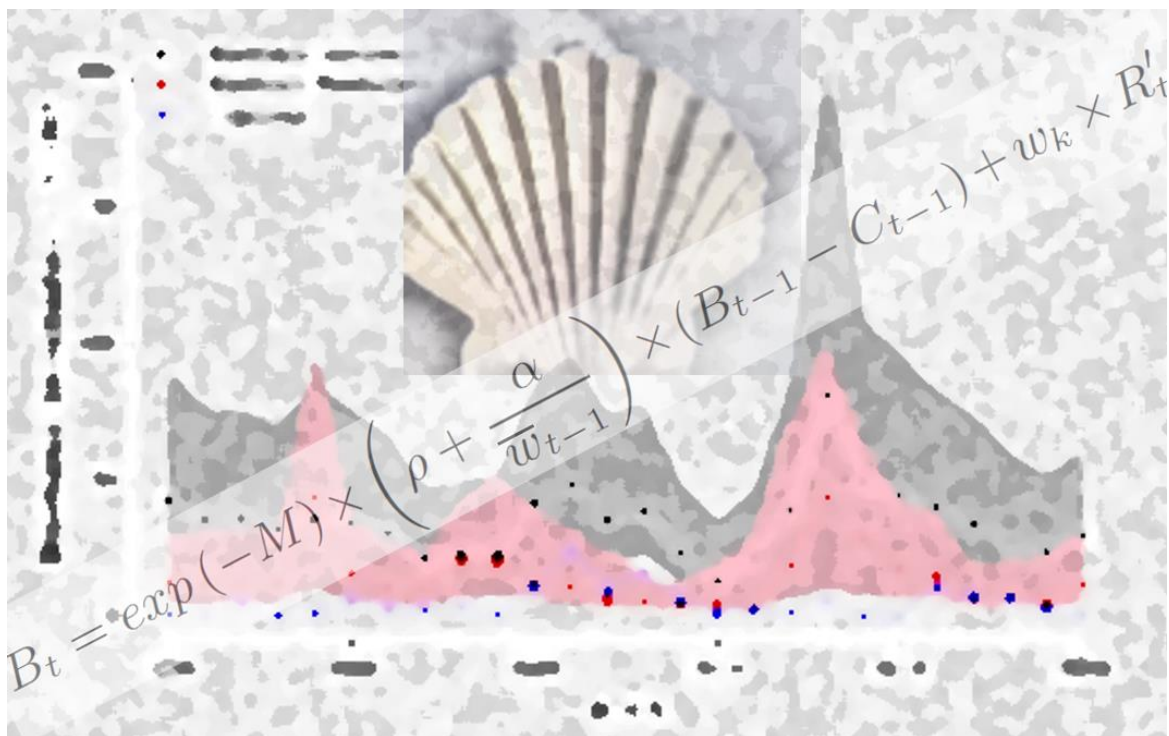


Serie: Informes científico-técnicos del
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras

Informe Técnico N°5

Aplicación de dos tipos de modelos de dinámica poblacional para la
evaluación de biomasa en la pesquería de vieira patagónica
(*Zygochlamys patagonica*)



Autores: Marcelo J. Kittlein, Juan Alberti.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC) UNMdP-CONICET

Mar del Plata, Argentina

Citar como: Kittlein M, Alberti J (2022) Aplicación de dos tipos de modelos de dinámica poblacional para la evaluación de biomasa en la pesquería de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Informe Técnico solicitado por Glaciar Pesquera S.A. y Wanchese Argentina S.R.L. Informes científico-técnicos del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras N°5 (UNMdP-CONICET). 23pp

Este informe es el resultado de un Servicio Técnico de Alto Nivel (STAN; CONICET) a las Empresas Glaciar Pesquera S.A. y Wanchese Argentina S.R.L.

Las opiniones expresadas en este producto informativo son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista o políticas del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras.

ISSN 2796-9088

La “Serie: Informes científico-técnicos del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras” se aloja en el sitio <https://www.iimyc.gob.ar/iimyc/es/informes-tecnicos/>

La utilización, redistribución, traducción y creación de obras derivadas de la presente publicación están autorizadas, a condición de que se cite la fuente original y que las obras que resulten sean publicadas bajo las mismas condiciones de libre acceso. Esta licencia se aplica exclusivamente al texto de la presente publicación. Para utilizar cualquier otro material que aparezca en ella (tal como textos, imágenes, ilustraciones o gráficos), será necesario pedir autorización a la Dirección del IIMyC iimyc@mdp.edu.ar. No está permitido utilizar el logotipo del IIMyC.

Si la obra se traduce, debe añadirse el siguiente descargo de responsabilidad junto a la referencia requerida: “La presente traducción no es obra del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC). El IIMyC no se hace responsable del contenido ni de la exactitud de la traducción. La edición original en el/los idiomas que se publique será el texto autorizado”.

Mar del Plata, abril 2022

APLICACIÓN DE DOS TIPOS DE MODELOS DE DINÁMICA POBLACIONAL PARA LA EVALUACIÓN DE BIOMASA EN LA PESQUERÍA DE VIEIRA PATAGÓNICA (*Zygochlamys patagonica*)

Marcelo Javier Kittlein¹ y Juan Alberti²

¹Grupo de Ecología y Genética de Poblaciones de Mamíferos.
Departamento de Biología. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC).
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.
Consejo Nacional de Investigaciones Científica y Técnicas (CONICET),
Mar del Plata, Argentina. [Correspondencia: Marcelo J. Kittlein <kittlein@mdp.edu.ar>]

²Grupo de Ecología.
Departamento de Biología. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC).
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.
Consejo Nacional de Investigaciones Científica y Técnicas (CONICET),
Mar del Plata, Argentina.

RESUMEN. La pesquería de vieira patagónica, *Zygochlamys patagonica*, se ha constituido en uno de los recursos más importantes de la actividad pesquera en Argentina. Desde su inicio en 1995, se ha recopilado abundante y detallada información sobre la actividad de la pesquería; tanto de la flota pesquera como de muestreos de prospección del recurso. En este informe ordenamos y resumimos la información de la actividad pesquera y de los muestreos de prospección con el fin de evaluar la dinámica de la biomasa de vieira comercial desde 1995 a 2020. A partir de los datos de las capturas realizadas por los buques de pesca, los índices de abundancia de las prospecciones y de datos de crecimiento somático de la vieira, estimamos la variación de biomasa de vieira comercial en las unidades de manejo B, D, E y F (que se cuentan entre las más productivas de la pesquería). Se utilizaron dos tipos de modelos para realizar las estimaciones; un modelo de producción excedente y un modelo discreto con retardo y crecimiento. Ambos se implementaron como modelos de espacio de estado para dar cuenta de la incertidumbre asociada al proceso dinámico y a la variación de muestreo asociada a las observaciones de los distintos índices utilizados. Para las cuatro unidades de muestreo se proyectó la biomasa en el período 2021-2023 con 4 escenarios de captura futura (sin captura y capturando el 50, 100, 150 y 200% del promedio de biomasa de vieira comercial capturada en los 5 últimos años en cada unidad de manejo). Ambos modelos muestran que la variación de biomasa estimada en las distintas unidades de manejo analizadas es importante y que los niveles estimados son compatibles con las capturas sostenidas durante los últimos 5 años. Para las unidades de manejo B y F el modelo de producción excedente estima valores de biomasa mucho mayores que el modelo discreto con retardo y crecimiento. En algunos casos, se ha identificado que las capturas realizadas en determinados períodos no han acompañado la biomasa de vieira comercial disponible. La disponibilidad de información de los índices de abundancia afecta fuertemente la incertidumbre asociada a las estimaciones de biomasa. Evaluaciones simulando la utilización de esta información (no disponible para nuestras evaluaciones, pero sí disponible en la base de datos de la pesquería) muestran drásticas reducciones en la incertidumbre asociada a las estimaciones y a las proyecciones; lo que sugiere que la adopción de estos modelos en las evaluaciones puede constituir una herramienta útil para el manejo de la pesquería. Se discuten distintos aspectos de las características de la utilización de los índices de abundancia en las proyecciones de biomasa usualmente aplicadas en las unidades de manejo. Nuestro análisis muestra que bajo las tasas de explotación usadas hasta el presente el estado de la población se mantiene en niveles que no afectan la tasa de reclutamiento.

ABSTRACT. Application of two types of population dynamics models for biomass assessment in the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishery. The Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishery has become one of the most important resources of fishing activity in Argentina. Since its inception in 1995, abundant and detailed information on the activity of the fishery has been compiled; both from the fishing fleet and from prospection samples. In this report, we organize and summarize the information on the fishing activity and prospections in order to evaluate the dynamics of the biomass of commercial scallops from 1995 to 2020. Based on the data on the catches made by the fishing vessels, the indices of abundance from surveys and data on somatic growth of the scallop, we estimated the variation in biomass of commercial scallops in management units B, D, E and F (which are among the most productive in the fishery). Two types of models were used to obtain the estimates; a surplus production model and a delay-difference growth model. Both were implemented as state space models to account for the uncertainty associated with the dynamic process and the sampling variation associated with the observations of the different indices used. For the four management units, the biomass was projected to 2021-2023 considering four future scenarios of capture levels (without capture and capturing 50, 100, 150 and 200% of the average commercial scallop biomass captured in the last 5 years in each management unit). Both models

show that the variation of estimated biomass in the different management units analyzed is important and that the estimated levels are compatible with the catches sustained during the last 5 years. For management units B and F, the surplus production model estimates much higher biomass values than the delay-difference growth model. In some cases, it has been identified that the catches made in certain periods have not matched the commercial scallop biomass available. The availability of information on abundance indices strongly affects the uncertainty associated with biomass estimates. Simulated assessments using this information (not available for our assessments but available in the fishery database) show dramatic reductions in uncertainty associated with estimates and projections; which suggests that the adoption of these models for assessment can constitute a useful tool for the management of the fishery. Different aspects of the characteristics of the use of abundance indices in biomass projections usually applied in management units are discussed. Our analysis shows that under the exploitation rates used to date, the population status remains at levels that do not affect the recruitment rate.

Palabras clave: crecimiento, evaluación de biomasa, modelos bayesianos, modelos de espacio de estado, pectínidos, pesquerías, vieira patagónica, *Zygochlamys patagonica*.

Key words: Bayesian models, biomass assessment, fisheries, growth, Patagonian scallop, pectinid, state space models, *Zygochlamys patagonica*.

INTRODUCCIÓN

La vieira patagónica, *Zygochlamys patagonica* (King, 1832), sustenta desde 1996 una de las pesquerías más importantes en aguas de la plataforma continental argentina (Lasta y Bremec 1998). Desde el inicio de su explotación ha tenido gran importancia comercial ubicándose entre las pesquerías marinas más importantes del país (Campodónico *et al.* 2019).

Si bien la falta de manejo en muchas pesquerías ha llevado a que haya habido un aumento importante en la cantidad de recursos marinos con sobrepesca, hay evidencia científica creciente que muestra que, cuando los recursos están manejados adecuadamente, los *stocks* se pueden mantener en niveles sostenibles (FAO 2020). La finalidad del manejo es garantizar la supervivencia de especies amenazadas, para lo que se intenta armonizar simultáneamente la pesca, las tasas demográficas básicas, y las decisiones de manejo (i.e. tallas mínimas, capturas máximas, cierres; Broadbridge y Hutchinson 2022). Desde hace varias décadas, la ciencia pesquera ha intentado entender y predecir las dinámicas detrás de la abundancia de los recursos pesqueros. Con el objetivo de aumentar este entendimiento y proveer bases sólidas para un manejo apropiado, se ha desarrollado un amplio espectro de modelos poblacionales que permiten estimar el número o biomasa de recursos pesqueros bajo diferentes escenarios de explotación (Keyl y Wolff 2008).

El diagnóstico y la predicción de la evolución de la biomasa comercial en otras pesquerías de pectínidos se ha llevado a cabo utilizando distintos tipos de herramientas cuantitativas. Orensanz *et al.* (2016) presentan un detallado inventario de los métodos utilizados en las principales pesquerías y sus ventajas y desventajas para la evaluación y establecimiento de medidas de manejo.

En la pesquería de vieiras de Georges Bank en Canadá (Jonsen *et al.* 2009), por ejemplo, se aplicaron modelos dinámicos de producción de biomasa excedente, utilizando una versión bayesiana de espacio de estados del modelo de Schaefer ajustado a las estimaciones de biomasa y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de prospecciones anuales. La alta variabilidad del reclutamiento característica de las poblaciones de vieiras limitarían la aplicabilidad de estos modelos agregados para la obtención de parámetros que deriven en acciones de manejo. Sin embargo la estructura de los modelos de espacio de estado permite acomodar la variación aleatoria hasta cierto grado; no obstante se recomienda cautela al aplicar las estimaciones de los

parámetros relacionados con medidas de manejo de la pesquería (Bousquet *et al.* 2008).

A diferencia de los simples modelos de producción excedente, los modelos discretos con retardo y crecimiento separan las contribuciones hechas por el reclutamiento y el crecimiento a la producción excedente y pueden adaptarse mejor a los efectos de la variabilidad del reclutamiento (Deriso 1980; Schnute 1985). Las pesquerías de vieiras en el lado canadiense de Georges Bank, Browns Bank y Bahía de Fundy se evalúan utilizando una simplificación del modelo discreto con retardo y crecimiento implementado como un modelo de espacio de estado bayesiano (Jonsen *et al.* 2009). En esta versión, el reclutamiento es considerado independiente del tamaño de la población reproductiva. La biomasa futura es función de la biomasa actual, el crecimiento somático, la mortalidad natural, el reclutamiento y las capturas realizadas. El ajuste se realiza modelando estados no observados a través de su derivación a índices observados relacionados con la abundancia de vieira comercial y reclutas.

La aplicación de modelos más complejos, que requieren información muy detallada de la estructura de tallas/edades de la población, se ha implementado recientemente bajo la combinación de los métodos de capturas por edad/tamaños y análisis de poblaciones virtuales (ver Orensanz *et al.* 2016).

Para el manejo de la pesquería y el establecimiento de áreas y cuotas de explotación en la vieira patagónica, las evaluaciones se realizan a partir de campañas de prospección realizadas por el INIDEP (ver Campodónico *et al.* 2017). La información sobre la abundancia de vieira en las distintas unidades de manejo, a partir de las prospecciones, es utilizada para fijar los niveles de captura permitida en distintas unidades de manejo y también en sectores particulares dentro de las mismas.

La información disponible a partir de los registros de la actividad de la flota pesquera (principalmente gracias al "Programa Observadores a Bordo de Buques Pesqueros" del INIDEP (Disposición SSPyA N° 9/2008; Campodónico *et al.* 2019) y de las campañas de prospección anuales realizadas por el INIDEP, tiene una magnitud muy importante y un detalle muy preciso. Esta debe necesariamente organizarse adecuadamente para su análisis e integración en herramientas cuantitativas que permitan el diagnóstico y la predicción de la evolución de la pesquería.

Para describir la dinámica de una población, y particularmente de una población explotada, se puede disponer de un menú de alternativas para dar cuenta de las variaciones de abundancia,

y sintetizar y predecir el comportamiento de la misma. En la afirmación atribuida al estadístico británico George E. P. Box “todos los modelos son falsos; algunos son útiles”, se podría agregar que entre aquellos útiles, solo algunos son posibles de implementar. Esta limitación está directamente relacionada con la disponibilidad de información de diversa naturaleza, constituida fundamentalmente por los datos de las capturas y los esfuerzos de pesca realizados, índices de abundancia en las prospecciones y datos del crecimiento de los individuos (Keyl y Wolff 2008).

Para la evaluación y el manejo de las pesquerías, como mencionamos para los pectínidos en particular, se han utilizado diversos modelos cuantitativos que permiten organizar y sintetizar la información, y así poder obtener con anticipación las capturas permitidas. Los datos de la captura de vieira comercial y de los índices de abundancia auxiliares para la estimación de los parámetros de los modelos utilizados en este informe han sido obtenidos mediante la recopilación y digitalización de los datos de los lances de pesca y su información asociada, y de informes de las campañas de prospección realizados por el INIDEP para la evaluación del estado de la pesquería (ver LITERATURA AUXILIAR). Considerando la detallada y abundante información disponible, es destacable la ausencia hasta el momento de la implementación de modelos de síntesis de la información que incorporen los aspectos más importantes de la dinámica de la pesquería (que se aproxima a los treinta años), y sirvan de herramienta para la evaluación de la proyección del estado de las distintas unidades de manejo y el establecimiento anticipado de las capturas permitidas en los distintos sectores de las mismas. Nos encontramos entonces en una situación desconcertante, la de intentar realizar lo que ya se debería haber realizado hace tiempo sin contar con la información necesaria, aunque disponible, no compartida con la comunidad científica, y que es custodiada con celo por motivos inescrutables.

Para realizar estas evaluaciones utilizaremos dos tipos de modelos, mencionados anteriormente al referir a la revisión realizada en Orensanz *et al.* (2016): un modelo de producción excedente (Schaefer 1991; Meyer y Millar 1999b) y un modelo de biomasa discreto con retardo y crecimiento propuesto originalmente por Deriso (1980) y generalizado por Schnute (1985; ver Meyer y Millar 1999a). Considerando la disponibilidad limitada de los datos necesarios para realizar esta tarea, los modelos seleccionados proporcionan no obstante un marco de análisis riguroso a partir del cual se puedan establecer conclusiones que incorporen adecuadamente la incertidumbre asociada a las distintas fuentes de variación pertinentes a esta tarea.

En el presente contexto, la característica clave de los modelos utilizados es que permiten modelar un proceso estocástico no observable a partir de observaciones de distinta naturaleza que se realizan con error. Esta es una opción natural para los problemas de series temporales de pesquerías porque los datos recopilados son típicamente índices (i.e., densidades en prospecciones y/o tasas de captura comercial) del estado real (biomasa) de un *stock* que no se puede observar directamente.

METODOLOGÍA

Los modelos de espacio de estado (SSM) son un marco de modelado importante para analizar series temporales en Ecología y otras ciencias ambientales (Auger-Méthé *et al.* 2021). Estos modelos jerárquicos se usan comúnmente para modelar dinámicas de poblaciones, movimientos de animales y datos de captura y recaptura, y están siendo utilizados con frecuencia creciente para

modelar la dinámica diversas pesquerías (Best y Punt 2020). Los SSM son populares porque son flexibles y modelan la variación natural en los procesos ecológicos por separado del error de observación. Su flexibilidad permite a los investigadores modelar datos continuos, de conteo, binarios y categóricos con procesos lineales o no lineales que evolucionan en tiempo discreto o continuo. Modelar las dos fuentes de aleatoriedad por separado permite a los investigadores diferenciar entre la variación del proceso dinámico y la imprecisión en la metodología de muestreo y, en general, proporciona mejores estimaciones de las variables de interés que si solo se modela directamente una única fuente de aleatoriedad.

Modelo de producción excedente

El modelo de producción excedente ignora la estructura de la población y agrega los procesos de crecimiento, mortalidad natural y reclutamiento en un solo parámetro, la tasa intrínseca de crecimiento de la población, r . Los cambios en la biomasa están definidos por r y son afectados solo por el tamaño de la población en el año anterior en relación capacidad de carga K .

$$B_t = B_{t-1} + r \times B_{t-1} \times \left(1 - \frac{B_{t-1}}{K}\right) - C_{t-1} \quad (1)$$

donde B_t , C_t , y K representan la biomasa en el año t , la captura realizada en el año t , y la capacidad de carga (correspondiente a la biomasa del *stock* en equilibrio al inicio de la pesquería), respectivamente.

La captura es tratada como una constante fija. Un supuesto usual es que un índice de abundancia relativa es directamente proporcional a la biomasa, i.e.:

$$I = q \times B_t \quad (2)$$

donde q es un parámetro de conversión que representa la capturabilidad. La densidad de la biomasa de vieiras es considerada como el índice de abundancia relativa, de modo que las series temporales de capturas en las unidades de referencia son utilizadas para estimar los parámetros del modelo y evaluar alternativas de manejo.

Modelo discreto con retardo y crecimiento

El modelo discreto con retardo y crecimiento, posee en cambio diferentes parámetros para describir el crecimiento, la mortalidad natural y el reclutamiento, permitiendo incorporar, en forma simplificada, el realismo característico de los modelos estructurados por edad.

El modelo se basa en tres supuestos principales.

Primero, el aumento del tamaño (peso) corporal medio con la edad tiene la siguiente relación lineal,

$$w_a = \alpha + \rho \times w_{a-1} \quad (3)$$

donde w_a es el peso a la edad a y α y ρ son parámetros a estimar.

En segundo lugar, la selección a la pesquería es abrupta, es decir, todas las edades k y mayores tienen la misma probabilidad de ser capturadas. En tercer lugar, todos los individuos completamente seleccionados experimentan la misma tasa de mortalidad natural.

Hilborn y Walters (1992) proponen la siguiente formulación

$$B_t = \exp(-M) \times \left(\rho + \frac{\alpha}{w_{t-1}}\right) \times (B_{t-1} - C_{t-1}) + w_k \times R'_t \quad (4)$$

donde B_t es la biomasa al tiempo t , M es la tasa instantánea de mortalidad, C_{t-1} es la captura anual observada, R'_t es el número de reclutas (que se supone aleatorio), y α y ρ son parámetros estimados por la ecuación 3.

Las variables \bar{w}_{t-1} y w_k representan el peso promedio de los individuos totalmente reclutados para la captura ($H \geq 55\text{mm}$) y reclutas ($46.5\text{mm} < H < 55\text{mm}$), respectivamente. El límite inferior de la talla considerada para los reclutantes se estableció en base a la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, estimada a partir de distintas cohortes de vieira analizadas en Valero (2002). Este límite corresponde a la media de la distribución de tallas de las vieiras al año t que superarán el límite de talla comercial al tiempo $t+1$.

El término de crecimiento $\rho + \frac{\alpha}{\bar{w}_{t-1}}$ representa el crecimiento potencial del *stock* que tiene en cuenta la estructura de tallas del *stock* a través de \bar{w}_{t-1} . El crecimiento potencial disminuye a medida que el *stock* envejece y el peso promedio de los ya reclutados aumenta.

Estudios y evaluaciones previas de estos modelos (Meyer y Millar 1999a) indican que si cambiamos la escala de B_t utilizando una constante K_N mejora la convergencia de las estimaciones.

La ecuación 4 se convierte entonces en

$$P_t = \left[\exp(-M) \times \left(\rho + \frac{\alpha}{\bar{w}_{t-1}} \right) \times \left(P_{t-1} - \frac{C_{t-1}}{K_N} \right) + r_t \right] \times \eta_t \quad (5)$$

Donde $r_t = \frac{w_k \times R'_t}{K_N}$, y η_t es una variable aleatoria que incorpora la variabilidad de proceso inherente a la dinámica del sistema, i.e. $\eta_t \sim LN(0, \sigma^2)$. La ecuación 5 se conoce como la ecuación de proceso o de estado y es uno de los dos componentes de un modelo de espacio de estado. El segundo componente es conocido como modelo de observación o de medición, que relaciona los estados no observados, B_t , con los índices observados o medidos en la pesquería.

En principio, podemos considerar dos índices para la biomasa de vieira totalmente reclutada. El índice de biomasa de vieira comercial obtenido de las prospecciones $I_{f(t)}$ y la tasa de captura de vieira comercial U_t . También se puede incluir un modelo de observación para relacionar la biomasa de reclutas r_t con los índices de vieira reclutante observados en las prospecciones, $I_{r(t)}$. En estos casos se supone una relación proporcional entre los índices y las biomásas con los que se relacionan.

$$I_{f(t)} = q_p \times P_t \times K_N \times \tau_t \quad (6)$$

y

$$I_{r(t)} = q_p \times r_t \times K_N \times \epsilon_t \quad (7)$$

donde q_p es una constante de proporcionalidad y $P_t \times K_N$ y $r_t \times K_N$ convierten a B_t y R_t , respectivamente, y τ_t y ϵ_t son variables aleatorias log normales para el error de observación de $I_{f(t)}$ y $I_{r(t)}$, respectivamente (i.e. $\tau_t \sim LN(0, \sigma_\tau^2)$ y $\epsilon_t \sim LN(0, \sigma_\epsilon^2)$).

Asimismo,

$$U_t = q_U \times P_t \times K_N \times \nu_t \quad (8)$$

donde ν_t es una variable aleatoria con distribución logNormal para el error de observación de U_t , i.e., $\nu_t \sim LN(0, \sigma_\nu^2)$.

Obtención y procesamiento de los datos

Los datos utilizados para ajustar ambos modelos son los índices de biomasa de vieira comercial en la prospección $I_{f(t)}$, el peso promedio de las vieiras comerciales \bar{w} , escalado por número de vieiras comerciales en la prospección, el índice CPUE de vieiras comerciales U y la captura comercial C . Estos datos se obtuvieron principalmente de valores reportados en los informes de prospección del INIDEP (ver LITERATURA AUXILIAR). Para el caso de la captura de vieira comercial y reclutante, esos datos fueron cruzados con datos de las empresas obtenidos a partir de la digitalización de los libros de pesca de los capitanes (Alberti 2021).

En particular, los índices de biomasa de vieira comercial en la prospección $I_{f(t)}$ se obtuvieron multiplicando la captura de vieira total por la proporción de peso de vieira comercial. La proporción de vieira comercial se calculó sumando los pesos individuales de todas las tallas comerciales a partir de la ecuación reportada por Lomovasky *et al.* (2008). Una vez obtenido el peso sumado de todas las vieiras comerciales para una unidad de manejo dada y para un año dado, se dividió por el tiempo de arrastre total (i.e. suma de tiempos de arrastre de todos los lances considerados).

La captura comercial C se obtuvo a partir de multiplicar 2 300 kg (peso promedio de una red llena) \times la suma de proporciones de llenado de bolsa (datos de los capitanes de la flota) \times el porcentaje de vieira comercial (datos de los informes). El peso promedio de las vieiras comerciales \bar{w} se obtuvo primero sumando los pesos individuales de cada una de las vieiras comerciales capturadas en una unidad de manejo dada y en un año dado (datos de los informes) a partir de la ecuación reportada por Lomovasky *et al.* (2008), y luego dividiendo por el número total de individuos capturados de talla comercial. El mismo procedimiento se realizó para la vieira reclutante.

Como las unidades de manejo fueron cambiando de denominación y extensión a lo largo del transcurso de la pesquería, este informe fue realizado en base a las unidades de manejo vigentes. Para ello, hubo que adaptar los resultados reportados en los informes de INIDEP previos a 2013 (que refieren a unidades de manejo anteriores) a las unidades de manejo vigentes. Esto se realizó digitalizando de cada informe de prospección la información de cada uno de los lances, luego se los ubicó espacialmente y finalmente se determinó a cual de las unidades de manejo vigentes pertenecía utilizando el paquete sf (Pebesma 2018) para R (R Core Team 2021). La tabla 1 resume la información que no pudo ser utilizada o que tuvo que ser estimada indirectamente, ya sea por no estar disponible públicamente, por no haber podido digitalizarla o por no haber sido recolectada.

Parámetros y distribuciones previas en los modelos

Como mencionamos antes, usamos un enfoque de espacio de estado bayesiano para estimar los estados B_t y parámetros adicionales a partir de la prospección de buques de investigación (BI) y los datos de captura comercial. Este enfoque permite la incorporación de errores aleatorios tanto en la dinámica como en las observaciones y puede acomodar la no linealidad de las ecuaciones que describen la dinámica. En el contexto actual, la característica clave de los modelos SST es que permiten modelar un proceso estocástico inobservable utilizando observaciones que se realizan con error. Este es un ajuste natural para los problemas de series de tiempo de pesquerías porque los datos recolectados son

Tabla 1

Detalle de la información utilizada en los modelos que tuvo que ser reconstruida/considerada por no estar reportada o por variar entre campañas de prospección. %VC: Porcentaje de vieira comercial; C: Capturas de vieira comercial; If: índice de abundancia de vieira comercial; Ir: índice de abundancia de vieira reclutante. *: Se consideró siempre la rastra de estribor por no tener ningún valor faltante. La diferencia promedio entre los %VC de estribor y babor para el resto de los datos fue mínima (0.622).

Parámetro	Unidad de manejo	Año	Motivo	Adaptación
%VC	B, F	2012	No reportado	Peso VC / Peso submuestra x 100
%VC, If, Ir, crec, cmay	F	2013	Dos rastras por lance	Lance de estribor*
%VC, If, Ir	B	1995-1997, 2013	Informe no disponible	%VC: 1996-1997 provistos por la flota
%VC, If, Ir	D, E	1995-1998, 2001, 2009, 2013, 2015, 2017, 2019-2020	Informe no disponible	%VC: 1996-1998, 2001 y 2009 provistos por la flota (1997 solamente para la unidad de manejo D)
%VC, If, Ir	F	1995-1998, 2001, 2009, 2015, 2017-2020	Informe no disponible	%VC: 2001 y 2009 provistos por la flota
If, Ir	B, D, E, F	2008, 2010, 2011, 2012	Uso de red en lugar de rastra	Coefficiente de convertibilidad para la red
C	B	2014-2015	Sin pesca	Interpolaciones
C	D	2017, 2019	Sin pesca	Interpolaciones
C	E	2019	Sin pesca	Interpolaciones
C	F	1998	Sin pesca	Interpolaciones
Informe	B	1995-1997, 2013	Informe no disponible	Interpolaciones
Informe	D	1995-1998, 2001, 2009, 2013, 2015, 2019-2020	Informe no disponible	Interpolaciones
Informe	E	1995-1998, 2001, 2009, 2013, 2015, 2017, 2019-2020	Informe no disponible	Interpolaciones
Informe	F	1995-1998, 2001, 2009, 2015, 2017-2018, 2020	Informe no disponible	Interpolaciones

típicamente índices (p. ej., biomasa de prospecciones y / o tasas de captura comercial) del estado real (biomasa) de una población que no se puede observar directamente. Se utilizó software de libre acceso OpenBUGS (Spiegelhalter *et al.* 2014) para estimar la distribución de los estados y los parámetros, a través de su interfase en R en la biblioteca R2OpenBUGS (Sturtz *et al.* 2005).

Se utilizaron distribuciones previas sin información para todos los parámetros, excepto para la mortalidad natural, M , para la cual se utilizó una distribución $\Gamma(6, 14)$, que se aproxima a la distribución estimada para la mortalidad natural en Milessi *et al.* (2010). Para las varianzas de las distribuciones correspondientes a los errores de observación y de proceso se utilizó siempre una $\Gamma^{-1}(0.001, 0.001)$. Para el parámetro K_N se utilizó una distribución $LogNormal(\mu \sim 12\,000, \sigma^2 \sim 4.5 \cdot 10^6)$. Para la capacidad de carga, K en toneladas, del modelo de producción excedente, se utilizó una distribución $U(0, 500\,000)$. Para todos los coeficientes de conversión de biomasa a los diversos índices de abundancia se utilizó una distribución $U(0, 1)$. Para evaluar la convergencia en la estimación de los parámetros se utilizó el índice de Gelman-Rubin (Brooks y Gelman 1998) sobre dos cadenas aleatorias de Markov independientes para todos los parámetros estimados, utilizando la función `gelman.diag()` de la biblioteca `coda` en el programa R (Plummer *et al.* 2006). La convergencia se evalúa comparando las varianzas estimadas entre cadenas y dentro de la cadena para cada parámetro del modelo. Grandes diferencias entre estas varianzas indican falta de convergencia. Un valor cercano a 1 indica que las cadenas son convergentes. Para ajustar los modelos, se generaron un total de 80 000 muestras en cada una de las 2 cadenas, las primeras 40 000 muestras de cada cadena se descartaron como quemado (burn-in) y se guardó una muestra de cada 10 para reducir la autocorrelación, resultando en 8 000 muestras para estimar la distribución posterior.

Para la proyección del aumento de biomasa debido a crecimiento somático se utilizaron valores fijos de $\alpha=2$ y $\rho=0.88$, derivados a partir de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy en

Valero (2002) y de la relación talla-peso reportada en Lomovasky *et al.* (2008).

RESULTADOS

Ordenamiento de los datos de la pesquería y las campañas de prospección

El ordenamiento y procesamiento de los datos correspondientes a los lances realizados por la flota pesquera y por los buques de investigación en las campañas de prospección permitió reunir la información mínima y necesaria para ajustar los parámetros de los modelos en las unidades B, D, E y F (ver Apéndice 1 y Tabla 2). La limitación más importante en la obtención de los datos necesarios estuvo dada por la imposibilidad de contar con las distribuciones de frecuencias de tallas y la derivación de los porcentajes de vieira comercial y reclutante en las restantes unidades de manejo. Esta limitación tiene importantes consecuencias en la precisión de las estimaciones, ya que de contar con la información de la captura de vieira comercial por lance individual, todas estas observaciones se hubieran podido utilizar para estimar los parámetros de los modelos. En [Estimación con información de lances individuales](#) evaluamos la importancia de contar con esta información detallada en la precisión de las estimaciones.

Otra limitación importante se deriva de la parcialidad de los registros de los lances de pesca. Durante la reconstrucción de las capturas a partir de los partes de pesca observamos que es frecuente que se registre un número variable de lances acumulados, sin posición geográfica ni valor de llenado de red, información básica que se utilizó para la estimación de las capturas realizadas. Una comparación con las capturas de vieira comercial reconstruidas a partir de la descarga de callo en Campodónico *et al.* (2019) indica que alrededor del 50% de las capturas no han sido documentadas con la información necesaria. En [Evaluación con corrección en las capturas](#) evaluamos las consecuencias de esta limitación en la estimación de la dinámica

Tabla 2

Datos derivados del Apéndice 1 utilizados para la estimación de biomasa de vieira comercial en el período 1995-2020 en las cuatro unidades de manejo de las que se obtuvieron registros adecuados. C: Capturas de vieira comercial (toneladas); CPUE: captura por unidad de esfuerzo (kg/h); If: índice de abundancia de vieira comercial (kg/h); Ir: índice de abundancia de vieira reclutante (kg/h).

Año	Unidad de Manejo B				Unidad de Manejo D				Unidad de Manejo E				Unidad de Manejo F			
	C	CPUE	If	Ir	C	CPUE	If	Ir	C	CPUE	If	Ir	C	CPUE	If	Ir
1995	783	4860	256	97	4871	6537	251	63	1714	4862	174	26	4	1539	407	97
1996	53	2955	256	97	19966	5647	251	63	12	1613	174	26	0	0	407	97
1997	4869	3315	256	97	2770	3841	251	63	4	12539	174	26	25	9546	407	97
1998	329	2532	256	97	4770	4842	251	63	3169	4394	174	26	25	9546	407	97
1999	1049	2078	443	418	3448	2985	251	63	598	3737	174	26	2103	6310	407	97
2000	5297	2353	260	132	907	1782	279	69	33	1298	162	16	3461	3992	322	90
2001	2283	2482	259	88	3120	2340	279	69	498	1761	162	16	4125	4110	322	90
2002	2418	1574	155	71	1191	1410	145	51	1437	1034	64	18	3635	1812	159	56
2003	3248	2068	184	166	1509	1995	112	57	2562	1402	46	24	5927	2393	268	104
2004	351	1787	160	146	3878	1567	99	45	756	774	52	45	4514	2677	238	95
2005	10079	4359	248	92	811	1590	92	53	556	972	47	29	4983	2262	187	93
2006	23774	5519	264	77	9871	5998	263	114	10169	5278	166	14	1575	4269	234	50
2007	10184	3906	179	33	12791	6788	323	140	4775	5224	135	17	3317	6035	189	41
2008	16068	4361	877	116	10346	10144	3333	423	8138	7129	1547	87	3354	6925	3442	574
2009	6424	3032	139	27	3730	8297	3333	423	1741	7010	1547	87	8454	7935	3442	574
2010	310	456	561	119	16991	10868	7226	450	5302	5094	2151	292	7117	4680	1406	307
2011	1909	1967	394	60	23176	6901	3230	150	12218	5429	2926	397	12620	5255	1964	523
2012	1359	3406	1221	410	22895	5997	838	20	6182	5533	491	31	6162	3342	1456	436
2013	5422	6352	1221	410	12878	5360	838	20	496	3146	491	31	12663	2575	121	32
2014	2627	3077	402	249	2250	1121	111	18	7072	2072	161	19	3994	1579	299	64
2015	2952	3458	344	150	1104	903	111	18	5761	2487	161	19	7253	2187	299	64
2016	9662	4018	236	125	0	1160	90	31	2820	1806	158	44	5645	1589	248	40
2017	7802	2309	290	44	0	1160	90	31	2829	1900	158	44	5968	3023	248	40
2018	6114	2142	226	56	701	606	106	21	254	1249	119	33	2571	2162	248	40
2019	1964	1859	177	40	701	606	106	21	254	1249	119	33	3783	2292	248	40
2020	366	3937	169	93	16	572	106	21	90	764	119	33	4354	2216	248	40

de la biomasa de vieira comercial estimada. En breve, es de esperar que si se registran efectivamente más capturas haya mayor biomasa disponible.

Dinámica de la biomasa en la unidades de manejo

Los datos correspondientes a las capturas de vieira comercial, el peso promedio de las vieiras comerciales, y los índices de abundancia de vieira comercial y reclutante permitieron realizar la estimación de la dinámica de la biomasa de vieira comercial y reclutante. Las características principales de los resultados para ambos modelos se exponen a continuación para cada una de las unidades de manejo analizadas.

Unidad de manejo B

La unidad de manejo B fue la que proporcionó la mayor captura durante la primera mitad de la historia de la pesquería, registrando un total de alrededor de 127 500 toneladas de vieira comercial hasta el año 2020 (Tabla 2). La dinámica de la biomasa estimada por ambos modelos en la unidad de manejo B presentó el mismo patrón de variación general con diferencias en los valores centrales de su distribución posterior (Figs. 1 y 2).

Modelo de producción de biomasa excedente

Los valores centrales de la distribución posterior de la biomasa de vieira comercial oscilaron aproximadamente alrededor de las 75 000 toneladas entre los años 1995 y 2020. Los valores más altos se registraron en los años 2005-2006 y 2013. En el período 2005-2006 se registraron las capturas más altas en esta unidad de manejo. Las capturas en años cercanos al aumento de biomasa estimada de 2013 no registraron valores correspondientemente tan elevados (Fig. 1). El ajuste proporcionado por el modelo a los índices de abundancia vieira comercial (Fig. 3) no representa

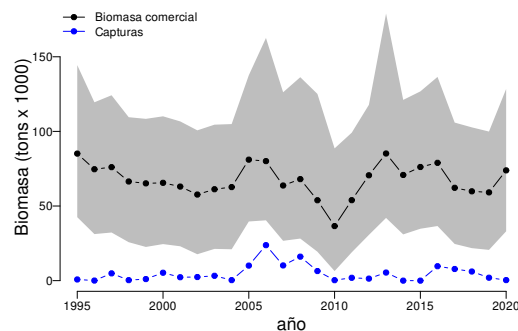


Fig. 1. Unidad de manejo B. Trayectorias de Biomasa estimada por el modelo de producción excedente. La línea y puntos negros representa la mediana y el sombreado gris los intervalos del 95%. La línea y puntos azules representan la captura de vieira comercial.

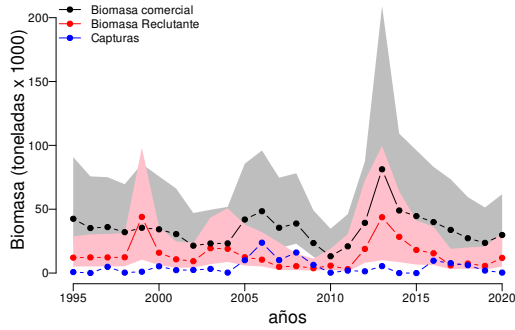


Fig. 2. Unidad de manejo B. Trayectorias de biomasa estimadas por el modelo discreto con retardo. La línea y puntos negros representa el valor de la mediana y el sombreado gris los intervalos del 95% de vieira comercial. La línea roja representa la mediana y el sombreado rosa los intervalos del 95% de vieira reclutante. La línea y puntos azules representan la captura de vieira comercial.

adecuadamente los aumentos en los años mencionados anteriormente. Esta discrepancia se puede deber a que las capturas realizadas en esos períodos se obtuvieron con un esfuerzo proporcionalmente menor al que se esperaría en relación al índice de abundancia, o la influencia de la subestimación de las capturas mencionada anteriormente, ya que esta unidad de manejo es una de las que presenta mayores fallas en este aspecto.

Modelo discreto con retardo y crecimiento

Este modelo proporcionó valores centrales para la distribución posterior de la biomasa menores al modelo de producción de biomasa excedente. Los valores centrales oscilaron alrededor de las 30 000 toneladas aproximadamente, también con valores más altos para los años 2005-2006 y 2013 (Fig. 2). El ajuste a los índices de abundancia (Fig. 4), fue mucho más cercano, dado principalmente por contar con dos parámetros diferentes para la conversión de la biomasa de vieira comercial (q_p para los índices de prospección y q_U para los de la flota comercial). Asimismo, este modelo permite una interpretación más detallada de la dinámica ya que provee una descripción de la variación de la biomasa de vieira reclutante (Fig. 2), anticipando la variación de la biomasa de vieira comercial. El patrón de variación de la biomasa de vieira reclutante se estabiliza durante los últimos 3 años (2018-2020), anticipando un aumento de vieira comercial (por crecimiento potencial debido a la estructura de tallas) en esta unidad para el periodo 2021-2022.

Unidad de manejo D

La unidad de manejo D fue la que proporcionó la mayor captura de la historia de la pesquería (incrementando notablemente su producción durante la segunda mitad de la misma), registrando un total de alrededor de 164 500 toneladas de vieira comercial hasta el año 2020 (Tabla 2). La dinámica de la biomasa estimada por ambos modelos en la unidad de manejo D presentó el mismo patrón de variación general con similares valores centrales de su distribución posterior (Figs. 5 y 6).

Los valores máximos de biomasa estimada en esta unidad de manejo se presentaron en los años 2008-2010 con valores levemente superiores a las 100 000 toneladas de vieira comercial (Figs. 5 y 6). Las capturas más altas registradas corresponden sin

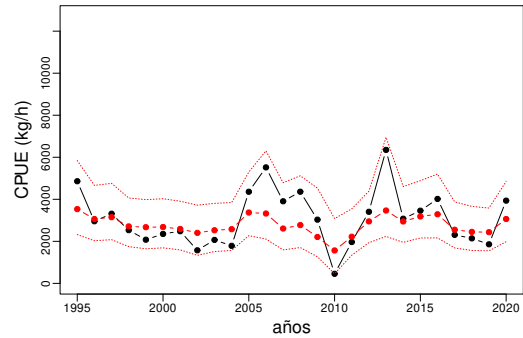


Fig. 3. Unidad de manejo B. Ajuste del modelo de producción excedente al índice de abundancia (kg de vieira comercial/hr de arrastre) de la actividad de la flota pesquera. La línea negra corresponde a los valores observados y las líneas rojas continuas y punteadas a la mediana y los percentiles del 95%, respectivamente.

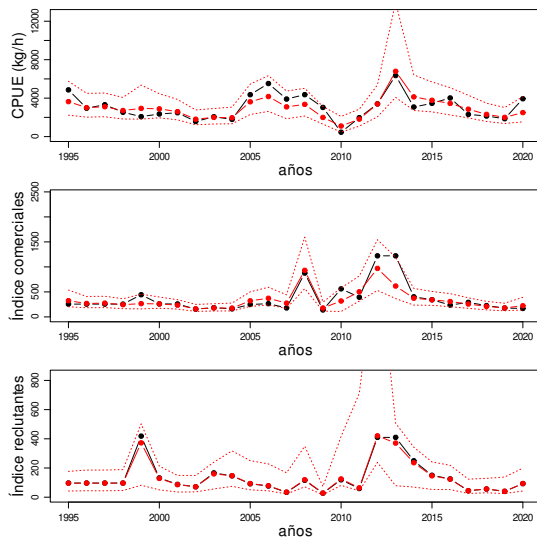


Fig. 4. Unidad de manejo B. Ajuste del modelo discreto con retardo a los índices de abundancia obtenidos de la actividad de la flota pesquera y de las campañas de prospección. La línea negra corresponde a los valores observados y las líneas rojas continuas y punteadas a la mediana y a los percentiles del 95%, respectivamente.

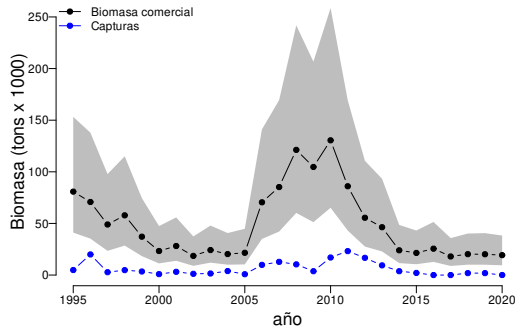


Fig. 5. Unidad de manejo D. Trayectorias de biomasa estimadas por el modelo de producción excedente. La línea y puntos negros representan la mediana y el sombreado gris los intervalos del 95%.

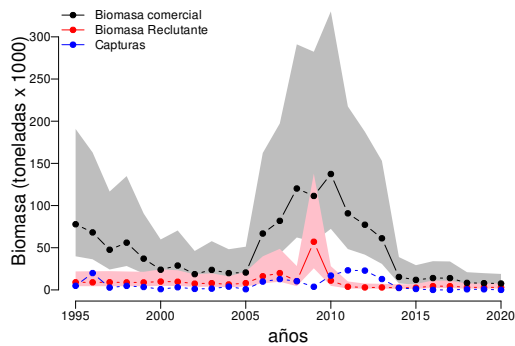


Fig. 6. Unidad de manejo D. Trayectorias de biomasa estimadas por el modelo discreto con retardo. La línea y puntos negros representan el valor de la mediana y el sombreado gris los intervalos del 95% de vieira comercial. La línea roja representa la mediana y el sombreado rosa los intervalos del 95% de vieira reclutante. La línea y puntos azules representan la captura de vieira comercial.

embargo al período 2011-2012 con alrededor de 23 000 toneladas. Se observa un desacople entre los picos de biomasa registrados en la estimación por ambos modelos y las capturas máximas en esta unidad de manejo. El modelo discreto con retardo y crecimiento anticipa estos picos de biomasa de vieira comercial a partir de los máximos registros de biomasa de vieira reclutante presentes en las estimaciones para el año 2009. El ajuste de ambos modelos a los índices de abundancia (Figs. 7 y 8) es bastante cercano, lo que indica que las estimaciones de las altas biomasa de vieira comercial en el período 2008-2009 no fueron reflejadas en las capturas realizadas por la flota comercial.

Unidad de manejo E

La unidad de manejo E registró una captura total de vieira comercial de alrededor de 79 500 toneladas a lo largo de toda la historia de la pesquería (las menores capturas registradas de las unidades analizadas en este informe; Tabla 2). Para esta unidad de manejo los valores máximos de biomasa de vieira comercial estimada también se presentaron en los años 2008-2010 con valores levemente superiores a las 100 000 toneladas (Figs. 9 y 10). El ajuste de ambos modelos a los índices de abundancia

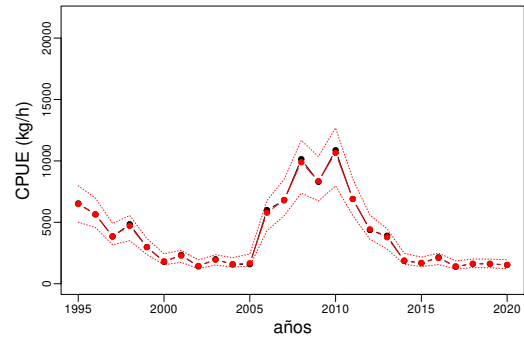


Fig. 7. Unidad de manejo D. Ajuste del modelo de producción excedente al índice de abundancia (kg de vieira comercial/hr de arrastre) de la actividad de la flota pesquera. La línea negra corresponde a los valores observados y las líneas rojas continuas y punteadas a la mediana y los percentiles del 95%, respectivamente.

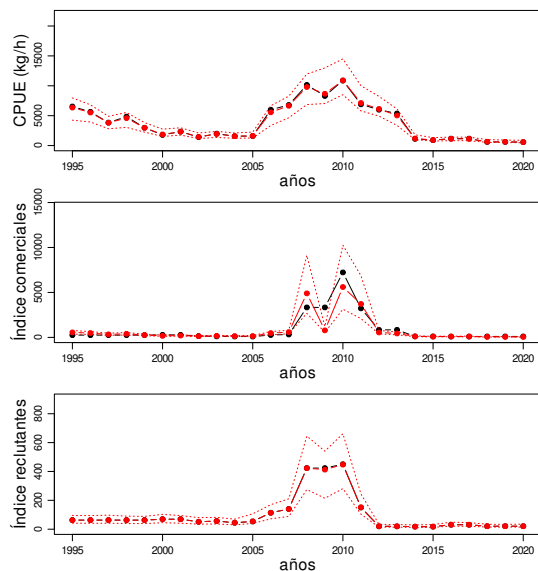


Fig. 8. Unidad de manejo D. Ajuste del modelo discreto con retardo a los índices de abundancia obtenidos de la actividad de la flota pesquera y de las campañas de prospección. La línea negra corresponde a los valores observados y las líneas rojas continuas y punteadas a la mediana y a los percentiles del 95%, respectivamente.

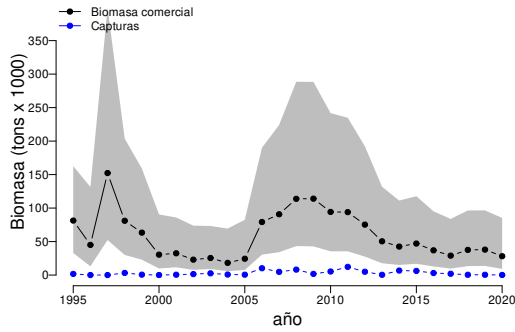


Fig. 9. Unidad de manejo E. Trayectorias de biomasa estimadas por el modelo de producción excedente. La línea y puntos negros representan la mediana y el sombreado gris los intervalos del 95%.

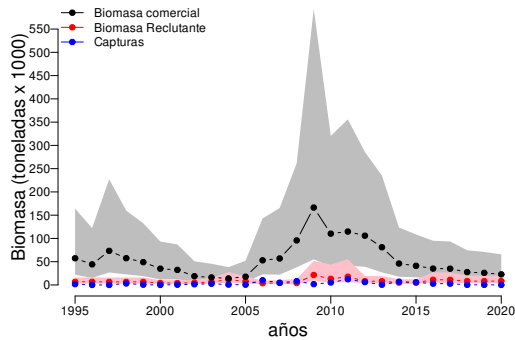


Fig. 10. Unidad de manejo E. Trayectorias de biomasa estimadas por el modelo discreto con retardo. La línea y puntos negros representan el valor de la mediana y el sombreado gris los intervalos del 95% de vieira comercial. La línea roja representa la mediana y el sombreado rosa los intervalos del 95% de vieira reclutante. La línea y puntos azules representan la captura de vieira comercial.

(Figs. 11 y 12) también es bastante cercano, lo que indica que las estimaciones de las altas biomásas de vieira comercial en el período 2008-2009 no fueron reflejadas en las capturas realizadas por la flota comercial.

Unidad de manejo F

La unidad de manejo F registró un total de alrededor de 117 500 toneladas de vieira comercial a lo largo de la historia de la pesquería (Tabla 2). Al igual que en la unidad de manejo B, la dinámica de la biomasa estimada por ambos modelos presentó el mismo patrón de variación general con diferencias en los valores centrales de su distribución posterior (Figs. 13 y 14).

Modelo de producción de biomasa excedente

Los valores centrales de la distribución posterior de la biomasa de vieira comercial oscilaron aproximadamente alrededor de las 100 000 toneladas entre los años 1995 y 2020. Los valores más altos se registraron en los años 1998 y 2009. En el año 2013 se registraron las capturas más altas en esta unidad de manejo. Las capturas en años cercanos al aumento de biomasa estimada de 2009 no registraron valores correspondientemente tan elevados

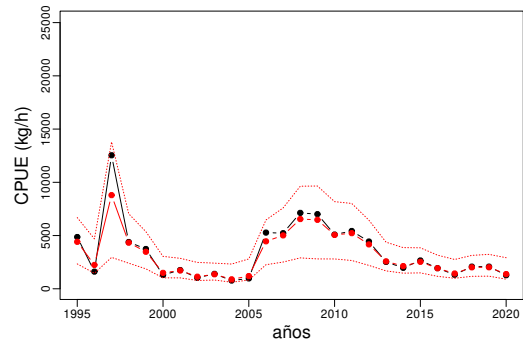


Fig. 11. Unidad de manejo E. Ajuste del modelo de producción excedente al índice de abundancia (kg de vieira comercial/hr de arrastre) de la actividad de la flota pesquera. La línea negra corresponde a los valores observados y las líneas rojas continuas y punteadas a la mediana y los percentiles del 95%, respectivamente.

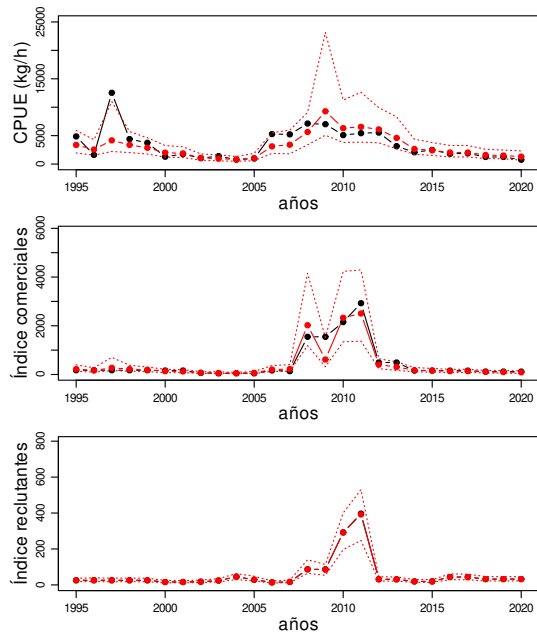


Fig. 12. Unidad de manejo E. Ajuste del modelo discreto con retardo a los índices de abundancia obtenidos de la actividad de la flota pesquera y de las campañas de prospección. La línea negra corresponde a los valores observados y las líneas rojas continuas y punteadas a la mediana y a los percentiles del 95%, respectivamente.

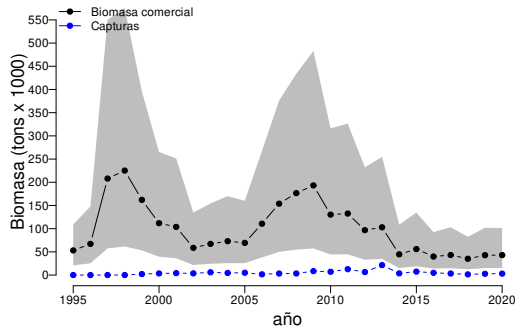


Fig. 13. Unidad de manejo F. Trayectorias de biomasa estimadas por el modelo de producción excedente. La línea y puntos negros representan la mediana y el sombreado gris los intervalos del 95%.

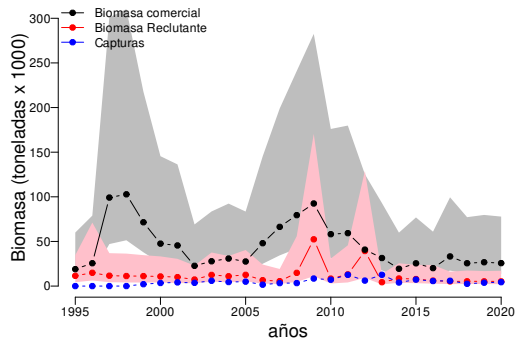


Fig. 14. Unidad de manejo F. Trayectorias de biomasa estimadas por el modelo discreto con retardo. La línea y puntos negros representan el valor de la mediana y el sombreado gris los intervalos del 95% de vieira comercial. La línea roja representa la mediana y el sombreado rosa los intervalos del 95% de vieira reclutante. La línea y puntos azules representan la captura de vieira comercial.

(Fig. 13). El ajuste proporcionado por el modelo a los índices de abundancia vieira comercial (Fig. 15) representa adecuadamente los aumentos en los años mencionados anteriormente. El aumento de biomasa estimado en 1998 se registró al inicio de la pesquería, por lo que el establecimiento de esfuerzo pesquero como respuesta (en caso de detectar esa abundancia) en ese período posiblemente no fuera tan inmediato como en períodos posteriores.

Modelo discreto con retardo y crecimiento

Este modelo también proporcionó valores centrales para la distribución posterior de la biomasa menores al modelo de producción de biomasa excedente. Los valores centrales oscilaron alrededor de las 50 000 toneladas aproximadamente, también con valores más altos para los años 1998 y 2009 (Fig. 2). El ajuste a los índices de abundancia (Fig. 16), fue bastante cercano. Se estimaron dos picos, aunque leves, en la biomasa de vieira reclutante (2009 y 2012), sin posterior aumento de la biomasa de vieira comercial.

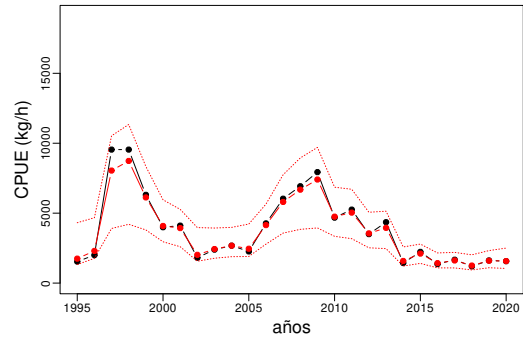


Fig. 15. Unidad de manejo F. Ajuste del modelo de producción excedente al índice de abundancia (kg de vieira comercial/hr de arrastre) de la actividad de la flota pesquera. La línea negra corresponde a los valores observados y las líneas rojas continuas y punteadas a la mediana y los percentiles del 95%, respectivamente.

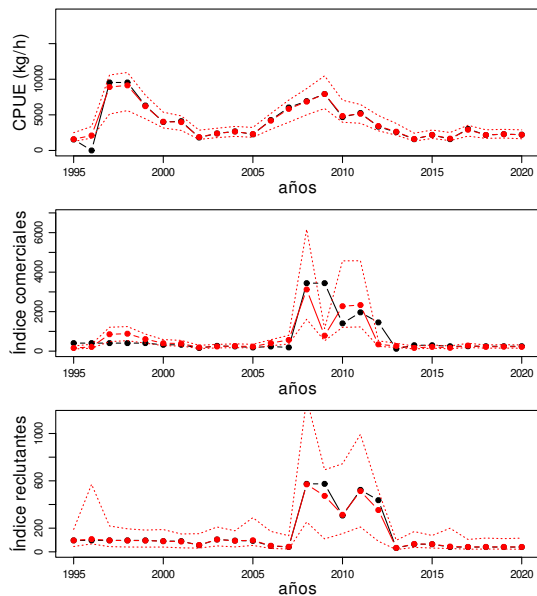


Fig. 16. Unidad de manejo F. Ajuste del modelo discreto con retardo a los índices de abundancia obtenidos de la actividad de la flota pesquera y de las campañas de prospección. La línea negra corresponde a los valores observados y las líneas rojas continuas y punteadas a la mediana y a los percentiles del 95%, respectivamente.

Estimación con información de lances individuales

Para evaluar la sensibilidad de las estimaciones a la disponibilidad de mayor cantidad de información, con la que cuentan los organismos responsables de evaluar y asesorar el manejo de la pesquería, simulamos la trayectoria anual de la realización de lances de pesca tomando como referencia las características generales de la trayectoria de biomasa estimada en la unidad de manejo B por el modelo discreto con retardo y crecimiento. Para ello simulamos tres situaciones que comprenden desde la no disponibilidad de la información de lances individuales (como fue analizado hasta aquí), a disponer de la información de 100 lances, y por último de 500 lances. La situación con mayor información es aún menos ambiciosa que la disponible gracias al “Programa Observadores a Bordo de Buques Pesqueros” del INIDEP (Disposición SSPyA N° 9/2008; Campodónico *et al.* 2019).

En la Fig. 17 vemos la marcada disminución de los intervalos del 95% para la trayectoria de la biomasa estimada. Para el escenario con mayor cantidad de información los intervalos del 95% son mucho más estrechos para valores bajos de biomasa estimada y las medidas usuales para el establecimiento de las capturas permitidas difieren poco entre sí (el 40% del límite inferior del intervalo se posiciona muy cercano al valor del 40% del valor de la mediana).

La precisión de las estimaciones seguramente aumentará aún más si se dispone de la información de distribución de frecuencias de tallas y de la información individualizada de los pesos promedio de las vieiras de tamaño comercial y de los registros por lances de vieira reclutante. La ejecución de estos análisis a partir del resumen de la información agregada por año (y no con poco esfuerzo), si bien es desalentadora, sirve para establecer una base a mejorar si se dispone de la información adecuada para obtener estimaciones mucho más precisas (por aquellos organismos que puedan utilizarla).

Proyección futura de la biomasa de vieira comercial

En la Tabla 3 se presentan los distintos escenarios de captura y la respuesta en la biomasa de vieira comercial estimada para el periodo 2021-2023. Si consideramos que las capturas no superen el límite inferior del 95% de la biomasa estimada de vieira comercial (una condición extremadamente restrictiva ya que la información disponible impone una variabilidad extremadamente alta en las estimaciones, ver [Estimación con información de lances individuales](#)), el mantenimiento de capturas del 50% del promedio de los últimos cinco años es sostenible para todas las unidades de manejo. Solamente las unidades B y F presentan algún tipo de compromiso de mantener niveles de captura similares o mayores al promedio de capturas registrado durante los últimos 5 años (5 000 y 3 000 toneladas, respectivamente). Los niveles de capturas sostenibles aproximados para la unidad B están alrededor de las 4 000 toneladas; de 1 500 toneladas para la unidad D, de 2 500 toneladas para la unidad E y de 2 000 toneladas para la unidad F. Si consideramos que las capturas no superen el 40% de la mediana de la estimación de biomasa de vieira comercial, esos valores pueden duplicarse o triplicarse, sumando más de 40 000 toneladas de vieira comercial por año en las 4 unidades de manejo (8 000 toneladas para la unidad de manejo B, 15 000 toneladas para la unidad de manejo D, 25 000 toneladas para la unidad de manejo E y 5 000 toneladas para la unidad de manejo F).

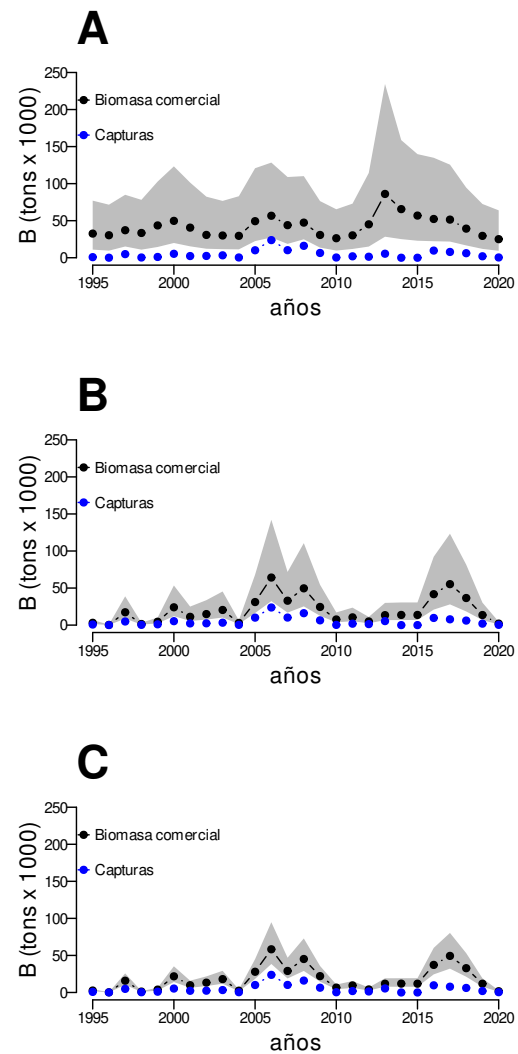


Fig. 17. Simulación de la variación de la biomasa estimada con el modelo discreto con retardo y crecimiento. A. Solamente con la información de captura e índices de abundancia agregados por año (como la utilizada en nuestros análisis). B. Disponiendo 100 lances anuales con información de captura de vieira comercial y esfuerzo pesquero. C. Disponiendo de 500 lances anuales. Se omite representar la variación de la estimación de biomasa de reclutantes para no dificultar la visualización de la biomasa de vieira comercial.

Tabla 3

Proyección de la estimación de la biomasa de vieira comercial (toneladas), en las distintas unidades de manejo para el período 2021-2023. Los valores corresponden a la mediana y entre paréntesis se consignan los extremos del intervalo del 95%. UM: unidad de manejo; PC: proporción de captura relativo al promedio de captura de los 5 últimos años (2016-2020); CP: captura (toneladas anuales) efectiva durante el período proyectado; ns: escenario no sostenible.

UM	PC	CP	Modelo de producción de biomasa excedente			Modelo discreto con retardo y crecimiento		
			2021	2022	2023	2021	2022	2023
B	0	0	73890 (26850-157603)	74210 (19230-153118)	73655 (12790-149703)	47900 (10220-317203)	47755 (10140-322503)	48170 (10150-322810)
B	0.5	2591	71260 (25379-152508)	71020 (17309-147103)	70240 (11359-142503)	39335 (7634-261410)	39100 (7599-263003)	39400 (7629-263908)
B	1	5182	68660 (23620-148000)	67660 (15406-140403)	66225 (9390-136503)	ns	ns	ns
B	1.5	7772	66050 (21860-142615)	64090 (13028-134205)	ns	ns	ns	ns
B	2	10363	63400 (20080-137903)	60415 (10520-128200)	ns	ns	ns	ns
D	0	0	21890 (7895-61831)	24830 (6790-86141)	27840 (6247-108903)	44225 (11420-238700)	44465 (11370-241203)	44250 (11440-243603)
D	0.5	380	21490 (7693-61201)	23970 (6393-84491)	26590 (5630-106605)	42690 (10890-231400)	42960 (10860-233703)	42730 (10900-236103)
D	1	760	21100 (7505-60510)	23120 (5963-82830)	25310 (5052-104105)	41170 (10360-224600)	41390 (10320-227000)	41215 (10370-227803)
D	1.5	1139	20700 (7296-59612)	22305 (5558-81171)	24040 (4454-101510)	39610 (9820-217005)	39900 (9811-219808)	39680 (9839-221400)
D	2	1519	20270 (7079-58910)	21455 (5147-79500)	22665 (3814-99053)	38030 (9267-210100)	38370 (9233-213000)	38090 (9288-213600)
E	0	0	32555 (6682-125203)	38130 (5555-170405)	41335 (4579-195000)	72680 (9945-1150000)	72190 (10080-1052025)	72500 (9784-1127000)
E	0.5	599	31860 (6394-124003)	36795 (5043-167305)	39515 (3794-189723)	69880 (9361-1108050)	69450 (9498-1020050)	69665 (9226-1088025)
E	1	1198	31190 (6094-122708)	35560 (4458-164603)	37800 (2901-185605)	67135 (8775-1077025)	66770 (8854-986940)	66850 (8621-1054000)
E	1.5	1797	30505 (5841-120510)	34200 (3904-161900)	35920 (1979-180603)	64275 (8162-1041025)	63905 (8174-949530)	64010 (8009-1022000)
E	2	2396	29830 (5554-119103)	32820 (3179-158203)	ns	61400 (7502-1005000)	61140 (7518-919303)	61155 (7381-980210)
F	0	0	49910 (14479-181305)	50800 (11990-224105)	52105 (9796-262708)	25590 (5289-204800)	25890 (5349-202603)	25760 (5385-192700)
F	0.5	1530	48395 (13550-178700)	47730 (10170-217308)	47545 (7396-252225)	18560 (3369-153400)	18790 (3438-148503)	18680 (3457-141703)
F	1	3060	46725 (12560-175415)	44515 (8265-210208)	42890 (4891-241300)	ns	ns	ns
F	1.5	4590	45025 (11639-172903)	41420 (6550-203908)	ns	ns	ns	ns
F	2	6120	43450 (10699-168808)	ns	ns	ns	ns	ns

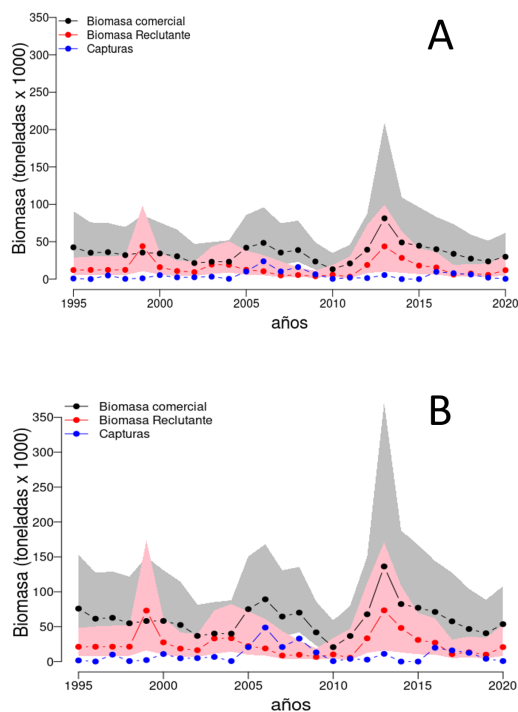


Fig. 18. Diferencias en la trayectoria de biomasa de vieira comercial estimada por el modelo discreto con retardo y crecimiento. En A, se utilizan las capturas organizadas a partir de la Tabla 1 (como en la Fig. 2). En B, se duplican los valores de captura al estimar los parámetros y las trayectorias de biomasa. Claramente, la mediana de la trayectoria de la biomasa en B es aproximadamente el doble que en A. Símbolos y colores como en Fig. 2.

Evaluación con corrección en las capturas

La estructura de los datos de captura organizada en este informe tiene, lamentablemente, serias deficiencias debidas fundamentalmente a la imposibilidad de disponer de la información completa registrada a lo largo de la historia de la pesquería. Todas las reconstrucciones de las capturas organizadas en la Tabla 1 subestiman los valores efectivamente capturados por la flota con magnitudes variables por unidad de manejo (en algunos casos habría que duplicar las capturas para que se aproximen a lo efectivamente capturado por la flota). La estimaciones de biomasa de vieira comercial a esas capturas corregidas tendrían valores mucho más altos que los señalados en las distintas figuras por ambos modelos; evidentemente si las capturas han sido efectivamente mayores, la biomasa que las propició también.

La Fig. 18 presenta una comparación de la evolución de la biomasa estimada para la unidad de manejo B si se modifican las capturas registradas al doble de su valor. Claramente se observa que duplicando estos registros la respuesta se traduce en un aumento proporcional de la biomasa de vieira comercial.

DISCUSIÓN

Los análisis presentados en este informe constituyen una primera aproximación en la utilización de modelos para describir la dinámica de la biomasa comercial de la vieira patagónica y realizar proyecciones de su evolución ante distintos escenarios de explotación en cuatro de la unidades de manejo más importantes

que conforman la pesquería. Si bien constituyen descripciones muy simples de la dinámica de la población de vieira sometida a explotación, en algunos casos, y particularmente con el modelo discreto con retardo y crecimiento en la unidad de manejo B, se insinúa una tendencia en la recuperación de la biomasa de vieira comercial. Las capturas han sido limitadas durante los últimos años en esta unidad de manejo y las perspectivas en el inicio del corriente año son alentadoras como lo sugieren las Figs. 2 y 18. En la reciente resolución CFP N° 2/2022 se ha aumentado notablemente la captura permitida para la unidad de manejo B a 25 000 toneladas de vieira de tamaño comercial.

Más allá de las limitaciones previamente señaladas (ver *Evaluación con corrección en las capturas*), los resultados de los modelos analizados en este informe muestran varios aspectos importantes a tener en cuenta a la hora de modelar la dinámica del recurso. Por un lado, se destaca la importancia de poder tener en cuenta las distintas fuentes de aleatoriedad en los datos que alimentan al modelo. Por otro lado, y no menos importante, es que si bien se realizan estimaciones de biomasa para cada unidad de manejo, las estimaciones no son extrapolaciones a toda la superficie de las unidades de manejo (algo fundamental considerando que sólo una porción de las unidades es usada activamente para la pesca). Estos análisis también permitieron identificar parámetros o datos sensibles que repercuten significativamente en las estimaciones, y que por lo tanto deberían ser obtenidos con mayor rigurosidad. Estos puntos serán discutidos en los siguientes párrafos.

Como mencionamos, es de destacar que las predicciones de la variación de abundancia de vieira comercial (para cada unidad de manejo) provista por los modelos utilizados no refieren a toda el área de la unidad de manejo sino a la que corresponda principalmente a la obtención de las capturas, tenga esta la dimensión que tenga. En este sentido, estos modelos señalan situaciones más efectivas; ya que no sobre-estiman los valores de biomasa al proyectarlos a áreas, que si bien son abarcadas por los polígonos que definen la unidad de manejo, no son utilizadas por los buques pesqueros. De este modo no se mencionan valores de cientos de miles de toneladas que no existen en la pesquería y nunca podrán ser utilizados por la flota. Por ejemplo en Campodónico et al. (2019, figura 3, pág. 136) se puede apreciar la variación de biomasa entre 2014 y 2018 para la unidad de manejo B estimada por las campañas de prospección, mostrando valores entre 600 000 y 200 000 toneladas para biomasa total o de vieira comercial, que solo podrían ser considerados si el polígono completo de la unidad de manejo tuviera las mismas densidades de los sitios donde se realizaron los lances de prospección.

Asimismo, es llamativo que en algunos períodos las capturas efectivamente realizadas por la flota pesquera en algunas unidades de manejo no guarden relación con altos niveles de biomasa de vieira comercial estimada por los modelos utilizados. En particular en las unidades de manejo E y F, los índices de abundancia de vieira comercial y de vieira reclutante alrededor del año 2010, provenientes de las prospecciones, se corresponden con los altos valores estimados por el modelo discreto con retardo y crecimiento. Asimismo las capturas por unidad de esfuerzo en ese período promueven los altos valores de biomasa estimados en esas unidades de manejo por el modelo de producción excedente. No tenemos en claro si ese desacople es causado por restricciones a las capturas impuestas por la gestión de la pesquería, por una imposibilidad de la flota de detectar esa oferta, por sesgos en los muestreos que sobre-estimaron esos índices, o por una combinación de todos estos factores.

De la información utilizada para la estimación de la variación de la biomasa de vieira comercial, alguna se utiliza en la estimación de parámetros que son decisivos en las estimaciones. La mortalidad natural es un parámetro de importancia fundamental. Para caracterizar las distribuciones previas utilizamos los resultados de la distribución posterior del análisis bayesiano de Milessi *et al.* (2010). Las estimaciones realizadas si dejamos fijo el valor del parámetro en $M=0.4$ o si dejamos que los datos lo estimen con una distribución previa no informativa ($U(0..2)$) no cambian apreciablemente. Sorprendentemente, la distribución posterior estimada en este último caso es muy similar a la reportada en Milessi *et al.* (2010). La adopción de un único valor general para la mortalidad natural es trivial, y seguramente sea necesario en análisis posteriores detallar su variación en relación con el tamaño y/o edad de las vieiras.

La utilización de una base de datos que refleje con mayor exactitud las capturas realizadas por la flota y la información accesoria recopilada por los observadores pesqueros tiene consecuencias directas en los niveles de biomasa estimados (mayores capturas provenientes de mayores niveles de biomasa disponible), como así también en la precisión de las estimaciones. Hemos visto que un sencillo ensayo de simulación (ver Fig. 17) promete una evaluación auspiciosa, por su alta precisión, para el manejo de la pesquería si se usaran conjuntos de datos más completos.

Una cuantificación completa del crecimiento somático de la vieira patagónica, y sus variaciones espaciales y temporales, es sumamente necesaria para que los parámetros que derivan de estas determinaciones sean caracterizados adecuadamente. La ecuación de crecimiento de von Bertalanffy estimada en Lomovasky *et al.* (2008) no describe apropiadamente las distribuciones de frecuencias de tallas registradas por las campañas de prospección en el banco Reclutas (lugar de las muestras analizadas por estos autores). La variación en los parámetros de crecimiento de la vieira patagónica analizada en Lomovasky *et al.* (2011) reporta valores bajo los cuales los extremos de las distribuciones de frecuencias de tallas son más probables. Llama la atención que la talla asintótica estimada por Lomovasky *et al.* (2008; 55.43 mm) sea tan próxima al límite inferior de la talla comercial (55 mm). Es probable que gran parte de los individuos analizados en Lomovasky *et al.* (2008) correspondan a la cohorte 1994 en Valero (2002), la que presentó valores similares en los parámetros de crecimiento a los reportados por Lomovasky *et al.* (2008); lo que sugiere que el crecimiento es particular de cada cohorte y responde a condiciones ambientales características que varían en el espacio y en el tiempo (Lomovasky *et al.* 2011). Asimismo, la información de la relación talla-peso, y sus variaciones temporales y espaciales, son también determinantes y pueden seguramente contribuir a una mejor utilización del modelo discreto con retardo y crecimiento para señalar y anticipar las tendencias de la biomasa de vieira comercial en las distintas unidades de manejo.

Los índices de abundancia de vieira comercial y reclutante provistos por las campañas de prospección pueden ser complementados con información proveniente de la flota pesquera a partir del programa de observadores (Campodónico *et al.* 2019). Esto permitiría contar con una mayor cobertura espacial y temporal de evaluaciones de densidad de vieira de distintos tamaños para complementar el modelo discreto con retardo y crecimiento y obtener estimaciones más precisas y certeras. Asimismo la disponibilidad de esa información complementaria permitiría la utilización de modelos más complejos y que posiblemente describan la dinámica de la pesquería con mayor exactitud. La

utilización de esta información suplementaria de la flota (como así también de las prospecciones) necesita seguramente de re-evaluaciones de la eficiencia de los artes de pesca, utilizando métodos que reflejen mejor las características de la distribución espacial y la relativa inmovilidad de la vieira patagónica (ver Aubone *et al.* 2019 y comentarios en Kittlein y Alberti 2021), que resulten en estimaciones más apropiadas de las densidades de las distintas clases de tamaños.

Queremos hacer énfasis en la necesidad no sólo de contar con modelos que describan las dinámicas de biomasa en las diferentes unidades de manejo, sino también resaltar la necesidad de utilizar toda la cuantiosa información disponible para obtener resultados confiables. Lamentablemente esos datos no son públicos, aún cuando las decisiones que se tomen basados en ellos se beneficiarían enormemente del escrutinio y la revisión por pares. Creemos necesaria la promoción de una ciencia abierta, que aliente la revisión y el mejoramiento del asesoramiento en que se fundamentan las decisiones de manejo, a partir de la discusión de los métodos, la corroboración de la información utilizada, y la consideración de una gama amplia de modelos alternativos. La disponibilidad en el apéndice, que acompaña este informe (ver ANEXO I: Código OpenBUGS y R), del código y procedimientos necesarios para repetir y mejorar estos análisis, intenta contribuir a que avancemos en esta dirección.

Para finalizar, queremos destacar que a pesar de las dificultades en relación a la organización y acceso a la base de datos de la flota pesquera, que han limitado en parte los resultados presentados en este informe; nuestro análisis muestra que bajo las tasas de explotación usadas hasta el presente el estado de la población se mantiene en niveles que no afectan la tasa de reclutamiento.

AGRADECIMIENTOS

La evaluación presentada en este informe se ha desarrollado en el marco de un Servicio Técnico de Alto Nivel (STAN ST5236) entre el CONICET y las empresas GLACIAR PESQUERA S.A. y WANCHESE ARGENTINA SRL.

LITERATURA CITADA

- Alberti, J. (2021). Bases de datos de la pesquería de vieira patagónica: estructura, alcances y aportes. Technical report, Glaciar Pesquera S.A. y Wanchese Argentina S.R.L.
- Aubone, A., Campodónico, S., García, J., y Escolar, M. (2019). Estimaciones de la eficiencia de captura de la rastra usada en evaluación de biomasa de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). *INIDEP informe técnico*, 16:1–11.
- Auger-Méthé, M., Newman, K., Cole, D., Empacher, F., Gryba, R., King, A. A., Leos-Barajas, V., Mills Flemming, J., Nielsen, A., Petris, G., y Thomas, L. (2021). A guide to state-space modeling of ecological time series. *Ecological Monographs*, 91(4):e01470.
- Best, J. K. y Punt, A. E. (2020). Parameterizations for bayesian state-space surplus production models. *Fisheries Research*, 222:105411.
- Bousquet, N., Duchesne, T., y Rivest, L.-P. (2008). Redefining the maximum sustainable yield for the schaefer population model including multiplicative environmental noise. *Journal of Theoretical Biology*, 254(1):65–75.
- Broadbridge, P. y Hutchinson, A. (2022). Integrable nonlinear reaction-diffusion population models for fisheries. *Applied Mathematical Modelling*, 102:748–767.

- Brooks, S. P. y Gelman, A. (1998). General methods for monitoring convergence of iterative simulations. *Journal of computational and graphical statistics*, 7(4):434–455.
- Campodónico, M. S., Escolar, M., y Hernández, D. R. (2017). Evaluación de biomasa de vieira patagónica para el año 2017. *INIDEP informe técnico*, 5:1–16.
- Campodónico, S., Escolar, M., García, J., y Aubone, A. (2019). Historical overview and current status of the patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* (king 1832) fishery in argentina. biology, stock assessment and management. *Marine and Fishery Science (MAFIS)*, 32(2):125–148.
- Deriso, R. B. (1980). Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(2):268–282.
- FAO (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020*. The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). FAO.
- Hilborn, R. y Walters, C. J. (1992). *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Springer Science & Business Media.
- Jonsen, I. D., Glass, A., Hubble, B., y Sameoto, J. (2009). *Georges Bank'a scallop (Placopecten magellanicus) framework assessment: Data inputs and population models*. Canadian Science Advisory Secretariat= Secrétariat canadien de consultation
- Keyl, F. y Wolff, M. (2008). Environmental variability and fisheries: what can models do? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(3):273–299.
- Kittlein, M. J. y Alberti, J. (2021). Estimación de la eficiencia de la rastra utilizada en la prospección de abundancia de la vieira patagónica: comparación y validación de distintos modelos por métodos de simulación. *Servicio Técnico de Alto Nivel (STAN ST5236)-CONICET*, pp. 1–21.
- Lasta, M. L. y Bremec, C. S. (1998). *Zygochlamys patagonica* in the argentine sea: a new scallop fishery. *Journal of Shellfish Research*, 17(1):103–111.
- Lomovasky, B. J., Baldoni, A., Ribeiro, P., Alvarez, G., Lasta, M., Campodónico, S., e Iribarne, O. (2011). Exploring the causes of differences in growth rate of the patagonian scallop *zygochlamys patagonica* along its commercial bed distribution in the sw atlantic. *Journal of sea research*, 66(2):162–171.
- Lomovasky, B. J., Lasta, M., Valiñas, M., Bruschetti, M., Ribeiro, P., Campodónico, S., e Iribarne, O. (2008). Differences in shell morphology and internal growth pattern of the patagonian scallop *zygochlamys patagonica* in the four main beds across their sw atlantic distribution range. *Fisheries Research*, 89(3):266–275.
- Meyer, R. y Millar, R. B. (1999a). Bayesian stock assessment using a state-space implementation of the delay difference model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(1):37–52.
- Meyer, R. y Millar, R. B. (1999b). Bugs in bayesian stock assessments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(6):1078–1087.
- Milési, A. C., Lasta, M., Iribarne, O., y Kittlein, M. J. (2010). Direct and indirect estimates of natural mortality for the patagonian scallop *zygochlamys patagonica*. *Journal of Shellfish Research*, 29(2):381–386.
- Orensanz, J. M. L., Parma, A. M., y Smith, S. J. (2016). Dynamics, assessment, and management of exploited natural scallop populations. En Shumway, S. E. y Parsons, G. J., editores, *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, volumen 40 de *Scallops*, pp. 611–695. Elsevier.
- Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, 10(1):439–446.
- Plummer, M., Best, N., Cowles, K., y Vines, K. (2006). Coda: Convergence diagnosis and output analysis for mcmc. *R News*, 6(1):7–11.
- R Core Team (2021). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schaefer, M. B. (1991). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of Mathematical Biology*, 53(1-2):253–279.
- Schnute, J. (1985). A general theory for analysis of catch and effort data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(3):414–429.
- Spiegelhalter, D., Thomas, A., Best, N., y Lunn, D. (2014). Openbugs user manual. *Version*, 3(2.3):Marzo 2014.
- Sturtz, S., Ligges, U., y Gelman, A. (2005). R2WinBUGS: A Package for Running WinBUGS from R. *Journal of Statistical Software*, 12(3):1–16.
- Valero, J. L. (2002). Analysis of Temporal and Spatial Variation in Growth and Natural Mortality Estimation with an Integrated Dynamic Model in the Patagonian Scallop (*Zygochlamys patagonica*). Tesis de máster, School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington, Seattle, WA, USA.

LITERATURA AUXILIAR

Los informes de las campañas de prospección realizados por el INIDEP para la evaluación del estado de la pesquería.

Lasta, M. (1998). Informe de Campaña CC - 14 - 1998. Vieira patagónica - Estación Fija Banco RECLUTAS. Inf. Invest. INIDEP.

Lasta, M. (1998). Informe de Campaña CC - 17 - 1998. Vieira patagónica - Estación Fija Banco RECLUTAS. Inf. Invest. INIDEP.

Lasta, M., Marecos, A., García, M., Campodónico, S. (2000). Relevamiento de bancos de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en la Unidad Sur de Manejo: bancos San Blas, SWSAO, Valdés, Tango-B y SW-Tango. Inf. Invest. INIDEP.

Lasta, M., Hernández, D., Bogazzi, E., Campodónico, S. (2001). Vieira patagónica. Unidad norte de manejo - CTMFM. Evaluación de biomasa año 2001. Inf. Invest. INIDEP. N° 9/2001, 25p.

Campodónico, S., Lasta, M. (2002). Informe de campaña CC - 05/02. Evaluación de biomasa de vieira patagónica. Unidad Sur de Manejo: bancos San Blas, SWSAO, Valdés, Tango B, SW-Tango B y Fuera Unidad Sur de Manejo. Complementariamente: estación fija banco reclutas. Inf. Invest. INIDEP. N° 20/2002, 57p.

Campodónico, S., Lasta, M. (2004). Vieira Patagónica: Unidad Sur de Manejo. Bancos San Blas, SWSAO, Valdés, Tango B y SW Tango B. Inf. Invest. INIDEP.

Lasta, M., Campodónico, S. (2004). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Unidad Norte de Manejo: Bancos Reclutas, MDQ y Área "a". Inf. Invest. INIDEP.

Campodónico, S., Lasta, M. (2006). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica: SECTOR SUR. Bancos San Blas, SWSAO, Valdés, Tango B y SW Tango B. Área Fuera de Unidad Sur de Manejo. Inf. Invest. INIDEP. N° 18/2006, 43p.

- Marecos, A., Lasta, M. (2006). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Sector Norte de Manejo: Bancos Reclutas, MDQ y Área "a". Inf. Invest. INIDEP. N° 15/2006, 51p.
- Campodónico, S., Lasta, M. 2007. Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica 1ª etapa: SECTOR SUR. Unidades de Manejo 5 (sur), 6, 7, 8 y 9. Inf. Invest. INIDEP. N° 14/2007, 41p.
- Lasta, M., Campodónico, S. (2007). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica 2ª etapa: Sector sur. Unidades de Manejo 3, 4 y 5 (norte). Inf. Invest. INIDEP. N° 16/2007, 25p.
- Schwartz, M., Mauna, C., Lasta, M. (2007). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Sector Norte de Manejo: UM 1.1, UM 1.2 y UM 2. Inf. Invest. INIDEP N° 23/2007, 50p.
- Marecos, A., Herrera, S., Campodónico S., Lasta, M. (2008). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Unidades de Manejo 3, 5, 6 y 7. Inf. Invest. INIDEP N° 14/2008, 16p.
- Marecos, A., Mauna, C., Lasta, M. (2008). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Unidades de Manejo 1.1, 1.2 y 2. Inf. Invest. INIDEP N° 2008, 16p.
- Marecos, A., Lasta, M., Campodónico, M. (2009). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica 2009. Unidades de Manejo 1.1, 1.2 y 2. Inf. Invest. INIDEP N° 16/2009, 32p.
- Marecos, A. (2010). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica UM 5, 6 y 7. Inf. Invest. INIDEP N° 8/2010.
- Marecos, A., Herrera, S., Campodónico S., Lasta, M. (2010). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*) UM 8, 9 y 10. Inf. Invest. INIDEP N° 10/2010, 14p.
- Herrera, S., Marecos, A. (2011). Evaluación de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo 4 (parcial) y 5. Inf. Invest. INIDEP.
- Marecos, A., Schwartz, M., Herrera, S. (2010). Evaluación de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). 2010. SECTOR NORTE (Unidades de Manejo 1.1, 1.2, 2) y SECTOR SUR (Unidad de Manejo 3). Inf. Invest. INIDEP N° 2010, 28p.
- Marecos, A. (2011). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Unidad de Manejo 3, año 2011. Inf. Invest. INIDEP.
- Mauna, C., Herrera, S. Evaluación de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) 2012, Unidad de Manejo B. Inf. Invest. INIDEP N° 04/2016, 29p.
- Marecos, A., Herrera, S., Escolar, M. (2012). Evaluación de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Inf. Invest. INIDEP N° 2012, 25p.
- Campodónicos, S., Herrera, S. (2012). Evaluación de Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*) Unidades de Manejo D (ex sur UM 4, UM 5 y UM 6) y E (ex sur UM 6, UM 7 y norte UM 8) año 2012. Inf. Invest. INIDEP N° 2012, 30p.
- Herrera, S., Dato, C., Marecos, A. (2014). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F Y G. Año 2013. Inf. Invest. INIDEP N° 3/2014, 34p.
- Campodónico, S., Escolar, M. (2014). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2014. Inf. Invest. INIDEP N° 20/2014, 24p.
- Campodónico, S., Escolar, M. (2014). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo D y E. Año 2014. Inf. Invest. INIDEP N° 16/2014, 30p.
- Marecos, A., Escolar, M., Herrera, S. (2014). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2014. Inf. Invest. INIDEP N° 22/2014, 28p.
- Campodónico, S., Herrera, S., Villalba, J., García, J. (2015). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2015. Inf. Invest. INIDEP N° 16/2015, 23p.
- Campodónico, S., Herrera, S., Villalba, J. (2015). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo D y E. Año 2015. Inf. Invest. INIDEP N° 21/2015, 37p.
- Hernández, D., Campodónico, S., Escolar, M. (2016). Metodología de evaluación de la biomasa de vieira patagónica a partir de los datos de campañas de investigación. Inf. Invest. INIDEP N° 04/2016, 14p.
- Campodónico, S., Herrera, S., Villalba, J., García, J. (2016). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2015. Inf. Invest. INIDEP N° 8/2016, 32p.
- Villalba, J., Marecos, A., Herrera, S., Cabreira, A. (2016). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo D y E. Año 2016. Inf. Invest. INIDEP N° 36/2016, 37p.
- Campodónico, S., Herrera, S., García, J., Villalba, J. (2016). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2016. Inf. Invest. INIDEP N° 34/2016, 39p.
- Campodónico, S., Roth, R., Villalba, J., García, J., Herrera, S., Schwartz, M. (2017). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2016. Inf. Invest. INIDEP N° 2/2017, 27p.
- Campodónico, S., García, J., Herrera, S., Villalba, J. (2017). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2017. Inf. Invest. INIDEP N° 27/2017, 28p.
- Campodónico, S., García, J., Schwartz, M. (2017). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2017. Inf. Invest. INIDEP N° 28/2017, 33p.
- Marecos, A., Herrera, S., Schwartz, M. (2018). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2017. Inf. Invest. INIDEP N° 2018, 38p.
- Marecos, A., Villalba, J., Leonarduzzi, E. (2018). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo D y E. Año 2018. Inf. Invest. INIDEP N° 38/2018, 36p.
- Schwartz, M., Herrera, S., Bruno, I. (2019). Campaña de evaluación de biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2018. Inf. Invest. INIDEP N° 2/2019, 37p.
- Campodónico, S., Escolar, M., García, J. (2019). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2018. Inf. Invest. INIDEP N° 3/2019, 31p.
- Campodónico, S., Escolar, M., García, J. (2019). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2019. Inf. Invest. INIDEP N° 27/2019, 31p.
- Schwartz, M., Herrera, S. (2019). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Campaña de evaluación de biomasa. Unidades de manejo F y G. Año 2019. Inf. Invest. INIDEP N° 2019, 34p.
- Escolar, M., Herrera, S., Schwartz, M., Brachetta, H. (2020). Campaña de evaluación de biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo C. Año 2019. Inf. Invest. INIDEP N° 4/2020, 28p.
- Campodónico, S., Escolar, M., García, J. (2020). Informe de campaña de evaluación de la biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2020. Inf. Invest. INIDEP N° 15/2020, 34p.
- Campodónico, S., Escolar, M., Herrera, S., Schwartz, M. (2021). Informe de campaña de evaluación de la biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Área al oeste de las unidades de manejo A y B. Año 2020. Inf. Invest. INIDEP N° 3/2021, 29p.
- Campodónico, S., Escolar, M., Herrera, S., Vecchia, M. (2021). Campaña de evaluación de biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo A. Año 2021. Inf. Invest. INIDEP N° 4/2020, 28p.

Apéndice 1

Datos de la flota pesquera y de las campañas de prospección en las distintas unidades de manejo. **bce**: suma de llenado de la red de estribor, **bc**: suma de llenado de la red de babor, **ta**: tiempo total de arrastre (h), **crec**: captura total de vieira reclutante (kg), **cmay**: captura total de vieira comercial (kg), **ppvc**: peso promedio de las vieiras comerciales (g), **tap**: tiempo total de arrastre (h), **pcvc**: porcentaje de vieira comercial. Las siglas en negrita corresponden a la flota comercial y las siglas subrayadas a las campañas de prospección. - Dato no disponible.

Año	Unidad de manejo A									Unidad de manejo B						
	bce	bc	ta	<u>crec</u>	<u>cmay</u>	<u>ppvc</u>	<u>tap</u>	<u>pcvc</u>		bce	bc	ta	<u>crec</u>	<u>cmay</u>	<u>ppvc</u>	<u>tap</u>
1995	3.01	3.54	5.88	-	-	-	-	-	507.87	549.51	161.18	-	-	-	-	-
1996	2.27	7.74	7.3	-	-	-	-	8.82	30.36	41.18	17.93	-	-	-	-	19.52
1997	1.71	2.59	5.1	-	-	-	-	2.43	3274.58	3297.15	1468.83	-	-	-	-	27.36
1998	47.42	47.2	25.73	-	-	-	-	-	221.43	222.96	130.03	1745.17	4607.71	19.78	18.02	32.21
1999	0.17	0.17	0.25	-	-	-	-	-	835.49	882.56	504.72	418.39	443.31	17.94	1	26.54
2000	0.58	1.27	1.92	26.48	133.02	20.9	1.5	9.87	5065.05	5106.26	2251.12	2392.47	4720.16	18.42	18.15	22.64
2001	-	-	-	160.01	148.95	19.09	1.67	9.83	1943.85	1924.11	919.85	1243.82	3668.58	18.69	14.18	25.66
2002	6.46	6.49	10.33	85.13	280.02	18.94	1.72	22.68	2827.55	2871.81	1536.55	1688.67	3674.71	19	23.72	18.45
2003	-	-	-	131.44	335.86	20.76	1.67	21.24	4459.66	4482.57	1570.18	3304.41	3655.12	18.34	19.85	15.79
2004	2.82	1.77	1.77	106.66	276.42	19.62	1.67	26.23	531.71	494.2	196.27	3044.15	3343.33	17.7	20.83	14.86
2005	89.35	94.17	66.45	45.43	251.41	19.45	1.5	33.98	6811.56	6966.24	2312.2	2102.34	5676.68	18.14	22.9	31.81
2006	11.45	14.06	15.93	67.27	630.38	19.63	1.5	36.61	15684.62	15514.4	4307.87	1766.93	6101.87	18.74	23.08	33.13
2007	-	-	-	8.18	33.15	21.94	1.5	12.95	7449.12	7245.99	2606.95	790.44	4276.02	19.47	23.83	30.13
2008	-	-	-	8.75	42.31	22.72	0.67	14.82	11465.61	11188.61	3684.17	2486.32	18852.02	20.17	21.5	30.84
2009	0.87	1.61	3.73	4.72	23.51	20.38	1.67	16	5514.74	5517.02	2118.52	453.27	2289.39	19.65	16.5	25.32
2010	-	-	-	7.06	186.86	22.32	0.98	3.61	1514.97	1555.38	681.25	2056.77	9686.29	20.56	17.27	4.4
2011	-	-	-	-	-	-	-	-	1772.42	1767.88	970.45	238.02	1574.66	19.98	4	23.45
2012	-	-	-	-	-	-	-	-	799.54	755.42	398.97	7580.99	22596.19	19.06	18.5	37.99
2013	15.5	16.38	21.8	-	-	-	-	-	3155.19	3049.3	853.65	-	-	-	-	-
2014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4655.59	7504.89	17.68	18.67	18.41
2015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2907.05	6649.93	17.64	19.33	20.69
2016	8.88	8.72	15.63	-	-	-	-	-	11043.21	11465.18	2404.61	2315.3	4374.24	17.31	18.5	18.66
2017	-	-	-	-	-	-	-	-	13889.84	14194.87	3378.63	857.83	5661.72	20.37	19.5	12.08
2018	11.12	13	8.9	-	-	-	-	-	7642.78	7784.53	2854.78	1096.64	4444.07	19.26	19.65	17.23
2019	-	-	-	-	-	-	-	-	2731.69	2801.78	1056.58	970.62	4334.23	19.64	24.55	15.43
2020	578.69	569.4	90.43	-	-	-	-	-	522	490.75	92.93	2122.29	3850.62	19.59	22.77	15.71

Año	Unidad de manejo C									Unidad de manejo D						
	bce	bc	ta	<u>crec</u>	<u>cmay</u>	<u>ppvc</u>	<u>tap</u>	<u>pcvc</u>		bce	bc	ta	<u>crec</u>	<u>cmay</u>	<u>ppvc</u>	<u>tap</u>
1995	477.68	506.87	172	-	-	-	-	-	2198.09	2182.45	745.13	-	-	-	-	-
1996	515.01	491.94	132.03	-	-	-	-	20.58	9111.66	8843.39	3535.58	-	-	-	-	33.77
1997	304.71	333.41	158.03	-	-	-	-	28.01	1251.33	1239.86	721.28	-	-	-	-	23.64
1998	242.46	254.94	129.1	-	-	-	-	13.38	2109	2180.49	985.03	-	-	-	-	29.23
1999	23.19	24.2	35.18	-	-	-	-	6.2	1570.22	1530.73	1155.23	761.13	3024.78	19.44	12.07	48.35
2000	118.87	126.84	66.17	-	-	-	-	14.01	542.03	537.47	509.08	867.3	3488.95	20.05	12.48	36.54
2001	4.01	4.02	1.5	-	-	-	-	-	1863.75	1848.66	1333.47	-	-	-	-	18.77
2002	46.42	45.61	16.1	-	-	-	-	7.7	1369.2	1343.92	844.92	655.62	1851.67	20.21	12.77	19.08
2003	16.82	16.39	14.8	-	-	-	-	8.42	1471.39	1481.04	756.5	378.09	744.29	18.89	6.67	22.22
2004	76.29	75.45	40.8	-	-	-	-	5	5748.98	5606.84	2474.23	328.12	726.44	19.02	7.33	14.85
2005	6.17	5.92	5.62	-	-	-	-	7.39	1517.15	1536.95	510.28	355.73	616.55	18.48	6.67	11.55
2006	-	-	-	24.71	39.35	18.15	0.33	16.94	7933.69	7944.57	1645.67	761.92	1759.37	19.73	6.68	27.03
2007	-	-	-	38.87	77.03	18.86	0.5	13.48	8151.29	8152.9	1884.25	1402.76	3229.16	18.86	10	34.11
2008	-	-	-	226.57	554.53	20.12	0.5	16.52	3874.63	3939.59	1019.96	3246.01	25556.7	20.41	7.67	57.57
2009	2.96	2.83	2.33	-	-	-	-	-	1424.38	1392.85	449.57	-	-	-	-	49.34
2010	161.19	156.77	87.98	-	-	-	-	31.61	5916.33	5989.06	1563.37	4351.02	69853.83	21.93	9.67	62.05
2011	272.62	273.68	164.47	1371.22	12325.69	21.55	20.03	20.25	8931.06	8944.9	3358.31	2277.28	48930.62	22.23	15.15	56.37
2012	575.71	581.5	251	-	-	-	-	-	9544.49	9556.09	3817.47	318.6	13410.72	23.22	16	52.11
2013	-	-	-	-	-	-	-	-	5352.77	5391.16	2402.48	-	-	-	-	-
2014	138.65	134.42	109.62	-	-	-	-	-	4408.03	4401.87	2006.8	318.9	2008.33	21.55	18.17	11.1
2015	962.42	1352.45	296.3	-	-	-	-	-	2153.04	2170.38	1222.78	-	-	19.29	-	-
2016	-	-	-	-	-	-	-	-	0.62	0.62	0.25	602.26	1757.17	19.17	19.5	10.08
2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19.59	-	-
2018	5982.09	5893.34	2236.71	-	-	-	-	-	2404.48	2333.13	1156.88	413.69	2118.46	19.96	20.02	6.44
2019	8526.14	8804.39	3511.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2020	156.28	150.88	124.03	-	-	-	-	-	55.13	50.95	27.47	-	-	-	-	-

Año	Unidad de manejo E								Unidad de manejo F							
	bce	bcB	ta	crec	cmay	ppvc	tap	pcvc	bce	bcB	ta	crec	cmay	ppvc	tap	pcvc
1995	871.01	869.39	352.48	-	-	-	-	-	2.01	2.57	2.88	-	-	-	-	-
1996	4.46	7.55	7.33	-	-	-	-	10.38	0	0	0.18	-	-	-	-	-
1997	1.91	1.91	0.3	-	-	-	-	-	13.04	13.07	2.65	-	-	-	-	-
1998	1584.64	1633.81	721.33	-	-	-	-	35.41	-	-	-	-	-	-	-	-
1999	316.07	291.38	160.08	42.87	290.83	20.74	1.67	42.81	1076.04	1095.07	333.35	153.04	643.85	19.34	1.58	42.12
2000	29.66	29.66	25.28	32.24	323.96	21.44	2	24.06	2408.03	2445.68	866.83	176.04	628.4	19.52	1.95	31
2001	434.34	466.05	282.97	-	-	-	-	26.96	2856.89	2928.97	1003.7	-	-	-	-	33.61
2002	2737.65	2765.98	1390.8	27.09	96.59	20.13	1.52	11.36	4097.79	3973.79	2005.37	189.86	542.48	20.27	3.42	19.58
2003	3257.84	3243.87	1827.75	32.37	61.9	19.3	1.33	17.14	5510.43	5270.83	2477.08	173.68	446.39	19.69	1.67	23.9
2004	1606.28	1574.09	976.33	60.48	69.9	18.2	1.33	10.33	4281.27	4264.48	1686.07	142.11	356.4	20.19	1.5	22.96
2005	1240.6	1229.7	571.48	42.94	70.42	17.59	1.5	9.78	6312.4	6266.63	2202.64	329.53	662.7	18.86	3.55	17.22
2006	5979.45	6000.2	1926.89	18.77	220.99	20.9	1.33	36.91	1161.11	1137.59	368.86	163.47	773.6	19.68	3.3	29.78
2007	2740.99	2767.29	914.2	88.34	721.02	20.65	5.33	37.69	2269.34	2307.21	549.57	233.25	1068.5	19.92	5.67	31.51
2008	2856.02	2889.2	1141.55	397.78	7102.35	23.68	4.59	61.59	1879.27	1905.61	484.32	5907.59	35396.82	22.09	10.28	38.53
2009	647.37	581.68	248.37	-	-	-	-	31.87	4765.39	4774.32	1065.41	-	-	-	-	30.18
2010	2529.82	2543.52	1040.82	1607.61	11831.25	23.21	5.5	45.43	4252.62	4348.99	1520.67	2990.8	13705.78	21.9	9.75	35.97
2011	5184.38	5260.26	2250.46	2115.74	15607.25	21.35	5.33	50.86	6919.04	7147.16	2401.65	6107	22914.03	19.76	11.67	39.01
2012	2811.96	2863.48	1117.3	172.5	2701.89	22.49	5.5	47.36	3691.67	3695.3	1843.8	5374.21	17927.73	18.24	12.32	36.27
2013	227.75	227.38	157.6	-	-	-	-	-	12378.41	12132.03	4917.92	413.12	1563.84	18.4	12.94	22.46
2014	7862.57	8017.9	3413.67	119.57	994.65	21.66	6.17	19.36	4286.82	4282.98	2529.8	932.94	4338.02	19.03	14.5	20.26
2015	6440.51	6497.79	2316.3	-	-	19.86	-	-	7712.51	7848.94	3316.85	-	-	19.75	-	-
2016	3486.16	3567.21	1561.28	380.44	1371.37	19.73	8.67	17.38	5595.12	5646.33	3553.43	616.64	3801.43	20.02	15.33	21.83
2017	3561.06	3514.44	1488.7	-	-	18.87	-	-	5936.98	5947.2	1974.5	-	-	19.7	-	-
2018	527.08	542.11	203.45	276.26	1011.17	18.78	8.5	10.33	2578.69	2541.57	1189.17	-	-	-	-	-
2019	-	-	-	-	-	-	-	-	3760.22	3772.27	1650.68	-	-	19.48	-	-
2020	194.5	184.23	117.73	-	-	-	-	-	4322.19	4347.88	1965	-	-	-	-	-

Año	Unidad de manejo G								Unidad de manejo H							
	bce	bcB	ta	crec	cmay	ppvc	tap	pcvc	bce	bcB	ta	crec	cmay	ppvc	tap	pcvc
1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1996	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0.17	-	-	-	-	-
1997	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1998	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1999	0	0.66	0.17	-	-	-	-	-	0.96	0	1.92	-	-	-	-	-
2000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2001	6.06	4.36	14.32	-	-	-	-	1.7	1.48	0	4.23	-	-	-	-	-
2002	210.21	220.62	124.5	-	-	-	-	18.67	20.03	21.08	15.58	-	-	-	-	16.93
2003	1458.46	1415.1	645.58	-	-	-	-	17.38	3.14	2.63	5.98	-	-	-	-	0
2004	2250.09	2265.91	776.3	-	-	-	-	21.75	5.48	5.24	2.42	-	-	-	-	-
2005	1015.87	1001.31	377.22	-	-	-	-	23.54	62.87	66.39	20.83	-	-	-	-	13.88
2006	2.88	2.13	0.75	-	-	-	-	-	4.76	4.63	1.75	-	-	-	-	25.16
2007	450.8	473.43	76.72	-	-	-	-	35.75	533.29	530.39	85.42	-	-	-	-	35.65
2008	4368.08	4479.08	885.62	1802.48	11956.17	22.09	3.95	40.14	106.05	108.68	26.97	-	-	-	-	26.73
2009	2152.91	2157.18	489.1	-	-	-	-	37.23	26.21	24.9	9.17	-	-	-	-	-
2010	1357.05	1307.83	513.04	872.71	6825.17	21.51	3.83	39.98	50.44	53.57	21.67	-	-	-	-	34.87
2011	1645.49	1651.33	695.51	1171.89	5096.13	20.32	4.68	28.32	165.41	168.46	68.53	43.2	146.39	18.2	0.85	21.45
2012	999.12	932.25	364.3	1673.18	6668.96	20.19	6.3	16.65	8.25	6.5	4.62	-	-	-	-	-
2013	1418.17	1329.96	476.33	100.51	335.93	19.21	6.5	8.05	234.62	224.5	88.82	-	-	-	-	-
2014	1175.51	1201.77	313.08	285.45	1428.72	19.55	8.33	11.95	223.25	239.62	90.53	-	-	-	-	-
2015	2715.88	2748.98	1032.38	-	-	19.25	-	-	415.42	422.92	101.13	-	-	-	-	-
2016	1330.85	1321.8	616.13	-	-	-	-	-	120.12	123.47	40.58	-	-	-	-	-
2017	1485.44	1455.28	630.72	-	-	18.85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2018	1466.93	1433.81	730.28	497.56	1258.6	18.85	8.33	13.38	741.88	739	145.8	-	-	-	-	-
2019	329.49	312.03	128.5	-	-	-	-	-	478.75	452.62	95.77	-	-	-	-	-
2020	1479.38	1485.88	293.33	-	-	-	-	-	245.28	247.88	84.47	-	-	-	-	-

Apéndice 1 (cont.)

Año	Unidad de manejo I							Unidad de manejo J								
	bce	bcB	ta	crec	cmay	ppvc	tap	pcvc	bce	bcB	ta	crec	cmay	ppvc	tap	pcvc
1995	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	1.48	-	-	-	-	-
1996	5.33	7.1	3.3	-	-	-	-	-	3.36	2.49	3.25	-	-	-	-	21.32
1997	0.24	0.5	0.83	-	-	-	-	-	9.36	7.68	6.45	-	-	-	-	-
1998	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1999	186.45	182.69	58.28	-	-	-	-	39.81	118.59	128.25	45.07	-	-	-	-	25.41
2000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2001	66.54	64.75	26.53	-	-	-	-	27.01	5.58	1.14	2.75	-	-	-	-	-
2002	18.95	16.53	25.53	-	-	-	-	14.15	0.13	0	0.33	-	-	-	-	-
2003	5.21	0.99	7.88	-	-	-	-	14.16	1121.65	1033.16	247.83	-	-	-	-	39.73
2004	0	0	1.48	-	-	-	-	-	7119.03	7337.73	1222.81	-	-	-	-	29.65
2005	-	-	-	-	-	-	-	-	4729.2	4821.68	564.58	446.99	347.5	16.09	4.5	16.75
2006	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2007	-	-	-	-	-	-	-	-	562.95	576.8	88.18	-	-	-	-	41.11
2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2009	6.33	5.19	4.3	-	-	-	-	-	50.42	72.71	9.87	-	-	-	-	32.13
2010	0.13	0.13	0.33	-	-	-	-	-	63.69	67.17	16.18	-	-	-	-	25.88
2011	-	-	-	-	-	-	-	-	15.19	15.32	4.87	-	-	-	-	-
2012	-	-	-	-	-	-	-	-	12.75	13.88	1.9	-	-	-	-	-
2013	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2014	-	-	-	-	-	-	-	-	344.04	329.71	56.92	-	-	-	-	-
2015	-	-	-	-	-	-	-	-	20.12	21.38	6.2	-	-	-	-	-
2016	3.16	4.95	10.02	-	-	-	-	-	8.62	28.17	12.33	-	-	-	-	-
2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2018	4.38	3.62	6.98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2020	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Año	Unidad de manejo Uno							
	bce	bcB	ta	crec	cmay	ppvc	tap	pcvc
1995	-	-	-	-	-	-	-	-
1996	-	-	-	-	-	-	-	-
1997	1	1	0.13	-	-	-	-	-
1998	-	-	-	-	-	-	-	-
1999	-	-	-	-	-	-	-	-
2000	-	-	-	-	-	-	-	-
2001	0.57	0.49	0.57	-	-	-	-	-
2002	0.29	0.65	0.42	-	-	-	-	-
2003	-	-	-	-	-	-	-	-
2004	0.3	0	0.33	-	-	-	-	-
2005	0	0.62	0.75	-	-	-	-	-
2006	0.25	0	0.17	-	-	-	-	-
2007	-	-	-	-	-	-	-	-
2008	-	-	-	-	-	-	-	-
2009	-	-	-	-	-	-	-	-
2010	-	-	-	-	-	-	-	-
2011	-	-	-	-	-	-	-	-
2012	-	-	-	-	-	-	-	-
2013	0.75	0.75	0.5	-	-	-	-	-
2014	-	-	-	-	-	-	-	-
2015	-	-	-	-	-	-	-	-
2016	-	-	-	-	-	-	-	-
2017	-	-	-	-	-	-	-	-
2018	-	-	-	-	-	-	-	-
2019	547.38	550.38	241.35	-	-	-	-	-
2020	6824.77	6872.12	3033.78	-	-	-	-	-

ANEXO I: CÓDIGO OPENBUGS Y R

Se detallan a continuación los procedimientos utilizados en los análisis del informe "APLICACIÓN DE DOS TIPOS DE MODELOS DE DINÁMICA POBLACIONAL PARA LA EVALUACIÓN DE BIOMASA EN LA PESQUERÍA DE VIEIRA PATAGÓNICA (*Zygochlamys patagonica*)"

Código del modelo de espacio de estado de producción de biomasa excedente en OpenBUGS

```

model VieiraPatagonicaSPM;
{

##### Distribución previa para r #####
# Previa uniforme 0..2
r ~ dunif(0, 2)

##### Distribución previa para K#####
K ~ dunif(10000, 100000);

##### Distribución previa para Q#####
iq ~ dunif(0, 100000000)
q <- 1/iq;
Q <- q*K;

#####Distribución previa para isigma2 y itau2#####
isigma2 ~ dgamma(0.001, 0.001);
itau2 ~ dgamma(0.001, 0.001);
Sigma2 <- 1/isigma2;
Tau2 <- 1/itau2;

#####Distribución de I's#####
for (i in 1:N)
{
Imean[i] <- log(Q*P[i])
I[i] ~ dlnorm(Imean[i],itau2)
}

##### Distribución de P's#####
Pmean[1] <- 0;
P[1] ~ dlnorm(Pmean[1],isigma2)I(0.5,2.0)
B[1] <- P[1]*K;

for (i in 2:N)
{
Pmean[i] <- log(max(P[i-1] + r*P[i-1]*(1-P[i-1]) - C[i-1]/K,0.01));
P[i] ~ dlnorm(Pmean[i],isigma2);
B[i]<- P[i]*K;
}

#####Predicción: extensión en M años de la ecuación de proceso #####
for(i in (N+1):(N+M))
{
Pmean[i] <- log(max(P[i-1] + r*P[i-1]*(1-P[i-1]) - TAC/K,0.01));
P[i] ~ dlnorm(Pmean[i],isigma2);
B[i]<- P[i]*K;
}

}

```

Código del modelo de espacio de estado discreto con retardo y crecimiento en OpenBUGS

```

model vieiraPatagonicaDDM;
{

# Distribuciones previas para los coeficientes de conversion
qS ~ dunif(0, 1)
qSU ~ dunif(0, 1)
qU ~ dunif(0, 1)

# Distribucion previa para la constante de normalizacion KN
logK ~ dnorm(9.21034, 3.418)
m ~ dgamma(6, 14)
K <- exp(logK)

```

```

# Distribucion previa para el indice de prospeccion del reclutamiento
for(t in 1:T){
qaS[t, 1] <- qS
qaS[t, 2] <- qSU
r[t] ~ dlnorm(0, 1)
}

# Distribucion previa para la precision del error de proceso
isigma2 ~ dgamma(0.001, 0.001)

# Distribuciones previas para errores de observacion
# Distribucion previa para la precision del indice de prospeccion 1
itau2 ~ dgamma(0.001, 0.001)
tau <- pow(itau2, -0.5)

# Distribucion previa para la precision del indice de prospeccion 2
iepsilon2 ~ dgamma(0.001, 0.001)

# Distribucion previa para la precision del indice de captura
inu2 ~ dgamma(0.001, 0.001)

# Ecuacion de estado para la biomasa (estandarizada)
Pmed[1] ~ dnorm(0, 0.000001)
P[1] ~ dlnorm(Pmed[1], isigma2)
for(t in 2:T){
Pmed[t] <- log(max(exp(-m) * (rho + alpha / w.bar[t-1]) *
(P[t-1] - C[t-1] / K) + exp(-m) * r[t-1], 0.001))
P[t] ~ dlnorm(Pmed[t], isigma2)
}

# Observacion para lo indices de abundancia de la prospeccion
for(t in 1:T){
# Survey biomass
Ifmed[t] <- log(qaS[t, anioSurvey[t]] * K * P[t])
If[t] ~ dlnorm(Ifmed[t], itau2)
# Survey recruitment
Irmed[t] <- log(qaS[t, anioSurvey[t]] * K * r[t])
Ir[t] ~ dlnorm(Irmed[t], iepsilon2)
# Output 1
Ifpred[t] <- qaS[t, anioSurvey[t]] * B[t]
Irpred[t] <- qaS[t, anioSurvey[t]] * R[t]
}

for(t in 1:T){
# Observacion para el indice de captura de vieira comercial
Umed[t] <- log(qU * K * P[t])
U[t] ~ dlnorm(Umed[t], inu2)
}

# Salida
for(t in 1:T){
B[t] <- P[t] * K
R[t] <- r[t] * K
Upred[t] <- qU * B[t]
}

WW <- sum(w.bar[(T-5):T])/5
RR <- sum(r[(T-5):T])/5

#####Prediccion: extension en M anios de la ecuacion de proceso #####
for(t in (T+1):(T+M))
{
Pmed[t] <- log(max(exp(-m) * (rho + alpha / WW) *
(P[t] - TAC / K) + exp(-m) * RR, 0.001))
P[t] ~ dlnorm(Pmed[t], isigma2)
B[t] <- P[t] * K
}
}

```

Código R utilizado para estimar los parámetros del modelo discreto con retardo y crecimiento

```

library(data.table)
library(R2OpenBUGS)

um = 'B'
level = 1

# carga de datos del Apendice 1
datos = fread('final.csv')
datos = datos[UdM == um]
datos = merge(data.table(anio=1995:2020), datos, by='anio', all=T)

datos=setnafill(datos[,-c(2, 11)], type='locf')
datos=setnafill(datos, type='nocb')

# Para corregir corrCap= 2.05 y corrCPUE= 1.41 por lances no reportados.
corrCap = 1
corrCPUE= 1
datos[, C:= corrCap*(bolsa_capturada_babor+bolsa_capturada_estribor)*2.3*rinde_vc/100]
datos[, U:= corrCPUE*1000*C/(tiempo_arrastre/60)]
datos[, Ir:= captura_reclutante/(tiempo_min/60)]
datos[, If:= captura_mayores/(tiempo_min/60)]

if(um == 'B')
datos$C[20:21]=0

N=nrow(datos)

# Anios prospecciones realizados con redes
anioSurvey = rep(1, N)
anioSurvey[c(2008, 2010, 2011)-1995+1]=2

if(um == 'B')
anioSurvey[c(2008, 2010, 2011, 2012)-1995+1]=2

TAC= mean(datos$C[22:26], na.rm=TRUE)*level
M = 0

# carga los valores iniciales de los parametros
inits <- list(list(logK = 8.2, qS = 0.1, qU = 0.1, qSU=0.1,
  isigma2 = 5,
  itau2 = 5, ieppsilon2 = 5, inu2 = 5,
  P = runif(N+M, 0.6, 0.8), m = 0.2,
  Pmed = c(runif(1,500,6000), rep(NA, N+M-1)),
  r = runif(N, 0.4,0.6)))

# carga los datos necesarios para completar las estimaciones
data <- list(alpha = 2, rho = 0.88, M=M, TAC=TAC,
  w.bar = datos$peso_prom_my, T = N,
  If = datos$If, Ir = datos$Ir, U = datos$U, C = datos$C,
  anioSurvey = anioSurvey)

# Solo para la unidad F...corrige error cpue cero
if(um == 'F')
data$U[2]=2000
# parametros a monitorear durante la estimacion
parameters = c('Ifpred', 'Irpred', 'Upred', 'B', 'R', 'qS', 'qU', 'qSU', 'K', 'P', 'm')

niter=100000
nburn=50000
nthin=5

m5=bugs(data = data, inits=inits, param=parameters,
  OpenBUGS.pgm='/usr/bin/openbugs',
  model="DelayModel.txt", n.chains=length(inits), n.iter=niter,
  n.burnin=nburn, n.thin=nthin)

x=as.mcmc.bugs(m5)

#Codigo para confeccionar la Fig. 2
iIf = grep('Ifpred', colnames(x), fixed=TRUE)
Ifpred=x[,iIf]
medianIf = apply(Ifpred, 2, median)

```

```

iIr = grep('Irpred', colnames(x), fixed=TRUE)
Irpred=x[,iIr]
medianIr = apply(Irpred, 2, median)

iU = grep('Upred', colnames(x), fixed=TRUE)
Upred=x[,iU]
medianU = apply(Upred, 2, median)

iB=grep('B[',colnames(x), fixed=TRUE)

Biomass=x[,iB]

MedianBiomass=apply(Biomass, 2, median)
qBiomass=apply(Biomass, 2, function(x)quantile(x, c(0.025,0.975)))

lower=qBiomass[1,]
upper=qBiomass[2,]

yr=1995+0:(N+M-1)

par(mfrow=c(1,1), mgp=c(2,0.5,0))

plot(yr, MedianBiomass , type='n', las=1, axes=F, cex.lab=1.5,
      ylim=c(0, max(upper)), xlab='años', ylab='Biomasa (toneladas x 1000)')

axis(1)
axis(2, at=seq(0,max(upper), by=50000), labels=seq(0, max(upper)/1000, by=50), las=1)
polygon(c(yr, rev(yr)), c(upper, rev(lower)), col="gray", border=NA)

iR=grep('R',colnames(x))

RBiomass=x[,iR]

MedianRBiomass=apply(RBiomass, 2, median)
qRBiomass=apply(RBiomass, 2, function(x)quantile(x, c(0.025,0.975)))
Rlower=qRBiomass[1,]
Rupper=qRBiomass[2,]

polygon(c(yr[1:N], rev(yr[1:N])), c(Rupper, rev(Rlower)), col="pink", border=NA)
points(yr[1:N], MedianRBiomass , type='b', pch=19, col='red')
points(yr, MedianBiomass , type='b', pch=19)
points(yr[1:N], datos$C , type='b', pch=19, col='blue')

legend('topleft', legend=c('Biomasa comercial', 'Biomasa Reclutante', 'Capturas'),
      bty='n', pch=19, col=c('black', 'red', 'blue'), lty=1)

par(mfrow=c(3,1), mar=c(3,4,1,1), mgp=c(2,0.75,0))
plot(yr[1:N], datos$U, pch=19, type='b', xlab='años', ylab='CPUE (kg/h)',
      ylim=c(0, max(datos$U)*2), cex.lab=1.5)
points(yr[1:N], medianU, pch=19, type='b', col='red')
qUpred=apply(Upred, 2, function(x)quantile(x, c(0.025,0.975)))
lines(yr[1:N], qUpred[1,], lty=3, col='red')
lines(yr[1:N], qUpred[2,], lty=3, col='red')

plot(yr[1:N], datos$If, pch=19, type='b', xlab='años', ylab='Indice comerciales',
      ylim=c(0, max(datos$If)*2), cex.lab=1.5)
points(yr[1:N], medianIf, pch=19, type='b', col='red')
qIf=apply(Ifpred, 2, function(x)quantile(x, c(0.025,0.975)))
lines(yr[1:N], qIf[1,], lty=3, col='red')
lines(yr[1:N], qIf[2,], lty=3, col='red')

plot(yr[1:N], datos$Ir, pch=19, type='b', xlab='años', ylab='Indice reclutantes',
      ylim=c(0, max(datos$Ir)*2), cex.lab=1.5)
points(yr[1:N], medianIr, pch=19, type='b', col='red')
qIr=apply(Irpred, 2, function(x)quantile(x, c(0.025,0.975)))
lines(yr[1:N], qIr[1,], lty=3, col='red')
lines(yr[1:N], qIr[2,], lty=3, col='red')

```