

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

11ª REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.)

11-15 de mayo de 2020¹

DOCUMENTO SAC-11-08 REV

ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA ORDENACIÓN DE LA PESCA DE ATUNES
TROPICALES EN EL OCEANO PACÍFICO ORIENTAL, 2020

Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, Juan L. Valero, Cleridy E. Lennert-Cody

ÍNDICE

Resumen ejecutivo.....	2
1. Introducción.....	3
1.1. Antecedentes.....	3
1.2. Incertidumbre.....	4
1.3. Análisis de riesgos: un nuevo enfoque para la evaluación de poblaciones y el asesoramiento de ordenación en la CIAT.....	5
2. Métodos.....	6
2.1. Objetivos del análisis de riesgos para los atunes tropicales del OPO.....	6
2.2. Un enfoque pragmático del análisis de riesgos.....	6
2.3. Evaluación de la condición actual de la población y análisis de decisiones.....	7
3. Resultados y discusión.....	8
3.1. Condición actual de la población.....	8
3.1.1. Aleta amarilla.....	8
a. Mortalidad por pesca (<i>F</i>).....	9
b. Biomasa reproductora (<i>S</i>).....	10
c. Gráfica de Kobe.....	10
3.1.2. Patudo.....	11
a. Mortalidad por pesca (<i>F</i>).....	13
b. Biomasa reproductora (<i>S</i>).....	14
c. Gráfica de Kobe.....	14
3.2. Análisis de decisiones sobre medidas de ordenación alternativas.....	15
4. Conclusiones.....	17
4.2. La EEO.....	18
Referencias.....	18

El trabajo del personal, incluyendo las nuevas evaluaciones de los atunes tropicales, ha sido gravemente perturbado y retrasado por la pandemia del coronavirus, y muchos documentos para la reunión del Comité todavía no están terminados. No obstante, es importante que los miembros del Comité y observadores sean informados a la brevedad posible de la dirección y alcance del trabajo, y de los avances muy sustanciales que se han logrado, por lo que se están publicando los documentos más esenciales en borrador, y posiblemente sean modificados después de las discusiones virtuales del Comité.

¹ Aplazada hasta una fecha posterior por decidir.

RESUMEN EJECUTIVO

El asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO) provisto a la Comisión por el personal científico de la CIAT se ha basado tradicionalmente en un enfoque de ‘evaluación óptima’. En 2018 el personal concluyó que los resultados de sus evaluaciones de la población de patudo en el OPO no eran suficientemente fiables para usar como base para su asesoramiento de ordenación a la Comisión, y en 2019 extendió esta conclusión a su evaluación del aleta amarilla ([IATTC-94-03](#)). Los problemas de evaluación ([SAC-09 INF B](#); [SAC-10 INF-F](#)) fueron abordados en el [plan de trabajo del personal para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#), que incluyó revisiones externas de las evaluaciones del [patudo](#) y [aleta amarilla](#), y que ahora ha sido llevado a cabo con éxito.

Se dispone de nuevas evaluaciones de referencia para el aleta amarilla y patudo ([SAC-11-07](#), [SAC-11-06](#)). Las evaluaciones representan un cambio fundamental del enfoque previo de ‘evaluación óptima’: forman la base para un análisis de riesgos, en el cual se usa una variedad de modelos de referencia para representar hipótesis alternativas plausibles sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones, y la operación en las pesquerías, incorporando así en efecto la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación a medida que se formula. El análisis de riesgos para el aleta amarilla y patudo fue usado para evaluar varias cantidades de ordenación relacionadas con la [regla de control de extracción](#) (RCE) de la CIAT para los atunes tropicales. En este documento se presentan los resultados para cada especie por separado para los dos componentes del análisis, *Condición actual de la población* y *Análisis de decisiones*, el segundo evalúa el riesgo de rebasar los puntos de referencia objetivo y límite como consecuencia de diferentes duraciones de la veda temporal de la pesquería de cerco.

Esta transición a análisis de riesgos avanza significativamente la ciencia de evaluación de poblaciones y la formulación de asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales en la CIAT. En primer lugar, el proceso resultó en la identificación de un conjunto de modelos de referencia (hipótesis alternativas, o ‘*estados de naturaleza*’) que describen la dinámica poblacional del aleta amarilla ([SAC-11-07](#)) y el patudo ([SAC-11-06](#)), así como los principales ejes de incertidumbre en las evaluaciones de ambas especies. En segundo lugar, el enfoque brinda una metodología para asignar ponderaciones relativas a la plausibilidad de estas hipótesis alternativas que toma en consideración una variedad de factores (por ejemplo, opinión experta, ajuste del modelo, plausibilidad de resultados y estimaciones de parámetros, y diagnósticos) ([SAC-11 INF-F](#)). Por último, el producto final del análisis de riesgo son declaraciones de probabilidad relativas a rebasar los puntos de referencia establecidos en el RCE.

En el caso del **aleta amarilla**, los resultados generales el análisis de riesgos, que incluye todos los 48 modelos de referencia, indican una probabilidad de solamente 9% de que haya sido rebasada la mortalidad por pesca correspondiente al rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}). La probabilidad de que la biomasa de la población reproductora correspondiente al rendimiento máximo sostenible (S_{RMS}) haya sido traspasada es de 12%. La probabilidad de que los puntos de referencia límite de F y S hayan sido traspasados es cero.

En el caso del **patudo**, los resultados generales del análisis de riesgos, que incluye 44² modelos, indican una probabilidad de 50% de que haya sido rebasado F_{RMS} y una probabilidad de 53% de que esté por debajo de S_{RMS} . Las probabilidades de que los puntos de referencia límite de F y S hayan sido superados no son insignificantes ($P(F_{act} > F_{LÍMITE}) = 5\%$; $P(S_{act} < S_{LÍMITE}) = 6\%$).

El análisis de riesgos señala inconfundiblemente que la población de aleta amarilla en el OPO está sana, pero los resultados son menos claros para el patudo. La naturaleza bimodal de las distribuciones de probabilidad del análisis de riesgos del patudo para las cantidades de ordenación de interés indica que la población está o muy por debajo o muy por encima de los niveles correspondientes al RMS (S_{RMS}). Queda

² Cuatro de los 48 modelos no convergieron para el patudo.

claro que la ordenación óptima no puede ser determinada con análisis de riesgos, ni siquiera si el tamaño de la población de patudo debería ser incrementado o reducido. Sin embargo, la distribución de probabilidades combinada de los modelos pesimistas señala una probabilidad de solamente 10% de rebasar $F_{\text{LÍMITE}}$ con la duración actual de la veda (72 días), lo cual indica que es poco probable que este límite haya sido rebasado. Por lo tanto, una estrategia de captura de *statu quo* debería ser apropiada a corto plazo.

La bimodalidad de las distribuciones de probabilidad del patudo complica la evaluación de la condición de la población de patudo y la evaluación de las consecuencias potenciales de acciones de ordenación. Este tema debería ser abordado en el futuro para mejorar el asesoramiento de ordenación. Existen dos caminos hacia esta meta: 1) seguir mejorando los modelos de evaluación de poblaciones, lo que también implica sus datos de entrada, y 2) desarrollar y evaluar estrategias de ordenación que hayan demostrado ser robustas a las principales incertidumbres, incluyendo la bimodalidad, usando Evaluaciones de Estrategias de Ordenación (EEO), proceso que ya está en marcha en la CIAT ([Plan de trabajo EEO](#) y [Talleres](#) recientes). La mejora de los modelos de evaluación de poblaciones y sus datos de entrada debería enfocar la investigación del periodo de los modelos, supuestos sobre la estructura poblacional, y estimación del crecimiento. Se debería considerar también mejorar las estimaciones de mortalidad natural y de la selectividad de pesquerías con selectividad asintótica supuesta. La EEO brinda un marco para el desarrollo de estrategias de ordenación que incorporan, y son robustas a, las distintas formas de incertidumbres inevitables en la ordenación pesquera, formando así un enfoque formal para la evaluación de acciones de ordenación diseñadas para lograr objetivos pesqueros.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

El asesoramiento de ordenación sobre los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO) provisto a la CIAT por su personal científico se ha basado tradicionalmente en un enfoque de ‘evaluación óptima’. Consiste en cuatro pasos: 1) **definir el modelo de evaluación de ‘caso base’**, con los supuestos más plausibles sobre la biología (por ejemplo, mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento) y la pesca (por ejemplo, capturabilidad, selectividad); 2) **ajustar el modelo de caso base** a los mejores datos disponibles (por ejemplo, índices de abundancia estandarizados basados en captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y datos de composición por talla); 3) **estimar los parámetros del modelo de caso base** (por ejemplo, reclutamiento sin pesca, parámetros de selectividad) y **cantidades de interés** (por ejemplo, reducción de la población, multiplicador de F^3), y 4) **formular asesoramiento de ordenación** basado en las cantidades de interés.

Los multiplicadores de F estimados en las evaluaciones de caso base el patudo y aleta amarilla han sido usados como base para las recomendaciones del personal sobre medidas de ordenación; concretamente, para determinar la duración de las vedas estacionales para la pesquería de cerco, tomando en consideración aumentos recientes de la capacidad de pesca.

En 2018 el personal concluyó que los resultados de su evaluación del patudo en el OPO no eran suficientemente fiables para usar como base para el asesoramiento de ordenación a la Comisión, y en 2019 extendió esta conclusión a su evaluación del aleta amarilla ([IATTC-94-03](#)). El problema principal con ambas evaluaciones era que sus resultados se volvieron demasiado sensibles a la inclusión de datos nuevos, en particular observaciones recientes para los índices de abundancia relativa de la pesquería palangrera ([SAC-09 INF B](#); [SAC-10 INF-F](#)). Se abordaron este problema y otros en el [plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#) del personal, el cual incluye revisiones externas de las evaluaciones

³ Multiplicador de $F = F_{\text{RMS}}$ (la mortalidad por pesca que producirá el rendimiento máximo sostenible) dividida por F_{act} (la mortalidad por pesca promedio de los tres años más recientes). Un multiplicador de F de menos de 1 indica que la mortalidad por pesca está por encima del nivel de RMS.

del [patudo](#) y [aleta amarilla](#), y que ahora ha terminado.

En el caso del patudo, un problema importante fue el aparente cambio de reclutamiento ('*R shift*') a mediados de la década de 1990, cuando la evaluación estimó que el reclutamiento promedio se duplicó al mismo tiempo que las capturas cerqueras de patudo, principalmente peces pequeños, aumentó de [10,000 t a casi 50,000 t en tres años](#) con la expansión rápida de la pesquería sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) en el OPO ecuatorial, y las capturas palangreras de patudo grande disminuyeron un 50%. Aunque es posible que el reclutamiento realmente ascendió, este resultado parece anómalo, y se han propuesto [varias hipótesis](#) para explicarlo (ver detalles en Aires-da-Silva *et al.* (2010), [Valero *et al.* \(2019\)](#) y [Punt *et al.* \(2019\)](#)). El [panel externo](#) que revisó la evaluación del patudo en 2019 concluyó que: *"... mientras que no se puede rechazar definitivamente que haya ocurrido un cambio de régimen de reclutamiento real, el balance de las pruebas es que el cambio aparente es un artefacto de algún aspecto del modelo o la forma en que fue parametrizado"*.

El otro problema con la evaluación del patudo que necesitaba ser abordado, que podría estar relacionado con la causa del *R shift*, fue la falta de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera con selectividad asintótica supuesta. Aunque el panel no identificó ningún sustituto particular para el modelo de caso base actual, sugirió una gama alternativas para la consideración del personal, incluyendo diferentes calendarios de mortalidad, modelos de crecimiento, y procedimientos de estimación.

En el caso de la evaluación del aleta amarilla, los problemas fueron inconsistencias entre los índices de abundancia relativa basados en datos de palangre y aquellos basados en datos de cerco, el aumento reciente del tamaño promedio del pescado en algunas pesquerías, una falta sistemática de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería con selectividad asintótica, y la posibilidad de estructura espacial del aleta amarilla en el OPO. Al igual que con el patudo, el [panel de revisión](#) del aleta amarilla no recomendó una configuración particular del modelo para reemplazar el modelo de caso base actual, sino que sugirió varias alternativas para la consideración del personal.

1.2. Incertidumbre

La **regla de control de extracción** (RCE) de la CIAT para los atunes tropicales establece que *"si la probabilidad de que F rebase el punto de referencia límite ($F_{LÍMITE}$) es mayor que el 10%, se establecerán en cuanto sea práctico medidas de ordenación que tengan una probabilidad de al menos 50% de reducir F al nivel objetivo (F_{RMS}) o menos, y una probabilidad de menos de 10% de que F rebase $F_{LÍMITE}$ "* (Resolución [C-16-02](#)). Esto precisa, en primer lugar, una estimación de la mortalidad por pesca, pero también una forma de cuantificar la probabilidad de que una acción de ordenación tenga el efecto deseado. Esta incertidumbre es abordada en la evaluación de caso base con intervalos de confianza para las cantidades de interés y análisis de sensibilidad que comparan los resultados con aquellos de otros modelos, pero estos análisis son usados típicamente sólo para dar contexto de las estimaciones puntuales y el asesoramiento de ordenación asociado.

En el presente documento se tratan dos categorías de incertidumbre: *incertidumbre de parámetro* e *incertidumbre estructural (de modelo)*, y se describen a continuación.

Se usan las estimaciones de **incertidumbre de parámetro** para cuantificar la precisión de los parámetros de evaluación de poblaciones (por ejemplo, reclutamiento virgen) y cantidades derivadas (por ejemplo, reclutamiento y biomasa). En las evaluaciones de los atunes tropicales del OPO, el personal ha usado un método sencillo de aproximación normal para obtener los intervalos de confianza para los parámetros del modelo, las cantidades derivadas, y las proyecciones. Se grafican estos en una [gráfica de Kobe](#) para representar la incertidumbre en la condición de la población en términos de la mortalidad por pesca y la biomasa reproductora relativa a los puntos de referencia objetivo y límite para el caso base y para un modelo

más cauteloso que supone una relación población-reclutamiento⁴ moderada. Dos intervalos de confianza han sido también usados para evaluar si la probabilidad de rebasar los puntos de referencia límite para estos dos modelos es mayor a la probabilidad designada de 10%.

La **incertidumbre estructural (de modelo)** refleja la posibilidad que puedan existir modelos alternativos que ofrecen una representación razonable de los procesos estudiados (por ejemplo, diferentes formas de la curva de crecimiento o relación población-reclutamiento; selectividad asintótica y en forma de domo). Los análisis de sensibilidad que han sido usados en las evaluaciones de los atunes tropicales en el OPO con la intención de capturar la incertidumbre de modelo, para demostrar el impacto de supuestos alternativos sobre el ajuste del modelo y las cantidades de ordenación (mediante la inclusión de cantidades de ordenación de interés para ambos análisis (caso base y sensibilidad), y de cada modelo en la [gráfica de Kobe](#)). Aunque los análisis de sensibilidad ayudan a poner los resultados del caso base y el asesoramiento de ordenación asociado en contexto, el asesoramiento de ordenación del personal se basa exclusivamente en los resultados del caso base y no ha explicado explícitamente la incertidumbre de modelo y sus implicaciones para los consecuencias potenciales de decisiones de ordenación alternativas.

El personal está usando dos metodologías relacionadas para tratar estos defectos: análisis de riesgos, discutido en la presente, y evaluación de estrategias de ordenación (EEO), discutida en el plan de trabajo de [EEO](#) propuesto y talleres recientes (ver por ejemplo [Valero y Aires-da-Silva 2020](#)). El personal piensa presentar una propuesta para financiar la continuación de su plan de trabajo de EEO durante 2021-2023.

1.3. Análisis de riesgos: un nuevo enfoque para la evaluación de poblaciones y el asesoramiento de ordenación en la CIAT

Los análisis de riesgos, de los cuales existen muchos tipos, toman incertidumbre en cuenta cuantitativamente en su asesoramiento de ordenación. Tienen un largo historial en la pesca: por ejemplo, tablas de decisión que predicen los resultados de una gama de acciones de ordenación bajo distintos conjuntos de supuestos (llamados '*estados de naturaleza*'), y sus probabilidades asociadas, han sido usadas para la toma de decisiones en varias pesquerías (Punt y Hilborn 1997). Más recientemente, las declaraciones de probabilidad han sido integradas directamente en **reglas de control de extracción (RCE)**, bajo las cuales combinaciones especificadas de condiciones y tendencias poblacionales y de pesca activan acciones de ordenación predefinidas, y se usan estimaciones explícitas de la incertidumbre para evaluar las declaraciones de probabilidad. Las RCE están típicamente basadas en puntos de referencia objetivo, límite, y umbral, como por ejemplo la RCE de la CIAT para los atunes tropicales antes citada.

El personal ha llevado a cabo con éxito el [plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#), y se dispone de nuevas evaluaciones de referencia para el patudo y aleta amarilla ([SAC-11-06](#), [SAC-11-07](#)). Estas evaluaciones representan un cambio fundamental con respecto a la metodología previa del personal de 'evaluación óptima': forman la base de un 'análisis de riesgos', en el cual se usa una variedad de modelos de referencia para representar supuestos alternativos plausibles sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones, y/o la operación de las pesquerías, incorporando así en efecto la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación a medida que se formula.

Este cambio representa un cambio de paradigma en la CIAT, tanto para el trabajo del personal como para la toma de decisiones de la Comisión con respecto a la conservación de los atunes tropicales. El nuevo marco de evaluación ofrece las siguientes ventajas: 1) incorpora explícitamente los resultados de todos los modelos de referencia (*incertidumbre de modelo*) y la precisión de las estimaciones de los parámetros de cada modelo (*incertidumbre de parámetro*); 2) permite una evaluación probabilística de si se han

⁴ Expresada como inclinación (h ; ver Maunder y Deriso 2014), una medida del grado de la interdependencia entre la biomasa de una población reproductora y el reclutamiento de esa población. Una inclinación de 1 ($h = 1$) significa que el reclutamiento es independiente de la biomasa de la población; cuanto menor sea el valor de h , más estrecha será la relación. Para la mayoría de los atunes tropicales hay poca o ninguna evidencia de dicha relación, por lo que se usa un valor conservador de $h = 0.75$.

rebasado los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la RCE de la CIAT para los atunes tropicales ([C-16-02](#)); 3) puede ser integrado en el marco de Evaluación de Estrategias de Ordenación (EEO) en desarrollo en la CIAT como base para la elaboración de modelos operativos.

Este nuevo enfoque a la formulación del asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales incluye:

- Dos **informes de evaluación de población**, para el patudo ([SAC-11-06](#)) y el aleta amarilla ([SAC-11-07](#)), que presentan los resultados de todos los modelos de referencia para cada especie (ajustes del modelo, diagnósticos, cantidades derivadas y parámetros estimados que definen la condición de la población);
- Un **análisis de riesgos** (resultados resumidos en el presente documento) usando el método descrito en el Documento [SAC-11 INF-F](#), específico para los atunes tropicales, que evalúa la condición actual de la población y la probabilidad (riesgo) de rebasar los límites de referencia objetivo y límite especificados en la [regla de control de extracción de la CIAT](#), así como las consecuencias esperadas de medidas de ordenación alternativas en términos de días de veda;
- **Indicadores de condición de población** ([SAC-11-05](#)) para las tres especies de atunes tropicales (patudo, barrilete, aleta amarilla); y
- Las **recomendaciones del personal** ([SAC-11-15](#)) para la conservación de los atunes tropicales, basadas en lo anterior.

2. MÉTODOS

2.1. Objetivos del análisis de riesgos para los atunes tropicales del OPO

Siguiendo a FAO (1995b), el personal define el riesgo como “*la probabilidad de que suceda algo indeseable*”. En este caso, el suceso indeseable es rebasar los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la [regla de control de extracción](#) de la CIAT.

La meta amplia del análisis de riesgos para la ordenación de los atunes tropicales en el OPO es usar información de todas las fuentes disponibles (resultados de modelos de evaluación de poblaciones, teoría de dinámica poblacional, información auxiliar, y conocimientos expertos) para estimar la condición actual de las poblaciones de atunes aleta amarilla y patudo en términos de mortalidad por pesca (F), biomasa reproductora (S), y los puntos de referencia objetivo (F_{RMS} , S_{RMS}) y límite ($F_{LÍMITE}$, $S_{LÍMITE}$) asociados establecidos en la resolución [C-16-02](#). A diferencia del enfoque de ‘evaluación óptima’, que usa estimaciones puntuales, en el análisis de riesgos la incertidumbre en las cantidades de interés para la ordenación es representada como una distribución de probabilidades.

Los objetivos específicos del análisis de riesgos son:

1. Con los niveles actuales de F , estimar la probabilidad (P) (riesgo) de rebasar los puntos de referencia objetivo y límite para F y S especificados en la regla de control de extracción en la resolución [C-16-02](#), así:
 - a. $P(F > F_{RMS})$, $P(F > F_{LÍMITE})$
 - b. $P(S < S_{RMS})$, $P(S < S_{LÍMITE})$
2. Con niveles alternativos de medidas de ordenación de control de entrada (duración de la veda de cerco), estimar la probabilidad de rebasar los puntos de referencia objetivo y límite para F y S especificados en la regla de control de extracción en la resolución [C-16-02](#), así:
 - a. $P(F(\text{días de veda}) > F_{RMS})$, $P(F(\text{días de veda}) > F_{LÍMITE})$
 - b. $P(S(\text{días de veda}) < S_{RMS})$, $P(S(\text{días de veda}) < S_{LÍMITE})$

donde $F(\text{días de veda})$ y $S(\text{días de veda})$ son la mortalidad por pesca y biomasa reproductora correspondiente a los días de veda, respectivamente.

2.2. Un enfoque pragmático del análisis de riesgos

En Maunders *et al.* 2020 ([SAC-11 INF-F](#)) se describe en detalle el enfoque pragmático de análisis de riesgos adoptado por el personal de la CIAT para implementar las reglas de control de extracción, que considera

múltiples modelos y usa el patudo del OPO como caso de estudio. Representa un balance entre demanda computacional, complejidad, y rigor estadístico. Reconoce la necesidad de ponderar los modelos con base en información en los datos disponibles, pero lo hace en un contexto en el que la complejidad de los modelos de evaluación de poblaciones pesqueras impide una adherencia estricta al rigor estadístico.

El enfoque consiste en cuatro pasos principales:

1. **Identificar hipótesis alternativas** (*'estados de naturaleza'*) sobre la dinámica poblacional de la población que abordan los problemas principales en la evaluación de la población. Se arregla la colección completa de hipótesis en un diagrama de flujo que señala dependencias entre hipótesis y facilita la elaboración de modelos. Para mayor información sobre las hipótesis, ver [SAC-11 INF-J](#) (aleta amarilla) y [SAC-11 INF-F](#) (patudo).
2. **Traducir las hipótesis alternativas en modelos de evaluación de población.** Para el aleta amarilla del OPO fueron necesarios 12 modelos para representar los varios estados de naturaleza ([SAC-11-07](#); [SAC-11 INF-J](#)), y para el patudo, 14 ([SAC-11-06](#); [SAC-11 INF-F](#)). Se ejecutó cada modelo con cuatro valores de la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento.
3. **Determinar la ponderación relativa de las pruebas de apoyo para cada hipótesis (modelo)**, expresado en "probabilidad relativa", para evitar los sesgos que pudiera causar una ponderación igual de todas las hipótesis en el análisis de riesgos. La ponderación representa la fiabilidad del modelo y se determina usando una mezcla de métricas basadas en varios factores (opinión experta, ajuste del modelo, plausibilidad de resultados y estimaciones de parámetros, diagnóstico del modelo, etc.). Se ajusta la escala de las ponderaciones para obtener una probabilidad relativa para cada modelo. Para mayor información sobre las ponderaciones relativas asignadas a distintos modelos, ver [SAC-11 INF-J](#) para aleta amarilla y [SAC-11 INF-F](#) para patudo.
4. **Combinar las probabilidades relativas del modelo con las distribuciones de probabilidad de las cantidades de interés estimadas para cada modelo.** Las distribuciones de probabilidad representan la **incertidumbre** en las estimaciones de la condición actual de la población con respecto a los puntos de referencia, y se usan para calcular la **probabilidad** de que se rebasen los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la resolución [C-16-02](#).

2.3. Evaluación de la condición actual de la población y análisis de decisiones

El análisis de riesgos, realizado por separado para el aleta amarilla y el patudo, se divide en: (1) una evaluación de la condición actual de la población; y, (2) una evaluación de las consecuencias de acciones de ordenación alternativas, modificando específicamente la duración de la veda temporal de la pesquería cerquera, actualmente 72 días ([Resolución C-17-02](#)).

La condición actual con respecto a un punto de referencia fue calculada como un promedio ponderado de las estimaciones puntuales de la razón de cada uno de los modelos de evaluación alternativos, con ponderaciones iguales a las probabilidades relativas del modelo (iguales al valor esperado bajo el supuesto de distribución normal formulado para cada modelo). Se calculó la probabilidad de rebasar un punto de referencia usando las funciones de distribución acumulativa (FDA) para las razones de F_{act} y S_{act} con respecto a los puntos de referencia para cada uno de los modelos alternativos, que luego se combinan usando las probabilidades del modelo.

A fin de evaluar las consecuencias de modificar la duración de la veda de la pesquería cerquera, se usó el análisis de riesgos para determinar la probabilidad de rebasar los puntos de referencia de mortalidad por pesca para el aleta amarilla y el patudo con seis vedas diferentes:

BET	Días	
1	0	Sin veda
2	36	50% de la veda actual
3	70	Veda requerida para 50% de probabilidad de que F esté por debajo del nivel de RMS ($P(F_{act} < F_{RMS}) = 0.5$)
4	72	Veda actual
5	88	Veda requerida para alcanzar F_{RMS} con base en el valor esperado ($E(x)$) de F_{act}/F_{RMS} para el patudo
6	100	$\approx 150\%$ de la veda actual

Para estos cálculos, se supone que la mortalidad por pesca es proporcional al número de días que la pesquería está abierta, ajustada por la veda espacial en octubre (el ‘corralito’) y los cambios en la capacidad de acarreo de la flota cerquera. No se realizaron proyecciones, por lo que los puntos de referencia de la biomasa reproductora (S_{RMS} , $S_{LÍMITE}$) no pudieron ser evaluados en esta etapa; esto se hará en desarrollos futuros del análisis de riesgos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de riesgos para el aleta amarilla y el patudo se usó para evaluar varias cantidades de ordenación relacionadas con la RCE de la CIAT. A continuación, se presentan los resultados para cada especie por separado para los dos componentes del análisis, *Condición actual de la población* y *Análisis de decisiones*, que evalúa el riesgo de rebasar los puntos de referencia objetivo y límite como consecuencia de diferentes duraciones de la veda temporal para la pesquería de cerco.

3.1. Condición actual de la población

3.1.1. Aleta amarilla

En el análisis de riesgos se consideraron 12 configuraciones finales del modelo para el aleta amarilla (ver [SAC-11 INF-J](#) para todas las configuraciones del modelo consideradas inicialmente). En la **Tabla A** se resumen las 12 configuraciones, que corresponden a 48 modelos, pues hay cuatro valores de inclinación (h) asociados a cada configuración, para facilitar la interpretación de los resultados del análisis de riesgos. Los modelos de *Densodependencia* (DDQ), *Bloque de tiempo centro* (TBM), y *Bloque de tiempo fin* (TBE) fueron desarrollados para abordar problemas con el índice de abundancia, y los modelos de *Crecimiento estimado* (EstGro) y *Selectividad en forma de domo* (EstSel) fueron desarrollados para abordar la falta de ajuste a los datos de composición de la pesquería con selectividad asintótica.

TABLA A. Configuraciones de modelo (hipótesis) usadas para el atún aleta amarilla en el OPO	
Modelo	Descripción
A. Prop: Proporcional	
Base-A	Índice de abundancia proporcional a la abundancia. Crecimiento fijo; selectividad de todas las flotas y estudio invariable con el tiempo; selectividad F19 asintótica; índice de capturabilidad (q , constante de proporcionalidad entre índice y biomasa) invariable con el tiempo.
EstGro-A	Como Base-A, pero ajustado a datos de otolitos, crecimiento estimado.
EstSel-A	Como Base-A, pero supone selectividad F19 en forma de domo, con parámetros estimados.
B. DDQ: Densodependencia	
Base-B	Como Base-A, pero supone relación no lineal entre índice de abundancia y biomasa, con parámetros estimados.
EstGro-B	Como Base-B, pero crecimiento estimado.
EstSel-B	Como Base-B, pero supone selectividad F19 en forma de domo, con parámetros estimados.

TABLA A. Configuraciones de modelo (hipótesis) usadas para el atún aleta amarilla en el OPO	
Modelo	Descripción
C. TBM: Bloque de tiempo centro	
Base-C	Como Base-A, pero supone bloque de tiempo durante 2001-2003 para el índice de capturabilidad (q) (para acomodar un aumento grande en el índice) y un bloque de tiempo de selectividad durante 2002-2007 para el índice, y pesquerías F18 y F19. Selectividad F19 supuesta en forma de domo durante 2002-2007, asintótica en otros periodos.
EstGro-C	Como Base-C, pero crecimiento estimado.
EstSel-C	Como Base-C, pero supone selectividad F19 en forma de domo, con parámetros estimados.
D. TBE: Bloque de tiempo fin	
Base-D	Como Base-A, pero supone bloque de tiempo comenzando en 2015 para el índice (capturabilidad y selectividad) y para selectividad F19 (para acomodar un aumento de tamaño en el índice y pesquería con selectividad asintótica).
EstGro-D	Como Base-D, pero crecimiento estimado.
EstSel-D	Como Base-D, pero supone selectividad F19 en forma de domo, con parámetros estimados.

En la **Tabla 1** se presentan las cantidades de ordenación del aleta amarilla. A continuación, se describen las estimaciones de la mortalidad por pesca (F) y la biomasa reproductora (S) con respecto a los niveles correspondientes a los puntos de referencia objetivo y límite relacionados con el RMS. En la **Tabla A** se explican las configuraciones del modelo a las que se hace referencia en los encabezados de las columnas.

TABLA 1. Cantidades de ordenación para el atún aleta amarilla en el OPO. Ver explicaciones de códigos en Tabla A. $E(x)$ es el valor esperado. $P=0.5$: mediana de las distribuciones de $P(S_{act}/S_{RMS})$ y $P(F_{act}/F_{RMS})$

	A. Prop			B. DDQ			C. TBM			D. TBE			Comb.	
	Base-A	EstGro-A	EstSel-A	Base-B	EstGro-B	EstSel-B	Base-C	EstGro-C	EstSel-C	Base-D	EstGro-D	EstSel-D	$E(x)$	$P=0.5$
P (Modelo)	0.01	0.05	0.06	0.03	0.13	0.09	0.05	0.10	0.24	0.03	0.06	0.14	1.00	
Mortalidad por pesca (F)														
F_{act}/F_{RMS}	1.24	0.95	0.69	1.01	0.65	0.55	0.93	0.72	0.47	0.79	0.72	0.73	0.67	0.65
$P(F_{act}>F_{RMS})$	0.88	0.37	0.05	0.46	0.03	0.01	0.32	0.07	0.00	0.13	0.08	0.09	0.09	
$F_{act}/F_{LÍMITE}$	0.46	0.45	0.31	0.38	0.32	0.25	0.38	0.35	0.22	0.33	0.33	0.31	0.30	
$P(F_{act}>F_{LÍMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Biomasa reproductora (S)														
$S_{act}/S_{RMS,d}$	0.78	1.07	1.48	1.01	1.60	1.74	1.09	1.48	2.02	1.31	1.48	1.40	1.57	1.58
$P(S_{act}<S_{RMS})$	0.93	0.41	0.07	0.48	0.04	0.08	0.34	0.06	0.03	0.15	0.09	0.11	0.12	
$S_{act}/S_{LÍMITE}$	1.87	1.96	2.60	2.62	3.24	3.70	2.33	2.53	3.25	2.99	2.94	3.08	2.98	
$P(S_{act}<S_{LÍMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

a. Mortalidad por pesca (F)

F_{act}/F_{RMS}

La distribución combinada de F_{act}/F_{RMS} es unimodal (**Figura 1a**), y solo una pequeña cantidad de la distribución combinada es superior a 1, lo que indica una baja probabilidad de que F_{act} esté por encima de F_{RMS} (9%, **Tabla 1**; **Figura 5a**). Los modelos usados para abordar los problemas relacionados con el índice de abundancia tuvieron un impacto en la distribución de F_{act}/F_{RMS} . Los modelos EstSel-C son más optimistas ($F_{act}<F_{RMS}$) y también recibieron las ponderaciones más altas, mientras que los que suponen que el índice es proporcional a la abundancia son los más pesimistas y se les asignaron las ponderaciones más bajas (**Figura 1b**). Las hipótesis para explicar la falta de ajuste a los datos de composición también tienen un gran impacto en la distribución de probabilidad de F_{act}/F_{RMS} . Los modelos EstGro y EstSel son más optimistas, y también se les asignaron las ponderaciones más elevadas (**Figura 1c**). El parámetro h también influye en las distribuciones de F_{act}/F_{RMS} , siendo las inclinaciones más elevadas más optimistas, como se esperaba.

$F_{act}/F_{LÍMITE}$

La distribución combinada de F_{act}/F_{RMS} también es unimodal y similar a la distribución de F_{act}/F_{RMS} , pero

desplazada a la izquierda (**Figura 2a**). No hay ninguna probabilidad superior a 1, lo que indica que la probabilidad de que F_{act} esté por encima de $F_{LÍMITE}$ es cero (**Tabla 1; Figura 5b**). La composición de las distribuciones del modelo es similar a las distribuciones de F_{act}/F_{RMS} , como se esperaba (**Figura 2b-d**).

b. Biomasa reproductora (S)

S_{act}/S_{RMS_d}

La distribución combinada de S_{act}/S_{RMS_d} es unimodal (**Figura 3**). La composición de la distribución es similar a la de F , pero invertida en el eje x. Solo una pequeña cantidad de la distribución está por debajo de 1, lo que indica que la probabilidad de que la biomasa reproductora esté por debajo de S_{RMS} es baja (12%; **Tabla 1; Figura 6a**).

$S_{act}/S_{LÍMITE}$

La distribución de probabilidades de $S_{act}/S_{LÍMITE}$ es unimodal y similar a la distribución de S_{act}/S_{RMS_d} , pero desplazada a la derecha (**Figura 4**). La composición de la distribución es similar a la de S_{act}/S_{RMS_d} . No hay probabilidad por debajo de 1, lo que indica que la probabilidad de rebasar $S_{LÍMITE}$ es cero (**Tabla 1; Figura 6b**).

c. Gráfica de Kobe

Para reflejar la incertidumbre sobre la dinámica poblacional del aleta amarilla en el OPO, se consideran los 48 **modelos de referencia** (12 modelos x 4 valores de inclinación), cada uno de los cuales refleja una hipótesis diferente, al evaluar la condición de la población. En la **Figura A** se presentan los resultados de cada modelo en una gráfica de Kobe. La mayoría de los resultados son optimistas ($F < F_{RMS}$, $S_{act} > S_{RMS_d}$), pero algunos son pesimistas ($F > F_{RMS}$, $S_{act} < S_{RMS_d}$).

Históricamente, la condición de las poblaciones se determinaba por la mejor estimación de la razón de la condición actual al punto de referencia. Este enfoque podría actualizarse para incluir los modelos alternativos usando el valor esperado o un promedio ponderado de las mejores estimaciones de cada modelo, ponderado por las probabilidades del modelo. Sin embargo, la incertidumbre estimada en el análisis de riesgos debería también presentarse explícitamente en las determinaciones de la condición.

En el caso del **aleta amarilla**, considerando las ponderaciones relativas de los distintos modelos y las distribuciones combinadas de las cantidades de manejo, indican una probabilidad de solamente 9% de que haya sido rebasada la mortalidad por pesca ($P(F_{act} > F_{RMS}) = 9\%$, **Tabla 1**) correspondiente al rendimiento máximo sostenible (F_{RMS})⁵. La probabilidad de que la biomasa de la población reproductora correspondiente al rendimiento máximo sostenible (S_{RMS}) haya sido traspasada es de 12% ($P(S_{act} < S_{RMS}) = 12\%$, **Tabla 1**). La probabilidad de que los puntos de referencia límite de F y S hayan sido traspasados es cero ($P(S_{act} < S_{LÍMITE}) = 0\%$; $P(F_{act} > F_{LÍMITE}) = 0\%$; **Figura A**).

⁵ En el presente informe, no se usan los términos 'sobrepescado' y 'sobrepesca', porque la Comisión no ha definido las probabilidades umbral asociadas con dichos términos.

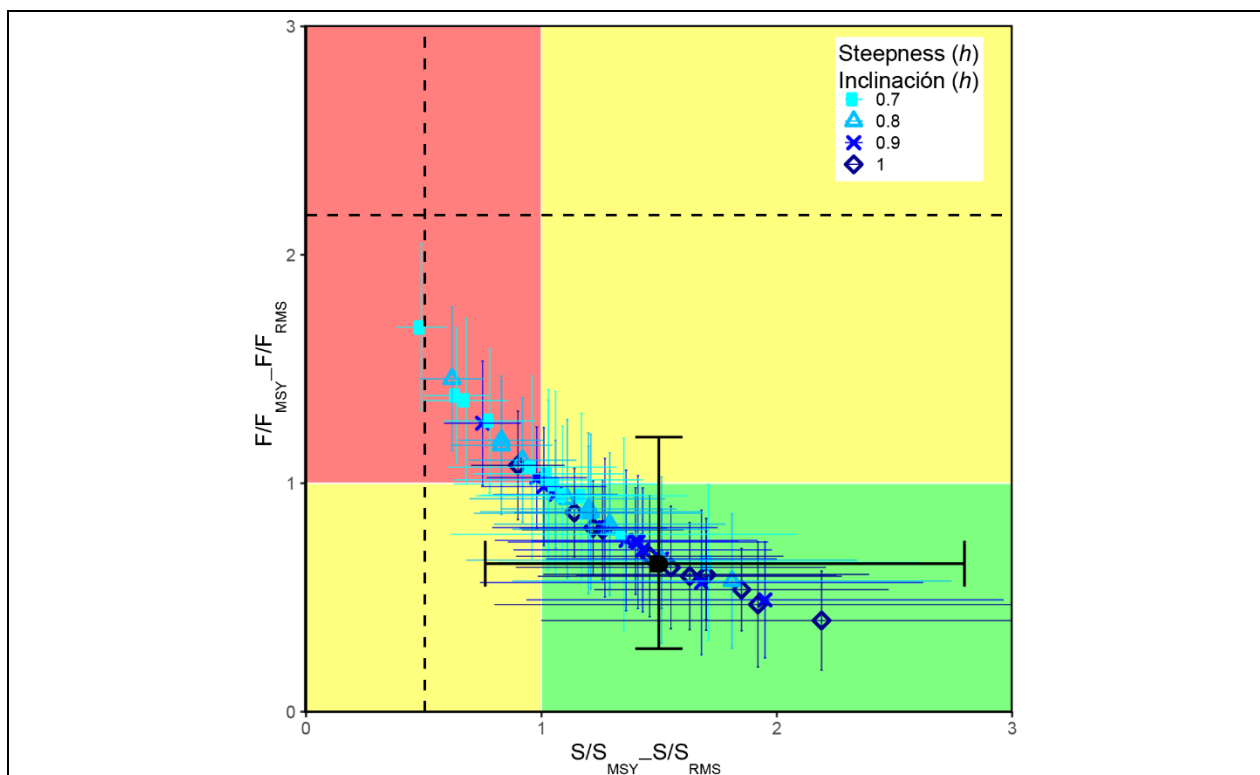


FIGURA A. Diagrama de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población reproductora (S) y de la mortalidad por pesca (F) del atún aleta amarilla relativas a sus puntos de referencia de RMS. Los paneles de colores están separados por los puntos de referencia objetivo (S_{RMS} y F_{RMS}). Los puntos de referencia límite (líneas de trazos), que corresponden a una reducción del 50% del reclutamiento de su nivel promedio sin explotación, basados en una inclinación (h) cautelosa de 0.75 para la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt, son meramente indicativos, ya que varían por modelo y se basan en todos los modelos combinados. El punto central para cada modelo indica la condición actual de la población, con base en la mortalidad por pesca media durante los tres últimos años. El círculo negro sólido representa todos los modelos combinados; para ser consistente con la naturaleza probabilista del análisis de riesgos y la RCE, se basa en $P(S_{act}/S_{LÍMITE} < x) = 0.5$ y $P(F_{act}/F_{RMS} > x) = 0.5$. Las líneas alrededor de cada estimación representan su intervalo de confianza aproximado de 95%.

3.1.2. Patudo

Después de la ponderación de los modelos, que eliminó varios modelos debido a falta de convergencia (ver más detalles en [SAC-11 INF F](#)), se mantuvieron 12 configuraciones de modelo, que corresponden solo a 44 modelos pues cuatro modelos no convergieron, con los que se evaluaron la condición actual y los efectos de las decisiones de ordenación.

En lo sucesivo, estas configuraciones del modelo, combinadas con modificaciones específicas, se denominan con las siglas que aparecen en la **Tabla B**. Los modelos B-F (*Corto plazo, Movimiento preadulto, Crecimiento estimado, Selectividad en forma de domo, y Mortalidad adulta*) fueron desarrollados para abordar el *R shift*, y los modelos D-F (*Crecimiento estimado, Selectividad en forma de domo, y Mortalidad adulta*) fueron desarrollados para abordar la falta de ajuste a los datos de composición de la pesquería con selectividad asintótica.

TABLA B. Configuraciones de modelo (hipótesis) usadas para el atún patudo en el OPO.	
Modelo	Descripción
BASE	No usado en el análisis de riesgos, pero forma la base de todos los otros modelos. Similar al modelo de caso base usado en evaluaciones previas excepto que usa el método de Francis para ponderar los datos de composición. Selectividad asintótica de una pesquería palangrera (F2). Crecimiento y mortalidad natural (<i>M</i>) fijos.
A. Medio ambiente	
Env	<i>R shift</i> es real, causado por un cambio en el medio ambiente. Selectividad asintótica de una pesquería palangrera (F2). Similar al modelo de caso base usado en evaluaciones previas excepto que (1) la ponderación de los datos de composición usa el método de Francis y (2) estima un parámetro que representa el cambio en el reclutamiento.
Env-Fix	Medio ambiente, fijo (crecimiento y <i>M</i> no estimados, selectividad asintótica)
Env-Gro	Medio ambiente, crecimiento estimado
Env-Sel	Medio ambiente, selectividad en forma de domo
Env-Mrt	Medio ambiente, <i>M</i> adulta estimada
B. Corto plazo	
Srt	Evaluada con datos de 2000-2019 solamente (1975-2019 en otros modelos). <i>R shift</i> se debe a un error desconocido en el modelo antes de 2000 imposible de identificar/resolver con datos disponibles; por tanto, no considerado por los otros modelos.
Srt-Fix	Corto plazo, fijo (crecimiento y <i>M</i> no estimados, selectividad asintótica)
Srt-Gro	Corto plazo, crecimiento estimado
Srt-Sel	Corto plazo, selectividad en forma de domo
Srt-Mrt	Corto plazo, <i>M</i> adulta estimada
C. Movimiento preadulto	
Mov	Aproxima movimientos de peces a y desde el Pacífico central, asignando una <i>M</i> que comienza entre las edades seleccionadas por la pesquería cerquera sobre objetos flotantes y la pesquería palangrera. <i>M</i> más alta/más baja indica peces saliendo del/entrando al OPO, respectivamente. Este cambio del cronograma de mortalidad podría capturar diferencias reales en <i>M</i> por edad impulsadas por una variedad de procesos.
D. Crecimiento estimado	
Gro	Estimar el crecimiento: (1) permite una biomasa mayor y reduce por lo tanto <i>R shift</i> (los datos de composición por talla de la pesquería con selectividad asintótica contienen pocos pescados alrededor de la talla asintótica, por lo que el modelo estima una <i>F</i> alta, y <i>S</i> baja correspondiente, para reducir el número de peces grandes y así ajustarse a esos datos); (2) produce una talla asintótica baja (reduce el número predicho de peces grandes, y se ajusta a los datos de composición por tallas sin incrementar <i>F</i> , permitiendo una <i>S</i> mayor). Todos los cuatro parámetros de la curva de crecimiento de Richards y los dos parámetros que representan la variación de la talla por edad son estimados. El modelo es ajustado a los datos de otolitos de edad condicionada en talla. Puede también tratar el malajuste a los datos de composición por talla.
E. Selectividad en forma de domo	
Sel	Una selectividad en forma de domo para la pesquería palangrera F2: (1) permite una biomasa mayor y reduce por lo tanto <i>R shift</i> (los datos de composición por talla de la pesquería con selectividad asintótica contienen pocos ejemplares alrededor de la talla asintótica, por lo que el modelo estima una <i>F</i> alta, y <i>S</i> baja correspondiente, para reducir el número de peces grandes y así ajustarse a esos datos); (2) reduce el número de pescados grandes capturados, permitiendo al modelo ajustarse a los datos de composición por talla observados, pero produce también una 'biomasa críptica' que aumenta la estimación de la biomasa. Se usa una curva de selectividad normal doble. Puede también tratar el malajuste a los datos de composición por talla.

TABLA B. Configuraciones de modelo (hipótesis) usadas para el atún patudo en el OPO.	
Modelo	Descripción
F. Mortalidad adulta	
Mrt	Estimar la mortalidad natural (M) adulta permite una mayor biomasa y reduce por lo tanto R shift. Un valor incrementado de M reduce la F necesaria para el ajuste a los datos de composición por talla y aumenta por lo tanto la biomasa para un nivel dado de captura. Puede también tratar el malajuste a los datos de composición por talla.

En la **Tabla 2** se presentan las cantidades de ordenación del patudo. A continuación, se describen las estimaciones de la mortalidad por pesca (F) y la biomasa reproductora (S) con respecto a los puntos de referencia objetivo y límite relacionados con el RMS. En la **Tabla B** se explican las configuraciones del modelo a las que se hace referencia en los encabezados de las columnas.

TABLA 2. Cantidades de ordenación para el atún patudo en el OPO. Ver descripción de códigos en Tabla B. $E(x)$ es el valor esperado. $P=0.5$: mediana de las distribuciones de $P(S_{act}/S_{RMS})$ y $P(F_{act}/F_{RMS})$. Ver explicaciones de códigos en la Tabla BET.														
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Sel	Env-Mrt	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Sel	Srt-Mrt	Mov	Gro	Sel	Mrt	Combinado	
$P(\text{Modelo})$	0.01	0.13	0.05	0.02	0.04	0.22	0.11	0.07	0.01	0.24	0.09	0.02	$E(x)$ $P=0.5$	
Mortalidad por pesca (F)														
F_{act}/F_{RMS}	1.82	0.82	0.99	1.25	1.84	1.42	1.36	1.57	0.81	0.59	0.73	0.89	1.07	1.00
$P(F_{act}>F_{RMS})$	1.00	0.18	0.44	0.84	1.00	0.97	0.92	0.99	0.15	0.01	0.07	0.25	0.50	
$F_{act}/F_{LÍMITE}$	0.96	0.47	0.58	0.69	0.97	0.78	0.77	0.84	0.47	0.34	0.43	0.50	0.60	
$P(F_{act}>F_{LÍMITE})$	0.33	0.00	0.00	0.01	0.38	0.07	0.06	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	
Biomasa reproductora (S)														
S_{act}/S_{RMS_d}	0.34	1.32	1.02	0.69	0.32	0.56	0.59	0.45	1.31	1.85	1.53	1.16	1.09	0.92
$P(S_{act}<S_{RMS})$	1.00	0.19	0.49	0.96	1.00	1.00	1.00	1.00	0.16	0.03	0.07	0.27	0.53	
$S_{act}/S_{LÍMITE}$	0.97	3.61	2.67	2.04	0.97	1.65	1.65	1.38	3.84	5.24	4.21	3.63	3.07	
$P(S_{act}<S_{LÍMITE})$	0.59	0.00	0.00	0.02	0.50	0.06	0.09	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	

a. Mortalidad por pesca (F)

F_{act}/F_{RMS}

Para la distribución combinada, F_{act} es 7% superior a F_{RMS} (**Tabla 2**). Esta distribución es bimodal (**Figura 7a**) debido a las diferencias sustanciales en las estimaciones entre los modelos de *Corto plazo*, que son más pesimistas (F_{act}/F_{RMS} mayormente por encima de 1; **Figura 7b**), y los modelos de “mediano plazo” (**Figura 7b**) que no suponen que el R shift es real (*Gro*, *Sel*, *Mrt*, *Mov*), que son más optimistas (F_{act}/F_{RMS} mayormente por debajo de 1). El modelo restante, *Medio ambiente*, que supone que el R shift es real, se encuentra entre estos dos grupos, pero con la mayoría de su densidad de probabilidad en el lado optimista (F_{act}/F_{RMS} mayormente por debajo de 1; **Figura 7b**); se le asignó una ponderación menor. Las hipótesis para explicar la falta de ajuste a los datos de composición de palangre (*Gro*, *Sel*, *Mrt*) también tienen un gran impacto sobre la distribución de probabilidades, siendo *Gro* y *Sel* más optimistas, y también se les asignaron las ponderaciones más altas (**Figura 1c**). El parámetro h también influye en las distribuciones de F_{act}/F_{RMS} , siendo la inclinación más elevada más optimista, como se esperaba. Una cantidad considerable de la distribución está por encima de 1, lo que indica que la probabilidad de $F_{act}>F_{RMS}$ no es insignificante.

La probabilidad de rebasar los puntos de referencia se calcula usando funciones de distribución acumulativa (FDA) (**Figura 11a**). La FDA para F_{act}/F_{RMS} generalmente refleja dos grupos de modelos (con probabilidad alta y baja, respectivamente, de estar por debajo de F_{RMS}) correspondientes a las modas en la distribución de probabilidades y su composición, como se señaló anteriormente (**Figura 7**). La combinación combinada tiene un 50% de probabilidad de rebasar F_{RMS} (**Tabla 2**).

$F_{act}/F_{LÍMITE}$

F_{act} está por debajo de $F_{LÍMITE}$ para todos los modelos de referencia ($F_{act}/F_{LÍMITE}<1$; **Table 2**). Para la distribución combinada, F_{act} está a un 60% de $F_{LÍMITE}$. La distribución combinada de $F_{act}/F_{LÍMITE}$ también es bimodal

y similar a la distribución de F_{act}/F_{RMS} , pero desplazada hacia la izquierda (Figura 8a). La composición de las distribuciones del modelo es similar a las distribuciones de F_{act}/F_{RMS} (Figura 7), como se esperaba. Hay poca probabilidad por encima de 1, lo que indica que la probabilidad de rebasar $F_{LÍMITE}$ es baja (5%; Tabla 2 y Figura 11b).

b. Biomasa reproductora (S)

S_{act}/S_{RMS_d}

Para todos los modelos combinados, S_{act} está 9% por encima de S_{RMS_d} (Tabla 2). La distribución de probabilidades para S_{act}/S_{RMS_d} es generalmente bimodal, pero también tiene algunos modos más pequeños (Figura 9). La composición de la distribución es similar a la de F , pero invertida en el eje x. Una cantidad considerable de la distribución combinada es <1 , lo que indica que la probabilidad de estar por debajo de S_{RMS_d} no es insignificante (53%; Figura 12a).

$S_{act}/S_{LÍMITE}$

S_{act} está muy por encima de $S_{LÍMITE}$ ($S_{act}/S_{LÍMITE}>1$; Tabla 2). La distribución de probabilidades para $S_{act}/S_{LÍMITE}$ es bimodal y similar a la distribución para S_{act}/S_{RMS_d} , pero sin las modas más pequeñas y desplazada a la derecha (Figura 10). La composición de la distribución es similar a la de S_{act}/S_{RMS_d} . Hay poco de la distribución general de probabilidad por debajo de 1, lo que indica que la probabilidad de rebasar $S_{LÍMITE}$ es baja (6%; Figura 12b).

c. Gráfica de Kobe

Para reflejar la incertidumbre sobre la dinámica poblacional del patudo en el OPO, se consideran 44 **modelos de referencia** (12 modelos x 4 valores de inclinación; 4 no convergieron), cada uno de los cuales refleja una hipótesis diferente, al evaluar la condición de la población. En la Figura B se presentan los resultados de cada modelo en una gráfica de Kobe. El número de modelos que producen resultados optimistas ($F<F_{RMS}$, $S_{act}>S_{RMS_d}$) y pesimistas ($F>F_{RMS}$, $S_{act}<S_{RMS_d}$) es más o menos el mismo.

Históricamente, la condición de las poblaciones se determinaba por las mejores estimaciones de la razón de la condición actual al punto de referencia. Este enfoque podría actualizarse para incluir los modelos alternativos usando el valor esperado o un promedio ponderado de las mejores estimaciones de cada modelo, ponderado por las probabilidades del modelo. Para patudo, los resultados generales del análisis de riesgos, que incluye 44 modelos, indican una probabilidad de 50% de que haya sido rebasado F_{RMS} y una probabilidad de 53% de que esté por debajo de S_{RMS} (Tabla 2). Las probabilidades de que los puntos de referencia límite de F y S hayan sido superados no son insignificantes ($P(F_{act}>F_{LÍMITE}) = 5\%$; $P(S_{act}<S_{LÍMITE}) = 6\%$).

Como se señaló anteriormente en la sección 3.1.2 a y b, la distribución de las cantidades de ordenación para el patudo es bimodal, no unimodal. Esto se debe a las diferencias sustanciales en estimaciones entre dos grupos de modelos y estados de la naturaleza, uno más pesimista y otro más optimista (Figuras 7 a 10). Por lo tanto, se deben considerar algunas implicaciones importantes para la ordenación (ver Sección 3.2). Para evaluar las implicaciones a la ordenación, dos grupos de modelos fueron considerados: pesimistas ($F_{act}/F_{RMS} \geq 1$) y optimistas ($F_{act}/F_{RMS} < 1$) (Tabla 2). El estado de condición asociado a cada uno de esos grupos se muestra en la gráfica de Kobe de manera adicional a la correspondiente a los resultados del análisis de riesgos (Figura B).

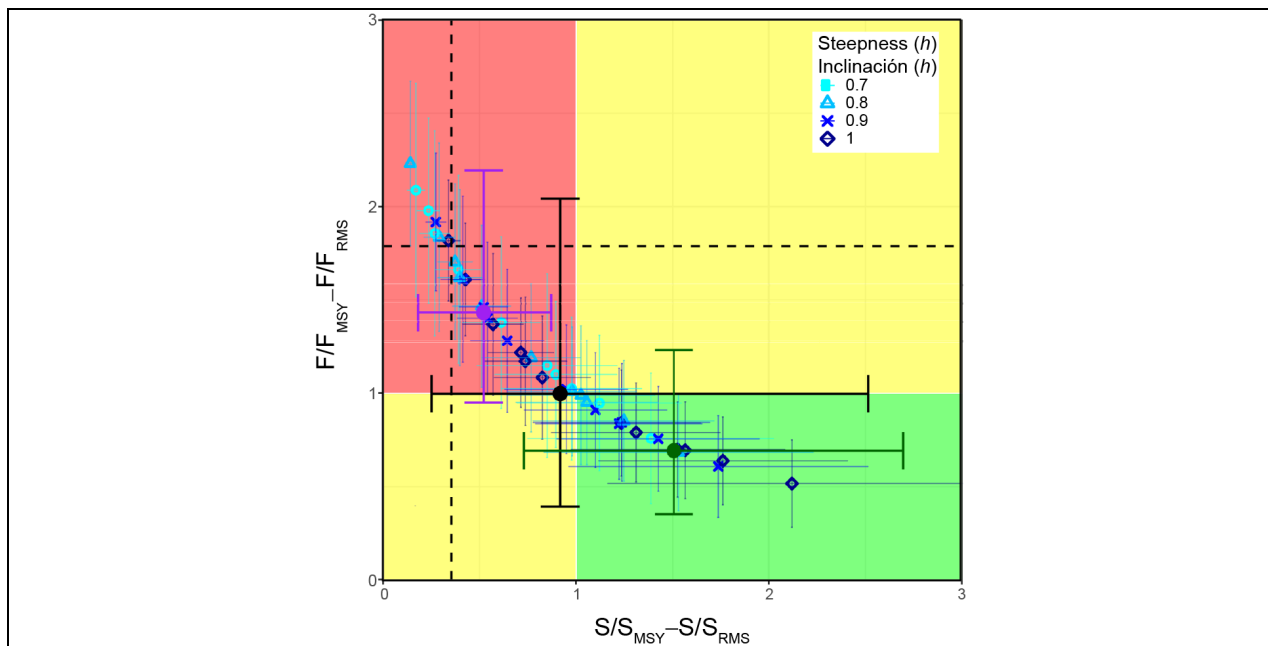


FIGURA B. Diagrama de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población reproductora (S) y de la mortalidad por pesca (F) del atún patudo relativas a sus puntos de referencia de RMS. Los paneles de colores están separados por los puntos de referencia objetivo ($SRMS$ y $FRMS$). El punto central para cada modelo indica la condición actual de la población, con base en la mortalidad por pesca media durante los tres últimos años. El círculo negro sólido representa todos los modelos combinados; para ser consistente con la naturaleza probabilista del análisis de riesgos y la RCE, se basa en $P(Sact/SLÍMITE < x) = 0.5$ y $P(Fact/FRMS > x) = 0.5$. Los círculos sólidos púrpura y verde representan, respectivamente, la condición de la población para los estados “pesimista” y “optimista” con relación al patrón bimodal del análisis de riesgo. Las líneas alrededor de cada estimación representan su intervalo de confianza aproximado de 95%.

3.2. Análisis de decisiones sobre medidas de ordenación alternativas

El análisis de decisiones evalúa las consecuencias, en términos de rebasar los puntos de referencia especificados en la [regla de control de extracción](#), de medidas de ordenación alternativas: específicamente, seis diferentes duraciones de la veda temporal de la pesquería cerquera (Sección 2.6). Se presentan los resultados del análisis de decisiones para las dos especies (**Tablas 3 y 4**), en el formato de tabla de decisión especificado en Punt y Hilborn (1997), únicamente para los puntos de referencia basados en F .

La tabla de decisión tiene cuatro elementos: en las dos filas del encabezado se presentan las 12 hipótesis alternativas (*estados de naturaleza*) sobre la dinámica poblacional y la ponderación relativa de cada una (expresada como una probabilidad, P); en la columna de “Días de veda”, seis acciones de ordenación alternativas (días de veda; ver Sección 2.6), incluyendo la veda actual; y en las columnas restantes, las consecuencias de cada acción si una hipótesis particular es verdadera, expresada como una medida de desempeño: la probabilidad (riesgo; P) de que F rebase los puntos de referencia objetivo ($P(F > F_{RMS})$) y límite ($P(F > F_{LÍMITE})$). La columna final tiene el promedio ponderado a través de todos los modelos.

3.2.1. Aleta amarilla

Para el aleta amarilla, el riesgo esperado combinado de que F rebase F_{RMS} es inferior a 50% para todas las duraciones de veda (**Tabla 3; Figura 13a**), variando entre 26% (sin veda) y 5% (100 días), con riesgo bajo (9%) para la veda actual (72 días). Un modelo (Base-A) produjo un resultado pesimista (un riesgo superior al 50% de rebasar F_{RMS} para todos los escenarios (Tabla 3), pero este modelo tiene una ponderación relativa muy baja (0.01).

En todos los modelos, no hay riesgo (0%) de que F rebase $F_{LÍMITE}$ para todas las vedas (**Tabla 3; Figura 13a**), independientemente de cuál modelo se escoja como verdadero.

TABLA 3. Tabla de decisión para el atún aleta amarilla en el OPO. Ver explicación de códigos en Tabla A.

Días de veda	A. Prop			B. DDQ			C. TBM			D. TBE			Comb	
	Base-A	EstGro-A	EstSel-A	Base-B	EstGro-B	EstSel-B	Base-C	EstGro-C	EstSel-C	Base-D	EstGro-D	EstSel-D		
$P(F > F_{RMS})$												Probabilidad	≤50%	>50%
0	0.99	0.74	0.23	0.88	0.17	0.09	0.74	0.29	0.02	0.43	0.30	0.32	0.26	
36	0.97	0.56	0.12	0.70	0.08	0.04	0.53	0.17	0.01	0.27	0.17	0.19	0.17	
70	0.88	0.37	0.05	0.46	0.03	0.01	0.32	0.07	0.00	0.13	0.08	0.09	0.09	
72	0.87	0.36	0.05	0.44	0.03	0.01	0.31	0.07	0.00	0.13	0.08	0.08	0.09	
88	0.77	0.28	0.03	0.33	0.01	0.01	0.22	0.04	0.00	0.08	0.05	0.05	0.06	
100	0.68	0.22	0.01	0.26	0.01	0.00	0.16	0.02	0.00	0.06	0.03	0.03	0.05	
$P(F > F_{LÍMITE})$												Probabilidad	≤10%	>10%
0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
100	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

3.2.2. Patudo

Para el patudo, el riesgo esperado combinado de que F rebase F_{RMS} oscila entre 62% y 43% (**Tabla 4; Figura 13b**). Alcanza el 50% a los 70 días de veda, dos días menos que la veda actual, la cual tiene un riesgo de 49%.

Los valores de riesgo esperados describen la distribución combinada de F_{act}/F_{RMS} en los modelos. Sin embargo, como se describe en la Sección 3.1.2.a, la distribución de F_{act}/F_{RMS} (junto con otras cantidades de interés) es bimodal para el patudo debido a las diferencias considerables en las estimaciones entre dos grupos de modelos y estados de naturaleza, uno más pesimista ($F_{act}/F_{RMS} \geq 1$) y otro más optimista ($F_{act}/F_{RMS} < 1$) (**Figuras 7 a 10**). Los valores combinados se encuentran entre estos dos estados, y es importante comprender el riesgo de depender solamente del valor combinado o de un grupo de modelos más que en otros cuando este último está más cerca al estado de naturaleza verdadero.

Depender solo de los resultados de los modelos pesimistas para formular asesoramiento de ordenación conlleva un alto riesgo de rebasar F_{RMS} dentro del rango de días de veda analizado (0-100 días) (**Figura 14**). Una veda más larga sería necesaria para reducir este riesgo a un nivel aceptable, pero no existe ninguna especificación sobre cuál es ese nivel aceptable en la resolución [C-16-02](#). En cambio, la regla de control de extracción solo es específica sobre el nivel de probabilidad para rebasar los puntos de referencia límite (10%). Si se supone que los modelos pesimistas están más cerca del estado de naturaleza verdadero, el riesgo de rebasar $F_{LÍMITE}$ con la veda actual de 72 días es de 10% (promedio ponderado de los modelos pesimistas combinados; **Figura 15b**). Por lo tanto, cualquier reducción de la veda de 72 días rebasará el límite bajo los modelos pesimistas combinados.

Si, por el contrario, la ordenación se impulsa por los resultados de los modelos optimistas, reducir la veda temporal actual tiene una probabilidad de menos del 50% y 10% de rebasar F_{RMS} y $F_{LÍMITE}$, respectivamente (**Figuras 14 y 15**). Evidentemente, si se usan los modelos optimistas, pero los modelos pesimistas están más cerca del estado de naturaleza verdadero, el riesgo de rebasar $F_{LÍMITE}$ será considerablemente mayor que 10% (**Figura 15**).

En resumen, los resultados del análisis de riesgos para el patudo esencialmente se encuentran entre dos posibles estados (optimista y pesimista, con respecto a los puntos de referencia) que no pueden discernirse con base en los datos, la valoración del modelo, u otros criterios disponibles actualmente. La bimodalidad resultante de las distribuciones combinadas de las cantidades de ordenación limita la utilidad del

análisis de riesgos para evaluar las declaraciones de probabilidad sobre la condición de la población con respecto a los puntos de referencia.

Se debería tener cautela al interpretar estas distribuciones de probabilidad para propósitos de ordenación, y se deberían evitar los promedios o el uso de declaraciones de probabilidad simples como $P(F_{act} > F_{RMS})$. En cambio, deberían considerarse las distribuciones de probabilidades completas. Las consecuencias de tomar acciones de ordenación (duración de la veda) no se deberían enfocar en el promedio ni en suponer únicamente que un estado de naturaleza es correcto (ya sea optimista o pesimista) sin considerar que los riesgos asociados a los estados de naturaleza supuestos puedan ser erróneos.

TABLA 4. Tabla de decisión para el atún patudo en el OPO. Ver explicación de códigos en Tabla B.

Días de veda	Env-Fix	Env-Gro	Env-Sel	Env-Mrt	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Sel	Srt-Mrt	Mov	Gro	Sel	Mrt	Comb	
$P(F > F_{RMS})$													Probabilidad ≤50% >50%	
0	1.00	0.48	0.78	0.98	1.00	1.00	0.99	1.00	0.47	0.09	0.31	0.65	0.62	
36	1.00	0.32	0.63	0.93	1.00	0.99	0.97	1.00	0.30	0.03	0.17	0.45	0.56	
70	1.00	0.19	0.44	0.84	1.00	0.97	0.92	0.99	0.15	0.01	0.07	0.25	0.50	
72	1.00	0.18	0.43	0.83	1.00	0.96	0.91	0.98	0.14	0.01	0.06	0.24	0.49	
88	1.00	0.13	0.35	0.75	1.00	0.93	0.87	0.97	0.09	0.00	0.04	0.17	0.46	
100	1.00	0.09	0.28	0.67	1.00	0.88	0.81	0.95	0.06	0.00	0.02	0.11	0.43	
$P(F > F_{RMS})$													Probabilidad ≤10% >10%	
0	0.97	0.00	0.04	0.17	0.89	0.39	0.37	0.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	
36	0.79	0.00	0.01	0.06	0.67	0.19	0.18	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	
70	0.33	0.00	0.00	0.01	0.38	0.07	0.06	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	
72	0.30	0.00	0.00	0.01	0.36	0.06	0.06	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	
88	0.11	0.00	0.00	0.00	0.25	0.03	0.03	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	
100	0.04	0.00	0.00	0.00	0.17	0.02	0.02	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	

4. CONCLUSIONES

Esta transición al análisis de riesgos contribuye de forma significativa a la ciencia de evaluación de poblaciones y a la formulación de asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales en la CIAT. En primer lugar, el proceso resultó en la identificación de un conjunto de modelos de referencia (hipótesis alternativas o 'estados de naturaleza') que describen la dinámica poblacional del aleta amarilla y el patudo, así como los principales ejes de incertidumbre en las evaluaciones de ambas especies. En segundo lugar, el enfoque proporciona una metodología para asignar ponderaciones relativas a la plausibilidad de estas hipótesis alternativas que toma en consideración una serie de factores (por ejemplo, opinión experta, ajuste del modelo, plausibilidad de resultados y estimaciones de parámetros, y diagnósticos). Por último, el producto final del análisis de riesgo son declaraciones de probabilidad de rebasar los puntos de referencia establecidos en la RCE.

El análisis de riesgos muestra inequívocamente que la población de aleta amarilla en el OPO está sana, pero los resultados son menos claros para el patudo. La naturaleza bimodal de las distribuciones de probabilidad del análisis de riesgos del patudo para las cantidades de ordenación de interés indica que la población está o muy por debajo o muy por encima de los niveles correspondientes al RMS (S_{RMS}). Queda claro que la ordenación óptima no puede ser determinada con análisis de riesgos, ni siquiera si el tamaño de la población de patudo debería ser incrementado o reducido. Sin embargo, la distribución de probabilidades combinada de los modelos pesimistas señala una probabilidad de solamente 10% de rebasar $F_{LÍMITE}$ con la duración actual de la veda (72 días), lo cual indica que es poco probable que este límite haya sido rebasado. Por lo tanto, una estrategia de captura de *statu quo* debería ser apropiada a corto plazo.

La bimodalidad de las distribuciones de probabilidad del patudo complica la evaluación de la condición de la población de patudo y la evaluación de las consecuencias potenciales de acciones de ordenación. Este tema debería ser abordado en el futuro para mejorar el asesoramiento de ordenación. Existen dos caminos hacia esta meta: 1) seguir mejorando los modelos de evaluación de poblaciones, lo que también

implica sus datos de entrada, y 2) desarrollar y evaluar estrategias de ordenación que hayan demostrado ser robustas a la principales incertidumbres, incluyendo la bimodalidad, usando EEO.

4.1. Mejora de las evaluaciones de poblaciones

El análisis de riesgos puede usarse para identificar áreas de investigación para mejorar la evaluación, examinando las hipótesis que causaron la bimodalidad y enfocándose en las hipótesis que recibieron ponderaciones altas. La bimodalidad del atún patudo es causada principalmente por las diferencias en el periodo de tiempo del modelo, y se deberían seguir investigando estas diferencias. Las hipótesis que estimaron crecimiento recibieron 58% de la ponderación, lo que indica que mejorar las estimaciones de crecimiento debería ser prioritario. También se debería considerar la mejora de las estimaciones de mortalidad natural y selectividad para la pesquería que supone selectividad asintótica.

El análisis de riesgos para el aleta amarilla se limitó a evaluaciones que suponen una sola población en el OPO porque evaluar todos los modelos posibles considerados inicialmente no sería práctico. Los modelos preliminares sugieren que estructura poblacional podría estar presente en el OPO, y estos modelos deberían investigarse más a fondo.

4.2. La EEO

Si bien se debería continuar trabajando para resolver los problemas relacionados con la especificación errónea del modelo, el personal reconoce que es posible que haya siempre cuestiones de conocimiento sin resolver, su impacto sobre la toma de acciones de ordenación apropiadas y los límites inherentes de modelar sistemas naturales complejos y cambiantes y sus pesquerías. El trabajo de análisis de riesgos es un primer paso hacia la incorporación explícita de la incertidumbre en las evaluaciones de poblaciones y la formulación de asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales en el OPO. El análisis de riesgos enfocó dos fuentes de incertidumbre: la incertidumbre relacionada con cuáles modelos usar para evaluar la población (*incertidumbre de modelo*) y la incertidumbre asociada a las propiedades de estimación de cada modelo (*incertidumbre de parámetro*). Existen otras fuentes de incertidumbre (implementación, etc.) y elementos de la estrategia actual, junto con alternativas (tipos y estimación de puntos de referencia, especificidad de la RCE actual, métricas de desempeño, etc.), que son importantes para evaluar la robustez del asesoramiento de ordenación y cuáles estrategias tienen más probabilidades de lograr los objetivos de ordenación deseados. Los modelos y su ponderación desarrollados en el análisis de riesgos podrían ser usados para informar el desarrollo de modelos operativos (de simulación) para EEO. El proceso de EEO podría ser usado para evaluar la implementación de acciones de ordenación basadas en modelos más sencillos o RCE empíricas que dependan de tendencias en los datos (en lugar de modelos complejos). Este proceso podría ser un enfoque alternativo o complementario al reciente (evaluación óptima) o actual (análisis de riesgos), mientras que mejora tanto los datos como las evaluaciones de poblaciones. Un plan de trabajo de [EEO](#) está ya en marcha en la CIAT, y debería ser continuado (ver [talleres](#) recientes).

Dada la sustancial incertidumbre en las evaluaciones de poblaciones en general, y en aquellas para los atunes tropicales en particular, las decisiones de ordenación no deberían estar basadas en estimaciones puntuales de un solo modelo de caso base o hasta en estimaciones puntuales derivadas del promedio de múltiples modelos. La ordenación debería tomar en consideración la incertidumbre en las estimaciones, en la estructura del modelo y en otros componentes del sistema (implementación imperfecta de estrategias, interacción entre asesoramiento científico y acción de ordenación, etc.). La EEO brinda un marco para desarrollar estrategias de ordenación que incorporan las diferentes formas de las inevitables incertidumbres implícitas en la ordenación pesquera, y que son robustas a las mismas, brindando así un enfoque formal para evaluar las acciones de ordenación diseñadas para lograr objetivos pesqueros.

REFERENCIAS

Aires-da-Silva, A., M. N. Maunder, and P. K. Tomlinson. 2010. An investigation of the trend in the estimated recruitment for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document BET-01-06. Inter. Amer. Trop. Tuna Comm. Document BET-01-02b. External review of IATTC bigeye tuna assessment. La

Jolla, California, USA. 3-7 May 2010.

- Carolina Minte-Vera, Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, and Haikun Xu. 2019. Evaluating inconsistencies in the yellowfin abundance indices. DOCUMENT SAC-10 INF-F. 10th meeting of SAC.
- FAO (1995b). Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introduction. FAO Fish. Tech. Pap. No. 350/1.
- IATTC. 2016. Harvest Control Rules for tropical tunas (yellowfin, bigeye, and skipjack). Resolution C-16-02. 4pp.
- Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, and Alexandre Aires-da-Silva. 2018. Investigation of the substantial change in the estimated F multiplier for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC-09-INF B. 9th SAC meeting.
- Nakatsuka, S. 2017. Management strategy evaluation in regional fisheries management organizations – How to promote robust fisheries management in international settings. Fisheries Research 187: 127–138.
- Punt, A.E., Hilborn, R. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. Reviews in Fish Biology and Fisheries 7, 35–63
- Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., Haddon, M. 2016. Management strategy evaluation: best practices. Fish and Fish. 17: 303-334.
- Valero, J. L., Maunder, M., Xu, H., Minte-Vera, C. V., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. 2019. Summary of modeling work on evaluating bigeye tuna recruitment shift hypotheses. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 10th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-10 INF-G.
- Valero, J. L. and Aires-da-Silva, A. 2020. 1st Workshop On Management Strategy Evaluation (MSE) for Tropical Tunas: Overview, objectives and performance metrics. La Jolla, California (USA), 9-10 Diciembre 2019

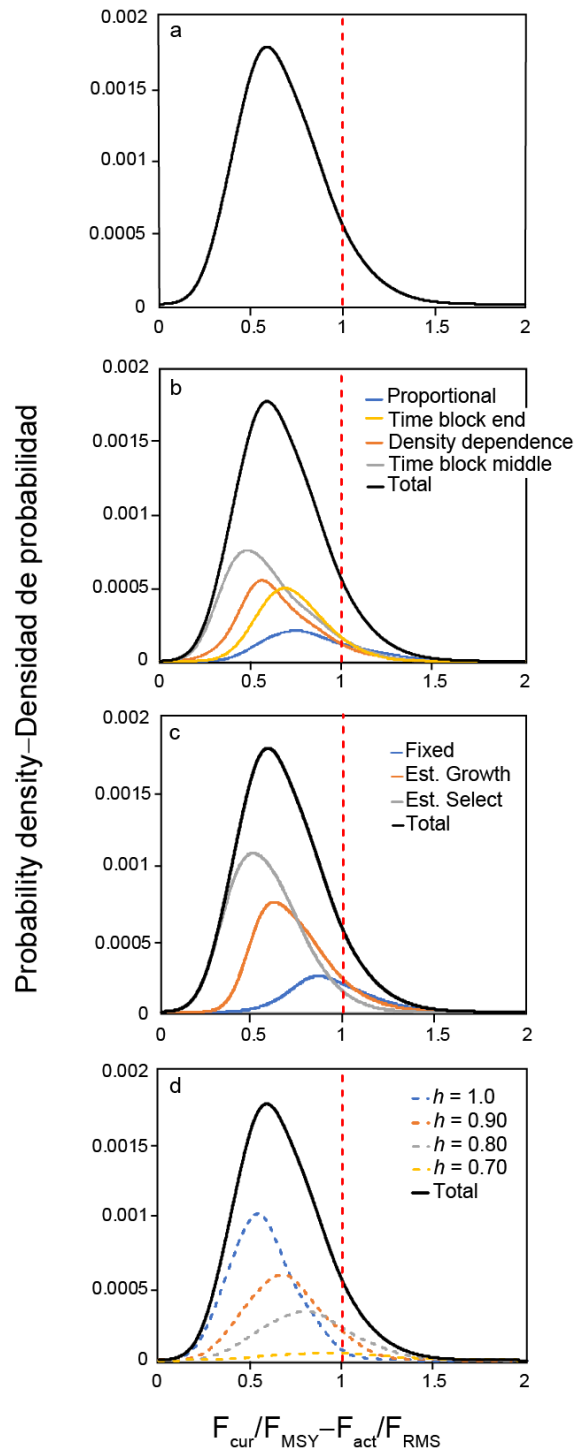


FIGURE 1. Yellowfin probability density functions for F_{cur}/F_{MSY} broken down into different components for models developed to address: a) combined; b) issues with the index of abundance; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 1. Funciones de densidad de probabilidad para F_{act}/F_{RMS} de aleta amarilla divididas en diferentes componente para modelos implementados para resolver: a) combinada; b) problemas con el índice de abundancia; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) distintos supuestos sobre la inclinación (h).

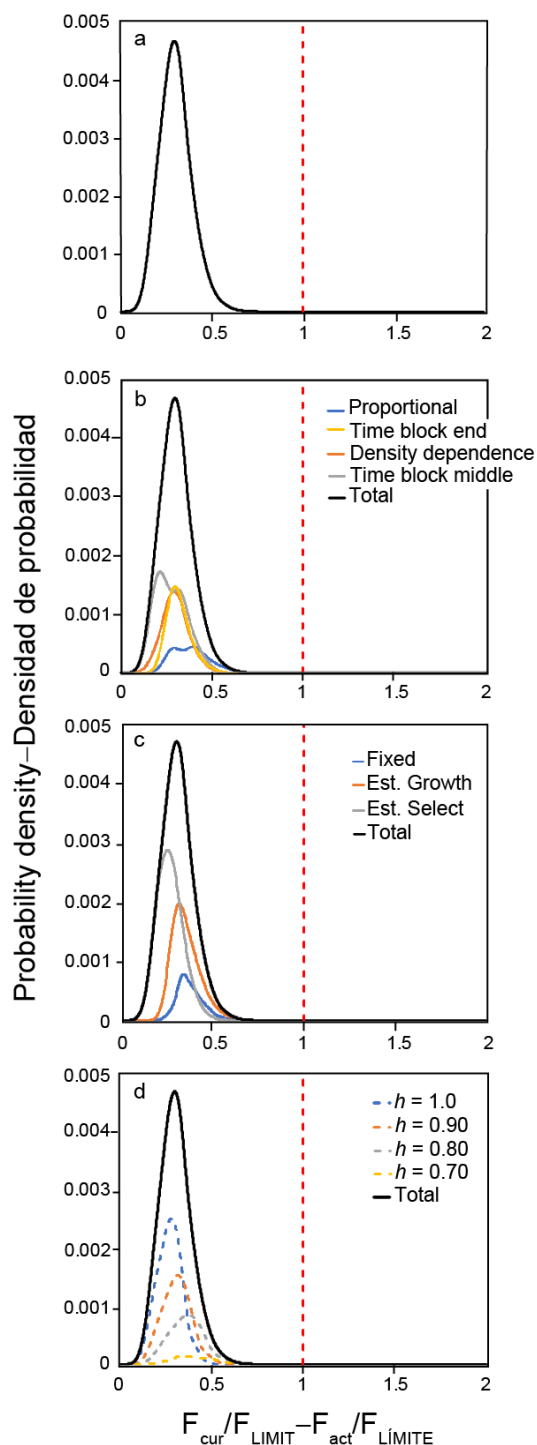


FIGURE 2. Yellowfin probability density functions for F_{cur}/F_{LIMIT} broken down into different components for models developed to address: a) combined; b) issues with the index of abundance; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 2. Funciones de densidad de probabilidad para F_{act}/F_{LIMITE} de aleta amarilla divididas en diferentes componentes para modelos implementados para resolver: a) combinada; b) problemas con el índice de abundancia; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) distintos supuestos sobre la inclinación (h).

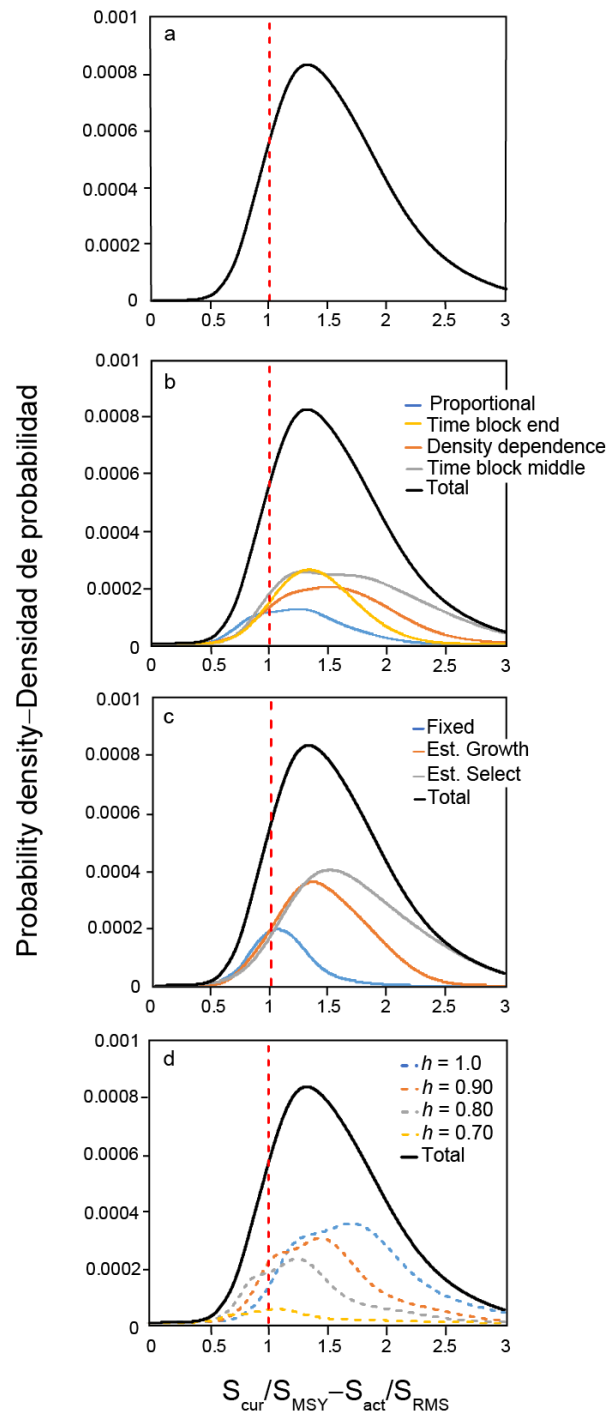


FIGURE 3. Yellowfin probability density functions for $S_{cur}/S_{MSY} - S_{act}/S_{RMS}$ broken down into different components for models developed to address: a) combined; b) issues with the index of abundance; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).
FIGURA 3. Funciones de densidad de probabilidad para S_{act}/S_{RMS} de aleta amarilla divididas en diferentes componentes para modelos implementados para resolver: a) combinada; b) problemas con el índice de abundancia; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) distintos supuestos sobre la inclinación (h).

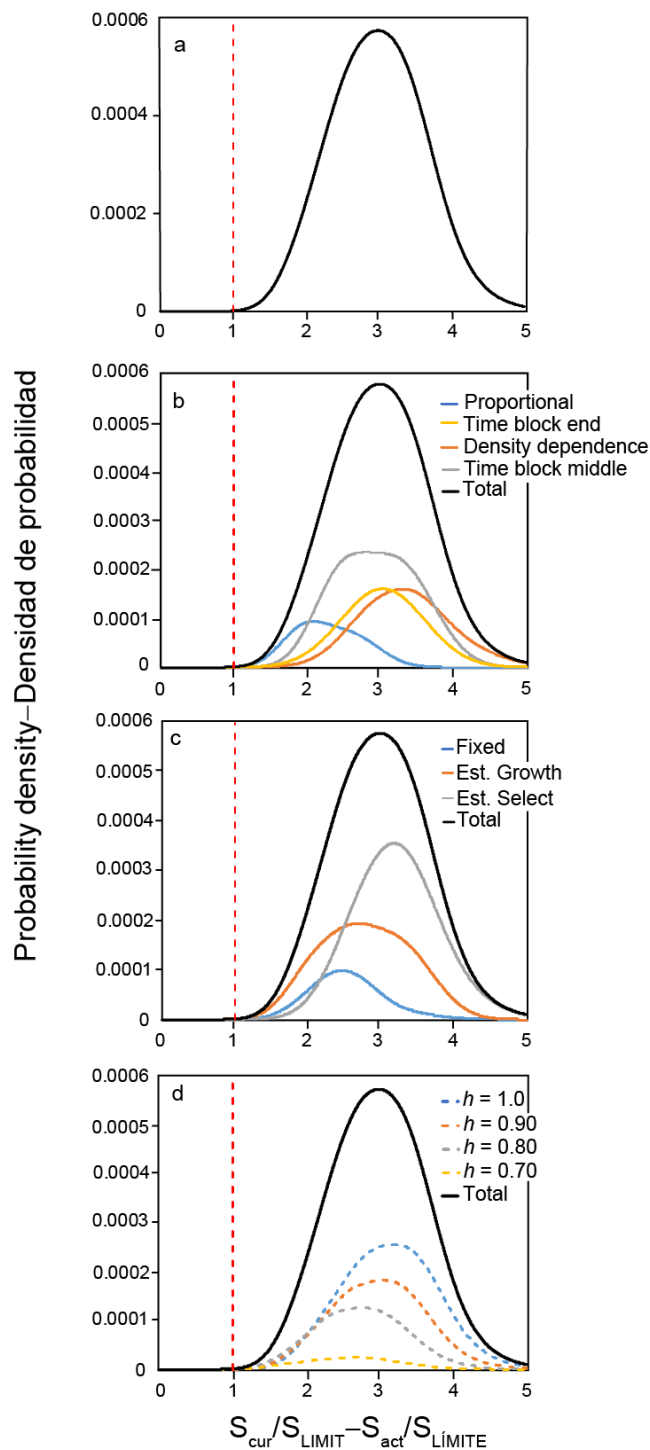


FIGURE 4. Yellowfin probability density functions for S_{cur}/S_{LIMIT} broken down into different components for models developed to address: a) combined; b) issues with the index of abundance; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).
FIGURA 4. Funciones de densidad de probabilidad para $S_{act}/S_{LÍMITE}$ de aleta amarilla divididas en diferentes componentes para modelos implementados para resolver: a) combinada; b) problemas con el índice de abundancia; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) distintos supuestos sobre la inclinación (h).

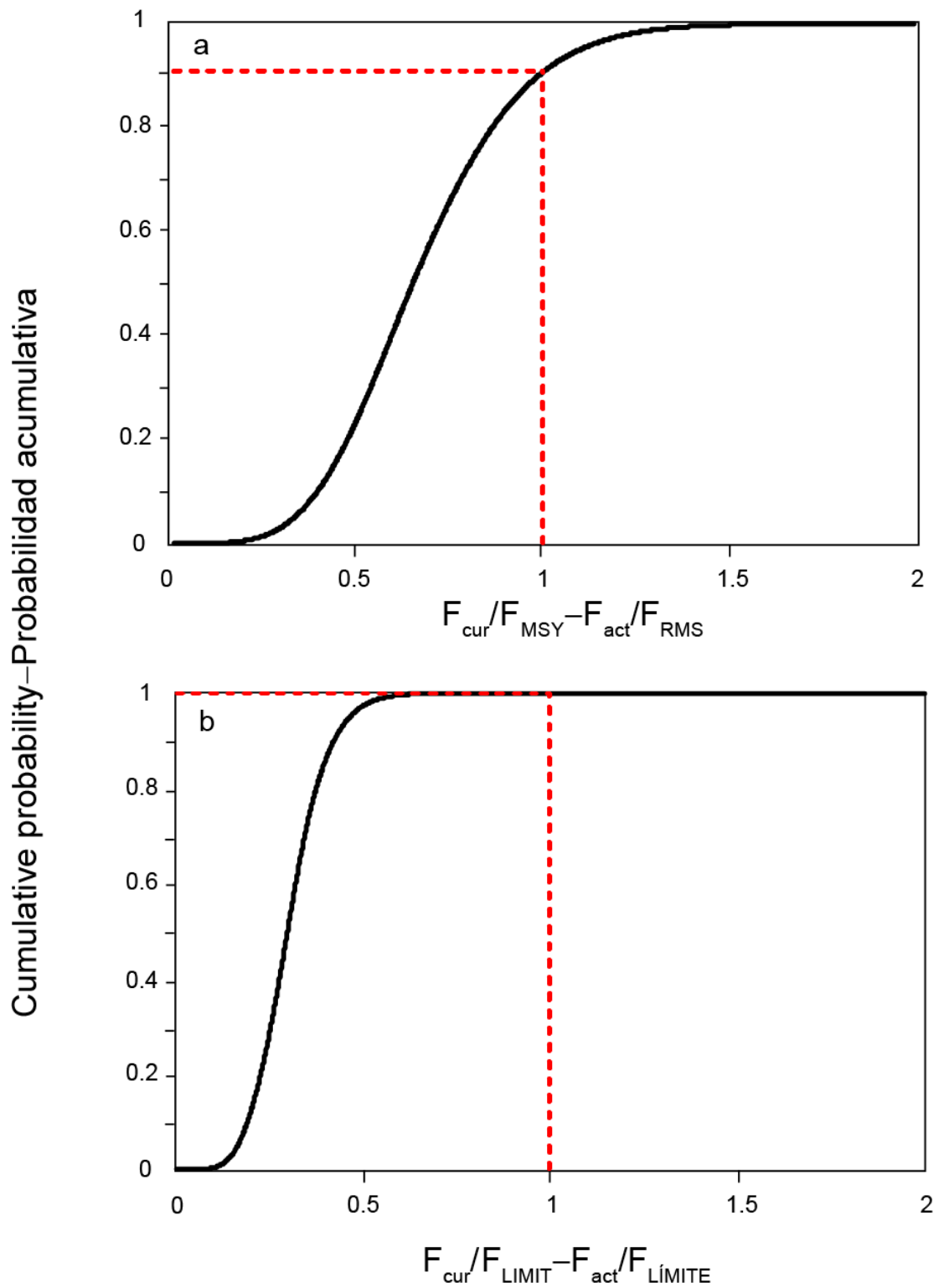


FIGURE 5. Yellowfin cumulative distribution functions (CDFs) for: a) F_{cur}/F_{MSY} ; b) F_{cur}/F_{LIMIT} .

FIGURA 5. Funciones de distribución acumulativa (FDA) de aleta amarilla para: a) F_{act}/F_{RMS} ; b) F_{act}/F_{LIMIT} .

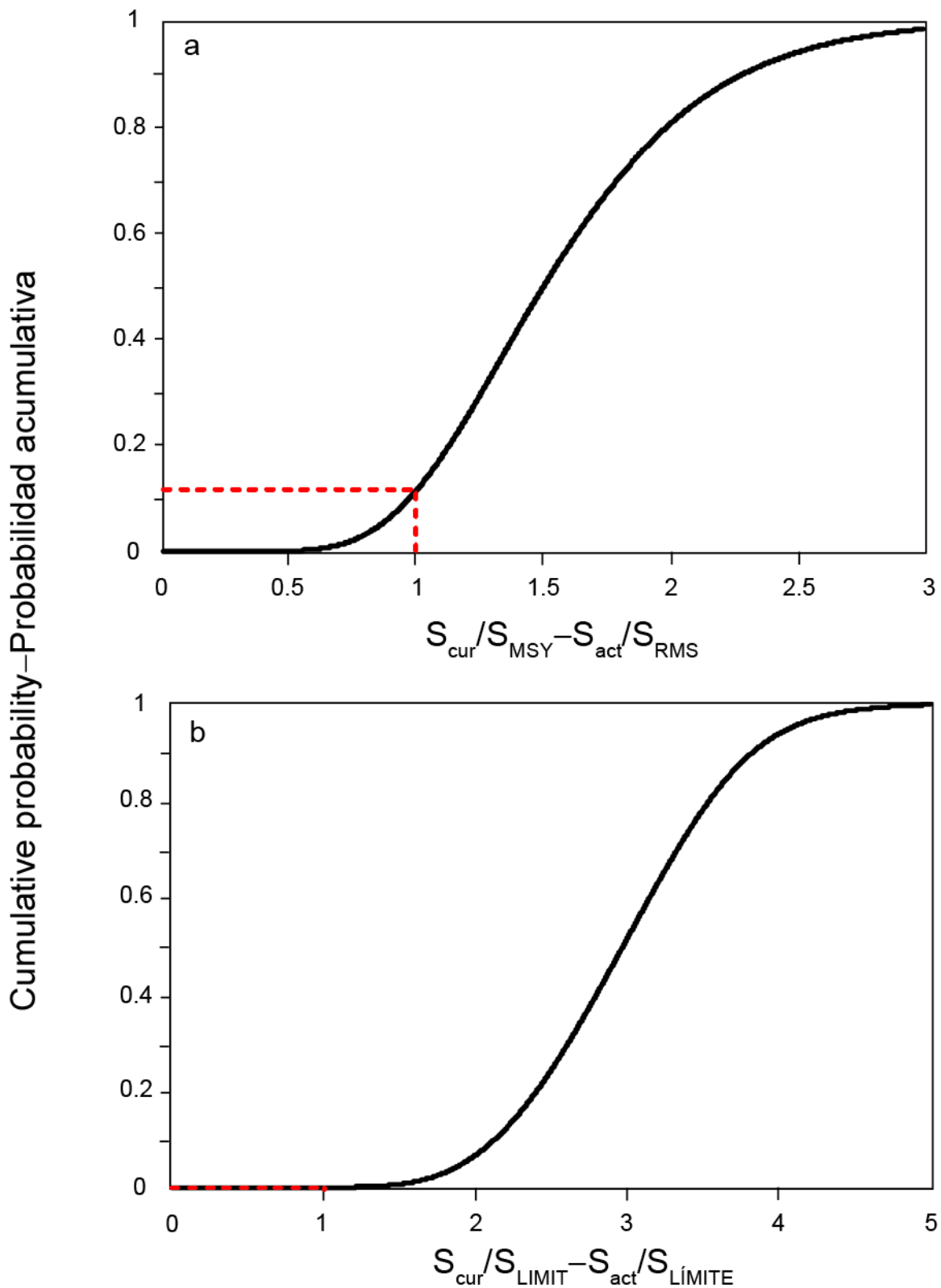


FIGURE 6. Yellowfin cumulative distribution functions (CDFs) for: a) S_{cur}/S_{MSY} ; b) S_{cur}/S_{LIMIT} .

FIGURA 6. Funciones de distribución acumulativa (FDA) de aleta amarilla para: a) S_{act}/S_{RMS} ; b) $S_{act}/S_{LÍMITE}$.

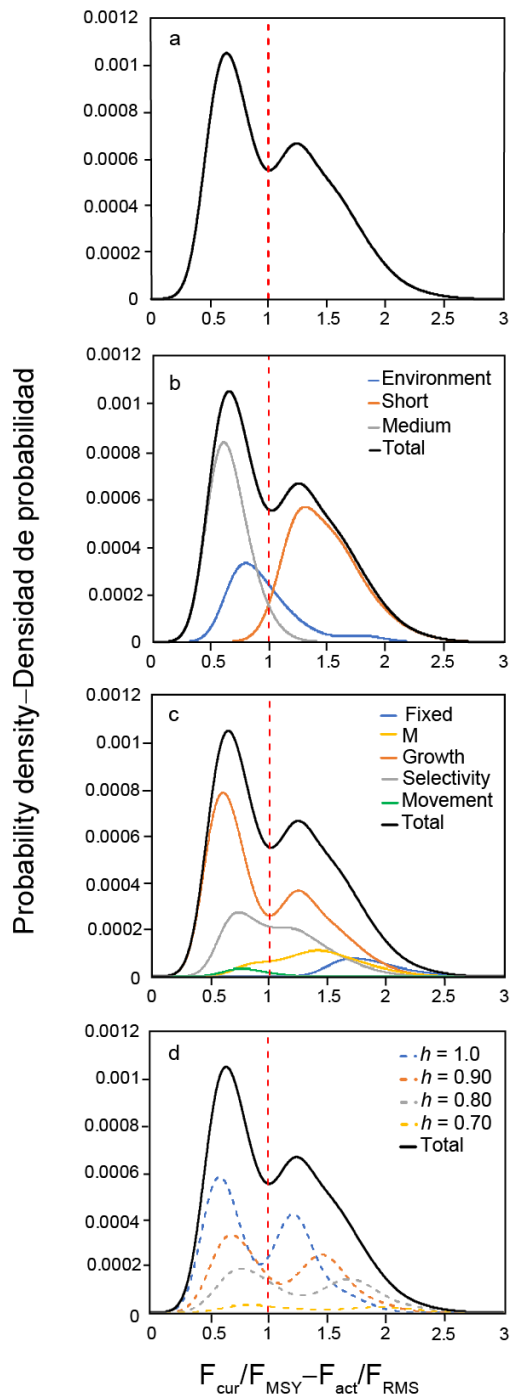


FIGURE 7. Bigeye probability density functions for F_{cur}/F_{MSY} for broken down into different components: a) combined; b) issues with the R_{shift} ; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 7. Funciones de densidad de probabilidad para F_{act}/F_{RMS} de patudo divididas en diferentes componentes: a) combinada, b) problemas con el R_{shift} ; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) diferentes supuestos sobre la inclinación (h).

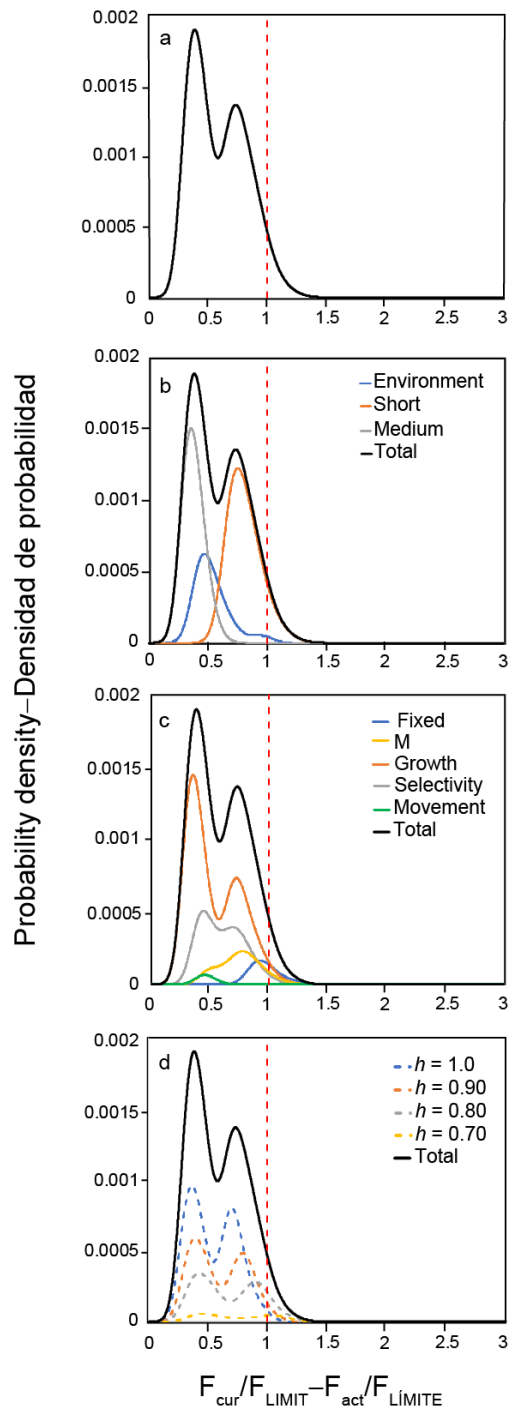


FIGURE 8. Bigeye probability density functions for F_{cur}/F_{limit} broken down into different components: a) combined; b) issues with the R_{shift} ; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 8. Funciones de densidad de probabilidad para F_{act}/F_{LIMITE} de patudo divididas en diferentes componentes: a) combinada, b) problemas con el R_{shift} ; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) diferentes supuestos sobre la inclinación (h).

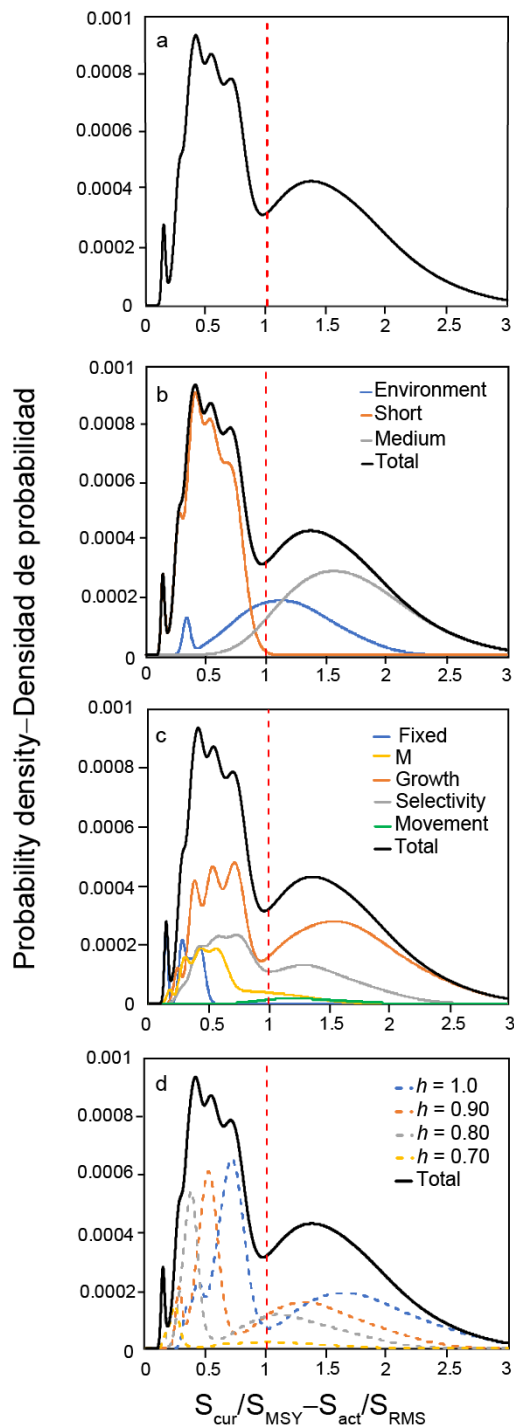


FIGURE 9. Bigeye probability density functions for S_{cur}/S_{MSY} broken down into different components: a) combined; b) issues with the R_{shift} ; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 9. Funciones de densidad de probabilidad para S_{act}/S_{RMS} de patudo divididas en diferentes componentes: a) combinada, b) problemas con el R_{shift} ; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) diferentes supuestos sobre la inclinación (h).

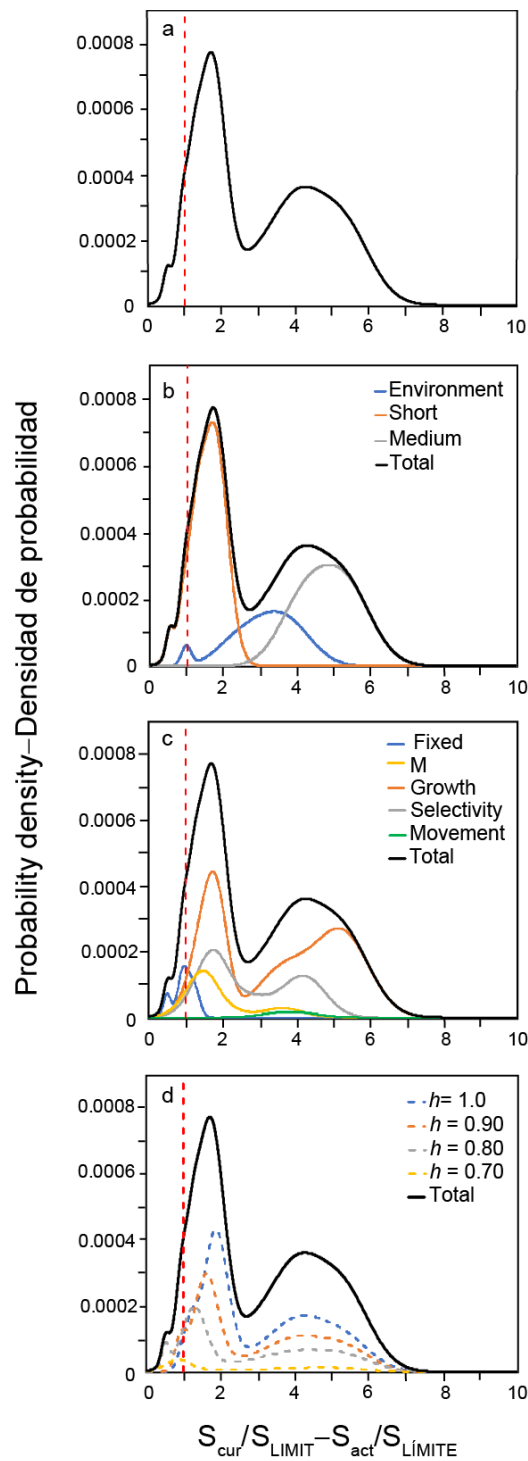


FIGURE 10. Bigeye probability density functions for $S_{cur}/S_{LIMIT} - S_{act}/S_{LÍMITE}$ broken down into different components: a) combined; b) issues with the R_{shift} ; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 10. Funciones de densidad de probabilidad para $S_{act}/S_{LÍMITE}$ de patudo divididas en diferentes componentes: a) combinada, b) problemas con el R_{shift} ; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) diferentes supuestos sobre la inclinación (h).

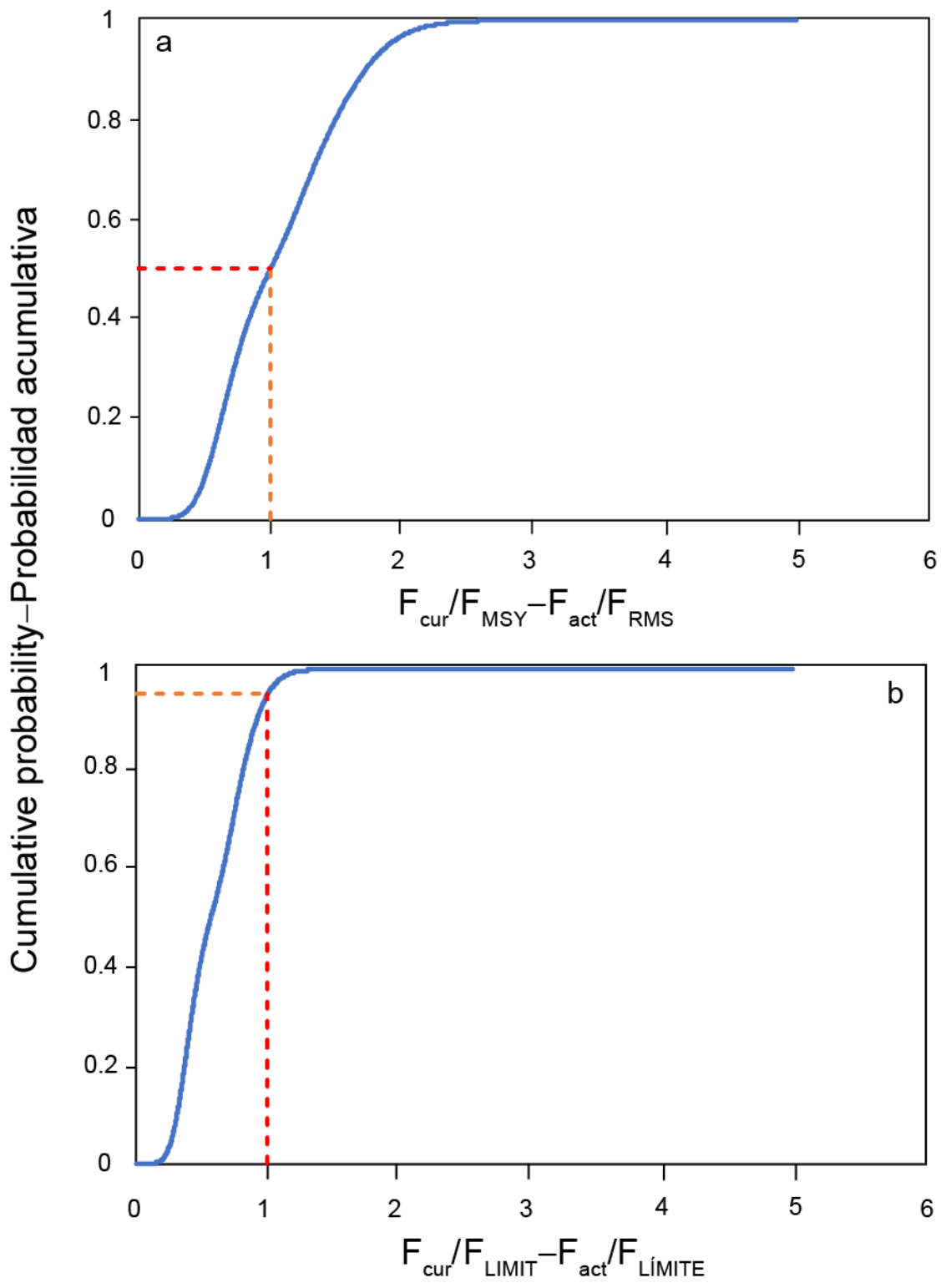


FIGURE 11. Bigeye cumulative distribution functions (CDFs) for: a) F_{cur}/F_{MSY} ; b) F_{cu}/F_{LIMIT} .
FIGURA 11. Funciones de distribución acumulativa (FDA) de patudo para: a) F_{act}/F_{RMS} ; b) $F_{act}/F_{LÍMITE}$.

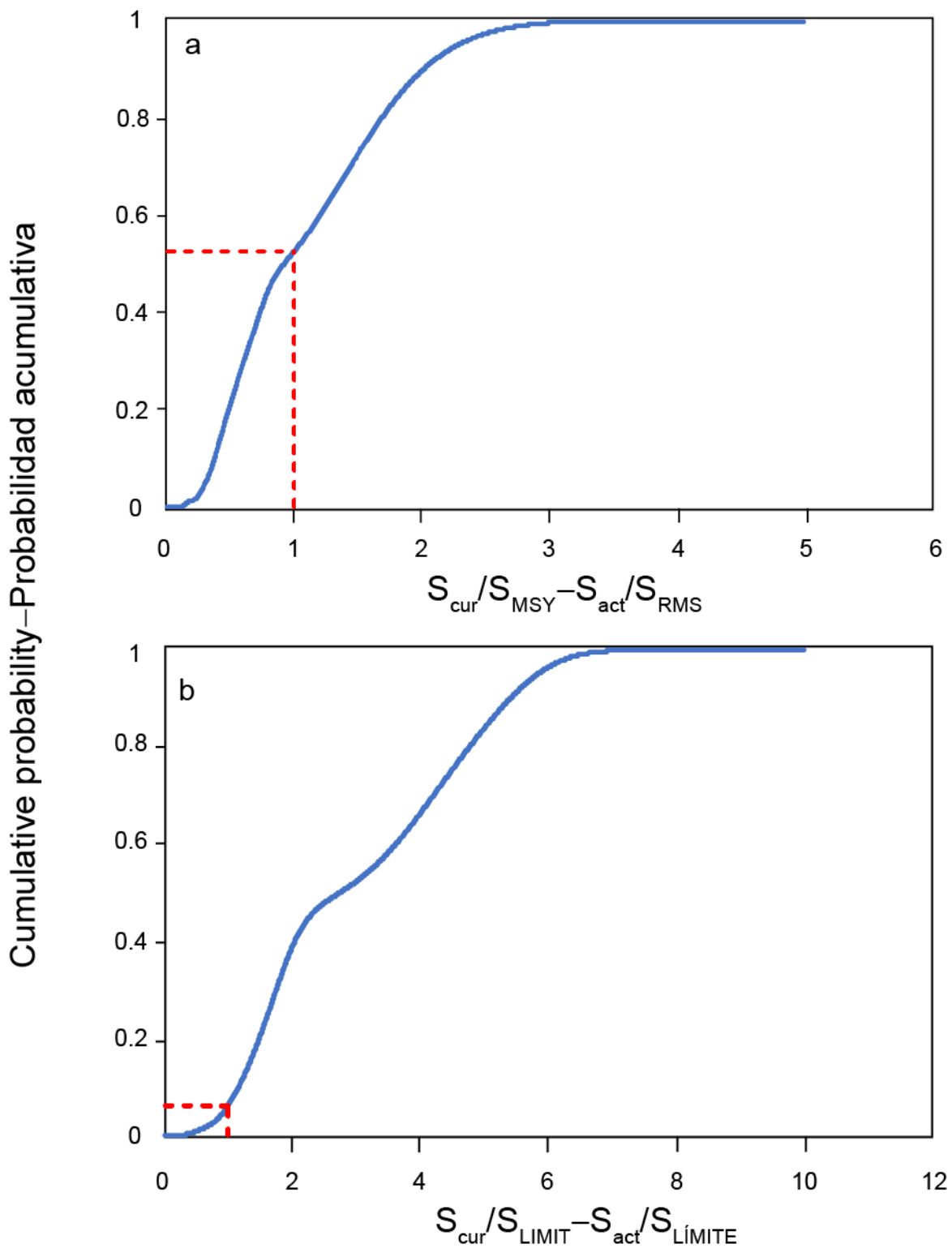


FIGURE 12. Bigeye cumulative distribution functions (CDFs) for: a) S_{cur}/S_{MSY} ; b) S_{cur}/S_{LIMIT}

FIGURA 12. Funciones de distribución acumulativa (FDA) de patudo para: a) S_{act}/S_{RMS} ; b) $S_{act}/S_{LÍMITE}$.

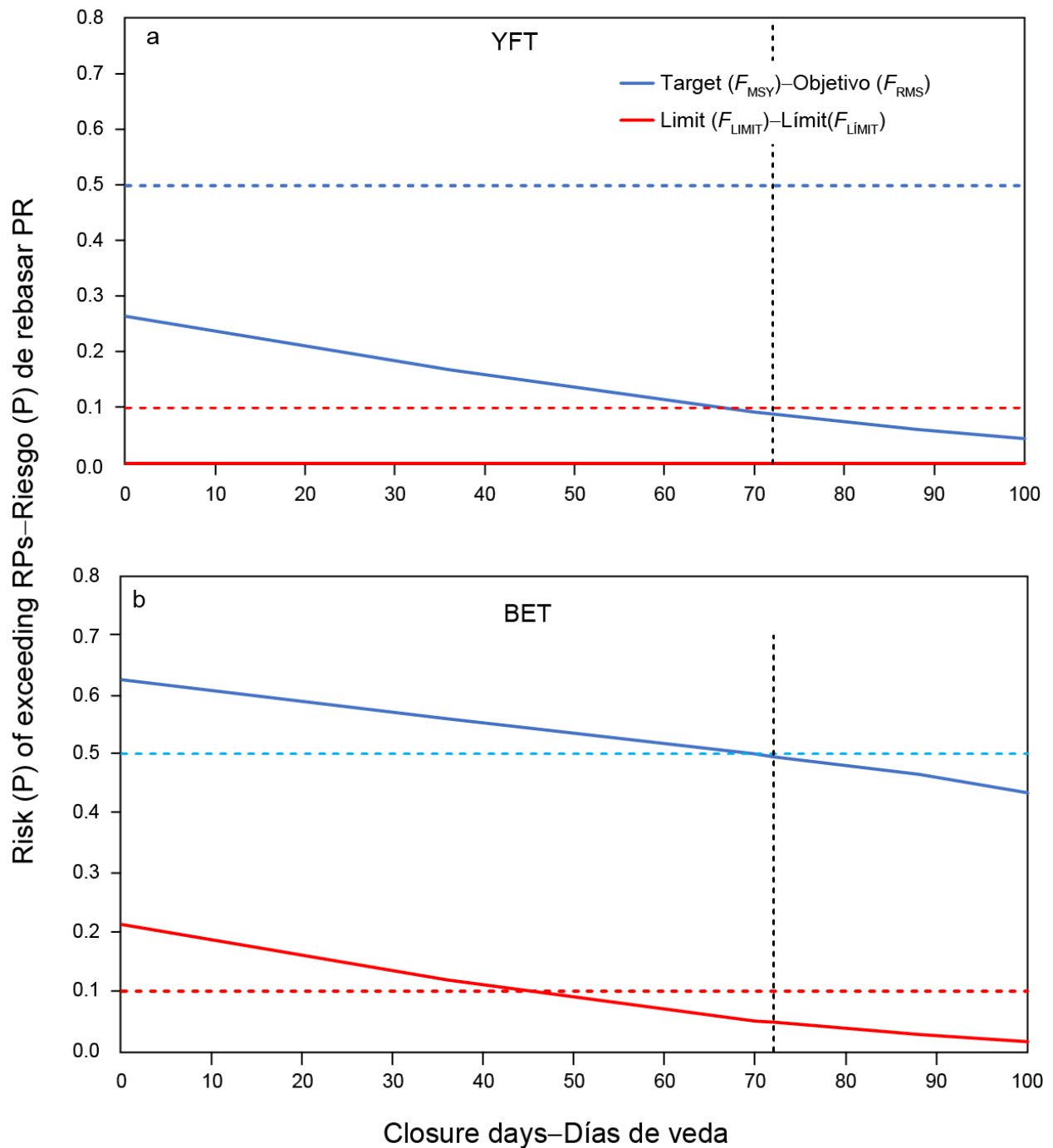


FIGURE 13. Risk curves showing the probability of exceeding the target and limit reference points (RPs) for different durations of the temporal closure. a) yellowfin and b) bigeye.

FIGURA 13. Curvas de riesgo que señalan la probabilidad de rebasar los puntos de referencia (PR) objetivo y límite con diferentes duraciones de la veda temporal. a) aleta amarilla; b) patudo.

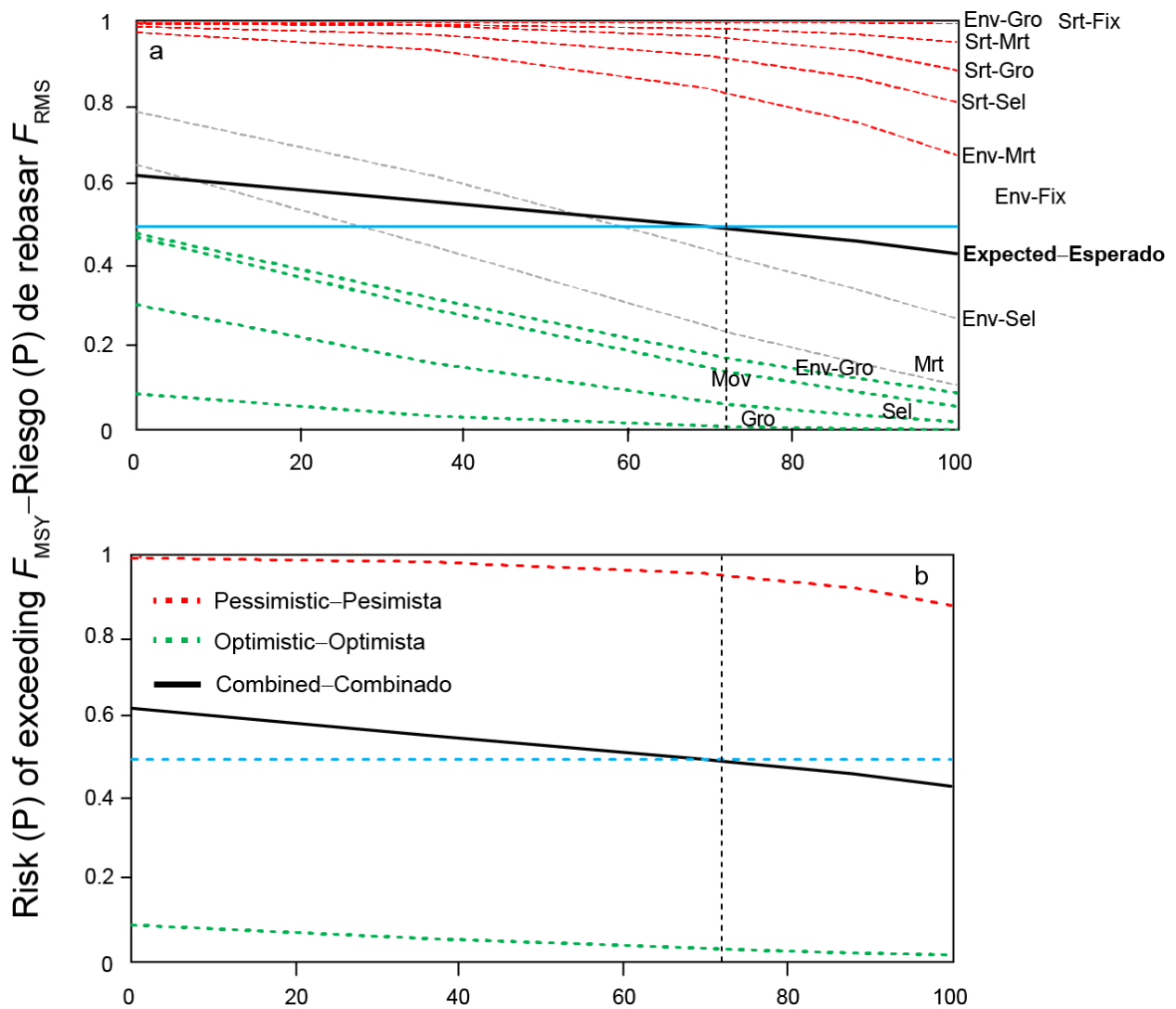


FIGURE 14. Risk curves showing the probability of exceeding the target RP for bigeye with different durations of the temporal closure. a) individual models and b) combined by pessimistic and optimistic models resulting from the bimodal combined distribution for all models.

FIGURA 14. Curvas de riesgo que señalan la probabilidad de rebasar el punto de referencia objetivo para el patudo con diferentes duraciones de la veda temporal. a) modelos individuales; b) combinados por modelos pesimistas y optimistas que resultan de la distribución combinada bimodal de todos los modelos.

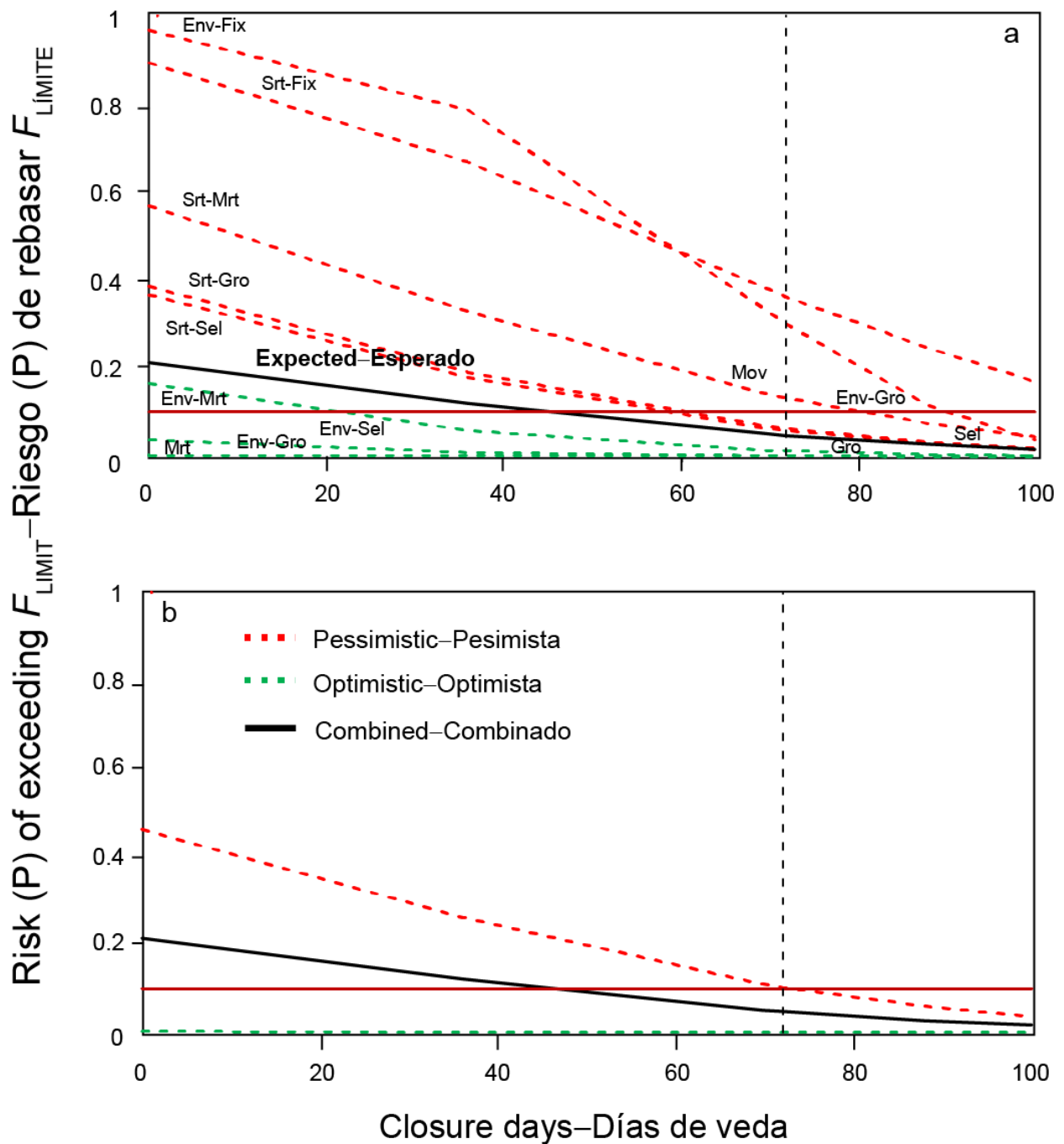


FIGURE 15. Risk curves showing the probability of exceeding the limit reference point (RP) for bigeye with different durations of the temporal closure. a) individual models and b) combined by pessimistic and optimistic models resulting from the bimodal combined distribution for all models.

FIGURA 15. Curvas de riesgo para el patudo que señalan la probabilidad de rebasar el punto de referencia límite con diferentes duraciones de la veda temporal. a) modelos individuales; b) combinados por modelos pesimistas y optimistas que resultan de la distribución combinada bimodal de todos los modelos.