías, que guarda relación con la coexistencia espacial y temporal de una especie sobre la otra en la captura. Esta situación se observa en los pequeños pelágicos en la zona centro-sur (Cubillos *et al.*, 1998; Pedraza & Cubillos, 2008) donde la probable alternancia o asincronía en el reclutamiento de ambas especies se traduciría en una variabilidad en los reclutamientos y crecimiento de las cohortes. En efecto, Cubillos *et al.* (2001) y Castillo-Jordán *et al.* (2010) determinan una estacionalidad importante en el crecimiento de la sardina común y anchoveta, aspecto que tendría un impacto importante en el inicio de la temporada de pesca sobre estos recursos, que comienza en la época estival. El inicio de la temporada de pesca

vulnera el rendimiento máximo de las cohortes. Feltrim & Ernst (2010) comunican mediante simulación la edad y el mes asociado al inicio de la explotación demostrando que gran parte de una cohorte puede perderse debido a la aplicación de mortalidad por pesca en un período no óptimo, en términos del crecimiento de la sardina común. Más allá del ciclo alternante entre especies que privilegie la abundancia de una en desmedro de otra, el crecimiento debe considerarse en la formulación de EEM en el contexto de escalas intraanuales y que permita estar vinculado a las estrategias de manejo.

Dado el contexto anterior, relacionado al crecimiento, potenciales ciclos alternantes entre estas especies y a la variabilidad asociada al período de desove (Claramunt *et al.*, 2013), el reclutamiento es un elemento clave en la dinámica poblacional, ya que está directamente relacionado al grupo de ejemplares que se incorporan al stock vulnerable a la pesca y que sostienen las pesquerías durante el período estival determinando una componente estacional en la explotación (Cubillos *et al.*, 1998; Cubillos, 1999; Feltrin & Ernst, 2010). Sin embargo, un factor clave en la fuerza de las clases anuales es la dependencia ambiental. En este ámbito, Cubillos & Arcos (2002) determinan que el reclutamiento de la sardina común en la década de los 90' mostró una relación significativa y negativa con las anomalías de TSM durante el período pre-recluta, contrastando con anchoveta en el sentido que los cambios ambientales no afectaron su reclutamiento. Además, el patrón de reclutamiento y su relación con la explotación pesquera, así como su dependencia frente a condicionantes físicos del medio, son elementos importantes en la formulación de un MO que intente imprimir la mayor incertidumbre de la dinámica de estas especies.

En este estudio se integra el conocimiento de las principales características de las poblaciones de sardina común y anchoveta en la zona centro-sur de Chile, para su consideración en el desarrollo de una EEM y el condicionamiento de un MO. Se evalúa la alternancia en la abundancia de estas especies en relación al reclutamiento y grado de mezcla en las capturas, la variabilidad temporal en la fuerza del reclutamiento, estacionalidad en el crecimiento, y relaciones ambiente-recurso que permitirían identificar indicadores ambientales de cambios en la productividad de los stocks. Lo anterior, con el propósito de aportar a un mejor entendimiento de la dinámica poblacional que considere un manejo de tipo sustentable y acorde a las características de pesquería mixta.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Alternancia de especies basada en datos de captura

El nivel de incidencia de cada especie en las capturas es fundamental para efectos de recomendación de manejo, ya que el grado de mezcla en la pesquería puede ser alto, produciendo complicaciones en las acciones de manejo de carácter monoespecíficas (Kraak *et al.*, 2008). Se utilizó información proveniente de las principales zonas de pesca en la zona centro-sur de Chile, obtenida desde el programa de seguimiento biológico y pesquero del Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA) entre los años 1991 y 2010. La frecuencia de muestreo fue diaria, totalizando 12.170 muestreos de frecuencias de tamaños (MFT) que provienen de la operación artesanal e industrial de la zona centro sur de Chile. La información utilizada consiste en muestreos de frecuencia de tamaños para sardina común y anchoveta ponderados a la captura de las embarcaciones y a proporción en peso presente en la muestra biológica, desde los cuales se obtiene la proporción de especies expandida a la captura. Los datos de captura proviene de la estadística oficial de desembarques proveniente del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA), el cual entrega el registro diario desembarcado por especie de cada embarcación. El muestreo diario establece la proporción de especies por medio del MFT descrito anteriormente, dicha proporción es utilizada para establecer el porcentaje de captura de cada recurso en relación a la nave analizada. Finalmente, la información es integrada mensualmente para obtener la proporción de especies en la captura (Tabla 1).

Para analizar cambios u oscilaciones no evidentes en el dominio del tiempo, una serie puede ser analizada como una función compuesta por la potencia asociada a las distintas frecuencias de las oscilaciones que la componen, constituyendo la función de densidad espectral (FDE). En este estudio, se obtuvo la FDE para la serie de tiempo de proporción de sardina común y anchoveta en las capturas mensuales para analizar las frecuencias donde se generan alternancias de ocurrencia de una especie respecto a otra. Para este efecto, se utilizó un análisis espectral mediante el método MultiTaper (MTM). Este método realiza estimaciones espectrales mediante el uso de un conjunto de ventanas ortogonales o Tapers, que actúan como un grupo de filtros óptimos pasabanda reduciendo la varianza asociada a la estimación (Thomson, 1982). La independencia de la frecuencia que caracteriza al espectro de varianza, permite el empleo de técnicas de remuestreo tipo “no paramétrico” para la estimación de los intervalos de confianza y realización de pruebas estadísticas. El

**Tabla 1.** Porcentaje mensual de sardina común en la captura total (sardina+anchoveta) para el periodo 1991-2010. Se presenta el tamaño de muestra (n) como el número de individuos muestrados en las frecuencias de tamaños.

| Año  | Mes |    |    |    |    |    |     |    |    |    |    |     | n      |
|------|-----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|-----|--------|
|      | 1   | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7   | 8  | 9  | 10 | 11 | 12  |        |
| 1991 | 70  | 70 | 83 | 84 | 83 | 76 | 100 | 85 | 83 | 92 | 82 | 89  | 33497  |
| 1992 | 91  | 73 | 58 | 61 | 74 | 91 | 57  | 65 | 71 | 88 | 85 | 74  | 21501  |
| 1993 | 74  | 65 | 61 | 57 | 39 | 25 | 25  | 50 | 45 | 58 | 67 | 74  | 17834  |
| 1994 | 73  | 58 | 27 | 32 | 18 | 39 | 40  | 21 | 24 | 45 | 66 | 54  | 23477  |
| 1995 | 37  | 22 | 33 | 25 | 29 | 14 | 21  | 87 | 47 | 80 | 84 | 95  | 51806  |
| 1996 | 90  | 87 | 75 | 79 | 81 | 81 | 92  | 73 | 68 | 78 | 92 | 99  | 50437  |
| 1997 | 85  | 78 | 61 | 62 | 73 | 78 | 84  | 87 | 91 | 78 | 58 |     | 44366  |
| 1998 | 51  | 22 | 18 | 17 | 35 | 40 | 30  | 51 | 15 | 17 | 39 | 51  | 63417  |
| 1999 | 79  | 55 | 41 | 41 | 42 | 40 | 58  | 20 | 30 | 29 | 31 | 47  | 57909  |
| 2000 | 87  | 63 | 31 | 47 | 54 | 92 | 39  |    | 48 | 68 | 23 | 100 | 29219  |
| 2001 | 96  | 69 | 52 | 40 | 39 | 45 |     |    | 44 | 73 | 40 |     | 36531  |
| 2002 | 59  | 57 | 53 | 49 | 55 | 67 | 57  |    | 60 |    |    |     | 26719  |
| 2003 | 97  | 36 | 12 | 7  | 2  | 2  | 9   |    | 11 | 0  | 36 | 92  | 26834  |
| 2004 | 23  | 11 | 5  | 6  | 0  | 0  |     |    | 13 | 4  | 15 | 4   | 32024  |
| 2005 | 31  | 16 | 9  | 2  | 2  | 5  |     |    | 23 | 28 |    |     | 34679  |
| 2006 | 75  | 63 | 21 | 19 | 15 | 0  |     |    | 33 | 30 | 48 | 32  | 69047  |
| 2007 | 60  | 29 | 13 | 7  | 24 | 36 |     |    | 31 | 33 | 51 | 72  | 52064  |
| 2008 | 95  | 86 | 70 | 37 | 43 | 57 |     |    | 80 | 79 | 53 |     | 113775 |
| 2009 | 95  | 87 | 51 | 28 | 54 | 62 | 77  | 89 | 79 | 81 | 94 |     | 129777 |
| 2010 | 92  | 92 | 61 | 77 | 93 | 96 | 95  | 86 | 89 | 96 | 97 |     | 90703  |

remuestreo se realiza muestreando con reemplazo de manera aleatoria la secuencia temporal de las series de datos (para detalles ver Correa-Ramírez & Hormazabal, 2012). En este estudio se incorporó la serie de proporción en las capturas en un análisis MTM con parámetros ancho de banda = 2 y número de ventanas ortogonales = 3. Los niveles de significancia utilizados corresponden al 99, 95, 90, 80 y 50% para identificar frecuencias significativas en la serie de proporción de especies en la captura (Correa-Ramírez & Hormazabal, 2012).

#### Alternancia de especies basada en reclutamientos

La verificación de las potenciales alternancias temporales en la fuerza del reclutamiento de ambas especies se realizó mediante el método de correlación con retraso (Orfanidis, 1996), para lograr establecer la escala temporal en que se generan cambios en la abundancia poblacional debido a la fuerza del reclutamiento anual.

Los reclutamientos de sardina común y anchoveta son estimados dentro de un modelo integrado de evaluación de stock, estructurado en edades para cada recurso y bajo una escala temporal anual que comprende los años 1991-2010, de acuerdo al enfoque de Gatica *et al.* (2007). Siguiendo a Arteaga & Cubillos *et al.* (2008) los reclutamientos provenientes de la

modelación indirecta para el recurso sardina común deben contener información estructurada bajo escala anual biológica ya que representa de mejor manera la fuerza de la clase anual. En este contexto el reclutamiento fue modelado considerando que la sobrevivencia de la abundancia por grupos de edad y años, se modela según la siguiente expresión:

$$N_{t,a} = \begin{cases} N_{t,0} \\ N_{t-1,a-1} \times \exp(-Z_{t-1,a-1}) \\ N_{t-1,m-1} \times \exp(-Z_{t-1,m-1}) + N_{t,m} \times \exp(-Z_{t,m}) \end{cases}$$

$a = 0$   
 $a = 1,2$   
 $m = 3(\text{sardina})$   
 $m = 4(\text{anchoveta})$

donde  $N_{t,a}$  representa el tamaño poblacional a comienzos del periodo de tiempo  $t$  (año) y edad  $a$  y  $m$  representa la edad más longeva que en anchoveta corresponde a 5 años (edades desde 0 a 4 años) y en sardina 4 años (edades desde 0 a 3 años),  $Z$  representa la mortalidad total que corresponde a la suma de la mortalidad por pesca y por muerte natural de la especie. El reclutamiento o abundancia inicial de las clases anuales a la edad 0 en todos los años fueron estimadas según la expresión:

$$N_{t,0} = \bar{R} \times \exp(\eta_t)$$

donde  $\bar{R}$  es el reclutamiento promedio y  $\eta_t$  es la desviación anual en escala logarítmica que oscila en  $\ln(\eta_t) \sim [(-1,46); (0,639)]$ . Por lo tanto, se asume que  $\eta_t \in N[0, \sigma_R^2]$ , donde  $\sigma_R$  es el coeficiente de variación del reclutamiento. El proceso de estimación de los modelos estadísticos edad estructurados para ambas especies utilizó el algoritmo de estimación AD Model Builder© de la Otter Research Ltd. (otter@island.net). Para el análisis de series de tiempo se considera que los reclutamientos estimados bajo escala temporal anual biológica en sardina común y estructura calendario en anchoveta, son compatibles para efectos de análisis de alternancia, ya que representan la clase anual entrante del mismo año.

Para evitar que el análisis de correlación cruzada con retardo genere correlaciones espurias, ambas series de reclutamiento deben constituir procesos estacionarios. Para verificar que esta premisa se cumpla, se analizaron ambas series de reclutamiento por separado respecto a su estabilidad, homocedasticidad de varianza y autocorrelación. Una vez que las series han sido transformadas a procesos estacionarios, estas pueden ser sometidas a tests de inferencia clásicos para definir la significancia de la correlación. En este caso las series fueron homogenizadas en media mediante análisis de regresión lineal, y homogenizadas en varianza mediante una transformación *ad-hoc* a la naturaleza de los datos sugerida por la aplicación BoxCox.ar del paquete TSA para R (Cryer & Chan, 2008). Una vez blanqueadas las series, los coeficientes  $\rho_{XY}(k)$  de la función de correlación cruzada a partir de las series estacionarias del reclutamiento de anchoveta ( $X$ ) y sardina común ( $Y$ ) para los retardos  $\pm k$  (donde el máximo de retardos estuvo dado por  $10 * \log_{10}(N)$  donde  $N$  es el número de observaciones) donde los valores no significativos ( $P > 0,05$ ) cumplen con la condición equivalente al nivel crítico definido por la siguiente expresión  $-2/\sqrt{(N-k)} \leq \rho_{XY}(k) \leq 2/\sqrt{(N-k)}$  de acuerdo a Box & Jenkins (1976).

### Estacionalidad en el crecimiento

Se analiza la estacionalidad en el crecimiento para determinar el incremento somático en longitud y peso de las cohortes desde los meses de inicio de la operación de pesca para sardina común y anchoveta por medio de análisis de cohortes desde 1990 a 2010 en sardina común y 1990 a 2006 en anchoveta. Los datos utilizados corresponden a frecuencia de tamaños mensuales que se obtuvo desde los principales puertos de operación (Talcahuano, San Vicente, Coronel, Lota, Puerto Saavedra y Corral) por medio del seguimiento

biológico y pesquero de la pesquería de pequeños pelágicos de INPESCA. Los datos de frecuencia de tamaños totales comprende el muestreo de más de 1 millón de ejemplares para el período analizado (Tabla 1), permitiendo inferir que existe una fuerte base informativa proveniente de los principales focos de descarga de estas especies, abarcando del mismo modo un amplio espectro de tamaños lo que permite seguir adecuadamente las cohortes. La escala de observación para el análisis de cohorte fue mensual, por consiguiente las frecuencias de tamaño se agruparon al mes considerando además, su ponderación a la captura para obtener un aproximado de la distribución de tamaños en la misma.

Las distribuciones de frecuencia de longitud de las capturas fueron analizadas por medio de descomposición modal (MacDonald & Pitcher, 1979). Se utilizó el paquete *mixdist* implementado en ambiente estadístico R (MacDonald & Green, 1988), que asume que las distribuciones de longitud están compuestas por una mezcla finita de funciones de densidad. La función de densidad probabilística de una variable ( $X$ ) de cada componente ( $i$ ), asume una distribución normal con tres parámetros: longitud promedio ( $\mu_i$ ), desviación estándar ( $\sigma_i$ ) y su proporción en la distribución total ( $\pi_i$ ). Finalmente, se estimaron parámetros para cada muestra mensual de frecuencias de longitud, lo que permitió seguir visualmente las cohortes presentes en las pesquerías.

Para modelar el crecimiento de cada cohorte se utilizó la ecuación modificada de crecimiento de von Bertalanffy (Somers, 1988), la cual aproxima la naturaleza de la variación estacional en la tasa de crecimiento observada en estas especies fuertemente dependientes de los ciclos estacionales asociados a los eventos de surgencia en la zona centro-sur de Chile (Cubillos *et al.*, 2001).

$$L_{esth,t} = L_\infty \left[ 1 - \exp \left( -k \left( \frac{t}{12} - t_0 \right) - \frac{Ck}{2\pi} \times \left( \sin \left( 2\pi \left( \frac{t}{12} - t_s \right) \right) - \sin(2\pi(t_0 - t_s)) \right) \right) \right]$$

donde  $L_{esth,t}$  es la longitud promedio del pez a la cohorte  $h$  y al mes  $t$ ,  $L_\infty$  es la longitud asintótica,  $k$  es el coeficiente de crecimiento,  $t_0$  es la edad hipotética y  $C$  es una constante sin dimensiones que expresa la amplitud de la oscilación del crecimiento y  $t_s$  es un parámetro que da cuenta de la fase del crecimiento estacional. El ajuste del modelo de crecimiento utiliza una función de verosimilitud log-normal de la siguiente forma:

$$-\log L_h = \sum_{i=1}^{n_h} \left( 0,5 \log(\sigma_{h,i}^2) + \frac{(L_{obsh,t} - L_{esth,t})^2}{2\sigma_{h,i}^2} \right)$$

donde  $n_h$  representa el número de observaciones en cada cohorte analizada. De la descomposición modal se obtuvo la longitud media mensual  $L_{obs\ h,t}$ , junto con su varianza  $\sigma_{h,t}^2$ . El objeto de determinar el crecimiento en la escala mensual consiste en relacionar el patrón de crecimiento intra-anual de las cohortes con el principal periodo de pesca, asociado a las diferencias de tamaño y peso atribuidas al crecimiento en ambas especies y su relación con los rendimientos e inicio óptimo de actividad operacional. Además, el análisis permite discutir la sensibilidad del inicio óptimo de captura dada la naturaleza del crecimiento de estas especies y cómo esto puede condicionar un análisis de EEM. Además, cabe destacar que el análisis de cohortes se realiza para ambas especies con información proveniente de un sólo monitoreo biológico y pesquero, sin vacíos en información (excepto períodos de vedas) y bajo metodologías de muestreo constantes y estándares.

### Condición e índices ambientales

Fundamentados en Cubillos (1999) y Sepúlveda *et al.* (2003), Cubillos *et al.* (2007) plantean un esquema conceptual espacio temporal para la estructura poblacional de sardina común y anchoveta en el centro-sur de Chile, donde las variaciones en las condiciones medias del ambiente modulan los procesos demográficos, generando fluctuaciones en el nivel de reclutamiento de estas especies pelágicas (Bakun, 1996). Bajo este concepto, se seleccionó una serie de variables ambientales que se consideran relevantes para describir el hábitat de los pequeños pelágicos de 1991 a 2010. Se analiza la correlación de algunos indicadores ambientales respecto al reclutamiento de ambos recursos, para evaluar su incorporación a reglas de cosecha o en el condicionamiento de un MO. En efecto, Basson (1999) y Hurtado-Ferro *et al.* (2010) determinan que la incorporación de factores ambientales directamente sobre acciones de manejo puede reducir el riesgo asociado a deplección e incrementar los rendimientos.

Se construyeron series temporales de anomalía de la temperatura superficial del mar (TSM), anomalía de la concentración de clorofila-*a* (CHL) y transporte zonal de Ekman (TZE; a partir de datos de viento). Los datos TSM abarcaron el periodo entre 1991 y 2010 y correspondieron a datos mensuales obtenidos de: i) programa Pathfinder (agencia PODAAC, <ftp://ftp.podaac.jpl.nasa.gov>) con resolución 4x4 km para el periodo 01/1991-06/2002, ii) programa Modis Aqua (OceanColor Web, <http://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/MODISA/>) para el periodo 07/02-12/10. Los datos de concentración de clorofila-*a* (periodo 1991-2010) corresponden a datos mensuales obtenidos de: i)

programa SeaWifs (OceanColor Web) con resolución 9x9 km para el periodo 09/1997-06/2002, ii) programa Modis Aqua (OceanColor Web) para el periodo 07/02-12/10. Los datos de dirección e intensidad del viento se obtuvieron desde el programa Quikscat (<http://www.ifremer.com>) con resolución de  $\frac{1}{4}$  de grado para el periodo 08/1999-10/2009. Para fusionar las series de CHL que provienen de distintos programas, estas fueron intercalibradas, utilizando técnicas de regresión lineal, para el periodo en que se cuenta con datos para ambos sensores (01/2003-12/2007) según lo sugerido por Hu *et al.* (2007). Las series de TSM y CHL fueron extraídas entre  $35^\circ$  y  $40^\circ\text{S}$ , y entre la línea de costa y  $74^\circ30'W$  que abarca el sector nerítico donde habitan los pequeños pelágicos. La serie de transporte de Ekman, se obtuvo a los  $37^\circ30'S$ , donde valores negativos implican transporte costa afuera y positivos, costa adentro.

Para investigar la incidencia de variables ambientales sobre el reclutamiento anual de sardina común y anchoveta se aplicó un análisis de regresión lineal. Las variables TSM, CHL y TZE se utilizaron dado que han sido identificadas en otros sistemas como *proxies* de procesos que reflejan la influencia del ambiente sobre la dinámica de pequeños pelágicos (Bakun, 1985; Cury & Roy, 1989). Se obtuvo la señal media de cada una de las variables ambientales para el periodo septiembre-noviembre, que corresponde a la etapa post-desove invernal y previa al reclutamiento de verano (Cubillos *et al.*, 2001), período en el cual se ha descrito que el ambiente ejerce un mayor control sobre las poblaciones de peces pelágicos (Bakun, 1996). Para evitar correlaciones espurias entre las variables ambientales y el reclutamiento se realizó un análisis de autocorrelación y normalidad sobre los residuos de la regresión lineal para cada uno de los casos evaluados.

### Patrón de reclutamiento

Los patrones de reclutamiento en ambas especies se describieron mediante el empleo del modelo propuesto por Gayanilo *et al.* (1955), resuelto mediante el paquete de programas FiSAT, cuya metodología permite estimar sobre una escala temporal, anual biológica en sardina común y calendario en anchoveta, el momento del año en que ocurre la incorporación de reclutas a la población, por medio análisis de series temporales de datos de frecuencia de longitud. Los muestreos de frecuencia de tamaños provienen de los principales centros de descarga de Chile centro-sur y representan las principales zonas de pesca sobre estas especies. Lo anterior se efectuó mediante el seguimiento biológico pesquero de INPESCA sobre especies pelágicas.

De esta forma, se retro-proyectaron las estructuras mensuales de longitud de sardina común y anchoveta,

para algunos años característicos en términos de niveles de abundancia de las especies desde evaluaciones de stock indirectas según el método de Gatica *et al.* (2007). El modelo de patrón de reclutamiento incorpora los parámetros de crecimiento cohorte-específicos, ligando el crecimiento específico de la cohorte entrante, considerando que el método asume que todos los individuos de la muestra crecen conforme a la ecuación definida por los parámetros de crecimiento asignados.

## RESULTADOS

### Alternancia de especies basada en datos de captura

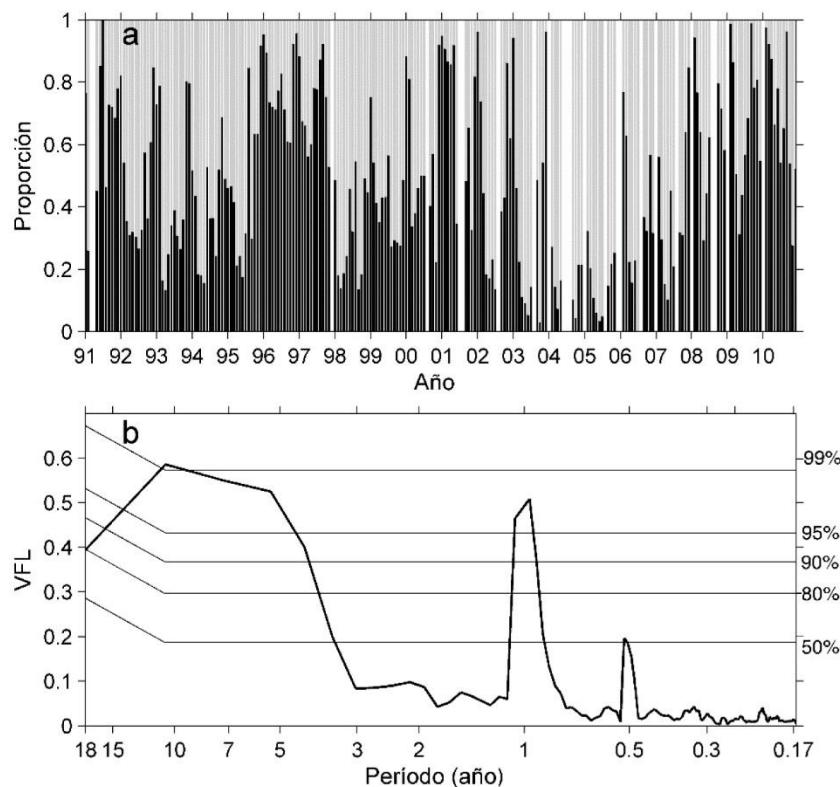
Los resultados del análisis de las series mensuales de proporción de especies en las capturas desde 1990 a 2010, reflejan un patrón característico con una mayor proporción de sardina común durante el primer trimestre del año, para posteriormente observar una paulatina inversión en la proporción mediada principalmente por factores operacionales y de abundancia en las zonas de pesca, que da lugar a una mayor incidencia de anchoveta para finalizar con un repunte de sardina común en los últimos meses del año (Tabla 1). La serie de proporción de especies (Fig. 1a) evidencia patrones alternantes entre las especies, acentuando tal condición desde 2003 a 2007, con la menor incidencia de sardina común en las capturas, situación que se revierte drásticamente desde 2008 con absoluta dominancia de sardina común. Estas series de proporción de especies en las capturas fueron incorporadas en un análisis espectral mediante el método MultiTaper (MTM) según lo descrito anteriormente. Como resultado del análisis espectral se evidenciaron cuatro frecuencias dominando la variabilidad del proceso (0,5, 1, 5 y 10 años) (Fig. 1b); la primera asociada a la estacionalidad de la pesquería explicada anteriormente, la segunda vinculada al ciclo anual de las capturas (ciclo biológico de los pequeños pelágicos), y las dos últimas que dan cuenta de una variabilidad de baja frecuencia entre 5 y 10 años, que podría asociarse a una alternancia entre las capturas de sardina común y anchoveta en dicha escala.

### Alternancia de especies basada en reclutamientos

Las series crudas de reclutamiento de sardina común y anchoveta provenientes de estimaciones del modelo estadístico edad estructurado se muestran en las Figuras 2a y 3a respectivamente. Ambas series de tiempo presentaron inconstancia en media, las que fueron estabilizadas por medio de un ajuste de regresión lineal (Figs. 2b, 3b). El análisis de homocedasticidad realizado sobre estas series resultantes evidenció inestabilidad en varianza, la que fue estabilizada mediante transformación Box-Cox en el caso de la serie de sardina común y mediante transformación logarítmica en el caso de la serie de anchoveta (parámetros  $\lambda = 0,6$  y  $\lambda = 0,0$  respectivamente) (Figs. 2c, 3c). Finalmente, las series transformadas de reclutamiento no evidenciaron niveles significativos de autocorrelación (Figs. 2d, 3d). Una vez llevadas ambas series a procesos estacionarios, se realizó la correlación cruzada con retardos para observar patrones de alternancia. De acuerdo a este análisis se obtuvo una correlación significativa con un retraso de 8 años entre ambas series de reclutamiento ( $r = 0,48$ ), lo que se interpreta como la escala temporal bajo la cual ocurren procesos de alternancia en la abundancia del reclutamiento de una especie respecto a la otra (Fig. 4). De esta manera, el incremento en los reclutamientos de sardina común estaría asociado a un incremento proporcional del reclutamiento de anchoveta con un desfase de 8 años. Un ejemplo claro de esta alternancia se observa en los últimos tres años del análisis con niveles de reclutamiento de sardina común por sobre los 2 millones de toneladas, posicionándose como los más altos en la serie en contraposición a los reclutamiento de anchoveta que se encuentran en torno a las 300 mil ton.

**Estacionalidad en el crecimiento**

El patrón de crecimiento estacional para todas las cohortes bajo estudio fue evidenciado destacando un rápido crecimiento durante los períodos estivales y un menor crecimiento durante invierno, condición atribuible a la estrategia reproductiva de las especies (Cubillos, 1999). La estacionalidad en el crecimiento quedó de manifiesto por medio del parámetro  $C$  que representa la amplitud de las oscilaciones del crecimiento y cuyo rango paramétrico varía entre 0 y 1. Así, cuando es 0 el crecimiento es continuo, sin crecimiento estacional, mientras que el valor 1 implica una detención del crecimiento en algún momento del ciclo anual. Alternativamente, se consideró el análisis sobre el parámetro  $t_s$  reemplazado por el punto de invierno ( $WP = t_s + 0,5$ ), que equivale al momento dentro del ciclo anual en que ocurre el menor crecimiento. En este contexto, la Tabla 2 muestra el valor del parámetro  $C$  en las cohortes de sardina común, donde se observó una marcada estacionalidad (Fig. 5a), primando el valor 1 con un bajo  $CV$  en la estimación. Lo anterior, contrasta con los bajos valores de  $C$  (Fig. 5b) (que determinan una baja estacionalidad) y que contienen una alta variación (Tabla 2). En cuanto al  $WP$ , este indica que el menor crecimiento ocurrió en el período de invierno (Tabla 2). En anchoveta se observó estacionalidad en el crecimiento (Fig. 5c) en función del valor del parámetro  $C$  con una baja variación y valores de  $WP$  que indican una detención del crecimiento durante el período invernal. En la Tabla 2 se muestra, además, que en algu-



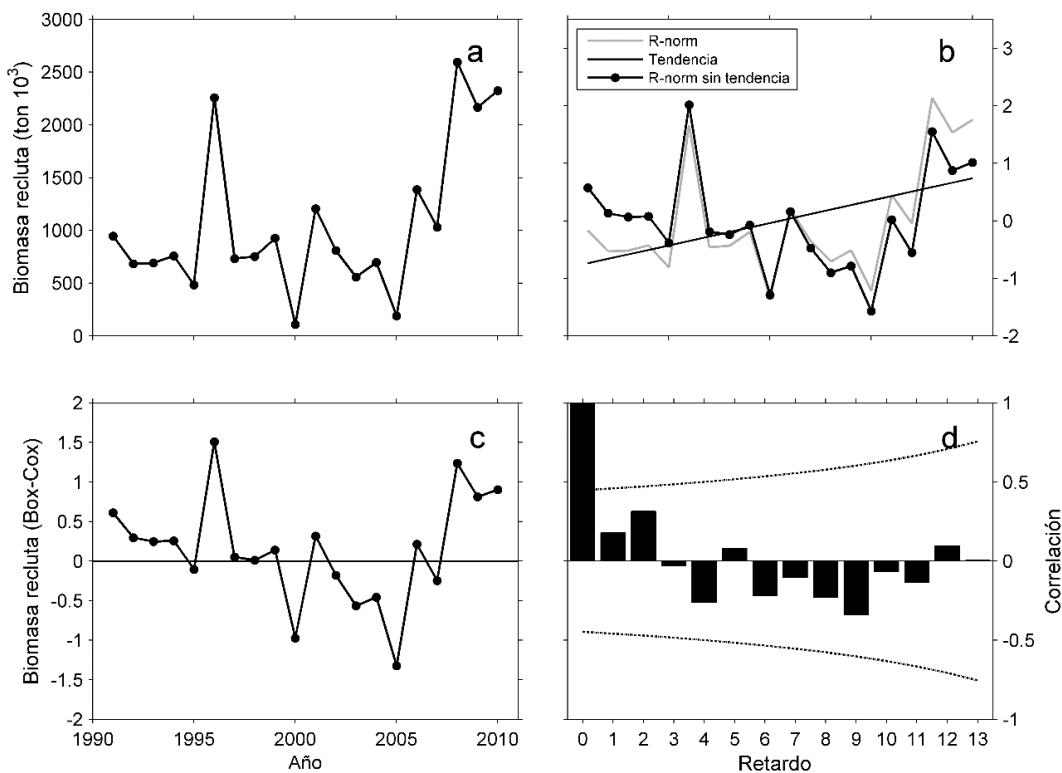
**Figura 1.** Serie de 20 años (1991-2010) de la proporción de especies (sardina común/anchoveta) registrada mensualmente en la pesquería de pequeños pelágicos de la zona centro-sur de Chile (barras oscuras representan a sardina común) a). Espectro de Varianza Fraccional Local calculado b).

nos años existió evidencia de baja estacionalidad en el crecimiento de ambos recursos (Figs. 5b, 5d), aspecto que se traduce en un crecimiento continuo de la cohorte, condición que no representa el común en estas especies. Efectivamente, esta condición puntual estaría asociada a una respuesta diferenciada de las cohortes frente a la variabilidad ambiental (procesos físicos), y a un cambio demográfico en la estructura de tamaños de la cohorte debido a un adelantamiento o retraso de la estrategia reproductiva (Cubillos *et al.*, 2001; Claramunt *et al.*, 2013).

El concepto de estacionalidad en el crecimiento de estas especies condiciona la pesquería, en el sentido del rendimiento de pesca, donde individuos de mayor tamaño implican un mayor peso y consecuente mayor biomasa desembarcada. Bajo esta perspectiva, se analizó la longitud y peso medio de las cohortes anuales en los meses de inicio de temporada de pesca para sardina común (Fig. 6), destacándose que hubo incrementos en la longitud media de los individuos reclutados de febrero a mayo con tamaños promedio de 8,7 cm ( $CV = 0,1$ ), 9,3 cm ( $CV = 0,1$ ), 9,7 cm ( $CV = 0,1$ ) y 9,9 cm ( $CV = 0,1$ ) respectivamente (Tabla 3).

Respecto al peso de las cohortes se observó en promedio para febrero 6,3 g ( $CV = 0,41$ ), marzo 7,9 g ( $CV = 0,36$ ), abril 8,6 g ( $CV = 0,34$ ) y mayo 8,6 g ( $CV = 0,3$ ) (Tabla 3). En consideración a estas diferencias, destacan aquellas entre meses relacionadas al rápido crecimiento de esta especie. En efecto, se observó un incremento porcentual en peso de febrero a marzo entre 10 y 32% en la totalidad de las cohortes, donde desde marzo hasta mayo el incremento porcentual en peso es menor debido a un menor crecimiento (Tabla 3).

En anchoveta, la longitud y peso medio de las cohortes anuales en los meses de inicio de la operación pesquera dan cuenta de una menor variación (Fig. 7), relacionado al crecimiento entre meses, con tamaños promedio entre febrero y mayo en 8,1 cm ( $CV = 0,11$ ), 8,4 cm ( $CV = 0,9$ ), 8,6 cm ( $CV = 0,9$ ) y 8,8 cm ( $CV = 0,9$ ) respectivamente (Tabla 4). Los pesos promedio de las cohortes no mostraron importantes aumentos entre meses, durante febrero se observaron 4,1 g ( $CV = 0,38$ ), marzo 4,4 g ( $CV = 0,3$ ), abril 4,3 g ( $CV = 0,29$ ) y mayo 4,4 g ( $CV = 0,28$ ), condición que ratifica un bajo incremento porcentual en peso de febrero a marzo, marzo a abril y abril a mayo (Tabla 4).



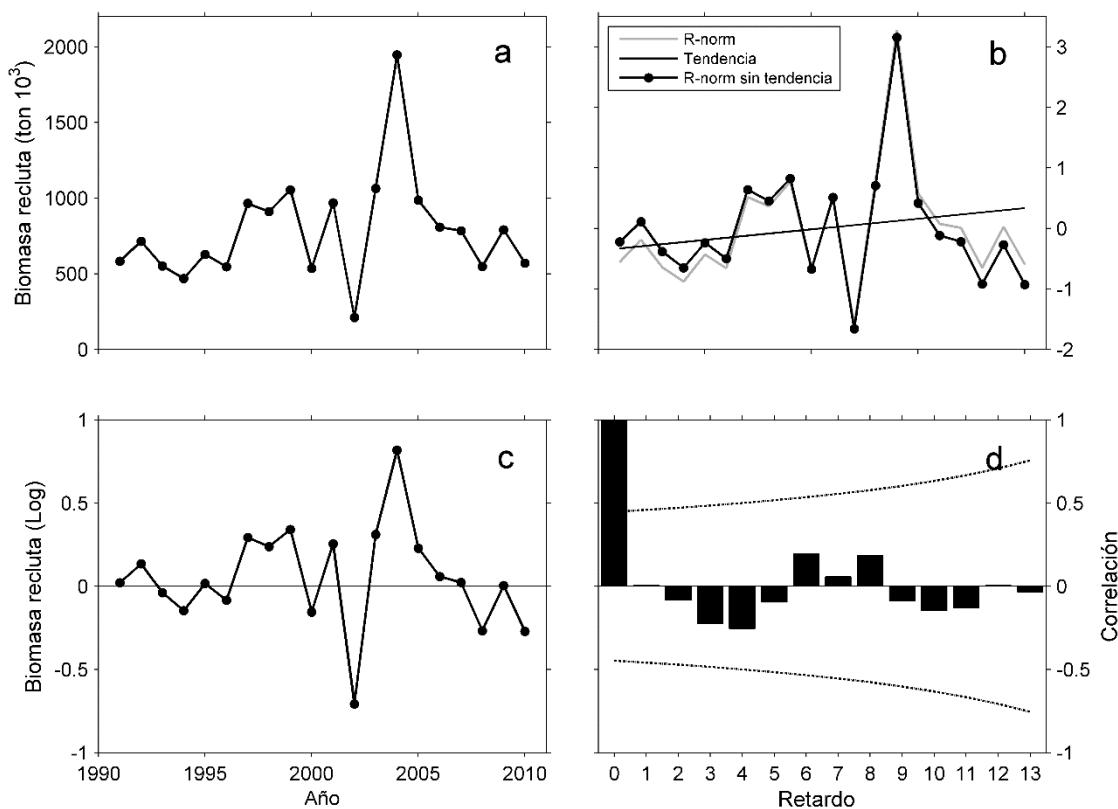
**Figura 2.** Análisis de la serie temporal de reclutamiento en sardina común: a) serie de biomasa recluta estimada para el periodo 1991-2010, b) remoción de tendencia lineal desde la serie de reclutamiento, c) homogenización de varianza mediante transformación Box-Cox, d) análisis de autocorrelación desde serie de reclutamiento sin tendencia y con varianza homogénea.

### Variabilidad de las condiciones del hábitat y su relación con la fuerza del reclutamiento

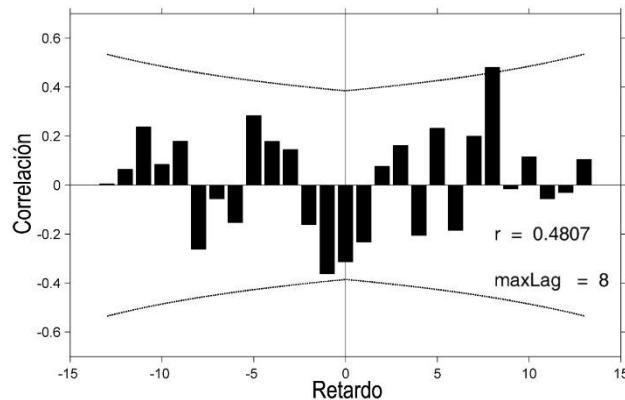
Durante las dos décadas analizadas resulta evidente la ocurrencia de marcadas alternancias en las características oceanográficas del sector costero del centro-sur de Chile. Períodos cálidos ligados a eventos El Niño en la región del Pacífico Ecuatorial, se observaron en 1992, 1995 y 1997-1998 cuando las anomalías positivas dominaron el área de distribución de pequeños pelágicos (Fig. 8a). Períodos fríos, observados en alternancia a los cálidos, fueron débiles durante la primera década de estudio. Sin embargo, hacia el final de la serie se observaron importantes períodos de anomalías negativas asociados a un fortalecimiento del sistema subantártico (Fig. 8a). Los eventos fríos más relevantes se observaron en los períodos 2007 y 2009-2010. Los períodos antes descritos parecen estar relacionados con altos niveles de producción biológica del sistema costero de la zona centro-sur. Mientras que durante los períodos El Niño se observaron anomalías negativas en la CHL, en los períodos fríos el sistema muestra mayor productividad biológica asociada a mayores concentraciones de CHL (Fig. 8b). El análisis del TZE evidenció

una alta variabilidad intra-anual y bajos niveles de variabilidad interanual, no obstante se apreció una señal que parece estar en fase con la señal de la CHL (Fig. 8c).

Las relaciones entre el reclutamiento de ambas especies y las fluctuaciones ambientales fueron analizadas considerando las condiciones durante la fase de pre-reclutamiento (septiembre-noviembre). El nivel de reclutamiento de sardina común mostró una correlación inversa significativa ( $P < 0,05$ ) con la anomalía de TSM (Fig. 9a). En el caso de la anchoveta, el reclutamiento mostró una situación opuesta, con una relación positiva significativa ( $P < 0,05$ ) con la TSM (Fig. 10a). Por otra parte, se encontró que la correlación entre el reclutamiento de sardina común y la anomalía de la CHL fue positiva y significativa ( $P < 0,05$ ) (Fig. 9d). De manera opuesta, el reclutamiento de anchoveta mostró una relación inversa y significativa con la anomalía de CHL (Fig. 10d). Finalmente, tanto el reclutamiento de sardina común como el de anchoveta no fueron explicados significativamente por el TZE durante el período septiembre-noviembre. No obstante, la tendencia mostró mayores reclutamientos de sardina



**Figura 3.** Análisis de la serie temporal de reclutamiento en anchoveta: a) serie de biomasa recluta estimada para el periodo 1991-2010, b) remoción de tendencia lineal desde la serie de reclutamiento, c) homogenización de varianza mediante transformación logarítmica, d) análisis de autocorrelación desde serie de reclutamiento sin tendencia y con varianza homogénea.



**Figura 4.** Correlación cruzada entre series de reclutamiento de sardina común (*Strangomeria bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) entre 1990 y 2010, con máximos retardo o desfase cada 8 años.

común a bajos niveles de TZE (Fig. 9g), un escenario inverso a lo observado en anchoveta (Fig. 10g). Para evitar correlaciones espurias se analizó la estructura de los residuos de las regresiones realizadas, los que no

presentaron niveles de autocorrelación en sardina común (Figs. 9b, 9e, 9h), al igual que en el caso de anchoveta (Figs. 10b, 10e, 10h). A su vez, los residuos no evidenciaron violaciones serias a la normalidad, siguiendo la curva de densidad normal razonablemente para todos los casos en sardina común (Figs. 9c, 9f, 9i), al igual que en anchoveta aunque en menor medida en el caso de el TZE (Figs. 10c, 10f, 10i).

#### Patrón de reclutamiento

La sardina común presentó un reclutamiento continuo pero con una moda principal entre el período diciembre-febrero (Fig. 11a). Este patrón guardaría relación con los procesos de intercambio entre las diferentes zonas de distribución, y pesca asociado a los períodos máximos reproductivos en la época invernal. No obstante este patrón, los años caracterizados tanto para sardina común como para anchoveta corresponden a altos y bajos niveles de abundancia verificados mediante evaluación indirecta de stock (Gatica *et al.*, 2007; Feltrin, 2009). Así, para el año biológico 1990/91 que representa el comienzo de la pesquería, en

**Tabla 2.** Variación de los parámetros de historia de vida que definen la estacionalidad en el crecimiento en sardina común (*Strangomeria bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) de las cohortes desde 1990 a 2010 y 1990 a 2006 respectivamente. C: amplitud del crecimiento y CV<sub>C</sub>: coeficiente de variación del parámetro C; Wp: momento del año donde se produce la menor tasa de crecimiento y CV<sub>Wp</sub>: coeficiente de variación del parámetro Wp.

| Cohorte | <i>Engraulis ringens</i> |                 |      |                  | <i>Strangomeria bentincki</i> |                 |      |                  |
|---------|--------------------------|-----------------|------|------------------|-------------------------------|-----------------|------|------------------|
|         | C                        | CV <sub>c</sub> | Wp   | CV <sub>Wp</sub> | C                             | CV <sub>c</sub> | Wp   | CV <sub>Wp</sub> |
| 1990    | 1                        | 0               | 0,26 | 0,05             | 1                             | 0               | 0,34 | 0,07             |
| 1991    | 1                        | 0               | 0,10 | 0,08             | 1                             | 0               | 0,41 | 0,06             |
| 1992    | 1                        | 0               | 0,37 | 0,04             | 0,97                          | 0,4             | 0,46 | 0,05             |
| 1993    | 0,94                     | 0,2             | 0,52 | 0,04             | 0,86                          | 0,4             | 0,32 | 0,05             |
| 1994    | 1                        | 0               | 0,27 | 0,04             | 0,20                          | 1,1             | 0,16 | 0,30             |
| 1995    | 1                        | 0               | 0,23 | 0,05             | 0,34                          | 1,1             | 0,32 | 0,20             |
| 1996    | 0,54                     | 0,5             | 0,10 | 0                | 0,43                          | 0,8             | 0,38 | 0,20             |
| 1997    | 0,80                     | 0,4             | 0,31 | 0,07             | 1                             | 0               | 0,42 | 0,06             |
| 1998    | 0,99                     | 0,6             | 0,48 | 0,10             | 1                             | 0               | 0,39 | 0,09             |
| 1999    | 0,84                     | 0,5             | 0,17 | 0,10             | 0,47                          | 0,9             | 0,46 | 0,20             |
| 2000    | 1                        | 0               | 0,28 | 0,05             | 0,25                          | 2,3             | 0,64 | 0,30             |
| 2001    | 1                        | 0               | 0,30 | 0,04             | 1                             | 0               | 0,46 | 0,05             |
| 2002    | 0,41                     | 0,9             | 0,61 | 0,20             | 0,55                          | 0,9             | 0,73 | 0,10             |
| 2003    | 0,39                     | 1,2             | 0,71 | 0,10             | 0,29                          | 1,4             | 0,50 | 0,30             |
| 2004    | 0,19                     | 1,7             | 0,46 | 0,30             | 1                             | 0               | 0,50 | 0,06             |
| 2005    | 0,73                     | 0,4             | 0,21 | 0,07             | 0,30                          | 1,9             | 0,10 | 0                |
| 2006    | 1                        | 0               | 0,21 | 0,05             | 1                             | 0               | 0,31 | 0,05             |
| 2007    |                          |                 |      |                  | 1                             | 0               | 0,44 | 0,05             |
| 2008    |                          |                 |      |                  | 0,30                          | 1,3             | 0,63 | 0,30             |
| 2009    |                          |                 |      |                  | 0,85                          | 0,3             | 0,29 | 0,08             |
| 2010    |                          |                 |      |                  | 0,83                          | 0,5             | 0,36 | 0,10             |

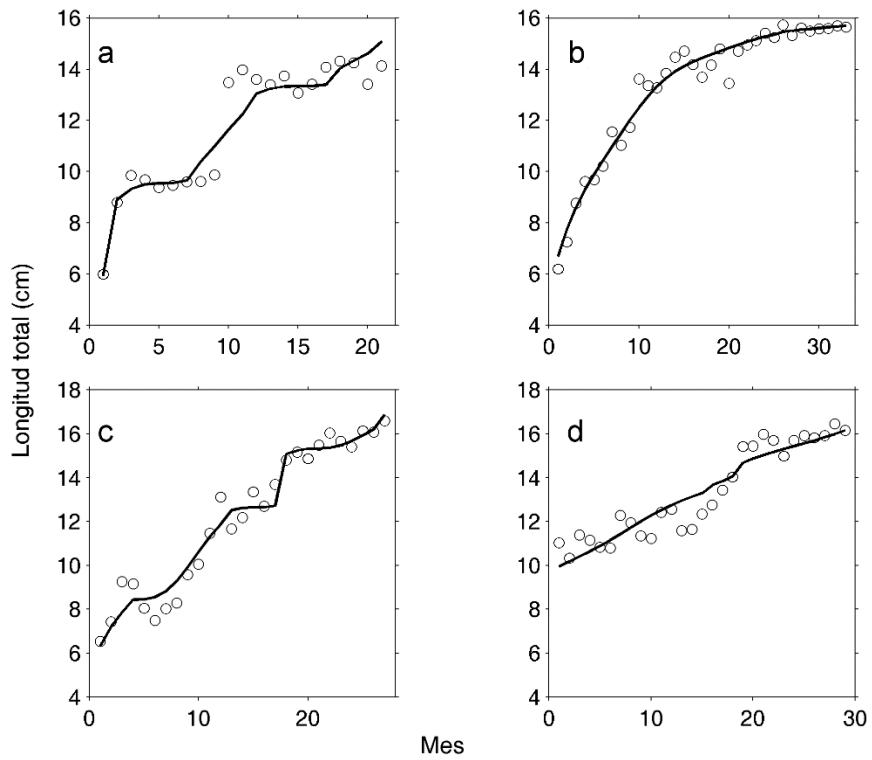
cuanto a importantes niveles extractivos, el patrón de reclutamiento estuvo caracterizado casi por un continuo aporte de reclutas, apreciándose máximos aportes en noviembre y marzo. Durante 1996/97, donde ocurre el primer nivel de biomasa más alto en la serie total, el patrón de reclutamiento fue exclusivamente unimodal con más de un 30% del reclutamiento durante diciembre. En el año biológico 2004/05 la biomasa de sardina común decae a su nivel más bajo, observándose que el máximo aporte de reclutas ocurre durante febrero con un aporte secundario en agosto. Finalmente, durante el año 2009/10 donde se observó el nivel de abundancia más alto en la serie total, se apreció un patrón de reclutas bimodal con aportes en noviembre y enero.

En la anchoveta, el patrón de reclutamiento se analizó en los años 1990, 1998, 2004 y 2006, en referencia a períodos de abundancia característicos del stock analizado. En efecto, el patrón de reclutamiento de 1990, que está asociado al comienzo de la explotación con altos niveles extractivos en esta pesquería, tuvo un comportamiento bimodal con aportes de reclutas en junio y septiembre de 19 y 15% respectivamente (Fig. 11b). Durante 1998, se obser-

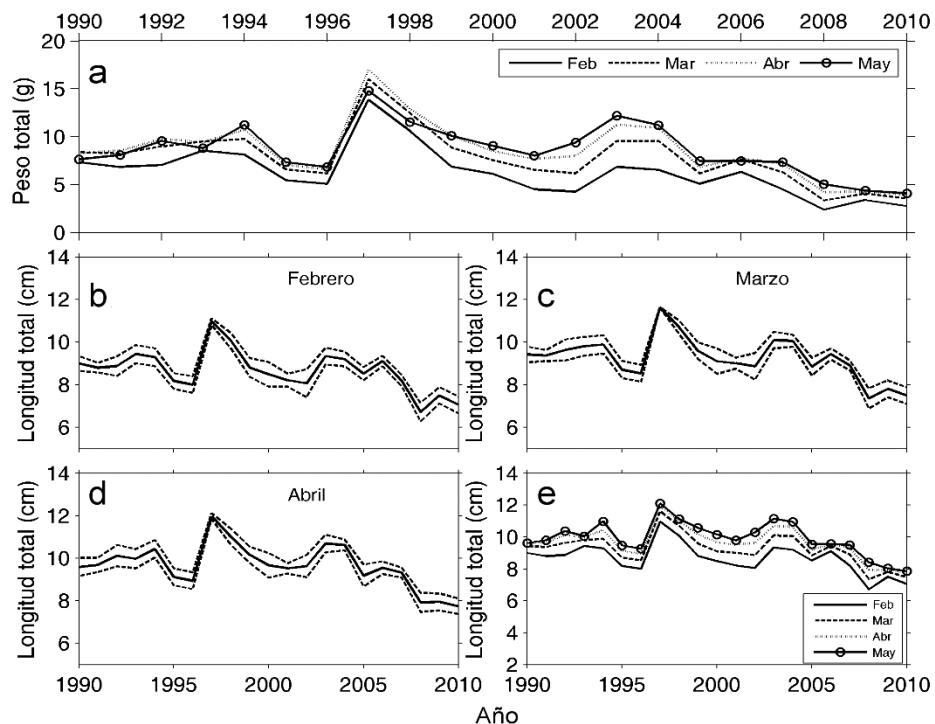
varon tres pulsos de reclutamiento en junio, agosto y noviembre, este último con mayor aporte de reclutas con poco más de un 20% y cuya cohorte del año presentó un bajo crecimiento ( $K = 0,3$ ) y alta estacionalidad ( $C = 0,99$ ) (Tabla 2). En 2004, cuando se registró la mayor abundancia en este stock, el patrón de reclutamiento fue relativamente parejo a lo largo del año, sin dar cuenta de una moda predominante de pulso de reclutas. Además, estos pulsos de reclutamientos mensuales están asociados con un lento crecimiento de la cohorte y baja estacionalidad ( $C = 0,13$ ). Finalmente, durante 2006 comenzó una caída sostenida en los niveles de abundancia según lo manifestado por las evaluaciones de stock y prospecciones acústicas (Castillo *et al.*, 2008), el patrón de reclutamiento mostró un comportamiento casi unimodal a lo largo del año, aunque se observaron dos máximos de reclutamiento en junio y agosto con 21 y 22% respectivamente.

#### Integración de resultados hacia un modelo operativo

El primer paso en la evaluación de estrategias de explotación consiste en la generación de un modelo



**Figura 5.** Comparación de curvas respecto a la amplitud en la estacionalidad del crecimiento asociada al parámetro C. Longitud media observada y estimada en puntos y línea respectivamente. Mes de inicio octubre. a) sardina común ( $C = 1$ ; año 2007), b) sardina común ( $C = 0,2$ ; año 1994), c) anchoveta ( $C = 1$ ; año 1994), d) anchoveta ( $C = 0,19$ ; año 2004).



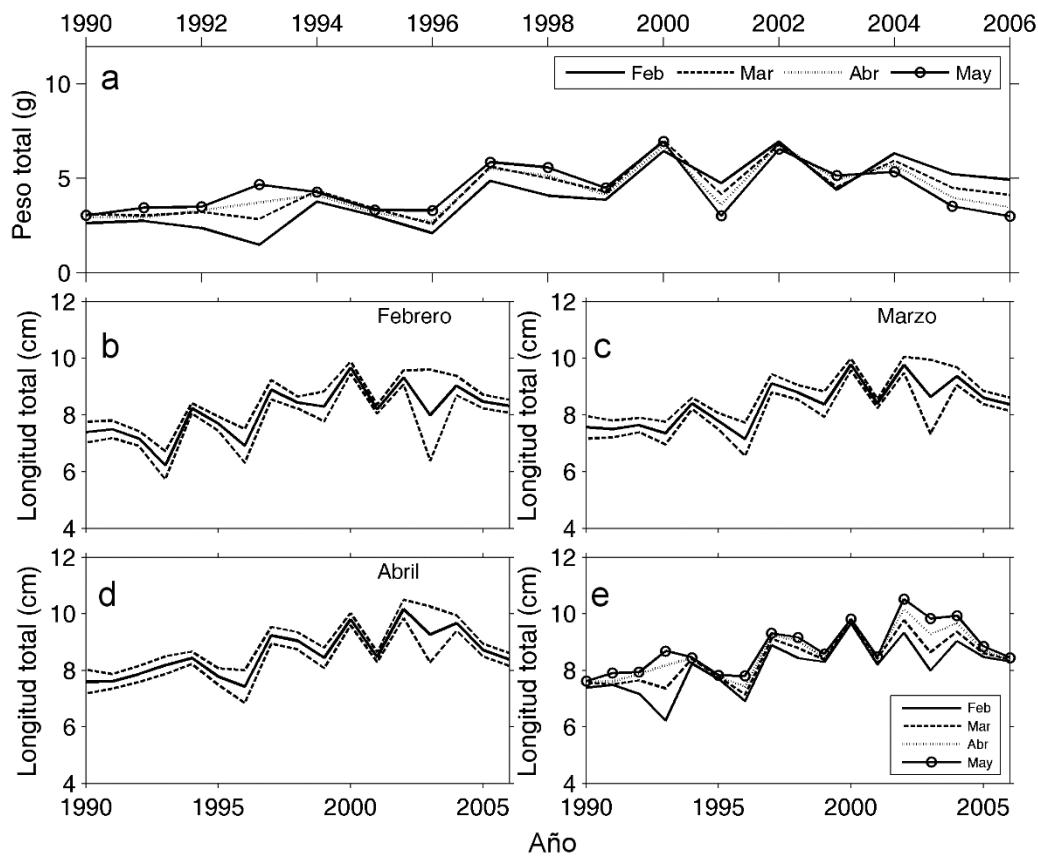
**Figura 6.** Estimaciones en peso y longitud mensuales por cohorte en sardina común (*Strangomerabentincki*) entre 1990 y 2010. a) Peso de la cohorte de febrero a mayo, b) longitud de la cohorte en febrero y su desviación estándar (línea punteada), c) longitud de la cohorte a marzo y su desviación estándar, d) longitud de la cohorte a abril y su desviación estándar e) longitud de la cohorte entre febrero y mayo.

**Tabla 3.** Peso y longitud de las cohortes de sardina común (*Strangomerabentincki*) desde 1990 al 2010. La longitud corresponde al tamaño medio de la cohorte en el mes indicado junto con el peso que es calculado a partir de la relación longitud-peso ( $P = \alpha l^\beta$ ) correspondiente al mes y año de la cohorte. El porcentaje (%) en peso representa la ganancia en masa promedio de la cohorte desde el mes anterior, donde el símbolo \* representa cero ganancia en peso.

| Año      | Febrero       |             | Marzo         |             |              | Abril         |             |              | Mayo          |             |              |
|----------|---------------|-------------|---------------|-------------|--------------|---------------|-------------|--------------|---------------|-------------|--------------|
|          | Talla<br>(cm) | Peso<br>(g) | Talla<br>(cm) | Peso<br>(g) | % en<br>peso | Talla<br>(cm) | Peso<br>(g) | % en<br>peso | Talla<br>(cm) | Peso<br>(g) | % en<br>peso |
| 1990     | 9,0           | 7,4         | 9,4           | 8,4         | 12,2         | 9,6           | 8,3         | *            | 9,6           | 7,6         | *            |
| 1991     | 8,8           | 6,9         | 9,4           | 8,2         | 16,9         | 9,7           | 8,6         | 3,6          | 9,8           | 8,1         | *            |
| 1992     | 8,9           | 7,0         | 9,6           | 9,0         | 21,7         | 10,1          | 9,8         | 8,2          | 10,4          | 9,6         | *            |
| 1993     | 9,4           | 8,6         | 9,8           | 9,5         | 10,1         | 10,0          | 9,4         | *            | 10,1          | 8,8         | *            |
| 1994     | 9,3           | 8,1         | 9,9           | 9,8         | 16,6         | 10,4          | 10,7        | 9,2          | 11,0          | 11,2        | 4,4          |
| 1995     | 8,2           | 5,4         | 8,7           | 6,6         | 17,2         | 9,1           | 7,0         | 6,6          | 9,5           | 7,3         | 3,9          |
| 1996     | 8,0           | 5,1         | 8,5           | 6,2         | 17,6         | 8,9           | 6,6         | 6,7          | 9,3           | 6,8         | 3,6          |
| 1997     | 11,0          | 13,9        | 11,6          | 16,0        | 13,4         | 12,0          | 17,0        | 6,0          | 12,1          | 14,8        | *            |
| 1998     | 10,1          | 10,6        | 10,7          | 12,5        | 15,0         | 11,0          | 12,9        | 3,2          | 11,1          | 11,5        | *            |
| 1999     | 8,8           | 6,9         | 9,6           | 8,9         | 22,4         | 10,2          | 10,1        | 12,2         | 10,6          | 10,1        | 0,1          |
| 2000     | 8,5           | 6,1         | 9,1           | 7,5         | 18,7         | 9,7           | 8,5         | 11,4         | 10,2          | 9,0         | 6,0          |
| 2001     | 8,2           | 4,5         | 9,0           | 6,5         | 30,9         | 9,5           | 7,7         | 14,9         | 9,8           | 8,0         | 4,3          |
| 2002     | 8,1           | 4,3         | 8,9           | 6,2         | 31,1         | 9,6           | 8,0         | 22,5         | 10,3          | 9,4         | 15,3         |
| 2003     | 9,3           | 6,9         | 10,1          | 9,6         | 28,3         | 10,7          | 11,3        | 15,1         | 11,1          | 12,2        | 7,5          |
| 2004     | 9,2           | 6,5         | 10,1          | 9,6         | 31,7         | 10,6          | 10,9        | 12,5         | 10,9          | 11,2        | 2,5          |
| 2005     | 8,5           | 5,1         | 8,8           | 6,2         | 17,3         | 9,2           | 6,8         | 9,6          | 9,6           | 7,5         | 8,6          |
| 2006     | 9,1           | 6,3         | 9,4           | 7,6         | 17,2         | 9,6           | 7,8         | 1,6          | 9,6           | 7,5         | *            |
| 2007     | 8,2           | 4,5         | 8,9           | 6,3         | 28,5         | 9,3           | 7,2         | 12,0         | 9,5           | 7,4         | 2,7          |
| 2008     | 6,7           | 2,4         | 7,4           | 3,3         | 29,0         | 7,9           | 4,2         | 20,9         | 8,4           | 5,0         | 16,3         |
| 2009     | 7,5           | 3,4         | 7,8           | 4,1         | 16,9         | 7,9           | 4,2         | 4,5          | 8,0           | 4,4         | 2,7          |
| 2010     | 7,1           | 2,8         | 7,5           | 3,5         | 22,2         | 7,7           | 3,9         | 8,8          | 7,9           | 4,1         | 4,8          |
| Promedio | 8,7           | 6,3         | 9,3           | 7,9         |              | 9,7           | 8,6         |              | 9,9           | 8,6         |              |
| CV       | 0,1           | 0,4         | 0,1           | 0,4         |              | 0,1           | 0,3         |              | 0,1           | 0,3         |              |

operativo que intente representar la estructura y dinámica poblacional de los stocks, además de establecer las fuentes de incertidumbre que pueden generarse durante el condicionamiento del modelo o debido a la especificación de su estructura (Butterworth & Punt, 1999). En la construcción de un MO para una EEM en sardina común y anchoveta, más allá de analizar el impacto del manejo en la dinámica biológica del MO y evaluar estadísticamente diferentes estrategias de manejo, se reconoce que las principales fuentes de incertidumbre están asociadas a la estacionalidad en el crecimiento, patrón de reclutamiento, alternancia asociada a la abundancia y capturas, y a la dependencia ambiental de la abundancia en ambos stocks. Esto es determinante en la proyección o simulación de la población bajo cierta estrategia de pesca, ya que es el proceso relevante que describe el comportamiento de las especies hacia el futuro que, de no estar apropiadamente especificado, puede repercutir en señales anómalas de la trayectoria del stock.

Por consiguiente, se observaron cuatro componentes claves en la dinámica poblacional de estos recursos que dicen relación con la alternancia, estacionalidad, reclutamiento y dependencia ambiental. Dichos componentes deben ser integrados a una EEM mediante las siguientes vías. En primer lugar, la alternancia debiera ser tratada en la proyección de los reclutamientos y abundancias futuros, es decir, una proyección a cinco años (tiempo asociado a un ciclo generacional en estas especies) con una estrategia de explotación en particular, debería considerar el nivel de abundancia de ambas especies en el tiempo  $t$  y el nivel de reclutamiento potencial en el tiempo  $t+5$ , de manera tal que la proyección tenga coherencia con la dinámica interactuante entre las dos especies, aspecto que puede ser considerado ponderando el nivel de reclutamiento futuro en función del ciclo alternante de las especies. Por otro lado, el crecimiento de cada especie en el MO puede ser abordado desde un análisis de cohortes que incorpore la estacionalidad en el crecimiento, que dé



**Figura 7.** Estimaciones en peso y longitud mensuales por cohorte en anchoveta (*Engraulis ringens*) entre 1990 y 2006. a) Peso de la cohorte entre febrero y mayo, b) longitud de la cohorte en febrero y su desviación estándar (línea punteada), c) longitud de la cohorte en marzo y su desviación estándar, d) longitud de la cohorte en abril y su desviación estándar e) longitud de la cohorte entre febrero y mayo.

cuenta de la variabilidad intra-anual, dejando de lado estimaciones de variabilidad promedio en el crecimiento. El MO debería ser estructurado bajo escala temporal intra-anual, de modo que sean perceptibles las cohortes y su decaimiento sea función de la mortalidad natural ( $M$ ) y mortalidad por pesca. Así, el MO daría cuenta de la variabilidad y estacionalidad en el crecimiento asociado al tamaño y peso de los individuos en una escala de observación dentro del año, lo que permitiría relacionar las estrategias y tácticas de pesca con estos indicadores. Respecto del patrón de reclutamiento, se manifiesta que existen al menos dos pulsos de reclutas durante el año en anchoveta y uno para sardina común. Por lo tanto, el MO estructurado bajo una condición mensual, debería considerar dos pulsos de abundancia de reclutas durante el año en el caso de anchoveta. Finalmente, la dependencia de la dinámica de ambas especies a las condiciones del ambiente es fuerte (Cubillos & Arcos, 2002), manifestándose en un reclutamiento con una alta

variabilidad interanual. El MO debe considerar tal condición por medio de un reclutamiento variable en torno a una relación stock-recluta que considere la incorporación de variables ambientales empíricas (Basson, 1999; Haltuch *et al.*, 2009, 2011). No obstante, dado que en estas pesquerías es posible no encontrar una funcionalidad entre el stock desovante y los reclutamientos, la variabilidad ambiental puede ser abordada en la estrategia de explotación de manera que cierto indicador ambiental se establezca y condicione las reglas de decisión de captura (Hurtado-Ferro *et al.*, 2010).

## DISCUSIÓN

El desarrollo de un PM para una pesquería tiene como primer paso modelar de manera realista la dinámica subyacente de los stock de interés y el impacto de su explotación (Rademeyer *et al.*, 2007). Esto aplica en la

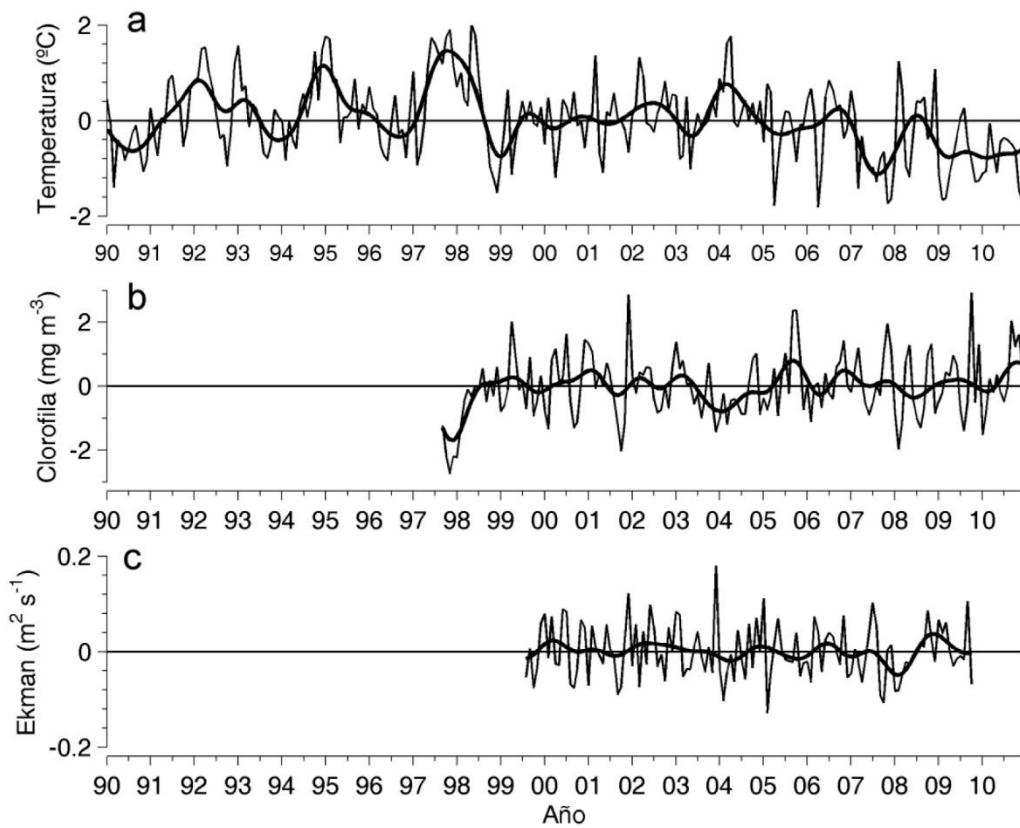
**Tabla 4.** Peso y longitud de las cohortes de anchoveta (*Engraulis ringens*) desde 1990 a 2006. La longitud corresponde al tamaño medio de la cohorte en el mes indicado junto con el peso que se calcula a partir de la relación longitud-peso ( $P = aL^b$ ) correspondiente al mes y año de la cohorte. El % en peso representa la ganancia en masa promedio de la cohorte desde el mes anterior.

| Año      | Febrero       |             | Marzo         |             |              | Abril         |             |              | Mayo          |             |              |
|----------|---------------|-------------|---------------|-------------|--------------|---------------|-------------|--------------|---------------|-------------|--------------|
|          | Talla<br>(cm) | Peso<br>(g) | Talla<br>(cm) | Peso<br>(g) | % en<br>peso | Talla<br>(cm) | Peso<br>(g) | % en<br>peso | Talla<br>(cm) | Peso<br>(g) | % en<br>peso |
| 1990     | 7,4           | 2,6         | 7,6           | 3,1         | 2,3          | 7,6           | 2,9         | 0,4          | 7,6           | 3,1         | 0,2          |
| 1991     | 7,5           | 2,8         | 7,5           | 3,0         | 0,1          | 7,6           | 3,0         | 1,4          | 7,9           | 3,5         | 3,7          |
| 1992     | 7,2           | 2,4         | 7,6           | 3,2         | 6,2          | 7,9           | 3,3         | 2,9          | 7,9           | 3,5         | 0,8          |
| 1993     | 6,2           | 1,5         | 7,4           | 2,9         | 15,5         | 8,2           | 3,7         | 10,0         | 8,7           | 4,7         | 5,8          |
| 1994     | 8,2           | 3,8         | 8,4           | 4,3         | 2,0          | 8,4           | 4,1         | 0,4          | 8,5           | 4,3         | 0,1          |
| 1995     | 7,7           | 3,0         | 7,8           | 3,4         | 1,1          | 7,8           | 3,2         | 0,1          | 7,8           | 3,3         | 0,4          |
| 1996     | 6,9           | 2,1         | 7,1           | 2,6         | 3,2          | 7,4           | 2,7         | 3,8          | 7,8           | 3,3         | 4,9          |
| 1997     | 8,9           | 4,9         | 9,1           | 5,6         | 2,5          | 9,2           | 5,5         | 1,3          | 9,3           | 5,9         | 0,8          |
| 1998     | 8,4           | 4,1         | 8,8           | 5,0         | 4,1          | 9,0           | 5,2         | 2,7          | 9,2           | 5,6         | 1,4          |
| 1999     | 8,3           | 3,9         | 8,4           | 4,3         | 0,9          | 8,4           | 4,1         | 0,8          | 8,6           | 4,5         | 1,6          |
| 2000     | 9,7           | 6,5         | 9,8           | 7,0         | 1,1          | 9,8           | 6,7         | 0,3          | 9,8           | 7,0         | 0,0          |
| 2001     | 8,2           | 4,8         | 8,4           | 4,2         | 2,4          | 8,5           | 3,6         | 0,7          | 8,5           | 3,0         | 0,1          |
| 2002     | 9,3           | 7,0         | 9,8           | 6,8         | 4,5          | 10,2          | 6,8         | 4,0          | 10,5          | 6,6         | 3,3          |
| 2003     | 8,0           | 4,4         | 8,6           | 4,6         | 7,5          | 9,3           | 4,9         | 6,8          | 9,8           | 5,2         | 5,8          |
| 2004     | 9,0           | 6,3         | 9,4           | 5,9         | 3,6          | 9,7           | 5,7         | 3,1          | 9,9           | 5,4         | 2,7          |
| 2005     | 8,5           | 5,2         | 8,6           | 4,5         | 1,6          | 8,7           | 4,0         | 1,2          | 8,9           | 3,5         | 1,6          |
| 2006     | 8,3           | 4,9         | 8,4           | 4,1         | 0,8          | 8,4           | 3,5         | 0,1          | 8,4           | 3,0         | 0,8          |
| Promedio | 8,1           | 4,1         | 8,4           | 4,4         |              | 8,6           | 4,3         |              | 8,8           | 4,4         |              |
| CV       | 0,1           | 0,4         | 0,09          | 0,3         |              | 0,9           | 0,3         |              | 0,1           | 0,3         |              |

creación de modelos operativos que sean usados como base para determinar cómo un recurso en particular responde a futuros niveles de captura y esfuerzo. El modelo operativo es un modelo matemático usado para describir la dinámica de un recurso en pruebas de simulación, el cual puede ser de diversa complejidad estructural y comprender diferentes escalas de observación temporal y espacial, donde su condicionamiento estadístico es referido al proceso de ajuste a la información disponible (Polacheck *et al.*, 1999). En este estudio se ha investigado los principales procesos poblacionales que gobiernan la dinámica de ambos recursos como son la alternancia, crecimiento estacional, dependencia ambiental y patrón de reclutamiento, para vincularlos con el desarrollo de modelos operativos y a la aplicación de EEM para sardina común y anchoveta. En este sentido, se plantea que tales conceptos tienen una implicancia y por lo tanto, se deben considerar en la estructura de modelos operativos o en sus reglas de cosecha (Tabla 5).

El análisis de la alternancia asociada a las capturas, empleando un análisis espectral mediante MTM, muestra una variabilidad de baja frecuencia entre 5 y 10

años reflejando un patrón de alternancia en la abundancia y/o cambios en la disponibilidad de los recursos, lo que determina una mayor proporción de una especie sobre la otra en la captura. Esto podría impactar negativamente en la sustentabilidad biológica de un recurso por medio de la explotación en relación con la pesca indirecta de la especie disminuida o en baja abundancia. De Oliveira *et al.* (1998) abordan esta problemática por medio del desarrollo de un PM en la pesquería mixta de pelágicos de Sudáfrica. En lo anterior, la cuota de captura total permisible por recurso es establecida como función de un umbral de riesgo ponderando las capturas promedio proyectadas de cada especie, para minimizar el riesgo de colapso de la especie en menor abundancia. En esta línea, Vinther *et al.* (2004) analizan la pesquería mixta de especies de fondo en el Mar del Norte, estimando niveles de captura y esfuerzo por medio de pronóstico de capturas con un enfoque flota específico. En este contexto, la alternativa para tratar esta problemática en la aplicación de una EEM sobre las pesquerías de pequeños pelágicos en Chile, implica incluir de manera explícita, en la regla de cosecha, la relación entre la proporción de especies



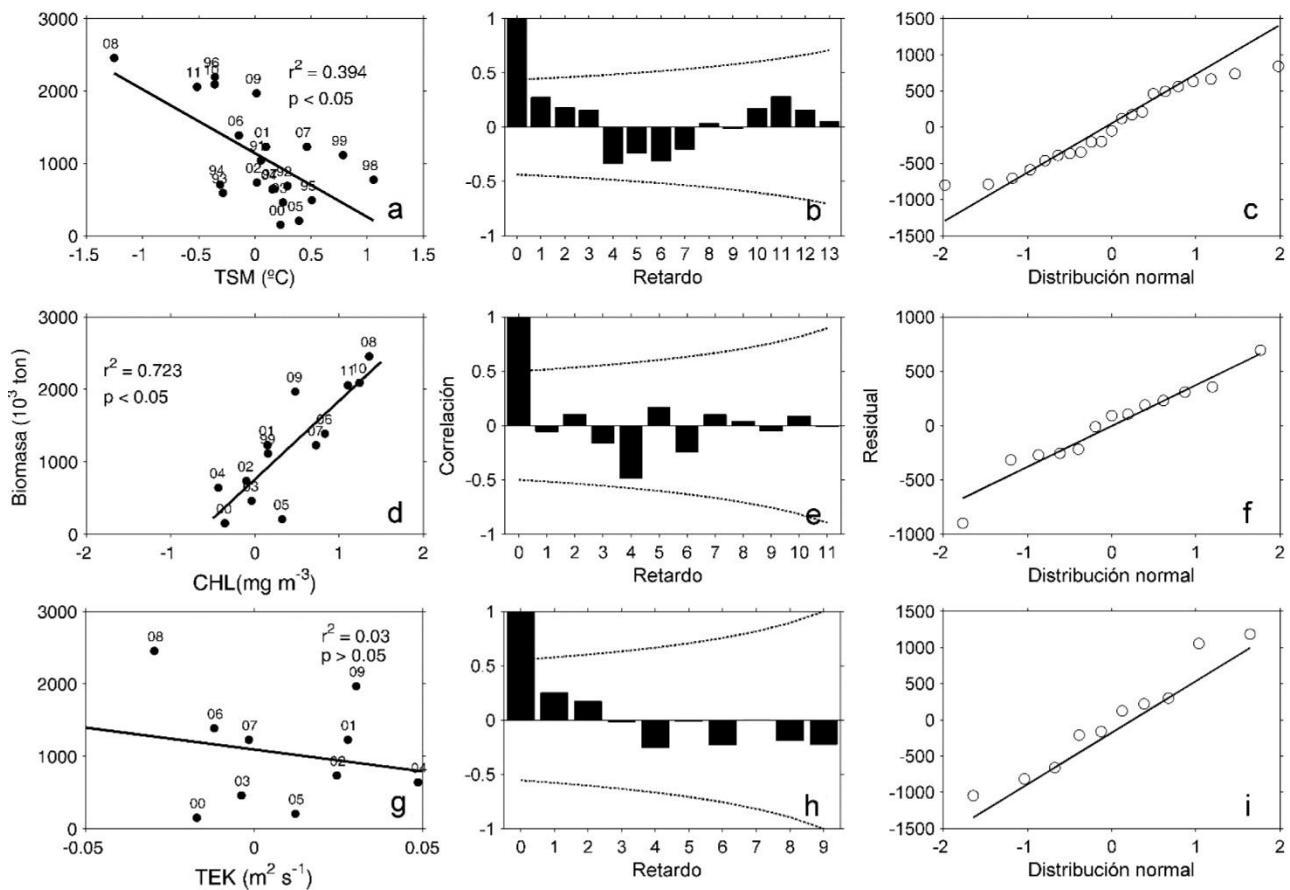
**Figura 8.** Series satelitales temporales en escala mensual de a) Anomalía de la temperatura superficial del mar ( $^{\circ}\text{C}$ ), b) anomalía de la concentración de clorofila-*a* superficial del mar ( $\text{mg m}^{-3}$ ), c) transporte zonal de Ekman ( $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ) para la región comprendida entre  $35^{\circ}$ - $40^{\circ}\text{S}$ , y entre la línea de costa y  $74^{\circ}30'\text{W}$ .

desde las estimaciones de abundancia acústica en enero de cada año y aquella proveniente desde los muestreos de frecuencia de tamaños en la captura en los primeros meses de inicio de temporada. De esta manera, la proporción de especies desde la frecuencia de tamaños en la captura y desde los muestreos de los cruceros acústicos, podría convertirse en un indicador empírico sobre la condición de las especies, en un contexto tal que condicione la regla de decisión de captura en perspectiva de la incidencia de una especie sobre la otra y al ciclo alternante contingente. Esta forma de manejo dentro de la temporada es aplicada en las pesquerías de langosta en Australia donde se asigna un nivel de esfuerzo pesquero por especie, área y semana, en relación a un modelo de asignación de esfuerzo que es similar a una regla de cosecha de captura (Dichtmont *et al.*, 2006).

El otro tipo de alternancia entre las especies estudiadas es aquella relacionada con los reclutamientos. Esta alternancia fue evaluada usando las estimaciones provenientes de modelos de evaluación anual de stock edad estructurados y por medio de un análisis de series de tiempo que permitió definir el nivel

de dependencia entre ambas. Un incremento en los reclutamientos de sardina común estaría asociado a un incremento proporcional del reclutamiento de anchoveta con un desfase de 8 años. Esto tendría impacto en las simulaciones futuras de los reclutamientos y abundancias desde el modelo operativo, considerando que una proyección a 5 años, además del nivel de explotación y mortalidad natural de la especie (que afectan a las proyecciones de las variables de estado), existe un agente modulador extra que generará fluctuaciones y alternancia entre especies y repercutirá en los indicadores de desempeño asociados a la estrategia de explotación evaluada en la EEM. Dichtmont *et al.* (2006) aplican un EEM a la pesquería mixta de langosta del norte en Australia, desarrollando un modelo operativo en conjunto para dos especies de langostas explotadas simultáneamente, donde el reclutamiento de cada recurso es modelado mediante una función stock-recluta, sugiriendo que este tipo de relaciones debe ser incluido cuando se evalúa el desempeño de una estrategia de manejo.

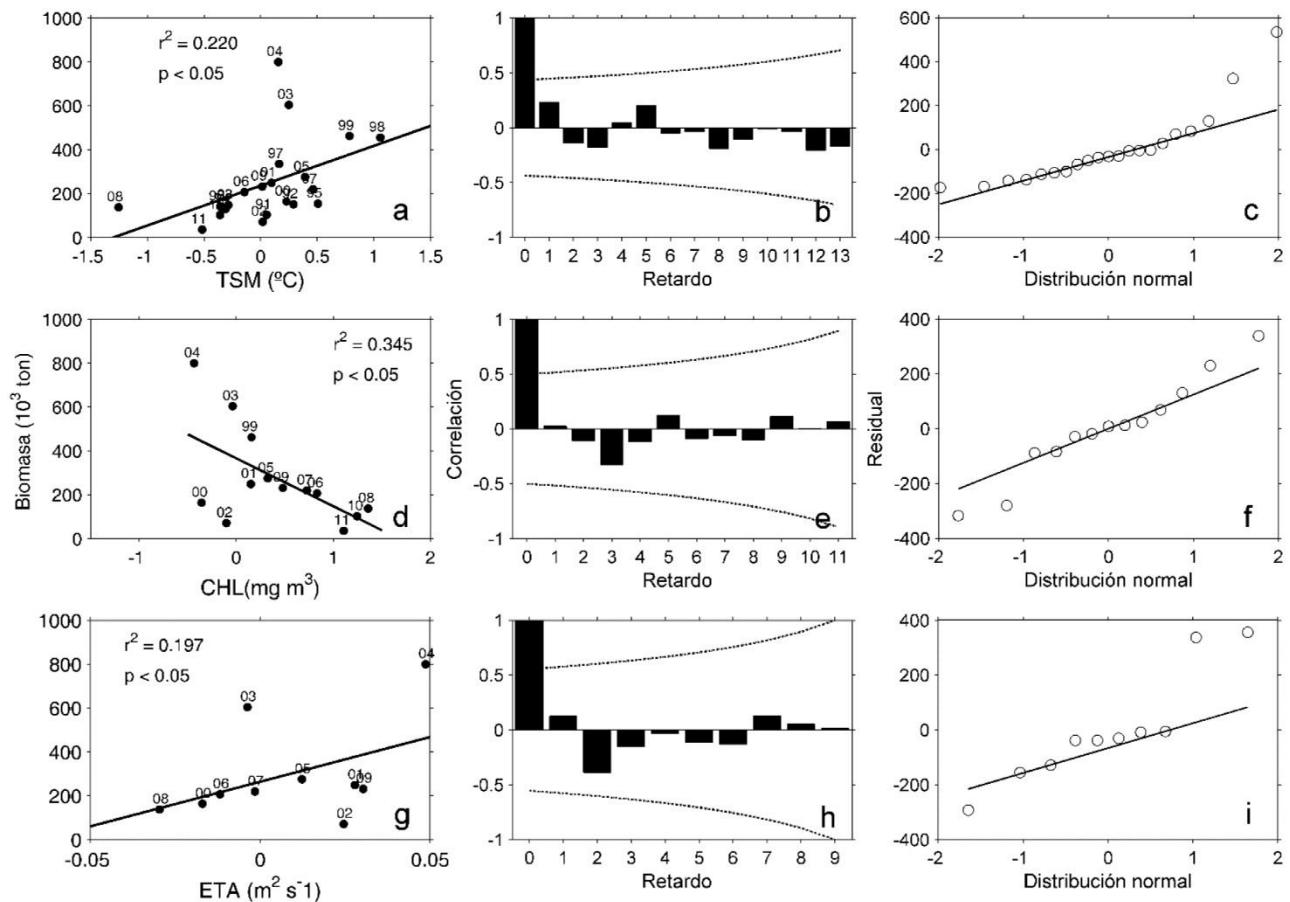
La alternancia entre especies ha sido estudiada desde distintos enfoques. Barange *et al.* (2005) comu-



**Figura 9.** Relación entre el reclutamiento de sardina común y variables ambientales. a) Anomalía de la temperatura superficial de mar, d) anomalía de la concentración de clorofila-a, g) transporte zonal de Ekman, b, e, h) análisis de autocorrelación de los residuos de las regresiones lineales, c, f, i) test de normalidad de las regresiones lineales. Las variables ambientales corresponden a la señal media del periodo septiembre-noviembre del año  $t$  y el reclutamiento corresponde a la biomasa de la fracción recluta en el año  $t+1$ .

nican que las diferencias en el uso del espacio entre los recursos sardina (*Sardinops sagax*) y anchoveta (*Engraulis encrasicolus*) de Sudáfrica propician el mecanismo alternante en las poblaciones por medio de complejos factores tales como la estructura de los cardúmenes. Similarmente, Oozeki *et al.* (2007) encuentran que la alternancia entre las especies de pequeños pelágicos, sardina (*Sardinops melanostictus*), anchoveta (*Engraulis japonicus*), y arenque (*Etrumeus teres*) del Pacífico noroeste de Japón, puede ser atribuida a preferencias ambientales especie específicas. Van der Lingen *et al.* (2006, 2009), estudian la hipótesis de alternancia entre sardina (*Sardinops sagax*) y anchoveta (*Engraulis encrasicolus*) sudafricanas, estableciendo que ambos recursos presentan diferencias trofodinámicas, existiendo diferencias respecto del tamaño de sus presas zooplánctonicas, situación que es aplicable a otros sistemas de surgencia.

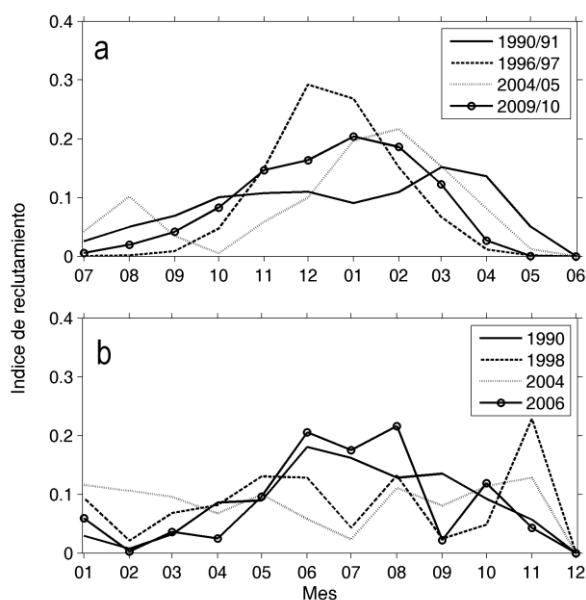
En cuanto al crecimiento de sardina común y anchoveta, se ha establecido que uno de los atributos característicos es una marcada estacionalidad en el crecimiento (Cubillos & Arancibia, 1993; Cubillos *et al.*, 2001, 2002; Arcos *et al.*, 2004; Castillo-Jordán *et al.*, 2010; Feltrim & Ernst, 2010), donde la tasa de crecimiento estacional es una consecuencia de la estrategia reproductiva de ambas especies asociada a la surgencia estacional. Así, la estrategia reproductiva consiste en almacenar energía durante el período estival de septiembre a marzo y utilizarla durante el invierno con fines reproductivos de junio a octubre (Cubillos, 1999). En este sentido, la estrategia de explotación a evaluar en un EEM debe considerar el efecto de alguna táctica de pesca tal como el inicio óptimo de la temporada de pesca (Feltrim & Ernst, 2010), en función del rendimiento de pesca asociado al tamaño y peso de los individuos.



**Figura 10.** Relaciones entre el reclutamiento de anchoveta y las variables ambientales. a) Anomalía de la Temperatura Superficial de Mar; d) anomalía de la concentración de Clorofila-*a*, g) transporte zonal de Ekman; b, e, h) análisis de autocorrelación de los residuos de las regresiones lineales; c, f, i) test de normalidad de las regresiones lineales. Las variables ambientales corresponde a la señal media del periodo septiembre-noviembre del año  $t$  y el reclutamiento corresponde a la biomasa de la fracción recluta en el año  $t+1$ .

En términos temporales, el modelo operativo se debe implementar bajo una escala mensual de manera que permita intervenir en el proceso de explotación y, además, debe contener crecimiento cohorte específico, con el propósito de determinar el crecimiento de la especies de acuerdo a los parámetros biológicos y pesqueros de cada clase anual y no bajo consideraciones de variabilidad media. Bajo esta perspectiva, existe evidencia que la pesquería de pequeños pelágicos en Chile centro-sur se caracteriza por una explotación intensa sobre el stock juvenil (Gatica *et al.*, 2007; Arteaga & Cubillos, 2008). Algunas tácticas que permitirían revertir esta situación son el cierre de temporadas y/o áreas que impliquen resguardo de juveniles o zonas de crianza, tales como son los sistemas de bahías en el centro-sur del país, donde se realizan las principales capturas de estos recursos (Cubillos *et al.*, 1998), considerando que para este efecto es necesario tener un buen conocimiento de

la distribución espacio-temporal de tales zonas. Otra táctica está relacionada con una modificación de la ojiva de selectividad del arte de pesca tendiente a generar selección de pesca en referencia al tamaño y/o edad de los ejemplares capturados. Kvamme & Frøysa (2004) evaluaron los efectos de estos cambios en la pesquería del bacalao del Atlántico (*Gadus morhua*), encontrando una importante ganancia en el tamaño del stock y rendimiento en las capturas al generar escape a la fracciones etarias más juveniles. Vasilakopoulos *et al.* (2011), mediante un meta-análisis con 38 especies en la costa Atlántica noreste, encontraron que la explotación sobre fracciones inmaduras de los stocks, exhibe un efecto negativo sobre la condición actual de los mismos, considerando métricas vinculadas a la explotación y selectividad. No obstante, realizar una restricción en base al patrón de explotación en este tipo de pesquerías pelágicas en Chile, sin duda debería repercutir en un incremento del tamaño del stock y



**Figura 11.** a) Patrón de reclutamiento en sardina común durante cuatro años biológicos. Los parámetros de crecimiento de las cohortes corresponden a: (1990/91;  $L_\infty = 16,1$ ;  $K = 0,94$ ;  $t_0 = -0,000001$ ;  $C = 0,99$ ; WP = 0,84), (1996/97;  $L_\infty = 25,8$ ;  $K = 0,36$ ;  $t_0 = -0,45$ ;  $C = 0,43$ ; WP = 0,89), (2004/05;  $L_\infty = 17,7$ ;  $K = 0,75$ ;  $t_0 = -0,41$ ;  $C = 1$ ; WP = 1), (2009/10;  $L_\infty = 18,8$ ;  $K = 0,5$ ;  $t_0 = -0,36$ ;  $C = 0,83$ ; WP = 0,86), b) en anchoveta el análisis del patrón de reclutamiento anual consideró los siguientes años (1990;  $L_\infty = 21,5$ ;  $K = 0,43$ ;  $t_0 = -0,38$ ;  $C = 1$ ; WP = 0,76), (1998;  $L_\infty = 17,7$ ;  $K = 0,3$ ;  $t_0 = -1,5$ ;  $C = 0,98$ ; WP = 0,97), (2004;  $L_\infty = 21,5$ ;  $K = 0,3$ ;  $t_0 = -1,23$ ;  $C = 0,18$ ; WP = 0,96), (2006;  $L_\infty = 18,5$ ;  $K = 0,55$ ;  $t_0 = -0,54$ ;  $C = 1$ ; WP = 0,71).

mejores rendimientos, pero sería incompatible su aplicabilidad en términos de la operación pesquera debido a que el arte de pesca es pobemente selectivo. En síntesis, este tipo de tácticas sumado a la estrategia de explotación se vería reflejado en un positivo desempeño del stock, debido a un menor riesgo de sobrepesca por crecimiento y aumento en el rendimiento pesquero como consecuencia de un mayor peso promedio de los individuos capturados (Enberg, 2005). El análisis de crecimiento cohorte específico sobre estos recursos pelágicos, revela que existe un importante crecimiento tanto en peso como en tamaño desde los primeros meses de un año calendario, período en que precisamente ocurre la mayor explotación de estos recursos. Así, un MO estructurado bajo una escala temporal mensual permitiría considerar esta ganancia en peso y tamaño en dicha escala, logrando que la aplicación de cierta táctica de pesca refleje un mayor rendimiento y evite la sobrepesca.

La influencia de las condiciones ambientales sobre el reclutamiento de estas especies, muestra una impor-

tante relación entre las variables TSM y CHL, donde el reclutamiento de sardina común evidenció una relación inversa y significativa con la anomalía de la TSM. En el caso de la anchoveta, el reclutamiento mostró una situación opuesta, con una relación positiva y significativa con la TSM. Además, se encontró que el reclutamiento de sardina común fue positivo y significativamente relacionado con la anomalía de la CHL, ya que se reconoce que la sardina común se alimenta preferentemente sobre presas de menor tamaño asociadas al fitoplancton (Cubillos & Arcos, 2002; Van der Lingen *et al.*, 2009). De manera opuesta, el reclutamiento de anchoveta mostró una relación inversa y significativa con la anomalía de CHL. En este sentido, Walters & Korman (1999) reconocen que existen otras fuentes que encubren la verdadera señal de reclutamiento desde el tamaño del stock desfavorable, tal como la depredación, competencia y ambiente físico. Esto determina que las relaciones encontradas en este análisis deben ser consideradas en una EEM, por medio de dos vías (Tabla 5). En primer lugar implicaría que los reclutamientos en el modelo operativo deben ser generados bajo una función stock-recluta que incorpore la variabilidad ambiental. Fiksen & Slotte (2002) encuentran que la inclusión de la TSM en los modelos stock-recluta para el recurso *Clupea harengus* remueve la autocorrelación de los residuos y mejoran la capacidad de explicación entre 6 y 9%. En segundo lugar, dada la correlación entre el reclutamiento y las condiciones ambientales, puede regir una regla de captura basada en la condición ambiental, en el sentido que algún indicador como la TSM o CHL module la actual estrategia de explotación de las pesquerías de sardina común-anchoveta en el centro-sur de Chile, que consiste en una tasa de explotación constante (Feltrim, 2009). Lo anterior apunta a disminuir la tasa de explotación de cierta especie dado que se aproxima o predomina cierta condición ambiental desfavorable. Los factores ambientales y su incorporación en el manejo de pesquerías ha tenido fuerte aceptación, como es el caso de las pesquerías de pequeños pelágicos en Sudáfrica (De Oliveira & Butterworth, 2005; Barange *et al.*, 2009) y el Pollock en el golfo de Alaska (A'mar *et al.*, 2009).

El patrón de reclutamiento en estas especies ha sido considerado sobre la base de un pulso anual en el período estival (Cubillos, 1999; Arteaga & Cubillos, 2008). Tal hipótesis ha conducido a una evaluación de stock monoespecífica y la consecuente determinación de cuotas de captura (Feltrim, 2009). Los resultados de este estudio indican que, la anchoveta presenta más de un pulso anual de reclutamiento y que el proceso se realiza durante gran parte del año. En la sardina común esta condición es opuesta, observándose que el proceso de reclutamiento se intensifica principalmente entre diciembre y febrero, con modas secundarias poco rele-

**Tabla 5.** Factores analizados en este estudio y su correspondiente aplicabilidad hacia el desarrollo de una EEM en la zona centro-sur de Chile, en sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*).

| Factores                          | Estructura modelo operativo                     | Regla de cosecha   |
|-----------------------------------|---|--|
| Alternancia en las capturas       |   | Indicador basado en la estructura de tamaños de la captura |
| Alternancia en los reclutamientos | Proyección de variables de estado               |  |
| Estacionalidad crecimiento        | MO en escala mensual y cohorte específico       |  |
| Dependencia ambiental             | Función S-R considerando variabilidad ambiental | Indicador basado relación ambiente-recurso                 |
| Patrón de reclutamiento           | MO basado en escala mensual                     |  |

vantes. Por consiguiente, se manifiesta que existen al menos dos pulsos de reclutas durante el año, principalmente en anchoveta, determinando que el MO debe estar condicionado a tal situación, lo que sería soportado por medio de un modelo con estructura temporal mensual que pueda considerar estos pulsos de abundancia de reclutas durante el año. En este contexto, Harley & Maunder (2005) realizaron la evaluación de stock sobre el atún patudo (*Thunnus obesus*), en el Océano Pacífico oriental, mediante un análisis edad estructurado con estimaciones de reclutamiento trimestral en base a una función stock-recluta, dado que el atún patudo puede reclutar continuamente a lo largo del año debido a su desove diario, si ciertas condiciones de temperatura en su distribución son apropiadas.

En síntesis, los resultados de este estudio pretenden establecer las principales características biológico-pesqueras de ambas especies y su interacción, sugiriendo que éstas deben ser integradas en la formulación de modelos operativos que conduzcan a evaluar una acción de manejo bajo incertidumbre. El camino a seguir en la aplicación de una EEM sobre sardina común y anchoveta, debe contener los elementos señalados en este estudio, con la finalidad que el manejo sea considerado de manera conjunta para ambas especies.

## AGRADECIMIENTOS

El autor principal agradece al Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA) por el apoyo logístico brindado para lograr los objetivos de la investigación. Además, M. Arteaga y S. Vásquez agradecen a la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT) por el financiamiento otorgado mediante la “beca para estudios de magíster en Chile”.

## REFERENCIAS

- Aguayo, H.M. & S.B. Soto. 1978. Edad y crecimiento de la sardina común (*Clupea (Strangomera) bentincki*) en Coquimbo y Talcahuano. Invest. Pesq. (Chile), 27: 1-55.
- A'mar, Z.T., A.E. Punt & M.W. Dorn. 2009. The impact of regime shifts on the performance of management strategies for the Gulf of Alaska walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) fishery. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 66: 2222-2242.
- Arcos, D., L.A. Cubillos & S. Núñez. 2004. Efectos de El Niño 1997-1998 sobre las principales pesquerías pelágicas de la zona centro-sur de Chile. In: S. Avaria, J. Carrasco, J. Rutllant & E. Yañez (eds.). EL Niño-La Niña 1997-2000, sus efectos en Chile. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso, pp. 153-177.
- Arteaga, M. & L.A. Cubillos. 2008. Análisis de los cambios de abundancia de sardina común (*Strangomera bentincki*): estructura año calendario versus año biológico. Lat. Am. J. Aquat. Res., 36(2): 137-151.
- Bakun, A. 1985. Comparative studies and the recruitment problem: searching for generalizations. CalCOFI Rep., 26: 30-40.
- Bakun, A. 1996. Patterns in the ocean: ocean processes and marine population dynamics. University of California Sea Grant, San Diego, California, in cooperation with Centro de Investigaciones Biológicas de Noroeste, La Paz, Baja California Sur, 323 pp.
- Barange, M., J.C. Coetzee & N.M. Twatwa. 2005. Strategies of space occupation in anchovy and sardine in the southern Benguela: the role of stock size and intra-species competition. ICES J. Mar. Sci., 62: 645-654.

- Barange, M., M. Bernal, M.C. Cergole, L.A. Cubillos, G. Daskalov, C. de Moor & J.A. Oliveira. 2009. Current trends in the assessment and management of stocks. In: D. Checkley, J. Alheit, Y. Oozeki & C. Roy (eds.). Change and small pelagic fish. Cambridge University Press, Cambridge, 372 pp.
- Basson, M. 1999. The importance of environmental factors in the design of management procedures. ICES J. Mar. Sci., 56: 933-942.
- Box, G.E. & G.W. Jenkins. 1976. Time series analysis: forecasting and control. Holden-Day, San Francisco, 592 pp.
- Branch, T.A. 1998. Assessment and adaptive management of *Orange roughy* off southern Africa. M.Sc. Thesis, University of Cape Town, South Africa, 202 pp.
- Butterworth, D.S. & H.F. Geromont. 1997. Evaluation of a range of possible simple interim management procedures for the Namibian hake fishery. Report to the Ministry of Fisheries and Marine Resources, Namibia, 28 pp.
- Butterworth, D.S. & A.E. Punt. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. ICES J. Mar. Sci., 56: 985-998.
- Castillo, J., E. Molina, F. Leiva, S. Núñez, S. Vásquez & E. Navarro. 2008. Evaluación hidroacústica del reclutamiento de anchoveta y sardina común entre la V y X Regiones, año 2008. Informe de Avance Proyecto FIP 2007-04: 220 pp.
- Castillo-Jordán, C., L.A. Cubillos & E. Navarro. 2010. Inter-cohort growth rate changes of common sardine (*Strangomera bentincki*) and their relationship with environmental conditions off central southern Chile. Fish. Res., 105: 228-236.
- Castro, L., R. Roa, D. Figueira, H. Arancibia, M. Sobarzo, R. Quiñónez, & M. Retamal. 1997. Áreas de desove de anchoveta y sardina común. Informe Final Proyecto FIP 96-11: 250 pp.
- Claramunt, G., L.A. Cubillos, L.E. Castro, C. Hernández & M. Arteaga. 2013. Variation in the spawning periods of *Engraulis ringens* and *Strangomera bentincki* off the coasts of Chile: a quantitative analysis. Fish. Res., DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2013.09.010>
- Cochrane, K.L., D.S. Butterworth., J.A.A De Oliveira & B.A Roel. 1998. Management procedures in a fishery based on highly variable stocks and with conflicting objectives: experiences in the South African pelagic fishery. Rev. Fish Biol. Fish., 8: 177-214.
- Correa-Ramírez, M. & S. Hormazabal. 2012. MultiTaper Method-Singular Value Decomposition (MTM-SVD): variabilidad espacio-frecuencia de las fluctuaciones del nivel del mar en el Pacífico suroriental. Lat. Am. J. Aquat. Res., 40(4): 1039-1060.
- Cryer, J. & K.S. Chan. 2008. Time series analysis: with applications in R. Springer Science. Business Media, 491 pp.
- Cubillos, L.A. 1999. Estrategia reproductiva, crecimiento y reclutamiento de *Strangomera bentincki* (Norman, 1936) en el sistema de surgencia de la zona centro-sur de Chile. Tesis de Magíster en Oceanografía, Universidad de Concepción, Concepción, 180 pp.
- Cubillos, L.A. & H. Arancibia. 1993. On the seasonal growth of common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) off Talcahuano, Chile. Rev. Biol. Mar. Valparaíso, 28(1): 43-49.
- Cubillos, L.A. & D. Arcos. 2002. Recruitment of common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) off central-south Chile in the 1990s and the impact of the 1997-1998 El Niño. Aquat. Living Resour., 15: 87-94.
- Cubillos, L.A., D.A. Bucarey & M. Canales. 2002. Monthly abundance estimation for common sardine *Strangomera bentincki* and anchovy *Engraulis ringens* in the central-south Chile (34-40°S). Fish Res., 57: 117-130.
- Cubillos, L.A., D.F. Arcos, D.A. Bucarey & M. Canales. 2001. Seasonal growth of small pelagic fish off Talcahuano (37°S-73°W), Chile: a consequence of their reproductive strategy to seasonal upwelling? Aquat. Living Resour., 14(2): 115-124.
- Cubillos, L.A., M. Canales, A. Hernández, D.A. Bucarey, L. Vilugrón & L. Miranda. 1998. Poder de pesca, esfuerzo de pesca y cambios estacionales e interanuales en la abundancia relativa de *Strangomera bentincki* y *Engraulis ringens* en el área frente a Talcahuano, Chile (1990-1997). Invest. Mar., Valparaíso, 26: 3-14.
- Cubillos, L.A., H. Trujillo, C. Jiménez, B. Ernst, M. Feltrim & C. Gatica. 2012. Análisis de estrategias de explotación en peces pequeños pelágicos basados en la fuerza de los reclutamientos. Informe Final. Proyecto FIP 2008-22: 249 pp.
- Cubillos, L.A., M. Pedraza, C. Gatica, C. González, P. Ruiz, J. Giacaman & M. Arteaga. 2007. Identificación de indicadores de dinámica poblacional y dinámica de la flota que opera sobre sardina común y anchoveta entre la IX y X Región. Informe Final Proyecto FIP 2007-25: 155 pp.
- Cury, P. & C. Roy. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 46: 670-680.
- De Oliveira, J.A.A. & D.S. Butterworth. 2005. Limits to the use of environmental indices to reduce risk and/or increase yield in the South African anchovy fishery. Afr. J. Mar. Sci., 27: 191-203.

- De Oliveira, J.A.A., D.S. Butterworth, B.A. Roel, K.L. Cochrane & J.P. Brown. 1998. The application of a management procedure to regulate the directed and bycatch fishery of South African sardine *Sardinops sagax*. Afr. J. Mar. Sci., 19: 449-469.
- Dichmont, C.M., A.R. Deng, A.E. Punt, W. Venables & M. Haddon. 2006. Management strategies for short-lived species: the case of Australia's northern prawn fishery 2. Choosing appropriate management strategies using input controls. Fish. Res., 82: 221-234.
- Emery, W.J. & R.E. Thompson. 2004. Data analysis methods in physical oceanography. Elsevier Science, New York, 638 pp.
- Enberg, K. 2005. Benefits of threshold strategies and age-selective harvesting in a fluctuating fish stock of Norwegian spring spawning herring *Clupea harengus*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 298: 277-286.
- Feltrim, M.C. 2009. Investigación, evaluación de stock y CTP de sardina común y sardina austral centro-sur. Informe Final, Instituto de Fomento Pesquero, 98 pp.
- Feltrim, M. & B. Ernst. 2010. Inter-cohort growth variability and its implication for fishery management of the common sardine (*Strangomeria bentincki*) stock off the coast of south-central Chile. Fish. Res., 106(3): 368-377.
- Fiksen, O. & A. Slotte. 2002. Stock-recruitment models for Norwegian spring spawning herring (*Clupea harengus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 211-217.
- Gatica, C., M. Arteaga, J. Giacaman & P. Ruiz. 2007. Tendencias en la biomasa de sardina común (*Strangomeria bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) en la zona centro-sur de Chile, entre 1991 y 2005. Invest. Mar., Valparaíso, 35(1): 13-24.
- Gayaniilo, F.C. Jr., P. Sparre & D. Pauly. 1995. FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT). Users Manual FAO Computerized Information Series. Fisheries, 8: 126 pp.
- Geromont, H.F. & D.S. Butterworth. 1998. Initial evaluation of a range of possible management procedures for west coast hake. SFRI Document WG/04/98/18: 26 pp.
- Geromont, H.F., J.A.A De Oliveira, S.J. Johnston & C.L. Cunningham. 1999. Development and application of management procedures for fisheries in southern Africa. ICES J. Mar. Sci., 56: 952-966.
- Giannini, F., P. Hobsbawm, G. Begg & M. Chambers. 2010. Management Strategy Evaluation (MSE) of the harvest strategy for the small pelagic fishery. BRS and FRDC (FRDC Project 2008/064), Canberra, 157 pp.
- Haltuch, M. & A. Punt. 2011. The promises and pitfalls of including decadal-scale climate forcing of recruitment in groundfish stock assessment. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 68: 912-926.
- Haltuch, M.A., A. Punt & M. Dorn. 2009. Evaluating the estimation of fishery management reference points in a variable environment. Fish. Res., 100(1): 42-56.
- Harley, S.J & M.N. Maunder. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep., 5: 168-290.
- Holland, D.S. 2010. Management strategy evaluation and management procedures: tools for rebuilding and sustaining fisheries, OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers, No. 25. OECD Publishing, 66 pp.
- Hu, Ch., Y. Wang, Q. Yang, S. He, L. Hu & H. Me. 2007. Comparison of ocean color data products from meris, modis, and seawifs: preliminary results for the east China seas Proceedings 'Envisat Symposium 2007', Montreux, (ESA SP-636, July 2007). Switzerland, pp. 23-27.
- Hurtado-Ferro, F., K. Hiramatsu & K. Shirakihara. 2010. Allowing for environmental effects in a management strategy evaluation for Japanese sardine. ICES J. Mar. Sci., 67: 2012-2017.
- Kirkwood, G.P. 1992. Background to the development of revised management procedures. Rep. Int. Whal. Comm., 42: 236-243.
- Kirkwood, G.P. 1997. The revised management procedure of the International Whaling Commission. In: E.K. Pikitch, D.D. Huppert & M.P. Sissenwine (eds.). Global trends: fisheries management. American Fisheries Society Symposium, 20, Bethesda, Maryland, pp. 41-99.
- Kraak, S., M. Buisman, F. Dickey-Collas, M. Poos, J. Pastoors, J. Smit & N. Daan. 2008. The effect of management choices on the sustainability and economic performance of a mixed fishery. ICES J. Mar. Sci., 65: 697-712.
- Kvamme, C. & K.G. Frøysa. 2004. Assessing the effect on stocks of selectivity changes in a fishery. Fish. Res., 69: 283-292.
- MacDonald, P.D. & T.J. Pitcher. 1979. Age-groups from size-frequence data: a versatile and efficient method of analyzing distribution mixtures. J. Fish. Res. Board Can., 36: 987-1001.
- MacDonald, P.D.M. & P.E.J Green. 1988. User's guide to program MIX: an interactive program for fitting mixtures of distributions. Icthus Data Systems, Hamilton, 75 pp.
- Oozeki, Y., A. Takasuka, H. Kubota & M. Barange. 2007. Spawning habitats of small pelagic fishes in the Northwestern Pacific. CalCOFI Rep., 48: 191-203.
- Orfanidis, S.J. 1996. Optimum signal processing. An introduction. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 590 pp.

- Pedraza-García, M. & L.A. Cubillos. 2008. Population dynamics of two small pelagic fish in the central-south area off Chile: delayed density-dependence and biological interaction. *Environ. Biol. Fish.*, 82: 111-122.
- Polacheck, T., N. Klaer, L. Millar & A.L. Preece. 1999. An initial evaluation of management strategies for the southern bluefin tuna fishery. *ICES J. Mar. Sci.*, 56: 811-826.
- Punt, A.E. 1992. Management procedures for Cape hakes and baleen whale resources. Ph.D. Thesis, University of Cape Town, South Africa, 875 pp.
- Rademeyer, R.A. 2003. Assessment of and management procedures for the hake stocks off southern Africa. M.Sc. Thesis, University of Cape Town, South Africa, 209 pp.
- Rademeyer, R., A. Plagányi & D.S. Butterwoth. 2007. Tips and tricks in designing management procedures. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 618-625.
- Sepúlveda, A., L.A. Cubillos & D. Arcos. 2003. Pesquerías pelágicas chilenas: una síntesis sobre la incertidumbre biológica. In: E. Yáñez (ed.). Actividad pesquera y de acuicultura en Chile. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, pp. 91-107.
- Smith, A.D.M., E.J. Fulton, A.J. Hobday, D.C. Smith & P. Shoulder. 2007. Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 633-639.

Received: 12 November 2012; Accepted: 7 May 2014