Documentos CEDE

ISSN 1657-7191 Edición electrónica.

Valoración de los servicios ecosistémicos asociados a la pesca provistos por las Áreas Marinas Protegidas en Colombia

Rafael Cuervo Sánchez
Jorge Higinio Maldonado
Mario E. Rueda H.

03
ENERO DE 2014

Universidad de los Andes
Facultad de Economía

CEDE
Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico

Serie Documentos Cede, 2014-03

ISSN 1657-7191 Edición electrónica.

Enero de 2014

© 2012, Universidad de los Andes–Facultad de Economía–CEDE
Calle 19A No. 1 – 37 Este, Bloque W.
Bogotá, D. C., Colombia
Teléfonos: 3394949- 3394999, extensiones 2400, 2049, 3233
infocede@uniandes.edu.co
http://economia.uniandes.edu.co

Ediciones Uniandes
Carrera 1ª Este No. 19 – 27, edificio Aulas 6, A. A. 4976
Bogotá, D. C., Colombia
Teléfonos: 3394949- 3394999, extensión 2133, Fax: extensión 2158
infeduni@uniandes.edu.co

Edición y prensa digital:
Cadena S.A. • Bogotá
Calle 17 A Nº 68 - 92
Tel: 57(4) 405 02 00 Ext. 307
Bogotá, D. C., Colombia
www.cadena.com.co

Impreso en Colombia – *Printed in Colombia*

El contenido de la presente publicación se encuentra protegido por las normas internacionales y nacionales vigentes sobre propiedad intelectual, por tanto su utilización, reproducción, comunicación pública, transformación, distribución, alquiler, préstamo público e importación, total o parcial, en todo o en parte, en formato impreso, digital o en cualquier formato conocido o por conocer, se encuentran prohibidos, y sólo serán lícitos en la medida en que se cuente con la autorización previa y expresa por escrito del autor o titular. Las limitaciones y excepciones al Derecho de Autor, sólo serán aplicables en la medida en que se den dentro de los denominados Usos Honrados (Fair use), estén previa y expresamente establecidas, no causen un grave e injustificado perjuicio a los intereses legítimos del autor o titular, y no atenten contra la normal explotación de la obra.

Universidad de los Andes
Facultad de Economía

CEDE
Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico

Valoración de los servicios ecosistémicos asociados a la pesca provistos por las Áreas Marinas Protegidas en Colombia

Rafael Cuervo Sánchez[1], Jorge Higinio Maldonado[2], Mario E. Rueda H.[3]

Resumen

Las áreas marinas protegidas son reconocidas en la actualidad como una alternativa de conservación de los ecosistemas marinos. Aunque la figura de protección reduce el área disponible para la actividad pesquera, se ha documentado que la misma puede convertirse en una fuente de recursos para la actividad en las zonas aledañas, a través del efecto de rebosamiento. El objetivo de este estudio es valorar los cambios sobre la provisión de recursos pesqueros, resultado del aumento en las áreas marinas protegidas en las costas colombianas, a través de un modelo dinámico bioeconómico para las pesquerías del camarón blanco (*Litopenaeus occidentalis*), pelada (*Cynoscion phoxocephalus*), pargo rojo, (*Lutjanus purpureus*) y jurel (*Caranx hippos*), cuatro especies importantes en términos sociales y económicos, en las costas del Pacífico y del Caribe. El modelo incluye un área protegida –con disponibilidad de hábitats esenciales- y un área no protegida, así como la posibilidad de migración entre ellas. Se analizan los cambios en los niveles de biomasa, captura, esfuerzo y los beneficios económicos de la actividad pesquera a través del tiempo, ante diferentes escenarios de protección. Se concluye que a pesar de la reducción del área disponible para la pesca, las áreas protegidas generan –en el mediano plazo- un aumento en los niveles de biomasa y en los beneficios de la actividad pesquera a través del efecto de rebosamiento, lo que permite afirmar que las áreas marinas protegidas constituyen una alternativa de conservación válida, con el potencial de generar beneficios económicos.

Palabras clave: parques naturales marinos, pesquerías, modelación dinámica, modelos bio-económicos, biodiversidad, efecto de rebosamiento.

Códigos JEL: C61, Q22, Q51, Q57

[1] Magister en Economía de la Universidad de los Andes. rs.cuervo97@uniandes.edu.co.

[2] Profesor asociado de la Facultad de Economía, Universidad de los Andes. Director del Programa Latinoamericano y del Caribe de Economía Ambiental (LACEEP). jmaldona@uniandes.edu.co.

[3] PhD, MSc., Ing. Pesquero. Coordinador Programa Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos, INVEMAR. mrueda@invemar.org.co.

Valuation of Ecosystem Services Associated with Fisheries provided by Marine Protected Areas in Colombia

Rafael Cuervo Sánchez[4], Jorge Higinio Maldonado[5], Mario E. Rueda H.[6]

Abstract

Marine protected areas are recognized today as an alternative for the conservation of marine ecosystems. Although the figure of protection reduces the area available for fishing, it has been documented that it can become a source of resources for this activity in the surrounding areas, through the spillover effect. The objective of this study is to measure the value of changes in the provision of fishery resources, as a result of increased marine protected areas in the Colombian coast, through a dynamic bioeconomic model for the western white shrimp (*Litopenaeus occidentalis*), cachema weakfish (*Cynoscion phoxocephalus*), red snapper (*Lutjanus purpureus* and crevalle jack (*Caranx hippos*) fisheries, which are four important species in social and economic terms, in the Pacific and Caribbean coasts . The model includes a protected area with essential habitats for the species, an unprotected area, and the possibility of migration between them. This work analyzes changes in the levels of biomass, catch, effort and the economic benefits of the fishery over time, with different protection scenarios. We conclude that despite the reduction in the area available for fishing, protected areas generate an increase in biomass levels and benefits of fisheries through spillover effect in the medium term, allowing to conclude that marine protected areas are a valid alternative of conservation, with the potential to generate economic benefits.

Keywords: marine natural parks areas, fisheries, dynamic modeling, bioeconomic models, biodiversity, spillover effect

JEL Classification: C61, Q22, Q51, Q57

---

[4] MSc in Economics, Universidad de los Andes. rs.cuervo97@uniandes.edu.co.

[5] Associate Professor, Department of Economics, Universidad de los Andes. Program Director, Latin American and Caribbean Environmental Economics Program (LACEEP). jmaldona@uniandes.edu.co.

[6] PhD, M.Sc., Fishing Engineer. Coordinator of the Valuation and Exploitation of Marine Resources Program, INVEMAR. mrueda@invemar.org.co.

1. Introducción

Los ecosistemas marinos se caracterizan por su complejidad, por su gran biodiversidad y por proveer importantes bienes y servicios a las comunidades humanas, donde la pesquería tiene un rol significativo. (Botsford et al., 1997; Roberts et al., 2002). Alrededor de 200 millones de personas viven directamente de la pesca y ésta representa el 17% del consumo humano de proteína animal (FAO, 2012). Estos ecosistemas están perdiendo su habilidad para proveer bienes y servicios y las personas que dependen de ellos están viendo disminuidos sus ingresos, porque de ellos se pueden extraer cada vez menos recursos.

Bajo esta perspectiva, el establecimiento de áreas marinas protegidas ha sido una de las estrategias que han utilizado los gobiernos para proteger los ecosistemas naturales y los recursos que éstos brindan. Un área protegida se define como una zona geográfica en la cual se regula o prohíbe el acceso a los recursos que provee el ecosistema. Esta reglamentación puede ser de distintos grados, desde establecer cuotas máximas de captura en el caso de la pesca, prohibir el uso de artes nocivas de pesca, hasta prohibir el acceso a estas áreas a la población. Cuando éstas áreas son intangibles, son conocidas como reservas marinas, definidas como "áreas del océano completamente protegidas de actividades que extraen animales y plantas o alteran los hábitats, con excepción de aquellas requeridas para el monitoreo científico" (PISCO, 2008).

A inicios del 2014, Colombia contaba con 14 áreas marinas protegidas (AMP's) que pertenecen al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y representan menos del dos por ciento de la superficie marina del país. Si se añaden las principales áreas protegidas de carácter regional, este porcentaje puede aumentar al 3.9%. Dado este escenario, aún existen metas de conservación por cumplirse, tal como lo documentan INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008), que podrían contribuir a enfrentar el problema de la sobreexplotación pesquera. De hecho, las tasas de captura han caído a menos del 20% de los niveles históricos en el Pacífico (120,000 toneladas) y en el Caribe (25,000 toneladas) a finales de los años 90. (Rueda, Gómez, et al, 2010). En consecuencia, muchas de las pesquerías son insostenibles, pues los beneficios que se derivan de la actividad no superan los costos en los que incurren los pescadores (Cardona, 2009).

Esto se explica en gran medida por la naturaleza del recurso pesquero, el cual, dado que es un recurso de uso común, se caracteriza por ser de costosa exclusión (Ostrom E. , 1990)

pero alta rivalidad, y en consecuencia, cada agente que se pueda beneficiar de él, lo hará, sin considerar que el recurso puede agotarse debido a su sobre extracción. Esta situación se conoce como la tragedia de los comunes. Los agentes, en busca de maximizar sus propios beneficios, apropian la mayor cantidad de recurso posible, lo que agregado para el conjunto lleva a un equilibrio donde los beneficios individuales y totales, son más bajos que lo que podrían ser en otros escenarios o equilibrios (Hardin, 1968).

En términos de la valoración de la actividad pesquera, los ecosistemas marinos y costeros ofrecen al menos dos tipos de servicios: i) servicios de aprovisionamiento (uso directo): captura y extracción *in situ* de peces y otras especies para consumo de las comunidades locales o como fuente de generación de ingreso de las mismas; ii) servicios de soporte (uso indirecto): servir de hábitat y criaderos de especies comerciales capturadas *in situ* o aguas afuera por pescadores artesanales o industriales. El valor de los servicios de soporte se deriva de sostener y proteger actividades económicas (como las pesquerías) que tienen valores medibles directamente (Barbier, 1994). De esta manera, el valor de uso indirecto de los servicios de soporte se relaciona con el cambio en el valor de producción o consumo de la actividad que está protegiendo o "soportando". Sin embargo, dado que esta contribución no tiene mercado y se relaciona solo indirectamente con las actividades económicas, estos valores de uso indirecto son más difíciles de medir (Aylward & Barbier, 1992). Las aproximaciones a estos valores de uso indirecto se han apoyado principalmente en estimar las relaciones entre la existencia de los ecosistemas y la producción pesquera fuera o dentro del sitio (Barbier, 1994). La prestación de estos servicios de soporte se asocia, principalmente, a los ecosistemas de manglar, pastos marinos, estuarios y arrecifes de coral.

Para aproximar estos valores, se han propuesto a lo largo de los años, modelos predictivos basados en variables biológicas y económicas, que permitan entender las dinámicas de las actividades pesqueras, considerando los beneficios económicos que éstas generan, y las poblaciones biológicas de las que dependen. Estos modelos son conocidos como modelos bioeconómicos.

Se han realizado extensiones de estos modelos bioeconómicos que permiten incluir AMPs (Kar & Matsuda, 2008) pero su desarrollo ha sido principalmente teórico, y son pocos los trabajos aplicados a una pesquería en particular. Al crear un AMP, la protección permite que las poblaciones a su interior crezcan de forma libre al no encontrarse sujetas a presiones

extractivas. Este aumento en las poblaciones dentro del AMP tiene como límite superior la capacidad de carga del ecosistema (Wu et al., 2009), donde la población no podrá crecer más, ya que el ecosistema no puede sostener una población mayor. Dentro de estas áreas se tendrán densidades más altas de individuos (v.g. peces o crustáceos). Asumiendo que las poblaciones se distribuyen de forma uniforme y que el movimiento de los individuos es denso-dependiente (Russ et al., 2003), los individuos se desplazarán de áreas con mayor densidad a otras con menores densidades –donde no hay protección-. Este desplazamiento de individuos del AMP hacia las áreas no protegidas es conocido como efecto de rebosamiento (Kellner, 2008).

A partir de las extensiones de estos modelos para representar la dinámica de la pesca ante la inclusión de AMP's (Anderson y Seijo, 2010) y considerando los planes del Estado colombiano de ampliar dichas áreas, este estudio tiene como objetivo, determinar el cambio en los beneficios de algunas pesquerías representativas de Colombia, ante un aumento de la extensión de áreas marinas protegidas. Para ello, se plantea e implementa un modelo bioeconómico que permita representar diferentes escenarios de conservación, cada uno caracterizado por la extensión del área marina protegida. Se analizan como estudios de caso a cuatro pesquerías diferentes. Dos de ellas pertenecen al Pacífico colombiano: camarón blanco (*Litopenaeus Occidentalis)* y pelada (*Cynoscion phoxocephalus*). Las otras dos pesquerías pertenecen al Mar Caribe: pargo rojo (*Lutjanus purpureus*) y jurel (*Caranx hippos*).

En este sentido, el modelo se basa en una combinación de los métodos de función de producción con precios de mercado en modelos bioeconómicos dinámicos y en escenarios simulados de la relación entre la producción pesquera y la existencia de áreas en protección, siguiendo otros estudios similares (e.g. Barbier et al, 2002; Barbier y Strand, 1998; Ruitenbeek, 1994). Un concepto importante a considerar en el modelo a desarrollar es la capacidad que tienen las áreas protegidas de proveer biomasa que puede ser explotada económicamente de forma sostenible. Siguiendo los resultados hallados por Aburto-Oropeza et al. (2011), se propone un modelo de función de producción, donde la existencia de áreas protegidas actúa como un insumo de la productividad pesquera, ex situ principalmente.

A partir de la información existente de captura y esfuerzo de estas especies, se estiman los parámetros necesarios para implementar el modelo bioeconómico, realizando las extensiones particulares a cada estudio de caso. Adicionalmente, se considera la dinámica del esfuerzo, el cual puede ser constante en el tiempo, o variar de acuerdo a los beneficios, como

plantea Conrad (1999). Se analizan varios escenarios de conservación, definidos según el porcentaje de área marina protegida. El primer escenario considera el nivel de protección actual equivalente al 3,9% del área marina. Un segundo escenario representa el nivel de protección que se alcanzaría si se aumenta la extensión del área marina protegida, de acuerdo al plan propuesto por INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008), y definido por Maldonado (2013), que equivaldría a una protección del 4.4% de la superficie marina. Adicionalmente, se analiza un tercer escenario, que contempla la posibilidad de que no existan áreas marinas protegidas. Finalmente se hace una simulación del modelo para los casos en los que la protección se aumenta al 10% de la superficie marina y al 20% de la superficie marina.

El desarrollo del modelo quiere probar la siguiente hipótesis: la implementación de áreas marinas protegidas no representa necesariamente una disminución de los beneficios de los pescadores, al reducirse el área disponible para la pesca; la migración entre las áreas protegidas y el área en la que se pesca permitirá que éstas últimas sean más productivas, a pesar de ser menores en extensión, y el efecto de rebosamiento tendrá un impacto positivo en los beneficios de las pesquerías.

Una hipótesis adicional del modelo plantea que los beneficios de las pesquerías serán más bajos si éstas ejercen un mayor esfuerzo, en la medida en que sus beneficios son mayores. La pesquería como un todo puede caer en la tragedia de los comunes, agotando sus beneficios en el largo plazo.

Estas hipótesis se validan mediante un modelo bioeconómico, que simula las dinámicas del recurso y de los beneficios obtenidos en un horizonte de tiempo de 50 años, comparando los resultados obtenidos con diferentes escenarios de protección, y diferentes supuestos realizados acerca del comportamiento del esfuerzo. Para especies como el camarón blanco y la pelada, estas hipótesis se ven confirmadas con los resultados obtenidos. Sin embargo, los resultados para los casos del pargo y del jurel no permiten confirmar esta hipótesis. Esto muestra que la implementación de áreas marinas protegidas es una estrategia que puede generar beneficios económicos, pero esto depende de las características propias de cada recurso pesquero, incluido su estado actual.

El resto de este trabajo se presenta así: en la sección 2 se describe la metodología, el modelo bioeconómico utilizado y la explicación de cómo a partir del modelo teórico se pueden estimar los beneficios. La sección 3 muestra cómo los datos disponibles se utilizan para

ajustarse a esta metodología propuesta. La sección 4 presenta los principales resultados de la aplicación del modelo con los escenarios de protección propuestos. En la sección 5 se hace una discusión sobre los resultados y sus implicaciones en términos de las figuras de protección para el país.

2. Metodología

Inicialmente, se describe el modelo teórico que es utilizado para representar las diferentes especies, en función de los parámetros biológicos, tecnológicos, y económicos, los cuales son calculados partiendo de información de captura y esfuerzo histórico, y de información sobre la extensión de áreas marinas protegidas. Luego, se describen los principales elementos que son analizados en la etapa de simulación. Finalmente, se caracterizan las especies a modelar.

2.1 Modelo teórico

En un área marina existe un recurso pesquero cuya cantidad está expresada en términos de toneladas de biomasa. La población sigue una función de crecimiento, que depende de las características biológicas de la especie a modelar. El crecimiento de la población también depende de la capacidad de carga del ecosistema entendida, y esta es entendida como la población máxima de biomasa que podría soportar el ecosistema de manera estable. En este modelo, un área marina es entendida como un área en la que no es posible extraer el recurso pesquero.

Dentro de las modelaciones que describen el crecimiento poblacional de una especie, se destaca el planteamiento de Schaefer (1954), donde se define el crecimiento poblacional de una especie ($S_{t+1} - S_t$) en función de su tasa intrínseca de crecimiento (r), el tamaño poblacional (S) y la capacidad de carga del ecosistema (K), siguiendo la función logística que se muestra a continuación:

$$S_{t+1} - S_t = rS_t\left(1 - \frac{S_t}{K}\right) \qquad (1)$$

Por otra parte, (Gordon, 1954) representó la extracción del recurso pesquero (Y_t), como una función del esfuerzo de pesca (E), el tamaño poblacional (S_t) y el coeficiente de capturabilidad de la especie (q), utilizando la siguiente función tipo Cobb-Douglas:

$$Y_t = qS_tE_t \qquad (2)$$

La producción pesquera aumenta con aumentos en el tamaño poblacional y en el esfuerzo de pesca, así como con aumentos en el coeficiente de capturabilidad, el cual es un parámetro que representa el componente tecnológico de la función de producción. Teniendo entonces estos dos planteamientos por parte de Gordon y Schaefer, se puede construir una ecuación que resuma el crecimiento neto de una población que está sometida a un esfuerzo pesquero:

$$S_{t+1} - S_t = rS_t\left(1 - \frac{S_t}{K}\right) - Y_t \qquad (3)$$

El modelo bioeconómico de Gordon-Schaefer permite calcular los beneficios económicos de la actividad pesquera. Para ello, el modelo calcula los ingresos (I_t) en función del precio unitario del recurso (p) y la cantidad de pesca (Y_t), siguiendo la siguiente ecuación:

$$I_t = pY_t \qquad (4)$$

Adicionalmente, se calculan los costos (C) de la actividad pesquera en función del esfuerzo de pesca y el costo de cada unidad de esfuerzo de pesca (c) (e.g. embarcaciones, viajes, o faenas de pesca), siguiendo la siguiente ecuación:

$$C_t = cE_t \qquad (5)$$

De esta forma, los beneficios totales de la actividad pesquera (π) son la diferencia entre los ingresos y los costos, de acuerdo a la ecuación siguiente:

$$\pi_t = I_t - C_t \qquad (6)$$

Una de las extensiones más importantes que se ha propuesto para entender la dinámica del modelo bioeconómico de Gordon-Schaefer, es la planteada por Conrad (1999) que describe los cambios en el esfuerzo pesquero a lo largo del tiempo, como respuesta al comportamiento de los beneficios. En la mayoría de ocasiones, el esfuerzo pesquero no es constante, debido a un aumento en la cantidad de pescadores o aumentos en la demanda del producto. El esfuerzo de pesca puede disminuir debido a que la actividad no es rentable. En el modelo dinámico, el cambio en el esfuerzo $(E_{t+1} - E_t)$ depende de los beneficios económicos totales (π) que se deriven de esta actividad y de un parámetro de ajuste (η), mayor a cero, de la siguiente manera:

$$E_{t+1} - E_t = \eta(I_t - C_t) = \eta\pi_t \qquad (7)$$

Si se utiliza una forma funcional que considera los beneficios por unidad de esfuerzo, en lugar de los beneficios totales como el generador de las decisiones de ajuste en la flota pesquera (Anderson & Seijo, 2010), entonces la dinámica del esfuerzo será:

$$E_{t+1} - E_t = \eta \frac{\pi_t}{E_t} \qquad (8)$$

Esta última ecuación es utilizada en el presente modelo. Esto implica que el esfuerzo de pesca disminuirá si los beneficios económicos por unidad de esfuerzo de la actividad pesquera son negativos y aumentará si los beneficios económicos son positivos.

Para completar el modelo, el contexto actual de la pesca se ve afectado por el establecimiento de áreas marinas protegidas, las cuales son incluidas en esta modelación siguiendo a Kar & Matsuda (2008). Las poblaciones dentro del AMP crecen de forma más expedita que las poblaciones que se encuentran fuera del AMP. Una población protegida crece siguiendo la ecuación (1), mientras que una población que no está protegida crece de acuerdo a la ecuación (3). Esto ocurre, asumiendo que el AMP es un área intangible, donde no es permitido ningún tipo de extracción del recurso pesquero.

Siguiendo este modelo, las poblaciones dentro de las AMPs crecen más rápidamente, y por lo tanto, se tendrán densidades más altas de individuos (v.g. peces o crustáceos) dentro del AMP. Los individuos se desplazarán de áreas con mayor densidad de individuos a otras con menores densidades, lo que se define como efecto de rebosamiento.

Para incorporar este elemento, el modelo planteado en este trabajo representa un área marina dividida en dos sectores: I) Un sector bajo una figura de protección (AMP), de donde no se puede extraer el recurso pesquero, y II) un área marina no protegida, en la cual sí se permite la extracción. El modelo define AMP como un área donde no se permite la extracción del recurso pesquero. Esto significa que, en principio, proteger un porcentaje del área marina reduce el área disponible para la pesca, y por consiguiente, la cantidad del recurso disponible para su captura.

En esta línea de pensamiento, (Kar & Matsuda, 2008) representan el efecto de rebosamiento o migración (M_t) entre el AMP y en área no protegida, en función del tamaño poblacional dentro del AMP (S_{p_t}), el tamaño poblacional dentro del AMP (S_{n_t}), la capacidad

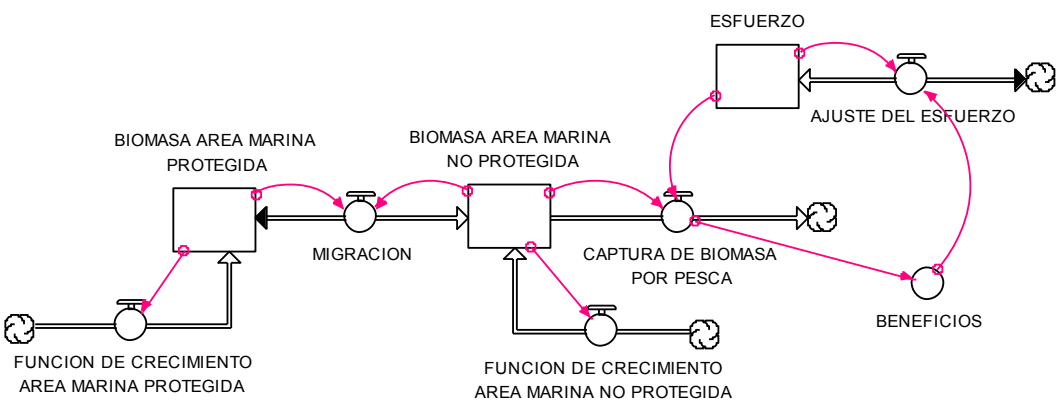
de carga dentro del área protegida (K_{P_t}), la capacidad de carga fuera del área marina protegida (K_{n_t}) y un coeficiente de migración (z), siguiendo la siguiente ecuación:

$$M_t = z\left(\frac{S_{p_t}}{K_{P_t}} - \frac{S_{n_t}}{K_{n_t}}\right) \qquad (9)$$

El modelo es representado de manera gráfica en la Figura 1, la cual muestra los principales elementos propuestos y además permite observar dos detalles importantes. Primero, las áreas marinas –protegida y no protegida- no se encuentran aisladas. Por el contrario, los organismos migran entre las dos áreas. Segundo, existe una relación cíclica entre capturas, beneficios, y esfuerzo. Mayores capturas representan mayores beneficios, lo que incentiva un aumento en el esfuerzo. Esto se verá reflejado en un nivel de capturas aún más alto en el siguiente período, que podrían generar mayores beneficios. Sin embargo, el nivel de capturas depende de la biomasa existente en el área de pesca, que puede verse reducida ante un esfuerzo excesivo de pesca.

En resumen, la población en cada una de las áreas crece siguiendo parámetros biológicos y ecológicos de acuerdo a la función de crecimiento representada en la ecuación (1). En el área disponible para la pesca, la población puede ser capturada por los pescadores, siguiendo la ecuación (2). De esta forma, el crecimiento neto de la biomasa en el área marina no protegida corresponde a la ecuación (3). Los ingresos y costos de la actividad pesquera determinan los beneficios, siguiendo las ecuaciones (4), (5), y (6). El monto de los beneficios determina la dinámica del esfuerzo, de acuerdo a la ecuación (8). Finalmente, el efecto de rebosamiento dado por la migración de organismos entre áreas marinas sigue la ecuación (9).

FIGURA 1. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DEL MODELO BIOECONÓMICO



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

2.2 Ajuste de datos

Para construir el modelo propuesto se requiere información sobre los parámetros definidos, principalmente de la función de crecimiento y de la función de producción. Para estimarlos, la única información disponible es la de captura y esfuerzo (base de datos del INPA y el INCODER: CCI, 2010). En esta sección se presenta el método para estimar estos parámetros. En una primera aproximación, no se incluye el efecto de rebosamiento de las áreas marinas protegidas; únicamente se estiman los parámetros r,q, y K_n de la ecuación (2) y (3), teniendo en cuenta que la capacidad de carga estimada corresponde al área disponible para la pesca.

Como no se conoce el nivel de biomasa para un año dado de información, digamos el año 1, pero sí se conoce la extracción y el esfuerzo, se parte de la función de producción:

$$Y_{año1} = qE_{año\ 1}S_{año\ 1} \qquad (10)$$

Despejando para el nivel de biomasa, se tiene que:

$$S_{año\ 1} = \frac{Y_{año1}}{qE_{año\ 1}} \qquad (11)$$

El nivel de biomasa inicial depende del valor estimado de q en el ajuste. Para el segundo periodo y los siguientes, el estado del recurso es estimado a partir de la ecuación de evolución del recurso –Ecuación 3-, que depende de los parámetros a calcular. Con unos valores iniciales de los parámetros se estima el nivel de extracción para una serie de tiempo, y se obtiene la producción estimada (Y_{est}), que será comparada con la producción real observada (Y_{real}). Para estimar el valor de los parámetros, se busca minimizar la expresión:

$$\sum_{t=1}^{n}\left(Y_{real_t} - Y_{est_t}\right)^2 \qquad (12)$$

modificando los valores de $r, q,$ y K_n que definen el valor de la captura estimada Y_{est_t}. Es decir, a partir de la información histórica de cada período, Y_{real_t}, se quiere hallar los valores de los parámetros que minimicen la diferencia (al cuadrado) entre las capturas reales y las estimadas por el modelo. Este procedimiento se realiza mediante técnicas de ajuste no lineal. Posteriormente, se realiza una prueba estadística para comparar las capturas reales y estimadas equivalentes, a partir de la siguiente regresión.

$$Y_{est} = \beta_0 + \beta_1 Y_{real} \qquad (13)$$

Se prueba que los datos de captura estimados y reales son estadísticamente iguales, demostrando que no es posible rechazar la hipótesis que $\beta_1 = 1$ y $\beta_0 = 0$. Una vez se tienen los valores de Y_{est_t}, q y E_t, para cada uno de los años de los que se tiene información histórica, es posible estimar el nivel ajustado de biomasa para cada uno de los períodos de los cuales se tiene información, siguiendo la ecuación (14).

$$S_t = \frac{Y_{est_t}}{qE_t} \tag{14}$$

El nivel de biomasa estimado para el último año de información se usa en la etapa de simulación como el nivel inicial asignado al área disponible para la pesca. Se hace el supuesto que tanto este nivel inicial de recurso como la capacidad de carga son iguales en el área protegida y en el área disponible para la pesca antes de empezar la simulación. Utilizando el porcentaje de área total que se encuentra protegida, denotado como m, es posible calcular los valores iniciales de $K_p, K_n, S_p, y\ S_n$.

Los escenarios a simular se determinan a partir de la variable que mide el porcentaje de área marina protegida (*m*). Para ello se observan cuáles con los nichos potenciales de cada especie, y se calcula la extensión del área con esos nichos que se encuentra actualmente protegida. Este escenario se define como el escenario de ***Protección Actual***. Adicionalmente, se calcula un nuevo valor de *m*, incluyendo las nuevas áreas marinas que se quieren proteger, de acuerdo al plan de aumentar la extensión de estas áreas y la información sobre las áreas de los ecosistemas potenciales a ser incluidos (que puede ser 4.4%, 10% o 20%). El escenario de ***Protección Propuesta*** contempla una protección del 4.4% del área. Finalmente, se crea un escenario que asume que se eliminan las áreas marinas protegidas, y la totalidad del área se encuentra disponible para la pesca. En este escenario, *m* toma un valor de 0, y se denomina como el escenario ***Sin Protección***. En cada uno de estos escenarios, la capacidad de carga total y el nivel de biomasa inicial total toman el mismo valor, pero se verán distribuidos de forma diferente entre las dos áreas –protegida y no protegida– para cada escenario, de acuerdo al porcentaje de área marina protegida.

El parámetro de ajuste del esfuerzo se estima utilizando como base la ecuación (8), para así estimar los beneficios de cada período y hallar la relación que guardan los beneficios con el cambio en el esfuerzo.

Finalmente, el parámetro z, llamado también coeficiente de migración, es un valor que en la literatura ha sido definido de forma exógena (Armstrong, 2007). En este trabajo se realiza un procedimiento algebraico para hallar este valor, y se define z como el valor necesario para que las densidades de ambas áreas marinas sean iguales en el siguiente período.

2.3 Simulación

Una vez se tienen definidos y calculados todos los parámetros del modelo, se procede a la etapa de simulación. Se analizan varios escenarios, previamente definidos como Protección Actual, Protección Propuesta y Sin Protección (3.9%, 4.4%, y 0%) Para comparar estos escenarios, se observa el comportamiento de las siguientes variables en un horizonte de tiempo de 50 años: niveles de biomasa en el área marina protegida y el área disponible para la pesca, migración (efecto de rebosamiento) entre áreas marinas, capturas, esfuerzo, y beneficios de la actividad pesquera. Se obtienen valores, año por año, observando la relación existente entre estas variables que permite explicar su comportamiento.

Los resultados son comparados entre los diferentes escenarios, en términos de los beneficios de la actividad pesquera. Para poder comparar los beneficios en este horizonte de tiempo, es necesario considerar que estos deberán ser descontados utilizando una tasa de descuento, para así realizar la suma del valor presente de los mismos. Esta suma se realiza utilizando tasas de descuento del 4%, 6%, y 9%, considerando diferentes tasas como parte del análisis de sensibilidad, debido a que esto puede ser un factor importante a la hora de decidir cuál escenario es mejor en términos de beneficios económicos.

Finalmente, se observan las tendencias de las variables de interés en el largo plazo, realizando un análisis de estado estacionario, para capturar si éstas convergen a valores para los cuales el sistema permanece en estado estable, y el valor de las variables en este estado.

2.4 Especies a analizar

Para aplicar la metodología anterior se seleccionaron cuatro especies para modelar: el camarón blanco (*Litopenaeus occidentalis*) y la pelada (*Cynoscion phoxocephalus*) para el Pacífico colombiano, y el pargo rojo (*Lutjanus purpureus*) y el jurel (*Caranx hippos*) para el Caribe. Estas especies se escogieron para este estudio debido a su importancia comercial, volumen, o su precio, o a que son altamente importantes para las comunidades de pescadores. Adicionalmente, era requisito contar con información disponible para el análisis.

El modelo de pesca planteado se aplica especie por especie, lo que brinda la oportunidad de hacer más precisos los escenarios de conservación. Como se mencionó anteriormente, cada especie depende de ecosistemas marinos determinados durante cada etapa de su vida. Por ejemplo, el camarón blanco busca los estuarios y manglares en su etapa juvenil, mientras que en su etapa adulta habita en fondos de grano fino. Así mismo, las demás especies analizadas que habitan los ecosistemas marinos tienen sus preferencias definidas y particulares. Para la estimación de los beneficios de la creación de áreas marinas protegidas, se tiene en cuenta la extensión de estos ecosistemas que entraría en figura de protección.

Sin embargo, es importante anotar que el modelo no considera los movimientos migratorios entre ecosistemas que realizan las especies durante diferentes etapas de su vida, ya que la información disponible de captura y esfuerzo no permite hacer esta distinción. La migración considerada en este caso es únicamente de tipo denso-dependiente, considerando que los organismos se desplazan a zonas menos densamente pobladas en búsqueda de refugio y alimento cuando están en edad adulta.

3. Implementación del modelo

Como se explica en las dos secciones anteriores, el primer paso para poder implementar el modelo es obtener el valor de los diferentes parámetros del modelo. En esta sección se presentan los parámetros necesarios para modelar las cuatro especies de interés: Camarón blanco (*Litopenaeus occidentalis*), pelada (*Cynoscion phoxocephalus*), pargo rojo (*Lutjanus purpureus*), y jurel (*Caranx hippos*).

Inicialmente, se presenta la información histórica de capturas, para cada una de las especies, y mediante ajuste no lineal se obtienen los valores de los parámetros biológicos, tecnológicos y ecológicos del modelo: $r, q, \text{y } K_n$. Después, se definen los nichos potenciales de cada especie, para así determinar el porcentaje de área marina actual y propuesta para cada especie (m). Con estos valores, es posible hallar las capacidades de carga y los niveles del recurso, tanto en el área protegida como en el área no protegida $(K_p, K_n, S_p, y\ S_n)$ y así calcular el valor del coeficiente de migración (z), que será diferente dependiendo del valor de *m* en cada escenario. Finalmente, se presentan los parámetros económicos, tales como el precio y el costo unitario del esfuerzo (p, c), y se realiza el cálculo del valor del parámetro del ajuste del esfuerzo (η), de cada pesquería. Antes de presentar los resultados de los valores de los

parámetros en forma agregada, es necesario distinguir las particularidades inherentes a la recolección de información sobre cada especie.

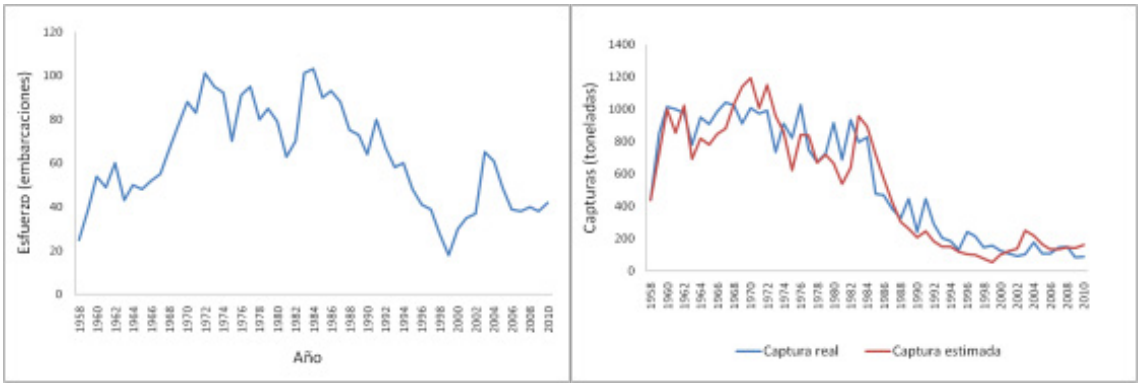
3.1 Datos históricos de captura y esfuerzo por especie

Inicialmente, se presenta la descripción de los datos de captura y esfuerzo para cada una de las especies. Estos datos fueron suministrados por el Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (INCODER), con el apoyo de Carlos Barreto, miembro de esta institución. Se muestran los datos para el camarón blanco (Figura 2), la pelada (Figura 3), el pargo rojo (Figura 4) y el jurel (Figura 5). Se muestran tanto la captura real, obtenida a partir de información histórica, como la captura estimada, al realizar el cálculo de los parámetros de ajuste para cada especie.

Observando las series de esfuerzo y captura, se observa que en la mayoría de los casos, existe una correlación positiva entre ambas variables. De acuerdo al modelo planteado, las capturas son proporcionales al nivel de esfuerzo; sin embargo, también lo son con respecto al nivel de biomasa. Esto quiere decir que una menor respuesta de las capturas, ante aumentos en el esfuerzo, puede ser una señal de agotamiento del recurso.

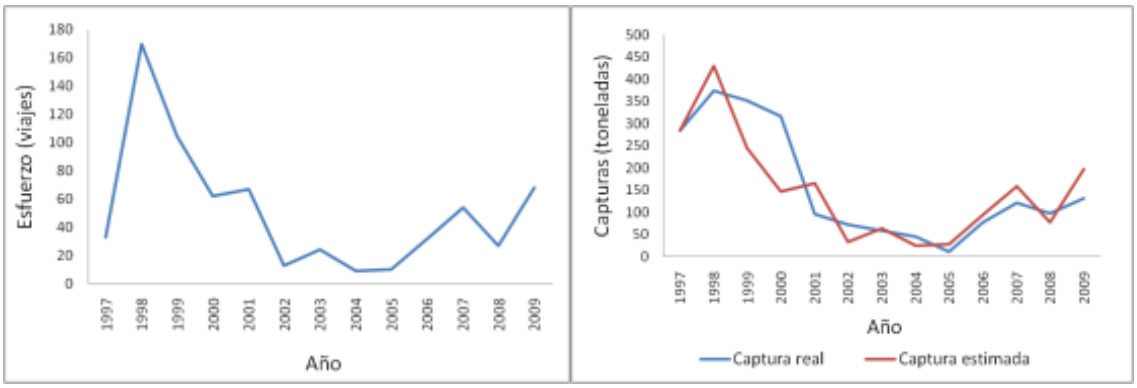
Comparando las series de capturas reales y estimadas se observa un buen ajuste, el cual es comprobado desde el punto de vista estadístico, lo que valida el uso de los parámetros calculados, para su posterior uso en la simulación.

FIGURA 2 ESFUERZO Y CAPTURAS OBSERVADAS Y ESTIMADAS PARA CAMARÓN BLANCO



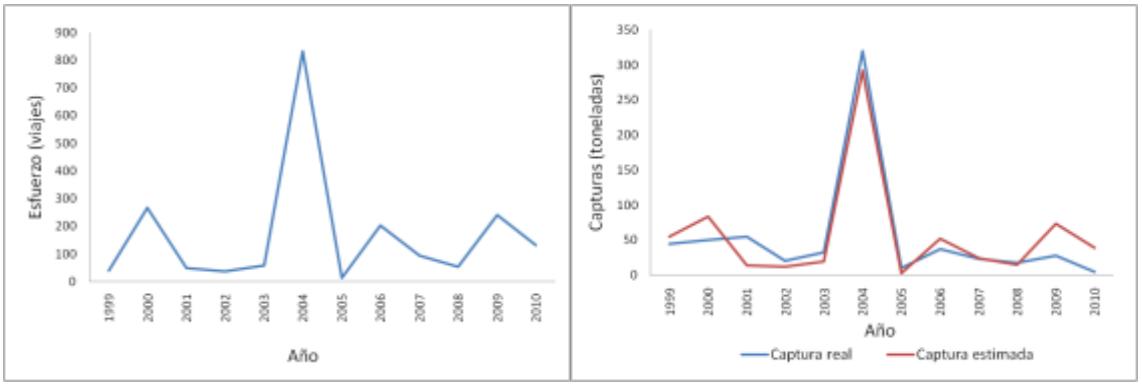
FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INCODER (2011)

FIGURA 3. ESFUERZO Y CAPTURAS OBSERVADAS Y ESTIMADAS PARA PELADA



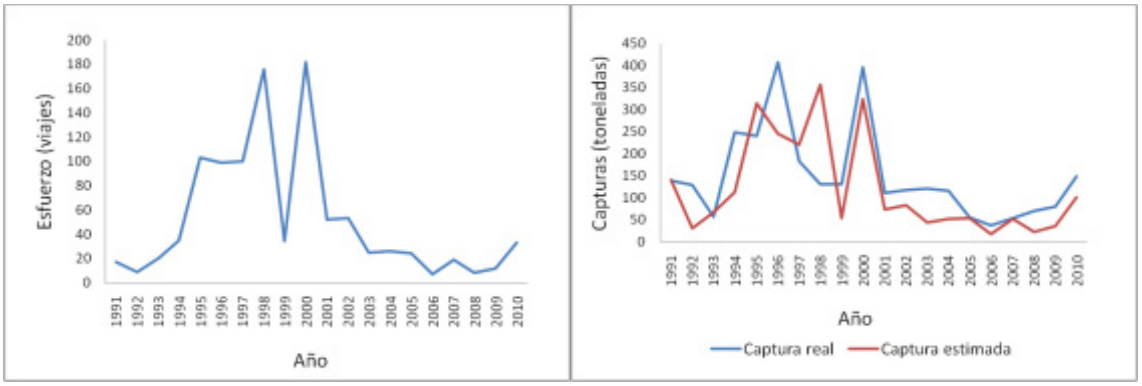
FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INCODER (2011)

FIGURA 4. ESFUERZO Y CAPTURAS OBSERVADAS Y ESTIMADAS PARA PARGO ROJO



FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INCODER (2011)

FIGURA 5. ESFUERZO Y CAPTURAS OBSERVADAS Y ESTIMADAS PARA JUREL



FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INCODER (2011)

3.2 Información utilizada y ajustes particulares por especie

Para el caso de camarón blanco (*Litopeneaeus Occidentalis*) se utiliza información entre los años 1958 y 2010 sobre datos de captura, medidas en toneladas, e información del esfuerzo, expresado en número de embarcaciones industriales que se dedican a la pesca de camarón, suministrados por Carlos Barreto, del INCODER. La pesquería de camarón blanco tiene una

particularidad: un gran porcentaje de los ingresos proviene de la captura incidental de otras especies que caen en las redes de arrastre con las que se captura el camarón. Utilizando datos de los ingresos por captura incidental de la pesquería de camarón entre 2008 y 2010 (Rueda, Mármol, et al, 2010. se calculó que un 50.2% de los ingresos provienen de la captura de camarón. Si los ingresos por captura incidental no fueran incluidos, se subestimarían los beneficios de los pescadores. Por tanto, la captura incidental es considerada para calcular los ingresos totales. Se modifica la ecuación (4), para incluir la captura incidental.

$$I_t = \frac{p}{v} Y_t \qquad (4a)$$

En la ecuación modificada (4a), el valor de *v* corresponde al porcentaje de los ingresos por captura objetivo, equivalente a 50.2%. Esto permite considerar los ingresos por captura incidental, sin importar que ésta no sea representada en el modelo.

Otro aspecto importante a considerar es que existe un cambio del comportamiento en el nivel de capturas. Se presenta un decaimiento en el nivel de capturas, más que proporcional a la caída del esfuerzo, después del año 1984. Este comportamiento se ve explicado porque además de existir flota industrial que se dedica a la pesca, la flota artesanal también extrae el recurso. La flota artesanal está compuesta de pescadores pertenecientes a las comunidades costeras que realizan la actividad en pequeñas embarcaciones. Estos pescadores empiezan a capturar cantidades importantes del recurso, cuando se empieza a utilizar el trasmallo electrónico, desde mediados de los años 80 (Cardona, 2009). Por este motivo, se modifica la ecuación (3) para incluir la pesca artesanal como un componente que disminuye el nivel de biomasa en un porcentaje (x) . Al realizar el ajuste de los datos, éste toma dos valores: para el periodo anterior a 1984 (x_1) y posterior a 1984 (x_2) , lo que permite identificar la diferencia en intensidad de la pesca artesanal a partir de este año. Esta división en dos períodos sigue el trabajo de Cardona (2009). Estos parámetros adicionales también son calculados mediante técnicas de ajuste no lineal, junto con los parámetros $r, q,$ y K_n. La ecuación modificada es la siguiente:

$$S_{t+1} - S_t = rS_t\left(1 - \frac{S_t}{K}\right) - Y_t - xS_t \qquad (3a)$$

Esta extensión permite considerar la presencia de la pesca artesanal para poder calcular de forma adecuada los parámetros del modelo. El valor de x es utilizado en la etapa de simulación.

El precio de una tonelada de camarón (*p*) utilizado en el modelo de simulación, es el reportado en agosto de 2009 por CCI (Corporación Colombia Internacional, 2010) y siguiendo el valor utilizado por Cardona (2009). Finalmente, para calcular el costo por unidad de esfuerzo – una embarcación industrial– se utiliza información anual de las faenas realizadas por embarcaciones industriales, entre los años 2008 y 2010, información del número de embarcaciones en este período y finalmente, los costos totales de la industria en este período. Esta información fue suministrada por Mario Rueda, del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andréis" (INVEMAR), y con ella se calculó el costo promedio anual de una unidad de esfuerzo, (*c*) parámetro utilizado en el modelo.

En el caso de la Pelada (*Cynoscion phoxocelaphus*), la información de captura y esfuerzo utilizada en el modelo es del periodo comprendido entre 1997 y 2009 y fue suministrada por Carlos Barreto, del INCODER. El esfuerzo está medido en número de viajes, en lugar de número de embarcaciones. La información utilizada de precios y costos fue provista por INVEMAR y tomada de Rueda, Mármol et al. (2010).

Para el modelo de Pargo Rojo (*Lutjanus purpureus*) se utiliza información de captura y esfuerzo entre 1999 y 2010 que fue suministrada por Carlos Barreto, del INCODER. El esfuerzo se mide en número de viajes. La información de precios de precios y costos fue provista por INVEMAR y tomada de Rueda, Mármol et al. (2010).

Finalmente, para el caso de Jurel (*Caranx Hippos*), la información de captura y esfuerzo es del período 1991-2010 que fue suministrada por Carlos Barreto, del INCODER. El esfuerzo se mide en número de viajes, y la información de precios y costos fue provista por INVEMAR y tomada de Rueda, Mármol et al. (2010).

3.3 Estimación de parámetros biológicos y tecnológicos

Los parámetros estimados mediante aproximación numérica no lineal (r, q, K_n, x_1, x_2) para cada especie se presentan en el Cuadro 1. Es importante señalar que para el caso del camarón blanco, el porcentaje de la biomasa capturada por la pesca artesanal difiere en ambos períodos. Particularmente, en el período posterior a 1984, el modelo estima que un 21.07% de

la reducción de la biomasa anual se debe a la pesca artesanal. Para el período anterior a este año, esta reducción tan solo fue de 0.047%. Esto justifica haber dividido la serie de tiempo en dos períodos.

CUADRO 1. PARÁMETROS BIOLÓGICOS Y TECNOLÓGICOS DEL MODELO

Parámetro	Notación	Camarón Blanco	Pelada	Pargo Rojo	Jurel
Tasa intrínseca de crecimiento	r	0.4457	0.3934	0.3308	0.4104
Coeficiente de capturabilidad	q	0.0037	0.0009	0.0005	0.0023
Capacidad de carga (Ton de biomasa)	K_n	7,323	3,515	842	1,509
Porcentaje de biomasa capturada por la pesca artesanal antes de 1984*	x_1	0.047%	-	-	-
Porcentaje de biomasa capturada por la pesca artesanal después de 1984.*	x_2	21.07%	-	-	-

*SOLAMENTE SE UTILIZA EN EL MODELO DE CAMARÓN BLANCO.

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Para que el uso de estos parámetros sea confiable, es necesario demostrar estadísticamente que las capturas reales y estimadas son equivalentes, siguiendo la ecuación (13). Al realizar la regresión lineal, entre ambas cantidades, se obtienen los resultados que se muestran en el Cuadro 2.

CUADRO 2. REGRESIÓN ENTRE CAPTURAS REALES Y ESTIMADAS

Variable dependiente: Capturas estimadas				
Especie	**Camarón Blanco**	**Pelada**	**Pargo Rojo**	**Jurel**
Capturas reales	0.9531*** (0.0477)	0.789*** (0.150)	0.8773*** (0.087)	0.748*** (0.176)
Constante	3.9943 (31.466)	26.16 (29.90)	10.229 (8.539)	8.09 (21.78)
F	397.62	27.54	100.77	17.96
R^2	0.8863	0.7146	0.9077	0.4994
Observaciones	53	13	12	20

*** 1% DE SIGNIFICANCIA (ERRORES ESTÁNDAR ENTRE PARÉNTESIS)

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Si las capturas estimadas coinciden con las reales, en términos estadísticos el coeficiente que acompaña a las capturas reales debe ser igual a la unidad. Por otra parte, el valor de la constante debe ser igual a 0. Las estimaciones permiten afirmar esto, debido a que el valor de la constante no es significativo para ninguna de las especies estudiadas. Al realizar la prueba de hipótesis sobre el coeficiente que acompaña las capturas estimadas (Cuadro 3), para ninguna de las cuatro especies es posible rechazar la hipótesis nula que afirma que el valor del coeficiente

es igual a 1. Por tanto, las estimaciones anteriores de los parámetros son aceptables estadísticamente.

CUADRO 3. EQUIVALENCIA ENTRE CAPTURAS REALES Y ESTIMADAS

Prueba de hipótesis $\beta_1 = 1$ (Capturas reales = Capturas estimadas)				
Especie	**Camarón Blanco**	**Pelada**	**Pargo Rojo**	**Jurel**
F	0.96	1.96	1.97	2.03
p-valor	0.3310	0.1892	0.1904	0.1714
Observaciones	53	13	12	20

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Los parámetros económicos para cada especie son representados en el Cuadro 4, y son utilizados posteriormente para calcular los beneficios económicos en la etapa de simulación.

CUADRO 4. PARÁMETROS ECONÓMICOS DEL MODELO

Parámetro	**Notación**	**Unidades**	**Camarón blanco**	**Pelada**	**Pargo rojo**	**Jurel**
Precio de una tonelada	P	millones de pesos	20.03	9	12	4
		Dólares	11,288	5,072	6,763	2,254
Costo unitario del esfuerzo	C	millones de pesos	202.98	0.294	3.5	0.137
		Dólares	114,389	166	1,972	77

TASA DE CAMBIO: 1,774.47 PESOS POR DÓLAR.

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

3.4 Cálculo del parámetro de ajuste del esfuerzo

Utilizando los datos históricos del esfuerzo, y realizando un cálculo de los beneficios con los parámetros económicos señalados en el Cuadro 4, se estima la ecuación (8), para así calcular el parámetro de ajuste del esfuerzo. Si el parámetro es positivo y es válido estadísticamente, se afirma que existe una relación positiva entre el cambio en el esfuerzo, y los beneficios económicos por unidad de esfuerzo obtenidos en el periodo anterior. Para calcular este parámetro, los beneficios son calculados en dólares. La inclusión de este parámetro permite representar la dinámica del esfuerzo en la etapa de simulación. Los resultados para cada especie se muestran en el Cuadro 5. Este parámetro es positivo y estadísticamente significativo para los casos del camarón blanco y la pelada. Para el caso del pargo rojo y el jurel, no es posible afirmar que existe una relación entre esfuerzo y beneficios. Por lo tanto, en la etapa de simulación el esfuerzo es considerando como constante, y toma el valor promedio de la serie histórica para cada especie.

CUADRO 5. CÁLCULO DEL PARÁMETRO DE AJUSTE DEL ESFUERZO

Variable dependiente: Beneficios por unidad de esfuerzo				
	Parámetro η	p-valor	Constante	p-valor
Camarón blanco	0.0000248**	0.033	-1.96	0.298
Pelada	0.00359***	0.008	-62.18*	0.020
Pargo rojo	0.0507	0.334	-63.30	0.650
Jurel	0.00220	0.285	-21.78	0.396

*** SIGNIFICATIVO AL 1% ** SIGNIFICATIVO AL 5% * SIGNIFICATIVO AL 10%

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

3.5 Cálculos del nicho potencial y área protegida por especie

Para cada especie, se considera la extensión del área de los ecosistemas en los que habita, y se realiza el cálculo del porcentaje de protección para cada uno de los tres escenarios. Posteriormente, se muestra el cálculo del valor del coeficiente de migración que es utilizado en cada escenario de protección. Finalmente, el porcentaje de área marina protegida y las capacidades de carga estimadas anteriormente, permiten estimar los valores iniciales de los niveles de biomasa y las capacidades de carga para el área protegida y el área disponible para la pesca, los cuales son utilizados en la etapa de simulación. Para construir estas variables se parte de los estudios desarrollados por INVEMAR sobre análisis de vacíos y posibilidades de creación de nuevas áreas marinas protegidas (INVEMAR, UAESPNN & TNC, 2008).

3.5.1 Camarón blanco (Litopeneaeus occidentalis)

En el Cuadro 6 se observa que para el caso del camarón los ecosistemas (objetos de conservación) relevantes son manglares, estuarios y fondos móviles de grano fino. Para cada uno de ellos se estima el área total presente en el país, el área bajo figura de protección actual y el área que quedaría protegida si se realiza el escenario de protección propuesto. Para el caso del camarón blanco, el esquema de protección actual contiene el 8.15% del área total en objetos de conservación de interés y bajo el esquema de protección propuesto (escenario de mínima protección con una protección del 4.4% de la superficie marina), este valor aumenta a 14.91%.

CUADRO 6. CAMARÓN BLANCO. HECTÁREAS DE ÁREA MARINA PROTEGIDA BAJO ESCENARIOS DE PROTECCIÓN

Objeto de conservación	Área total (ha)	Área protegida actual (ha)	Porcentaje de área protegida	Área protegida propuesta (ha)	Porcentaje de área protegida
Manglares	202,123	44,775	22.15%	75,852	37.53%
Estuarios	89,203	12,960	14.53%	21,239	23.81%
Fondos móviles no carbonatados de grano fino	822,584	33,063	4.02%	68,955	8.38%
Total	**1,113,909**	**90,798**	**8.15%**	**166,046**	**14.91%**

FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008)

Con esta información se calcula el coeficiente de migración (Cuadro 7). Se observa que al tener una mayor área de objetos de conservación protegidos, el coeficiente aumenta de 596.83 a 1,011.51. En el caso que no se proteja ninguna área, estos valores caen a cero.

CUADRO 7. CAMARÓN BLANCO. PORCENTAJE DE ÁREA MARINA PROTEGIDA Y COEFICIENTE DE MIGRACIÓN

Parámetro	Notación	Protección actual	Protección propuesta	Sin protección
Porcentaje de área marina protegida	m	8.15%	14.91%	0
Coeficiente de migración	z	596.83	1,011.51	0

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Finalmente, con esta información para la simulación del caso del camarón se estiman los niveles de biomasa y la capacidad de carga para cada zona, como se muestra en el Cuadro 8.

CUADRO 8. CAMARÓN BLANCO. VALORES INICIALES DE BIOMASA Y CAPACIDAD DE CARGA

Esquema	Niveles de biomasa			Capacidad de carga		
	Área protegida	Área no protegida	Total	Área protegida	Área no protegida	Total
Protección actual	92.61	1,043.73	1,136.34	649.79	7,323.08	7,972.87
Protección propuesta (4.4%)	169.43	966.91	1,136.34	1,188.75	6,784.11	7,972.87
Sin protección	0	1,136.34	1,136.34	0	7,972.87	7,972.87

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

3.5.2 Pelada (Cynoscion phoxocephalus)

Para el caso de la pelada, el esquema de protección actual contiene el 24.22% del área total en objetos de conservación relevantes, mientras que bajo el esquema de protección

propuesto (4.4% de la superficie marina), este valor aumentaría a 40.13%. Los resultados se muestran en el Cuadro 9.

CUADRO 9. PELADA. HECTÁREAS DE ÁREA MARINA PROTEGIDA BAJO ESCENARIOS DE PROTECCIÓN

Objeto de conservación	Área total (ha)	Área protegida actual (ha)	Porcentaje de área protegida	Área protegida propuesta (ha)	Porcentaje de área protegida
Manglares	202,123	44,775.5	22.15%	75,851.97	37.52%
Estuarios	89,203	12,960	14.52%	21,239.35	23.81%
Formaciones coralinas	60.63	50.6	83.46%	60.63	100%
Playones inter-mareales de lodo	63,700	28,237.6	44.32%	45,359.48	71.20%
Total	**355,085.63**	**86,023.7**	**24.22%**	**142,511.43**	**40.13%**

FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008)

Con esta información se calculan, al igual que en el caso del camarón, los coeficientes de migración (Cuadro 10) y los valores iniciales de biomasa y capacidad de carga (Cuadro 11).

CUADRO 10. PELADA. PORCENTAJE DE ÁREA MARINA PROTEGIDA Y COEFICIENTE DE MIGRACIÓN

Parámetro	Notación	Protección actual	Protección propuesta	Sin protección
Porcentaje de área marina protegida	m	24.22%	40.13%	0
Coeficiente de migración	z	851.24	1,114.3	0

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

CUADRO 11. PELADA. VALORES INICIALES DE BIOMASA Y CAPACIDAD DE CARGA

Esquema	Niveles de biomasa			Capacidad de carga		
	Área protegida	Área no protegida	Total	Área protegida	Área no protegida	Total
Protección actual	1,035.84	3,240.98	4,276.82	1,123.30	3,514.62	4,637.92
Protección propuesta	1,716.29	2,560.53	4,276.82	1,861.19	2,776.72	4,637.92
Sin protección	0	4,276.82	4,276.82	0	4,637.92	4,637.92

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

3.5.3 Pargo Rojo (Lutjanus purpureus)

Para el ejercicio relacionado con el pargo rojo, se observa que el esquema de protección actual contiene el 19.78% del área total, mientras que bajo el esquema de protección propuesto

(4.4% de la superficie marina), este valor es de 24.37%. Los resultados se muestran en el Cuadro 12.

CUADRO 12. PARGO ROJO. HECTÁREAS DE ÁREA MARINA PROTEGIDA BAJO ESCENARIOS DE PROTECCIÓN

Objeto de conservación	Área total (ha)	Área protegida actual (ha)	Porcentaje de área protegida	Área protegida propuesta (ha)	Porcentaje de área protegida
Manglares de aguas mixohalinas	64,672	48,190	74.51%	62,786	97.08%
Manglares de aguas marinas	1,106	973	87.97%%	1,106	100%
Lagunas costeras	67,296	17,384	25.83%	18,911	28.10%
Estuarios	41,331	3,685	8.91%	3,709	8.97%
Área de congregación de pargos y meros	180,926	0	0%	0	0%
Total	**355,331**	**70,232**	**19.77%**	**86,512**	**24.35%**

FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008)

En el Cuadro 13 se muestra la estimación de los coeficientes de migración y en el Cuadro 14, los valores iniciales de biomasa y la capacidad de carga de cada esquema.

CUADRO 13. PARGO ROJO. PORCENTAJE DE ÁREA MARINA PROTEGIDA Y COEFICIENTE DE MIGRACIÓN

Parámetro	Notación	Protección actual	Protección propuesta	Sin protección
Porcentaje de área marina protegida	m	19.77%	24.35%	0
Coeficiente de migración	z	166.38	193.23	0

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

CUADRO 14. PARGO ROJO. VALORES INICIALES DE BIOMASA Y CAPACIDAD DE CARGA

Esquema	Niveles de biomasa			Capacidad de carga		
	Área protegida	Área no protegida	Total	Área protegida	Área no protegida	Total
Protección actual	97.42	395.33	492.75	207.38	841,6	1,048.98
Protección propuesta	119.98	372.76	492.75	255.42	793,55	1,048.98
Sin protección	0	492.75	492.75	0	1048.98	1,048.98

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

3.5.4 Jurel (Caranx Hippos)

Finalmente, para el caso del jurel, el esquema de protección actual contiene el 27.46% del área total de los objetos de conservación relevantes, mientras que bajo el esquema de protección propuesto (4.4% de la superficie marina), este valor es de 35.10%. Los resultados se muestran en el Cuadro 15.

CUADRO 15. JUREL. HECTÁREAS DE ÁREA MARINA PROTEGIDA BAJO ESCENARIOS DE PROTECCIÓN

Objeto de conservación	Área total (ha)	Área protegida actual (ha)	Porcentaje de área protegida	Área protegida propuesta (ha)	Porcentaje de área protegida
Manglares de aguas mixohalinas	64,672	48,190	74.5%	62,786	97.08%
Manglares de aguas marinas	1,106	973	87.97%	1,106	100%
Lagunas costeras	67,296	17,384	25.83%	18,911	28.10%
Estuarios	41,331	3,685	8.91%	3,709	8.97%
Formaciones coralinas	267,231	27,995	10.48%	31,669	11.85%
Fondos vegetados por fanerógamas	44,787	7,323	16.35%	26,187	58.47%
Fondos vegetados por algas carnosas (macroalgas)	2,831	59	2.08%	528	18.65%
Fondos de algas calcáreas	21,989	3,238	14.73%	3,242	14.74%
Fondos móviles carbonatados de grano fino	38,872	35,835	92.19%	36,730	94.51%
Total	**550,115**	**144,682**	**26.30%**	**184,877**	**33.61%**

FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008)

En el Cuadro 16 se presenta la estimación de los coeficientes de migración y en el Cuadro 17 la estimación de los valores iniciales de biomasa y la capacidad de carga estimada para el jurel.

CUADRO 16. JUREL. PORCENTAJE DE ÁREA MARINA PROTEGIDA Y COEFICIENTE DE MIGRACIÓN

Parámetro	Notación	Protección actual	Protección propuesta	Sin protección
Porcentaje de área marina protegida	m	26.30%	33.61%	0
Coeficiente de migración	z	396.75	456.74	0

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

CUADRO 17. JUREL. VALORES INICIALES DE BIOMASA Y CAPACIDAD DE CARGA

Esquema	Niveles de biomasa			Capacidad de carga		
	Área protegida	Área no protegida	Total	Área protegida	Área no protegida	Total
Protección actual	476.58	1,335.52	1,812.10	538.34	1508.58	2046.92
Protección propuesta	609,05	1,812,10	1,812.10	687.97	1358.95	2046.92
Sin protección	0	1835.01	1835.01	0	2046.92	2046.92

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Al comparar los niveles iniciales de la biomasa y las capacidades de carga, (Cuadro 8, Cuadro 11, Cuadro 14, Cuadro 17), se observa que los niveles de biomasa iniciales son muy cercanos a la capacidad de carga para los casos de la pelada y el jurel. Las pesquerías de camarón y blanco y pargo, son las que tienen un nivel de biomasa bajo con respecto a la capacidad de carga. En otras palabras, se tiene que para estas dos especies, el recurso es escaso en comparación a la cantidad del recurso que podría sostener los ecosistemas propios de cada especie. Como se observará en el análisis del impacto de las áreas protegidas, esta relación entre la biomasa estimada y la capacidad de carga tiene un efecto importante sobre los beneficios generados por el establecimiento de figuras de protección.

Por otra parte, el valor del coeficiente de migración aumenta en la medida en que lo hace también el porcentaje de área marina protegida.

Toda la información anterior en esta sección es utilizada para poder realizar la simulación a 50 años de las principales variables de interés y observar el comportamiento de los beneficios económicos de las pesquerías ante diferentes escenarios de protección.

4. Resultados

4.1 Escenario base de protección

Esta sección presenta los principales resultados de los modelos tras calcular las sendas que siguen las principales variables de interés en un horizonte de tiempo de 50 años, y el cálculo del valor presente de los beneficios de las pesquerías. La diferencia entre el valor presente de los beneficios bajo los escenarios de Protección Actual y Protección Propuesta, permite capturar el cambio en los beneficios debido a la protección adicional del caso base, es decir de protección del 4.4% de la superficie marina, y esta cantidad es interpretada como el valor de la protección adicional. Se utilizan tasas de descuento del 4%, 6%, y 9%. Una menor

tasa indica que los beneficios obtenidos en el futuro tienen un mayor valor, relativo a los beneficios presentes. Aquellos escenarios en los que se perciba un aumento de beneficios en el futuro, serán más altamente valorados cuando se utiliza una tasa de descuento baja.

Finalmente, se realiza un análisis de largo plazo y estado estacionario, que permite obtener los valores a los que convergen las diferentes variables de interés. Las variables que se analizan para cada especie son la biomasa al interior del AMP y en el área disponible para la pesca, la migración que ocurre entre ambas áreas, la captura del recurso, el esfuerzo ejercido, y los beneficios de la pesquería. Las variables que hacen referencia al recurso pesquero están en toneladas, y los beneficios se expresan en dólares. Para analizar lo sucedido con estas variables en el tiempo, es importante anotar que todas se encuentran conectadas entre sí a través del modelo, y es por eso que su análisis se debe hacer de manera conjunta.

4.1.1 Camarón blanco (Litopeneaeus Occidentalis)

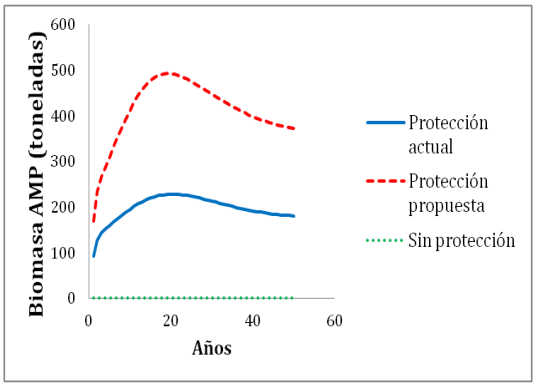
La protección adicional de áreas marinas protegidas resulta ser una decisión conveniente en términos de beneficios económicos generados sobre la actividad pesquera de camarón, porque estos son mayores en el escenario de mayor protección. En este modelo es esfuerzo es dinámico, debido a que el parámetro de ajuste es positivo y significativo. La migración entre AMP's y áreas no protegidas es más alta en escenarios con mayores niveles de protección, haciendo evidente el efecto de rebosamiento. Los resultados muestran que la implementación de nuevas AMP's tienen como consecuencia un aumento de los niveles de biomasa, una disminución del esfuerzo pesquero y un aumento de los beneficios.

Los niveles de biomasa en el AMP (Figura 6) y en el área no protegida (Figura 7) son mayores en los escenarios de Protección Propuesta, así como la migración entre áreas marinas (Figura 8). Como resultado de mayor biomasa disponible, también se observan niveles más altos para el esfuerzo (Figura 9), capturas (Figura 10), y beneficios (Figura 11) cuando hay una mayor protección de áreas marinas.

Para todos los escenarios, se tiene que inicialmente los beneficios de la pesquería son negativos. De acuerdo al modelo, esto debería reflejarse en una caída inicial en el esfuerzo, lo que permite una recuperación del recurso en la primera etapa de la simulación, propiamente los primeros 20 años. A pesar que inicialmente los beneficios sean menores en el escenario de Protección Propuesta, el nivel de biomasa en las áreas disponibles para la pesca es mayor al

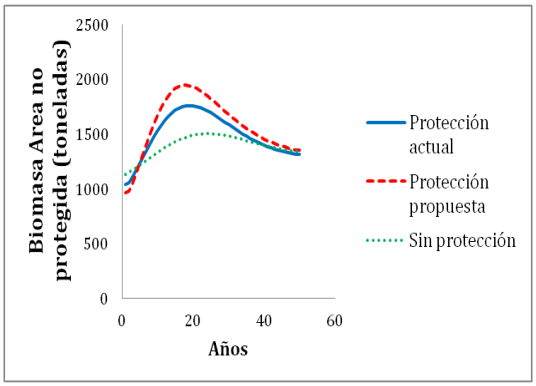
cabo de 10 años bajo este escenario, debido a la presencia del efecto de rebosamiento. Esto mismo ocurre con los beneficios, que alcanzan su máximo valor al cabo de 20 años, y este valor es mayor en el escenario de Protección Propuesta.

FIGURA 6. CAMARÓN BLANCO. BIOMASA ÁREA MARINA PROTEGIDA



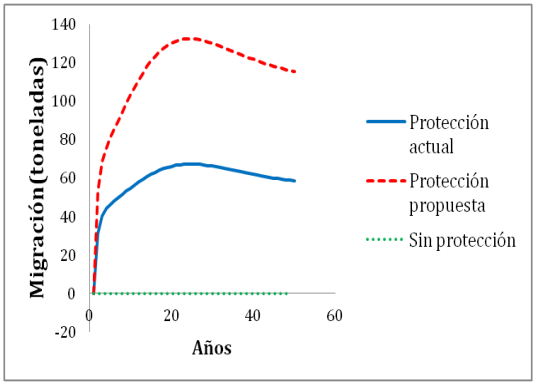
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 7. CAMARÓN BLANCO. BIOMASA ÁREA MARINA NO PROTEGIDA



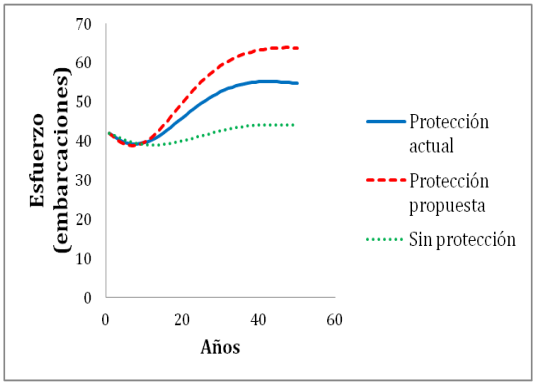
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 8. CAMARÓN BLANCO. MIGRACIÓN



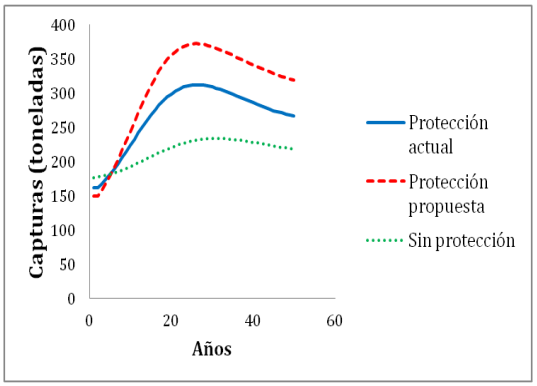
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 9. CAMARÓN BLANCO. ESFUERZO



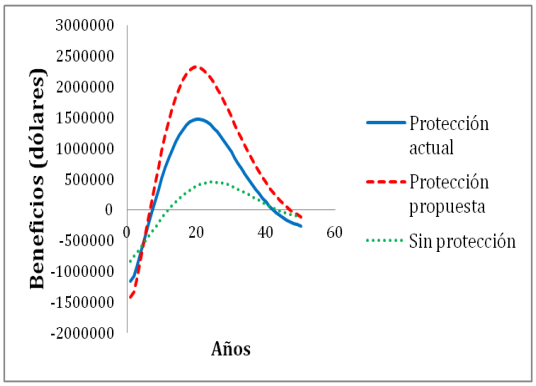
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 10. CAMARÓN BLANCO. CAPTURAS



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 11. CAMARÓN BLANCO. BENEFICIOS



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Sin embargo, es en la segunda etapa de la simulación cuando la tragedia de los comunes se hace evidente. El esfuerzo sigue aumentando después de los 20 años, pero no ocurre lo mismo con los niveles de biomasa. Primero, su crecimiento es menor porque la población está más cercana a la capacidad de carga. Segundo, ésta crece más lentamente porque se encuentra bajo una mayor presión de extracción. Las capturas dependen del nivel de biomasa, y es por ello que los beneficios empiezan a caer en el tiempo. Sin embargo, al seguir siendo positivos, incentivan a que siga habiendo un aumento en el esfuerzo.

Al final, se llega a una situación en la que el nivel de esfuerzo deja de aumentar y los beneficios totales se hacen cero. Los niveles de biomasa convergen a valores menores a los que se tenían alrededor del año 20, cuando había más biomasa, menos esfuerzo, y mayores beneficios. Esto muestra que el esfuerzo excesivo tuvo un efecto negativo sobre las pesquerías, y que desde el punto de vista económico, las áreas marinas protegidas tuvieron un efecto sobre los beneficios, que solo fue temporal. Sin embargo, se observa que los niveles de biomasa son más altos al final de la simulación bajo el escenario de Protección Propuesta, lo que justifica la implementación de las áreas marinas protegidas como una estrategia de conservación.

Utilizando un horizonte de tiempo de 50 años y tasas de descuento de 4%, 6%, y 9%, se realiza la suma del valor presente de los beneficios obtenidos por la pesca industrial de camarón, en cada uno de los escenarios (Cuadro 18). De esta suma se obtuvo que los valores de los beneficios descontados sean mayores para el caso en el que la protección llega al 4.4% de la superficie marina. Dependiendo de la tasa de descuento utilizada, el beneficio adicional de la protección propuesta estaría entre 3.0 y 8.4 millones de dólares en valor presente. Estos valores equivalen a un beneficio anual de entre 276 mil y 390 mil dólares.

A manera de ejercicio adicional, se calculan los beneficios generados por el esquema de protección actual, comparado con cuál sería el escenario sin ninguna protección. En ese caso, se observa que los beneficios en valor presente ascienden a entre 4.0 y 9.7 millones de dólares, que en valores anualizados equivale a unos beneficios entre 366 mil y 453 mil dólares cada año. Este valor asume que el esquema de protección actual es totalmente efectivo en evitar la pesca de camarón al interior de las áreas protegidas, tema que está sujeto a debate.

El valor de la protección adicional es positivo utilizando las tres tasas de descuento, lo que justificaría la implementación de áreas protegidas adicionales, como una estrategia para aumentar los beneficios económicos de la pesquería del camarón blanco.

CUADRO 18 CAMARÓN BLANCO. VALOR PRESENTE NETO DE LOS BENEFICIOS DE PROTEGER EL 4.4% DE LA SUPERFICIE MARINA - EN DÓLARES

Tasa de descuento	4%	6%	9%
A. Protección actual	8,710,873	4,913,522	1,599,765
B. Protección propuesta	17,088,578	10,400,526	4,621,684
C. Sin protección	-1,020,476	-1,856,333	-2,413,627
Beneficios generados por la protección actual (A-C)	9,731,349	6,769,855	4,013,392
Beneficios generados por la protección mínima – 4.4% (B-A)	8,377,705	5,487,004	3,021,919
Equivalente anual de los beneficios	**389,984**	**348,119**	**275,680**

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Debe tenerse en cuenta que la valoración se hace sobre el efecto marginal de la ampliación de las áreas protegidas, no del valor total de la existencia de estas áreas. Es decir, se está comparando los casos de protección mínima contra protección actual. Un valor diferente que se podría estimar es el de comparar el escenario de protección mínima con el de no protección de las áreas marinas, que claramente es un valor mucho mayor.

Finalmente, se hace el análisis de largo plazo de la industria, el cual se muestra en el Cuadro 19. Allí se observa que a pesar de que en todos los escenarios se llega a beneficios cero, en el escenario de protección propuesta se logran niveles más altos de biomasa, a la vez que un mayor nivel de capturas y de esfuerzo. Es decir, el hecho que los sistemas converjan a beneficios cero no quiere decir que la industria no genere beneficios, sino que obedece a las leyes económicas de uso de los recursos de uso común. Sin embargo, lo importante es la suma en valor presente de los beneficios generados.

4.1.2 Pelada (Cynoscion phoxocephalus)

La protección adicional de áreas marinas protegidas no tiene un efecto claro sobre los beneficios de esta pesquería, porque los resultados difieren dependiendo de la tasa de descuento utilizada. Cuando se utilizan tasas de descuento bajas (4%), se tiene que las figuras de protección adicionales generan mayores beneficios, mientras que al utilizar tasas de

descuento más altas (6% y 9%) se castigan los beneficios en el futuro y el valor presente neto no llega a ser positivo.

CUADRO 19 CAMARÓN BLANCO. VALORES DEL MODELO EN EL ESTADO ESTACIONARIO

Escenario	Biomasa área protegida	Biomasa área no protegida	Migración	Esfuerzo	Captura industrial	Beneficios
Protección actual (3.9%)	186.44	1374.20	59.25	52.56	267.24	0
Protección propuesta (4.4%)	375.31	1374.20	114.45	61.62	313.32	0
Sin protección	0	1374.20	0	42.75	217.36	0

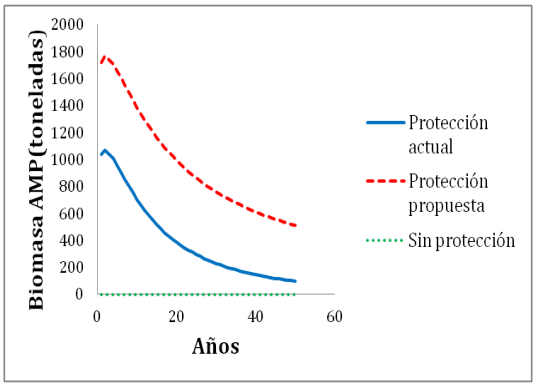
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

La migración entre áreas es mayor en escenarios con mayor protección. Sin embargo, este modelo muestra cómo los beneficios económicos de tener áreas marinas protegidas, se ven agotados, debido a que hay un incremento del esfuerzo más alto en escenarios de protección. A pesar de ello, los niveles de biomasa convergen a un valor más alto en el escenario de mayor protección, lo que se puede considerar como un efecto positivo de tener una mayor extensión de áreas marinas protegidas. En este caso, es evidente que aunque el valor de uso pueda verse afectado negativamente, los valores de opción y de existencia aumentarían. Sin embargo, como ya se ha explicado, en este capítulo solamente se tienen en cuenta los valores de uso directo.

Para el caso de la Pelada, los niveles de biomasa en el AMP (Figura 12) y en el área no protegida (Figura 13) son mayores en el escenario de Protección Propuesta (4.4%), así como la migración entre áreas marinas (Figura 14). Sin embargo, en ambos casos, la biomasa del recurso disminuye la mayor parte del tiempo de simulación, lo que indica una sobreexplotación del recurso. Esta disminución en el recurso se puede explicar porque el modelo predice un crecimiento sostenido del esfuerzo (Figura 15). La actividad resulta rentable a pesar de la caída en los niveles de biomasa, a lo que se atribuye que siga aumentando el nivel de esfuerzo. Como es de esperarse de este patrón de esfuerzo, las capturas pueden crecer al principio pero después de un tiempo verse afectadas (Figura 16), lo cual afecta necesariamente los beneficios (Figura 17). A pesar de ese escenario, la figura de protección propuesta es la que mantiene mejores

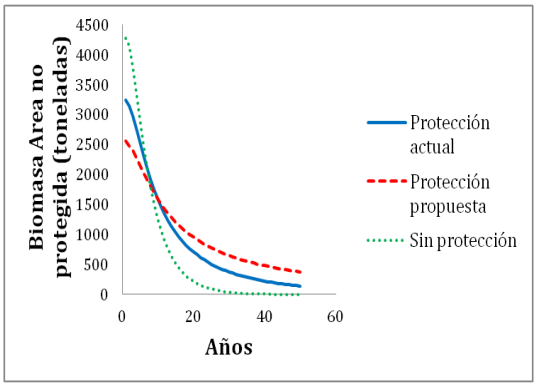
condiciones del recurso en el período de simulación, especialmente después de los 20 primeros años.

FIGURA 12. PELADA. BIOMASA ÁREA MARINA PROTEGIDA



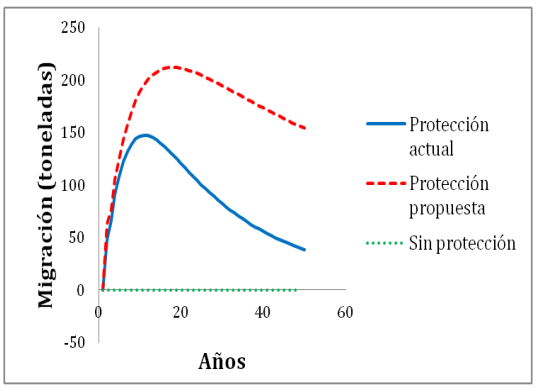
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 13. PELADA. BIOMASA ÁREA MARINA NO PROTEGIDA



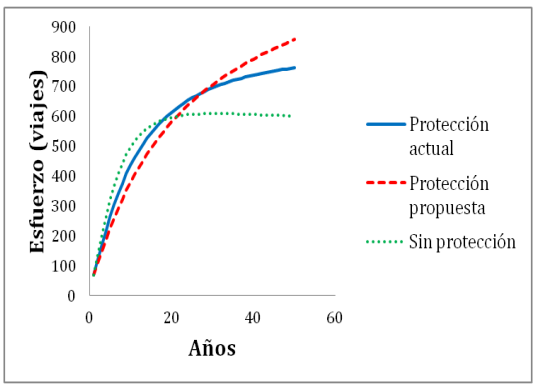
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 14. PELADA. MIGRACIÓN



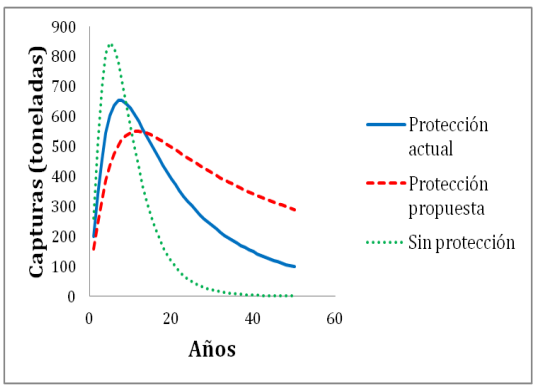
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 15. PELADA. ESFUERZO



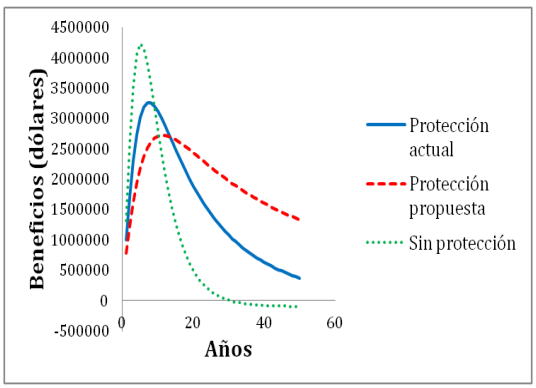
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 16. PELADA. CAPTURAS



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 17. PELADA. BENEFICIOS



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

El efecto de rebosamiento se evidencia cuando la extracción del recurso aumenta y es mayor la diferencia de densidades entre las dos áreas. Esto resulta en una mayor migración de la población entre áreas protegidas y no protegidas. Por esto se observa que durante los primeros 20 años de la simulación, la migración aumenta. Pero no lo hace de manera indefinida, y empieza a disminuir debido al esfuerzo excesivo que reduce los niveles de biomasa.

El escenario de Protección Propuesta es un escenario en el que hay una menor área disponible para la pesca. Esto contribuye a explicar por qué los beneficios alcanzan un menor tope en la etapa en la que existen mayores beneficios, pero por qué estos decrecen con menor rapidez. El efecto de proteger un área marina resulta útil para la pesquería en la medida que desacelera el crecimiento del esfuerzo, lo que permite que se disfrute de beneficios positivos por un mayor tiempo, a costa de sacrificar beneficios en el corto plazo. Esto, acompañado del efecto de rebosamiento, explica por qué los beneficios son más altos después de 20 años para este escenario, pero se conserva la tendencia decreciente del nivel de biomasa, porque de todas formas, el recurso está siendo sobrexplotado.

De acuerdo a lo anterior, se observa que una mayor protección tiene un efecto negativo en el corto plazo, pero positivo en el largo plazo (después de 20 años de simulación). Esto explica por qué el escenario ideal cambia de acuerdo a la tasa utilizada (Cuadro 20), al dar un peso diferente a los beneficios a lo largo del tiempo. La implementación propuesta de protección mínima genera beneficios positivos si se utiliza una tasa baja de descuento (4%), pero no lo es cuando se utilizan tasas superiores (6% y 9%).

CUADRO 20 PELADA. VALOR PRESENTE NETO DE LOS BENEFICIOS DE PROTEGER EL 4.4% DE LA SUPERFICIE MARINA – EN DÓLARES

Tasa de descuento	4%	6%	9%
A. Protección actual (3.9%)	42,826,472	33,852,784	25,133,510
B. Protección propuesta (4.4%)	45,494,514	33,558,420	23,073,740
C. Sin protección	34,483,637	30,064,560	24,843,395
Beneficios generados por la protección actual (A-C)	8,342,835	3,788,224	290,115
Beneficios generados por la protección propuesta, 4.4% (B-A)	2,668,042	-294,364	-2,059,770
Equivalente anual de los beneficios	125,129	-18,669	-187,906

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

El escenario de Protección Propuesta genera beneficios positivos solamente cuando se utiliza una tasa de descuento baja. Con una tasa de descuento del 4% anual, los beneficios de la protección llegan a 2.7 millones de dólares, lo que equivale a un beneficio de 125 mil dólares por año. Cuando la tasa de descuento usada es del 9%, los efectos se vuelven negativos en un poco más de 187 mil dólares anuales.

Analizando el modelo en el largo plazo, se observa que los beneficios efectivamente tienden a cero en el largo plazo para los tres escenarios (Cuadro 21). Sin embargo, son mayores los niveles de biomasa totales (aunque muy bajos), así como el esfuerzo y capturas, bajo el escenario de Protección Propuesta. Es decir, el efecto sobre esta especie sería modesto en el caso de los valores de uso directo, pero puede llegar a ser importante en términos de la conservación de la biodiversidad de la misma y sus ecosistemas asociados.

CUADRO 21 PELADA. VALORES DEL MODELO EN EL ESTADO ESTACIONARIO

Escenario	Biomasa área protegida	Biomasa área no protegida	Migración	Esfuerzo	Captura
Protección actual, 3.9%	23.58	36.29	9.08	710.71	23.21
Protección propuesta, 4.4%	66.40	36.29	25.19	1202.60	39.28
Sin protección	0	36.29	0	433.69	14.16

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

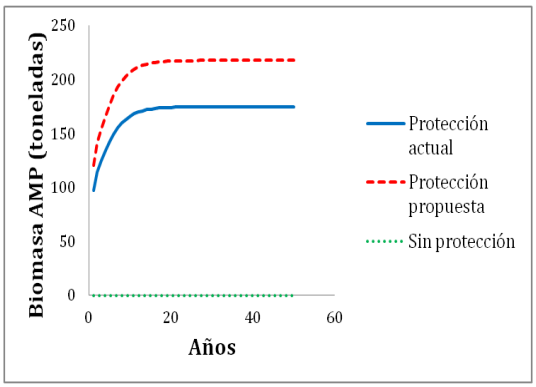
4.1.3 Pargo rojo (Lutjanus purpureus)

A diferencia de los estudios de caso anteriores, el resultado principal del modelo del pargo rojo es que la protección de áreas marinas protegidas (al 4.4%) no tiene un efecto positivo desde el punto de vista económico para esta pesquería. El efecto de rebosamiento no es suficiente para contrarrestar el efecto de la reducción del área disponible para la pesca. Este es un modelo en el cual el esfuerzo es constante, en lugar de ser dinámico como los anteriores. Esto significa que no es posible observar ajuste en las cantidades de esfuerzo como resultado de los beneficios realizados en cada período, pero sí hay una convergencia de las principales variables de interés en el largo plazo, donde los niveles de biomasa en el área disponible para la pesca son mayores cuando no existe protección, así como los beneficios.

Los niveles de biomasa en el AMP, expresados en toneladas, son efectivamente más altos en el escenario de Protección Propuesta (Figura 18), pero no es así en el área no protegida (Figura 19) a pesar de que exista mayor migración entre áreas marinas (Figura 20). El esfuerzo

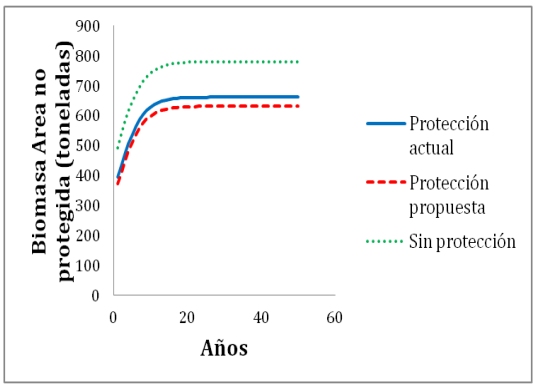
es constante e idéntico en los tres escenarios (Figura 21), ya que ese es el supuesto inducido en el modelo, pero las capturas (Figura 22), y los beneficios (Figura 23) son mayores cuando no existen áreas marinas protegidas.

FIGURA 18. PARGO ROJO. BIOMASA ÁREA MARINA PROTEGIDA



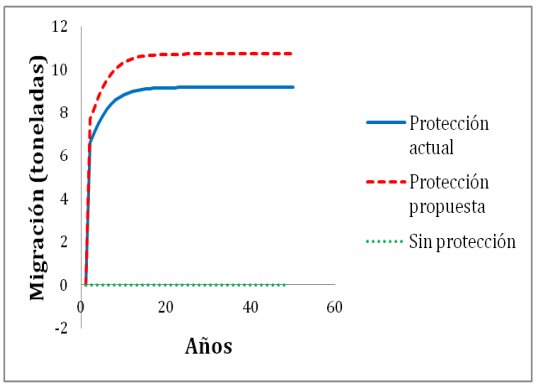
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 19. PARGO ROJO. BIOMASA ÁREA MARINA NO PROTEGIDA



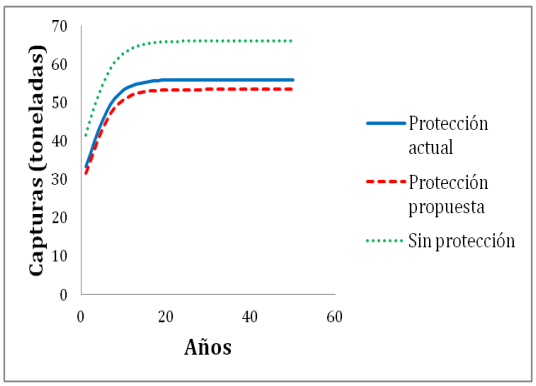
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 20. PARGO ROJO. MIGRACIÓN



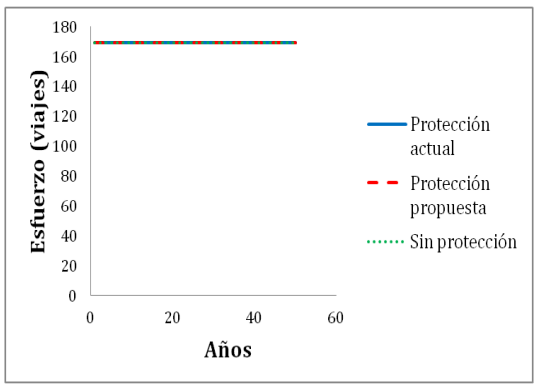
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 21. PARGO ROJO. CAPTURAS



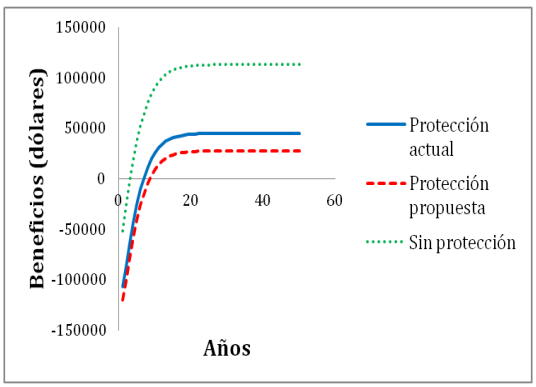
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 22. PARGO ROJO. ESFUERZO



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 23. PARGO ROJO. BENEFICIOS



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Estos resultados sugieren que esta es una especie que depende de una forma mucho más directa de los escenarios de protección.

Al observar los comportamientos de los niveles de biomasa, se observa que estos aumentan pero al cabo de 15 años dejan de hacerlo, y en menos de 20 años convergen a valores específicos. Inicialmente, los beneficios son negativos, pero debido a que hay un crecimiento del nivel de biomasa, rápidamente éstos son positivos. Esto ocurre hasta llegar a un punto en el que el crecimiento neto de la biomasa iguala la extracción de la misma. Se llega rápidamente a un equilibrio porque el esfuerzo es constante, y donde los beneficios son positivos en lugar de cero en el largo plazo. Esto haría pensar que en algún momento la flota pesquera dejaría de ser inflexible y empezaría a aumentar como resultado de los beneficios positivos, probablemente afectando el desempeño de la especie en el área no protegida. Durante toda la simulación se tiene que el efecto de la reducción del área disponible para la pesca es el que prevalece sobre el efecto de rebosamiento, y es por ello que los beneficios son siempre mayores en el escenario Sin Protección. Por lo tanto, la suma del valor presente de los beneficios será mayor para este escenario sin importar la tasa de descuento (Cuadro 22).

CUADRO 22 PARGO ROJO. VALOR PRESENTE NETO DE LOS BENEFICIOS DE PROTEGER EL 4.4% DE LA SUPERFICIE MARINA – EN DÓLARES

Tasa de descuento	4%	6%	9%
A. Protección actual (3.9%)	301,811	93,159	-61,459
B. Protección propuesta (4.4%)	-49,682	-161,064	-234,745
C. Sin protección	1,706,474	1,113,985	639,315
Beneficios generados por la protección actual (A-C)	-1,404,663	-1,020,824	-700,775
Beneficios generados por la protección propuesta (B-A)	-351,494	-254,224	-173,285
Equivalente anual de los beneficios	-16,362	-16,129	-15,808

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Es decir, en este ejercicio el valor de la protección adicional es negativo, porque la implementación de áreas protegidas adicionales disminuye los beneficios de la pesquería de pargo rojo. Los beneficios negativos fluctúan entre 173 y 351 mil dólares, lo que equivale a costos anuales del orden de 16 mil dólares anuales. En la práctica, este es un valor relativamente bajo, comparado con el beneficio de no uso de aumentar la biomasa de la especie en las áreas protegidas. Como se observa en el Cuadro 23, en el largo plazo, los beneficios de la pesquería son positivos en lugar de cero, porque el esfuerzo se mantiene constante. La captura y los beneficios son mayores para los escenarios sin protección, pero el nivel de biomasa total,

sumando el área protegida y el área disponible para la pesca, es un poco mayor para el escenario en la que hay mayor protección.

CUADRO 23 PARGO ROJO. VALORES DEL MODELO EN EL ESTADO ESTACIONARIO

Escenario	Biomasa área protegida	Biomasa área no protegida	Migración	Esfuerzo	Captura	Beneficios
Protección actual (3.9%)	174.39	661.40	9.16	169	55.88	44,611
Protección propuesta (4.4%)	217.30	631.14	10.70	169	53.33	27,319
Sin protección	0	780.38	0	169	65.94	112,600

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

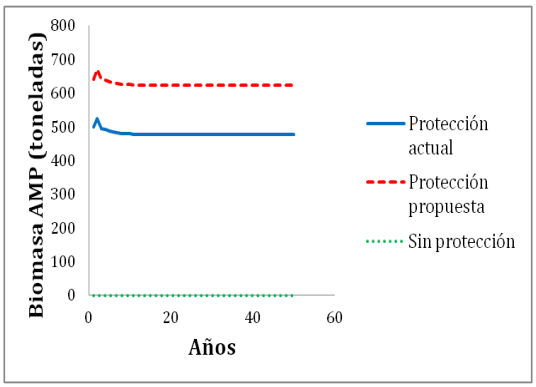
Es decir, esta especie mostraría la sensibilidad de la política de crear las áreas protegidas en un escenario donde se tiene un producto altamente apetecido y sobrexplotado, en un escenario donde se incluyeran restricciones a la cantidad de esfuerzo disponible.

4.1.4 Jurel (Caranx Hippos)

Los resultados para esta especie son similares a los obtenidos para el pargo rojo. El esfuerzo es constante, porque no se puede probar una relación positiva con los beneficios utilizando la información histórica. Por lo anterior, los niveles de biomasa en el área disponible para la pesca y los beneficios convergen en el largo plazo, y son mayores cuando no existe protección de áreas marinas.

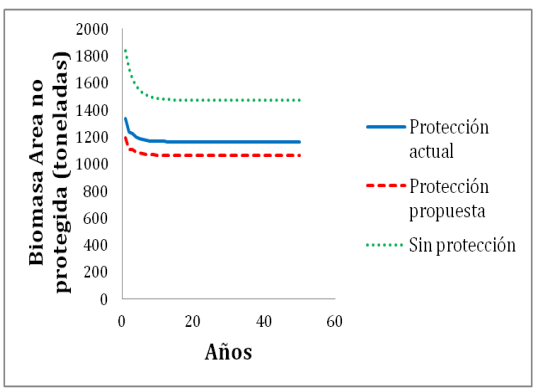
Para el caso del jurel, los niveles de biomasa en el AMP, expresados en toneladas, son más altos en el escenario de Protección Propuesta -4.4% de protección- (Figura 24), pero no es así en el área no protegida (Figura 25) a pesar de que exista mayor migración entre áreas marinas (Figura 26). El esfuerzo es constante e idéntico en los tres escenarios (Figura 27), pero las capturas (Figura 28), y los beneficios (Figura 29) son mayores cuando no existen áreas marinas protegidas.

FIGURA 24. JUREL. BIOMASA ÁREA MARINA PROTEGIDA



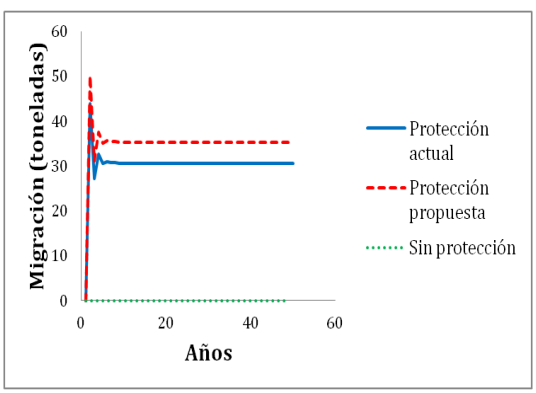
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 25. JUREL. BIOMASA ÁREA MARINA NO PROTEGIDA



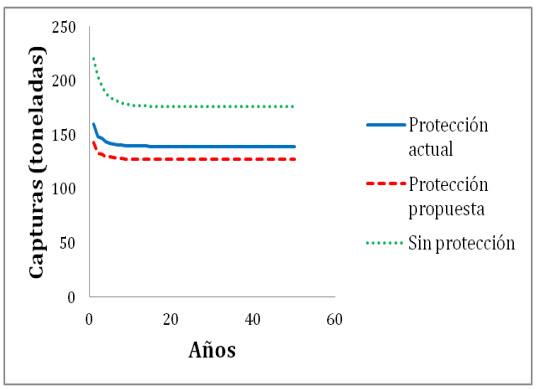
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 26. JUREL. MIGRACIÓN



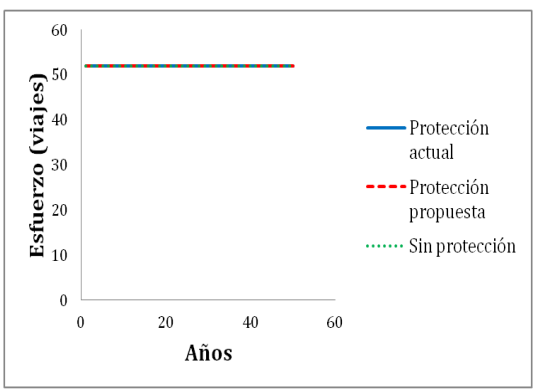
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 27. JUREL. CAPTURAS



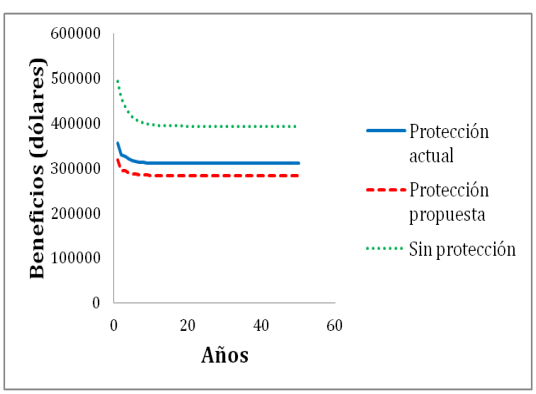
FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 28. JUREL. ESFUERZO.



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

FIGURA 29. JUREL. BENEFICIOS.



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Al observar los comportamientos de los niveles de biomasa, se observa que estos disminuyen levemente, y en menos de 10 años todos los valores del modelo convergen a

valores específicos, lo que indica que los valores iniciales del modelo son cercanos a los del estado estacionario, y la biomasa en el área disponible para la pesca es mayor en el escenario Sin Protección. La convergencia ocurre rápidamente porque el esfuerzo es constante en el modelo. Los beneficios son positivos en los tres escenarios, y al igual que el modelo de pargo rojo, prevalece el efecto negativo de la reducción del área disponible para la pesca, porque los beneficios son menores en el escenario Sin Protección.

La suma del valor presente de los beneficios es positiva en los tres escenarios, pero mayor en el escenario Sin Protección sin importar la tasa de descuento, como se observa en el Cuadro 24.

CUADRO 24 JUREL. VALOR PRESENTE NETO DE LOS BENEFICIOS DE PROTEGER EL 4.4% DE LA SUPERFICIE MARINA – EN DÓLARES

Tasa de descuento	**4%**	**6%**	**9%**
A. Protección actual (3.9%)	6,743,435	4,970,451	3,480,253
B. Protección propuesta (4.4%)	6,173.553	4,545,885	3,178,383
C. Sin protección	8,573.988	6,346,365	4,470,566
Beneficios generados por la protección actual (A-C)	-1,830,554	-1,375,915	-990,313
Beneficios generados por la protección propuesta (B-A)	-569,881	-424,566	-301,870
Equivalente anual de los beneficios	-26,528	-26,936	-27,539

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Debido a que los beneficios del escenario Sin Protección son más altos, la protección adicional tiene un valor negativo para las pesquerías de jurel. En este caso, la reducción de beneficios fluctúa entre 301 y 569 mil dólares en valor presente neto, lo que equivale a un rango anualizado de 26 a 28 mil dólares. De nuevo, este valor solo contempla los costos asociados a valor de uso, aunque en este caso, los niveles del recurso permanecen relativamente estables en los escenarios analizados.

En el largo plazo, los beneficios de la pesquería son positivos en lugar de cero, porque el esfuerzo se mantiene constante (Cuadro 25). Es posible que para una especie de la importancia del jurel, que según estas estimaciones generan valores importantes para la sociedad, se empiece a observar un aumento del esfuerzo si los beneficios se mantienen positivos, aspecto que no es analizado en esta simulación. Aunque la captura y los beneficios son mayores para los escenarios sin protección, el nivel de biomasa total, sumando el área protegida y el área disponible para la pesca, es un poco mayor para el escenario en la que hay mayor protección.

CUADRO 25 JUREL. VALORES DEL MODELO EN EL ESTADO ESTACIONARIO

Escenario	Biomasa área protegida	Biomasa área no protegida	Migración	Esfuerzo	Captura	Beneficios
Protección actual (3.9%)	454.02	1,161.32	29.18	52	138.89	309,079
Protección propuesta (4.4%)	591.85	1068.12	33.94	52	127.75	283,953
Sin protección	0	1450.40	0	52	173.47	387016

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

El Cuadro 26 resume los valores de la protección adicional para las cuatro especies. La protección adicional es conveniente para la pesquería del camarón blanco, pero no lo es para las pesquerías de pargo rojo y jurel. El resultado no es contundente para el caso de la pelada, debido a que depende de la tasa de descuento utilizada.

CUADRO 26 VALOR DE LA PROTECCIÓN ADICIONAL PARA LAS CUATRO ESPECIES

Tasa de descuento	4%	6%	9%
Camarón blanco	8,377,705	5,487,004	3,021,919
Pelada	2,668,042	-294,358	-2,059,776
Pargo rojo	-351,494	-254,224	-173,285
Jurel	-569,881	-424,566	-301,870
Valor presente neto agregado	**10,124,372**	**4,513,856**	**486,988**
Valor anualizado	**471,292**	**286,378**	**44,426**

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Sin embargo, si se agregan los beneficios de las cuatro pesquerías, el valor de los beneficios es positivo, aunque varía ampliamente, desde 487 mil dólares hasta 10 millones de dólares, dependiendo de la tasa de descuento utilizada. Esto implica que los valores anualizados también varían desde un poco más de 44 mil dólares hasta 471 mil dólares dependiendo de la tasa de descuento utilizada. Sin embargo, en todos los casos el valor es positivo, principalmente debido al efecto sobre el camarón.

4.2 Cálculo del valor asociado a escenarios de protección del 10% y el 20% de la superficie marina

Con el objetivo de ver el efecto de la implementación de dos escenarios adicionales de AMPs sobre los beneficios de los pescadores, los cuales verían reducido su campo de acción, se hace una extensión del modelo bioeconómico que permita representar dichos escenarios de conservación. Se analizan como estudios de caso las mismas cuatro pesquerías ya analizadas,

dos de ellas pertenecientes al Pacífico colombiano: camarón blanco (*Litopenaeus Occidentalis*) y pelada (*Cynoscion phoxocephalu)*, y las dos restantes pertenecientes al Mar Caribe: pargo rojo (*Lutjanus purpureus*) y jurel (*Coranx hippos*). Se busca ver si la migración entre las áreas protegidas y el área en que la pesca es permitida generan que ésta última sea más productiva, pese a su menor extensión, y el efecto de rebosamiento tendrá un impacto positivo en los beneficios de las pesquerías. De igual modo se comparan sus resultados frente a los evaluados anteriormente correspondientes a un sistema de AMP que cubra el mínimo establecido por los ecosistemas de muy alta prioridad analizados en el capítulo anterior.

Con el modelo y los parámetros calculados se realizan las simulaciones para cinco escenarios: Protección Actual (3.9% de la superficie marina), Protección Propuesta Mínima (4.4% de la superficie marina; escenario basado en la inclusión de las áreas definidas como de prioridad muy alta por INVEMAR), Sin Protección, Protección 10% AMP y Protección 20% AMP.

Para comparar estos cinco escenarios se observa el comportamiento de los beneficios de la actividad nuevamente en un horizonte de 50 años. Para poder comparar los beneficios en este horizonte de tiempo, es necesario considerar que estos deberán ser descontados utilizando una tasa de descuento, para así realizar la suma del valor presente de los mismos. Esta suma se realiza utilizando las mismas tasas de descuento del 4%, 6%, y 9%, considerando diferentes tasas, debido a que esto puede ser un factor importante a la hora de decidir cuál escenario es mejor en términos de beneficios económicos.

4.2.1 Camarón blanco (Litopeneaeus Occidentalis)

Se presentan los resultados para el camarón blanco. Para esta especie, los escenarios de 10% y 20% de AMP resultan ser idénticos porque la protección de los ecosistemas protegidos específicos al camarón resulta ser igual cuando se compara con el Cuadro 6 (ver Cuadro 27) a pesar de que se proteja una mayor área en el segundo escenario. Esto se debe a que los ecosistemas relacionados con el camarón (Manglares, estuarios y fondos móviles) logran ser adecuadamente representados en el escenario del 10% de protección.

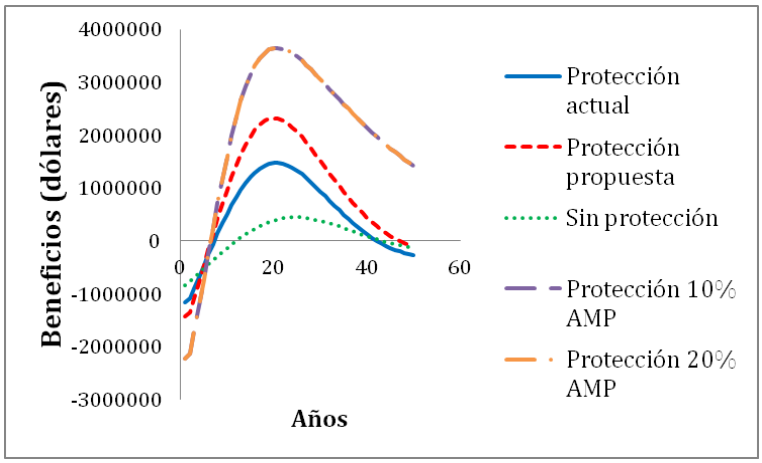
CUADRO 27 CAMARÓN BLANCO. HECTÁREAS DE ÁREA MARINA PROTEGIDA BAJO ESCENARIOS DE PROTECCIÓN ADICIONALES DEL 10 Y DEL 20% DE LA SUPERFICIE MARINA

Objeto de conservación	Área total (ha)	Área protegida Protección 10% AMP	Porcentaje de área protegida	Área protegida Protección 20% AMP	Porcentaje de área protegida
Manglares	202,123	131,035	64.8%	131,035	37.53%
Estuarios	89,203	26,761	30.0%	26,761	30.0%
Fondos móviles no carbonatados de grano fino	822,584	234,641	28.5%	234,641	28.5%
Total	**1,113,910**	**392,437**	**35.23%**	**392,437**	**35.23%**

FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008)

En la Figura 30 se aprecia que el beneficio de la pesquería en el momento 0 es negativo. De acuerdo al modelo, esto debería reflejarse en una caída inicial en el esfuerzo, permitiendo una recuperación del camarón blanco en la primera etapa de simulación (primeros 20 años). Pese a que los beneficios son inicialmente mayores en el escenario Sin Protección, esta tendencia es revertida a cabo del año 10 y al año 20 se llega al nivel máximo de beneficios en los escenarios del 10 y 20%.

FIGURA 30. BENEFICIOS DE LA EXTRACCIÓN DE CAMARÓN EN LOS DIFERENTES ESCENARIOS DE PROTECCIÓN



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Como se puede apreciar en el Cuadro 28, los beneficios generados por los nuevos escenarios de protección son mayores cuando se protege una mayor extensión de área marina, esto es debido a que el efecto rebosamiento se hace presente y permite que la mayor extensión de AMP compense la reducción en el área disponible de pesca para cualquier nivel de tasa de descuento. De esta forma, los beneficios ahora aumentan hasta el rango de 7 a 25 millones de

dólares en valor presente –a diferentes tasas de descuento-, que equivalen a beneficios anualizados de entre 643 mil y 1.2 millones de dólares.

CUADRO 28 CAMARÓN BLANCO. VALOR PRESENTE NETO DE LOS BENEFICIOS BAJO DIFERENTES NIVELES DE PROTECCIÓN

Escenarios	Tasa de descuento		
	4%	6%	9%
A. Protección actual (3.9%)	8,710,873	4,913,522	1,599,765
B. Protección mínima 4.4% AMP	17,088,578	10,400,526	4,621,684
C. Sin protección	-1,020,476	-1,856,333	-2,413,627
D. Protección 10% AMP	33,800,669	19,860,445	8,655,387
E. Protección 20% AMP	33,800,669	19,860,445	8,655,387
Beneficios generados por la protección actual (A-C)	9,731,349	6,769,855	4,013,392
Beneficios generados por la protección mínima (B-A)	8,377,705	5,487,004	3,021,919
Beneficios generados por Protección 10% AMP (D-A)	**25,089,796**	**14,946,923**	**7,025,622**
Equivalente anualizado para la protección 10%	1,167,935	948,297	643,662
Beneficios generados por Protección 20% AMP (E-A)	**25,089,796**	**14,946,923**	**7,055,622**
Equivalente anualizado para la protección 20%	**1,167,935**	**948,297**	**643,662**

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Es evidente el impacto positivo que generaría la protección de un área mayor sobre la pesquería del camarón. Sin embargo, ante el escenario de protección del 20% de la superficie marina no se gana nada en comparación al escenario del 10%, porque con este último ya estarían cubiertos todos los ecosistemas relevantes para esta especie.

4.2.2 Pelada (Cynoscion phoxocephalus)

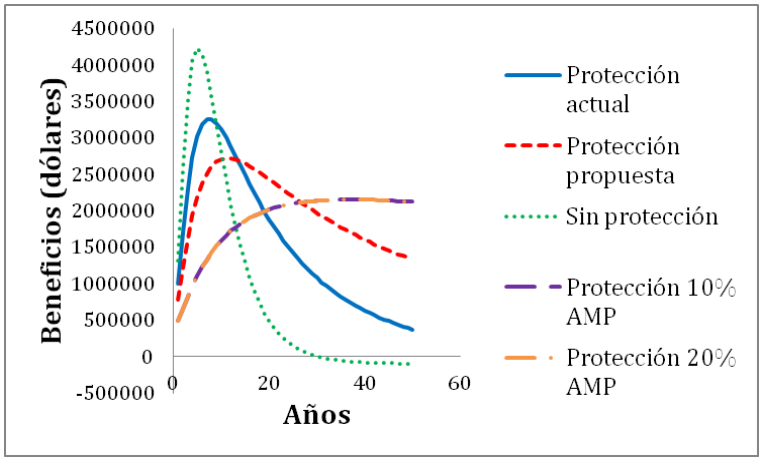
Para la pelada, los dos escenarios nuevos tampoco ganan en ecosistemas estratégicos en comparación con el escenario de protección del 4.4% de la superficie marina (comparando Cuadro 9 con Cuadro 29). De forma similar a como ocurre con el caso del camarón, en el caso de la pelada, los beneficios de proteger una mayor superficie se hacen evidentes después del año 20 de la simulación. La Figura 31 revela que mientras en los tres primeros escenarios la función de beneficios presenta rápidamente sus picos más altos, siendo el mayor el de área sin protección, para los nuevos escenarios la función es creciente y tienden a un valor de 2 millones de dólares. Es decir, los escenarios de protección del 10 y del 20% de la superficie marina parecen garantizar la sostenibilidad del recurso en el largo plazo.

CUADRO 29 PELADA. HECTÁREAS DE ÁREA MARINA PROTEGIDA BAJO ESCENARIOS DE PROTECCIÓN ADICIONALES DEL 10 Y DEL 20% DE LA SUPERFICIE MARINA

Objeto de conservación	Área total (ha)	Área protegida Protección 10% AMP	Porcentaje de área protegida	Área protegida Protección 20% AMP	Porcentaje de área protegida
Manglares	202,123	131,035	64.8%	131,035	64.8%
Estuarios	89,203	26,760.9	30%	26,760.9	30%
Formaciones coralinas	60.63	60.63	100%	60.63	100%
Playones inter-mareales de lodo	63,700	63,700	100%	63,700	100%
Total	**355,085.57**	**221,556.53**	**62.40%**	**221,556.53**	**62.40%**

FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008).

FIGURA 31. BENEFICIOS DE LA EXTRACCIÓN DE PELADA EN LOS DIFERENTES ESCENARIOS DE PROTECCIÓN



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

La sostenibilidad alcanzada se ve reflejada en un mayor flujo de beneficios comparados con los otros escenarios posibles. En el Cuadro 30 se observa que, sin embargo, estos beneficios se obtienen en períodos lejanos en el tiempo, por lo que la tasa de descuento los castiga de forma significativa.

Para la pelada, como se ve en el Cuadro 30, se tiene que una mayor protección no coincide con un incremento de los beneficios. Por el contrario, los beneficios disminuyen porque la reducción del área disponible para la pesca tiene un mayor peso que el efecto de rebosamiento. Se observa para esta especie que la protección óptima debe corresponder a un

valor intermedio, debido a que escenarios en los que no existe protección o existe una protección muy alta, son escenarios en los que se obtienen beneficios bajos.

CUADRO 30 PELADA. VALOR PRESENTE NETO DE LOS BENEFICIOS BAJO DIFERENTES NIVELES DE PROTECCIÓN

Tasa de descuento	4%	6%	9%
A. Protección actual (3.9%)	42,826,472	33,852,784	25,133,510
B. Protección mínima 4.4% AMP	45,494,514	33,558,420	23,073,740
C. Sin protección	34,483,637	30,064,560	24,843,395
D. Protección 10% AMP	35,617,544	24,448,333	15,445,041
E. Protección 20% AMP	35,617,544	24,448,333	15,445,041
Beneficios generados por la protección actual (A-C)	8,342,835	3,788,224	290,115
Beneficios generados por la protección mínima (B-A)	2,668,042	-294,364	-2,059,770
Beneficios generados por Protección 10% AMP (D-A)	**-7,208,929**	**-9,404,449**	**-9,688,472**
Beneficios generados por Protección 20% AMP (E-A)	**-7,208,929**	**-9,404,449**	**-9,688,472**
Equivalente anualizado para los niveles de protección del 10 y del 20%	**-335,577**	**-596,659**	**-883,849**

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

4.2.3 Pargo rojo (Lutjanus purpureus)

En el caso del pargo rojo sí es evidente que con los nuevos niveles de protección se gana en términos de ecosistemas u objetos de conservación relevantes para su ciclo de vida. Si se comparan el Cuadro 12 con el Cuadro 31, se pueden observar las variaciones en dichos objetos de conservación.

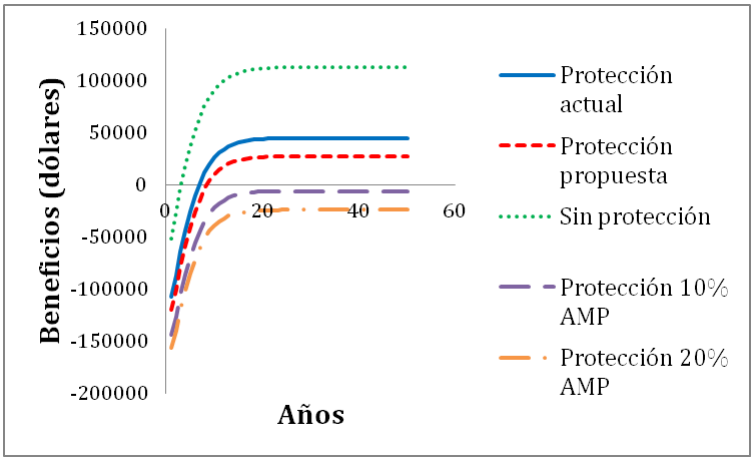
CUADRO 31 PARGO ROJO. HECTÁREAS DE ÁREA MARINA PROTEGIDA BAJO ESCENARIOS DE PROTECCIÓN ADICIONALES

Objeto de conservación	Área total (ha)	Área protegida Protección 10% AMP	Porcentaje de área protegida	Área protegida Protección 20% AMP	Porcentaje de área protegida
Manglares de aguas mixohalinas	64,672	64,672	100%	64,672	100%
Manglares de aguas marinas	1,106	1,106	100%	1,106	100%
Lagunas costeras	67,296	46,669	69,34%	61,912	91,9%
Estuarios	41,331	4,255	10.3%	4,564	11.0%
Área de congregación de pargos y meros	180,926	0	0%	0	0%
Total	**355,331**	**116,701.16**	**32.84%**	**132,254**	**37.22%**

FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008).

En la Figura 32 se puede observar cómo para los nuevos dos escenarios, si bien los beneficios aumentan en el largo plazo, siempre se obtienen valores negativos. De igual forma se aprecia como el escenario con mayores retornos es el del área sin protección. Es decir, la actividad pesquera de esta especie se ve reducida en todos los casos como resultado de las decisiones de protección, lo que se debe a que los ecosistemas asociados con esta especie son prioritariamente ecosistemas de conservación.

FIGURA 32. BENEFICIOS DE LA EXTRACCIÓN DE PARGO ROJO EN LOS DIFERENTES ESCENARIOS DE PROTECCIÓN



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

La estimación de los beneficios, tanto en valor presente como en su equivalente anualizado, arroja valores negativos a cada nivel de tasa de descuento propuesto. En el caso de la protección del 10% de la superficie marina, los costos fluctúan entre medio millón y un millón de dólares, que equivalen a cerca de 47 mil dólares anuales (Cuadro 32). En el caso de la protección del 20% de la superficie marina, los costos en valor presente neto de 50 años equivalen al rango de 682 mil a 1.39 millones de dólares, que anualizado es cercano a 63 mil dólares.

Al analizar los resultados del pargo rojo se debe tener en cuenta que a diferencia del camarón y la pelada, este modelo considera que el esfuerzo es constante en el tiempo, lo que permite que los beneficios se logren estabilizar en un valor diferente a cero en el largo plazo. Anteriormente, se mostró que una mayor protección tenía un impacto negativo en los beneficios. La protección adicional propuesta en estos dos nuevos escenarios confirma que para esta especie, un escenario sin protección resulta ser el que generaría mayores beneficios.

CUADRO 32 PARGO ROJO. VALOR PRESENTE NETO DE LOS BENEFICIOS BAJO DIFERENTES NIVELES DE PROTECCIÓN

Tasa de descuento	4%	6%	9%
Protección actual	301,811	93,159	-61,459
Protección propuesta	-49,682	-161,064	-234,745
Sin protección	1,706,474	1,113,985	639,315
Protección 10% AMP	-726,443	-649,500	-566,604
Protección 20% AMP	-1,088,191	-910,090	-743,149
Beneficios generados por la protección actual (A-C)	-1,404,663	-1,020,824	-700,775
Beneficios generados por la protección propuesta (B-A)	-351,494	-254,224	-173,285
Beneficios generados por Protección 10% AMP (D-A)	**-1,028,255**	**-742,660**	**-505,144**
Equivalente anualizado - nivel de protección del 10%	-47,865	-47,118	-46,083
Beneficios generados por Protección 20% AMP (E-A)	**-1,390,002**	**-1,003,250**	**-681,689**
Equivalente anualizado - nivel de protección del 20%	-64,705	-63,650	-62,188

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

4.2.4 Jurel (Caranx Hippos)

En el caso del jurel, también se tiene que los objetos de conservación aumentan en protección, como se observa al comparar el Cuadro 15 con el Cuadro 33. En los escenarios de protección del 10 y del 20% aumentan los ecosistemas y objetos de conservación incluidos dentro de las áreas protegidas.

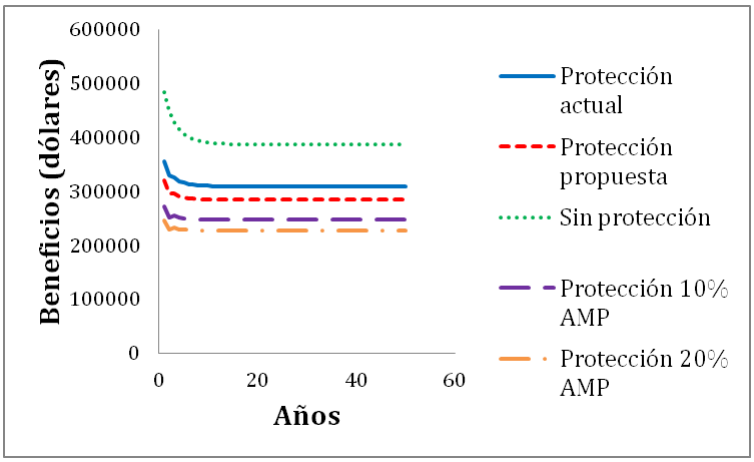
CUADRO 33 JUREL. HECTÁREAS DE ÁREA MARINA PROTEGIDA BAJO ESCENARIOS DE PROTECCIÓN ADICIONALES

Objeto de conservación	Área total (ha)	Área protegida Protección 10% AMP	Porcentaje de área protegida	Área protegida Protección 20% AMP	Porcentaje de área protegida
Manglares de aguas mixohalinas	64,672	64,672	100%	64,672	100%
Manglares de aguas marinas	1,106	1,106	100%	1,106	100%
Lagunas costeras	67,296	46,669	69.35%	61,912	92.0%
Estuarios	41,331	4,255	10.29%	4,564	11.04%
Formaciones coralinas	267,231	27,995	10.48%	31,669	11.85%
Fondos vegetados por fanerógamas	44,787	28,684	64.05%	29,415	65.68&
Fondos vegetados por algas carnosas (macroalgas)	2,831	2,116	74.8%	2,363	83,47%
Fondos de algas calcáceas	21,989	14,682	66.77%	21,989	100%
Fondos móviles carbonatados de grano fino	38,872	38,872	100%	38,872	100%
Total	**526,730**	**229,050**	**43.49%**	**256,562**	**48,71%**

FUENTE: CÁLCULOS PROPIOS A PARTIR DE INVEMAR, UAESPNN & TNC (2008)

Para el caso del jurel, cuando se hace el ejercicio de simulación, se observa (Figura 33) que sin importar el nivel de protección los beneficios siempre son positivos, sin embargo, el que mayor beneficios muestra, tanto en un solo periodo de tiempo como a lo largo del ejercicio es el escenario Sin Protección. De la figura también es evidente que cada que se aumenta el nivel de protección, los beneficios para los pescadores se ven reducidos. Es decir, el efecto rebosamiento nunca alcanza a compensar las pérdidas asociadas a no poder usar el área donde se encuentra la especie.

FIGURA 33. BENEFICIOS DE LA EXTRACCIÓN DE JUREL EN LOS DIFERENTES ESCENARIOS DE PROTECCIÓN



FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

En el Cuadro 34 se observa que ante un escenario de protección del 10%, los costos generados fluctúan entre 727 mil y 1.38 millones de dólares, lo que equivale a cerca de 65 mil dólares anualmente. Cuando el escenario de protección cubre el 20% de la superficie marina, los costos van entre 960 mil y 1.82 millones de dólares, con un equivalente anualizado de cerca de 86 mil dólares. En este mismo cuadro se observa que aunque en todos los escenarios se obtienen beneficios positivos, el escenario donde se obtienen mayores beneficios es aquel donde no existe ninguna figura de protección.

Finalmente, para el caso del jurel, se debe anotar, que al igual que en el caso del pargo, el esfuerzo es considerado constante en el tiempo, y los resultados confirman que una mayor protección inciden negativamente en los beneficios generados por los servicios ecosistémicos relacionados con la pesca.

CUADRO 34 JUREL. VALOR PRESENTE NETO DE LOS BENEFICIOS BAJO DIFERENTES NIVELES DE PROTECCIÓN

Tasa de descuento	4%	6%	9%
Protección actual	6,743,435	4,970,451	3,480,253
Protección propuesta	6,173.553	4,545,885	3,178,383
Sin protección	8,573.988	6,346,365	4,470,566
Protección 10% AMP	5,363,344	3,944,378	2,752,809
Protección 20% AMP	4,917,205	3,614,045	2,519,984
Beneficios generados por la protección actual (A-C)	-1,830,554	-1,375,915	-990,313
Beneficios generados por la protección propuesta (B-A)	-569,881	-424,566	-301,870
Beneficios generados por Protección 10% AMP	**-1,380,090**	**-1,026,072**	**-727,444**
Equivalente anualizado - nivel de protección del 10%	-64,243	-65,098	-66,361
Beneficios generados por Protección 20% AMP	**-1,826,229**	**-1,356,406**	**-960,270**
Equivalente anualizado - nivel de protección del 20%	-85,011	-86,056	-87,602

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Para el escenario de Protección mínima (4.4%), se había calculado el beneficio agregado que se generaría por efecto de las nuevas áreas marinas protegidas (Cuadro 26). Se realiza ahora el cálculo total del beneficio adicional de proteger una mayor extensión de área (hasta 10 o 20%) y se comparan los resultados. Cuando se calcula un resultado conjunto para las cuatro especies, y además se utilizan diferentes tasas de descuento, se observa que en el caso de los niveles de protección del 10% y del 20% de la superficie marina (Cuadros 35 y 36, respectivamente) no es posible concluir de forma definitiva si un escenario de mayor protección produce mayores o menores beneficios. Cuando se utilizan tasas de descuento bajas (4 y 6% anual), los escenarios de mayor protección resultan favorecidos debido a los amplios beneficios generados por el camarón blanco, el cual fue el único en arrojar valores positivos. Sin embargo al aumentar la tasa de descuento estos toman menor importancia, haciendo que los nuevos escenarios ya no sean favorables.

CUADRO 35 VALOR DE LA PROTECCIÓN DEL 10% DE LA SUPERFICIE PARA LAS CUATRO ESPECIES

Tasa de descuento	4%	6%	9%
Camarón blanco	25,089,796	14,946,923	7,025,622
Pelada	-7,208,929	-9,404,449	-9,688,472
Pargo rojo	-1,028,255	-742,660	-505,144
Jurel	-1,380,090	-1,026,072	-727,444
Valor presente neto agregado	15,472,522	3,773,742	-3,895,438
Valor anualizado	**720.249**	**239,422**	**-355,369**

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

CUADRO 36 VALOR DE LA PROTECCIÓN DEL 20% DE LA SUPERFICIE PARA LAS CUATRO ESPECIES

Tasa de descuento	4%	6%	9%
Camarón blanco	25,089,796	14,946,923	7,055,622
Pelada	-7,208,929	-9,404,449	-9,688,472
Pargo rojo	-1,390,002	-1,003,250	-681,689
Jurel	-1,826,229	-1,356,406	-960,27
Valor presente neto agregado	14,664,636	3,182,818	-3,410,566
Valor anualizado	**682,642**	**201,932**	**-311,135**

FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA

Cuando se utiliza una tasa descuento del 4%, el mejor escenario de protección es una protección del 10% de las AMP, con unos beneficios anualizados de 720 mil dólares, mientras que el escenario de protección del 20% llega a 682 mil dólares anuales. Con tasas del 6% los beneficios son del orden de 200 mil dólares anuales, mientras que a tasas del 9%, los beneficios se tornan negativos en más de 300 mil dólares.

5. Discusión

Las AMP's han sido objeto de controversia desde su creación, y actualmente existen argumentos a favor de la restructuración de estas áreas, debido en gran medida a los altos costos de implementación, mantenimiento, y el costo de oportunidad para los pescadores y otros agentes involucrados. (Balmford et al., 2004) Aun así, el número de AMP's creadas cada año es mayor, y con este crecimiento aumenta la discusión alrededor de los beneficios y los costos de su implementación para una variedad de actores (Balmford et al., 2004) (Gell & Roberts, 2002) (PISCO, 2008).

En este sentido, la hipótesis del presente estudio plantea que un aumento en el área de las AMP's tiene efectos positivos sobre la biomasa de las especies de interés comercial modeladas pero adicionalmente, puede haber también un efecto positivo sobre las capturas y los beneficios de los pescadores. Para comprobar esta hipótesis, se plantea un modelo bioeconómico basado en el modelo tradicional de Gordon y Schaefer, que incluye la presencia de áreas marinas protegidas, el cual es usado para representar cuatro pesquerías de Colombia: camarón blanco, pelada, pargo rojo, y jurel.

Inicialmente, al crear las nuevas áreas protegidas, se reduce el espacio disponible para que los pescadores desarrollen actividades de pesca. Intuitivamente, cada hectárea que se protege es una hectárea que se pierde para los pescadores, lo que causa un nivel de capturas y

beneficios menores para ellos. Es decir, que en principio cuando se establecen las AMPs los resultados son contrarios a lo que buscan las AMPs, en el corto plazo. Siguiendo la hipótesis planteada, se espera que en el largo plazo, la pérdida de bienestar inicial de los pescadores, se vea compensada cuando las poblaciones biológicas, que se encuentran protegidas, aumenten sus tamaños poblacionales, migren hacia áreas no protegidas y en consecuencia aumenten la productividad de la pesca. Sin embargo, si se hace referencia a los estudios de caso, este resultado no sería uniformemente válido. Aunque para el caso del camarón, el efecto es contundente, para la pesquería de la pelada, solamente es válido cuando se utilizan tasas de descuento bajas, y para las pesquerías de pargo y jurel, esta hipótesis se ve rechazada, porque no se logra compensar la pérdida de bienestar de los pescadores dada por la reducción del área disponible de pesca.

Adicionalmente, cuando el esfuerzo se ajusta como resultado de los beneficios, necesariamente los beneficios convergen a cero, aunque puedan darse estos equilibrios en condiciones más favorables –en términos biológicos- dada la existencia de las nuevas áreas protegidas.

Esto permite entender que existe una relación entre la dinámica del esfuerzo y la presencia de áreas marinas protegidas. Un ejemplo de ello es el caso del camarón blanco. Los beneficios de las áreas marinas protegidas, que alcanzaron un valor máximo después de 20 años de simulación, se hubieran podido mantener como tal, si no hubiera existido un incremento del esfuerzo. Pero esto no ocurrió, y por el contrario, se agotaron rápidamente, al igual que ocurrió en el escenario sin áreas marinas protegidas. Este resultado responde a las preferencias de los agentes, los cuales al ver que la actividad genera beneficios económicos, aumentan el esfuerzo de pesca con el fin de incrementar aún más los beneficios (Hardin, 1968). Si se tiene en cuenta que todos los agentes toman simultáneamente la misma decisión, entonces el esfuerzo agregado de los pescadores hará que las poblaciones fuera del área marina protegida desciendan rápidamente. Los resultados bajo este supuesto –de cambios en el esfuerzo como respuesta a aumentos en los beneficios-, sugieren que en ciertos casos puede ser necesario no sólo controlar los lugares de pesca sino al mismo tiempo es necesario controlar el esfuerzo (Hannesson, 1998).

Hannesson (1998) realizó una modelación similar a la de este estudio y encontró que controlar el esfuerzo que se ejerce en la actividad pesquera es mucho más efectivo que

controlar los sitios donde se pueden realizar estas actividades. Específicamente, determinó que para obtener los mismos beneficios al controlar el esfuerzo, sería necesario proteger entre el 70% y el 80% de los ecosistemas, propuesta que sería inviable considerando la gran mayoría de presupuestos y planes. Sin embargo, controlar el esfuerzo también puede llegar a ser una tarea administrativamente costosa y políticamente difícil de implementar.

Esta situación no implica que las AMPs no generen beneficios o que su implementación sea innecesaria. Los ecosistemas marinos del mundo están sufriendo cambios dramáticos a cuenta de actividades humanas y esto podría ocasionar la pérdida de muchos de los bienes y servicios que estos ecosistemas hoy proveen, llevando a millones de personas a una situación de vulnerabilidad. Por eso es importante recordar que todo al análisis previo se realizó solamente teniendo en cuenta el efecto de la implementación de áreas marinas protegidas sobre los beneficios económicos de la actividad pesquera. Es decir que solamente se tienen en cuenta los valores de uso directo de la biodiversidad y de los ecosistemas que la sostienen. Claramente, este no debe ser el único criterio para decidir si es viable su implementación. Existen beneficios asociados a la conservación del recurso, que son diferentes a los percibidos por los pescadores.

La variedad de resultados obtenidos permite plantear dos preguntas importantes, ¿Qué tanto deben crecer las poblaciones de peces para que el efecto de rebosamiento compense la pérdida de bienestar por la creación de las nuevas AMP's? y ¿Cuánto tiempo tardan en crecer? en realidad no existe una regla general sobre cuánto deben crecer o qué tamaño deben alcanzar la poblaciones para que el efecto de rebosamiento genere beneficios positivos en las áreas no protegidas. Se ha observado que los beneficios de proteger una población se obtienen entre cinco y diez años después de protegida (Aburto et al., 2011) pero en general, este valor depende principalmente del tamaño inicial de la población y de la salud del ecosistema en el que se encuentra (Wu et al., 2009).

Los resultados de este estudio sugieren que una de las condiciones para que los beneficios de la implementación de AMPs adicionales sean visibles, es que la especie se encuentre en una condición de sobrexplotación y los niveles de biomasa sean pequeños en relación con su capacidad de carga. Esto permite que haya un mayor impacto de la recuperación del recurso en el área marina protegida, lo que se verá reflejado en el área disponible para la pesca, por el efecto de rebosamiento. La pesquería de camarón es un

ejemplo de esta situación. Bajo otras condiciones, este efecto de rebosamiento no será tan importante como la reducción del área disponible para la pesca, situación que se muestra aquí para el caso de la pelada, el pargo, y el jurel. En estos casos, otras políticas pueden ser más útiles, como las mencionadas anteriormente: vedas temporales, estrategias de comanejo, o políticas que regulen el esfuerzo pesquero. Incluso, si existe el conocimiento ecológico adecuado, se puede pensar en vedas espaciales en rotación que permitan aprovechar algunos lugares mientras otros se recuperan de la presión pesquera.

Una de las aclaraciones que se deben tener en cuenta antes de analizar a fondo los resultados, es que el modelo planteado en este estudio es sólo una simplificación de la realidad, y aunque teóricamente podría ser más preciso, en la práctica es sumamente difícil capturar muchos de los parámetros y coeficientes que requiere el modelo como insumos (Armstrong, 2007). Particularmente, el modelo no puede contemplar algunos factores claves en la modelación que arrojarían resultados mucho más precisos para la valoración.

Uno de estos factores es la capacidad de carga, la cual puede ser diferente entre ecosistemas, debido a que ésta se encuentra definida por características como la composición de las especies que allí habitan, las características físico-químicas del medio, la extensión y la presión de extracción a la que se encuentra sometido el ecosistema, otros efectos exógenos como la contaminación de aguas o el cambio climático, entre otros. El modelo planteado en este estudio únicamente toma en cuenta la extensión del ecosistema, lo que claramente subestima el efecto de algunos de estos ambientes sobre las poblaciones en estudio, y sobre-estima otros, debido a que no todos son igualmente importantes. Por ejemplo, los arrecifes coralinos son altamente importantes para la biología de muchas especies y sus dinámicas poblacionales. Esto causaría que una unidad de área de este tipo de hábitat, aporte mucho más en el crecimiento de la población que una unidad de área de otro tipo.

Con esto en mente, se hace evidente que los resultados de este estudio señalan efectos distintos para cada especie, de acuerdo a sus características biológicas, ecológicas, y las características de la pesca, proponiendo un nuevo panorama de diseño y aplicación de las AMPs. Existen numerosos ecosistemas contenidos dentro de las AMPs, y esto plantea un gran número de subconjuntos, que configuran los nichos de las especies. Una extensión del modelo permitiría dar diferentes pesos a cada uno de los ecosistemas, de acuerdo a su importancia relativa. Sin embargo, es importante recordar, que cada ecosistema puede estar asociado a una

etapa particular del ciclo de vida de la especie, elemento que hace más complicado el análisis. Por otra parte, el modelo de Gordon y Schaefer considera cantidades de biomasa expresada en toneladas, en lugar de número de individuos, ante la incapacidad, dada la falta de información, de distinguir a los individuos por grupos de edades. Esto constituye una de las limitaciones de este tipo de modelos.

Sin embargo, quizá la principal limitación de estos estudios es la disponibilidad de información confiable. Que el país llegue a consolidar la información que posee en torno a la actividad pesquera ha implicado un reto enorme para varias instituciones. A pesar de eso, aun la calidad y confiabilidad de los datos, así como la cantidad disponible de ellos, dista mucho de ser medianamente aceptable comparada con la información que se tiene en países industrializados. En casos como el del camarón, el país ya cuenta con un buen conjunto de datos e información que hacen que el modelo tenga un grado relativamente bueno de confianza; para otras especies, la información disponible es mucho más joven. Sin embargo, el mayor reto es cómo recolectar información de las flotas pesqueras artesanales que se caracterizan por tener una gran cantidad de actores, pescando con una amplia variedad de artes de pesca y extrayendo una aun mayor variedad de especies simultáneamente.

Finalmente, se debe resaltar que este tipo de estudios no se pueden abordar exclusivamente desde la economía de los recursos naturales, y es importante la participación activa de otras disciplinas como la biología, la ecología y la ingeniería pesquera. Adicionalmente, este tipo de estudios no pueden ser esfuerzos puramente académicos, y existe una necesidad de unir esfuerzos con entidades estatales involucradas en el proceso de toma de decisiones. De esta forma, los esfuerzos realizados en la investigación en realidad serán de utilidad para adoptar políticas públicas más eficientes en la conservación de los recursos marinos y el bienestar de las comunidades pesqueras.

6. Agradecimientos

Expresamos nuestros agradecimientos a INCODER, por suministrar la información de captura y esfuerzo de las cuatro especies representadas en este trabajo. Queremos agradecer también a INVEMAR, por la información relacionada con la extensión de área protegida en diferentes escenarios de conservación, además de la información de ingresos, costos, esfuerzo, y captura incidental de la pesquería del camarón blanco del Pacífico. Esta información fue

necesaria para la implementación del modelo, y sin ella, no habría podido ser posible realizar este trabajo.

También agradecemos a Rocío del Pilar Moreno, cuyas revisiones y comentarios fueron importantes para la elaboración del presente informe, y a los asistentes a las presentaciones del grupo GEMAR, en las cuales este proyecto se expuso en sus fases preliminares, y de las cuales también surgieron ideas importantes que fueron consideradas en su versión final.

7. Referencias

Aburto, O., Erisman, B. G., Mascareñas-Osorio, G., Sala, E., & Ezcurra, E. (2011). Large Recovery of Fish Biomass in a No-Take Marine Reserve. Plos One , 6 (8).

Anderson, L., & Seijo, J. (2010). Bioeconomics of Fisheries Management. Singapore: Wiley-Blackwell.

Armstrong, C. (2007). A Note on the Ecological-economic Modelling of Marine Reserves in Fisheries. Ecological Economics , 62 (2), 242-250.

Aylward, B.A. & Barbier, E.B. (1992). Valuing Environmental Functions in Developing Countries. Biodiversity and Conservation 1:34-50.

Balmford, A., Gravestock, P., Hockley, N., McClean, C., & Roberts, C. (2004). The Worldwide Costs of Marine Protected Areas. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America , 101 (26), 9694-9697.

Barbier, E.B. & Strand, I. (1998). Valuing Mangrove-Fishery Linkages: A Case Study of Campeche, Mexico. Environmental and Resource Economics 12, 151–166.

Barbier, E.B. (1994). Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands. Land Economics, 70 (2) 155-173.

Barbier, E.B., Strand, I. & Sathirathai, S. (2002). Do Open Access Conditions Affect the Valuation of an Externality? Estimating the Welfare Effects of Mangrove-Fishery Linkages in Thailand. Environmental and Resource Economics 21: 343–367, 2002.

Botsford, L.W., J.C. Castilla, C.H. Peterson. (1997). The management of fisheries and marine ecosystems. Science, 277, 509-515.

Cardona, D. (2009). Análisis bioeconómico de la pesca de camarón blanco en el Pacífico colombiano en presencia del fenómeno El Niño. Tesis de Maestría en Economía. Universidad de Los Andes .

Conrad, M. (1999). Resource Economics. New York: Cambridge University Press.

Corporación Colombia Internacional. (2010). Pesca y Acuicultura Colombia 2010.

FAO (2012). The State of World Fisheries and Aquaculture 2012, Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 230 p.

Gell, F., & Roberts, C. (2002). The Fishery Effects of Marine Reserves and Fishery Closures. Washington, D.C.: World Wildlife Fund.

Gordon, H. (1954). The Economic Theory of a Common Property Resource: The Fishery. The Journal of Political Economy , 62 (2), 124-142.

Hannesson, R. (1998). Marine Reserves: What Would They Accomplish? Marine Resource Economics , 13, 159-170.

Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. Science , 1243-1248.

INVEMAR, UAESPNN, & TNC. (2008). Análisis de vacíos y propuesta del sistema representativo de áreas marinas protegidas para Colombia. Informe técnico final. Alonso, D., Ramirez, L., Segura-Quintero, C. y P. Castillo-Torres (Eds.). Santa Marta, Colombia. 64p+anexos.

Kar, T., & Matsuda, H. (2008). A Bioeconomic Model of a Single-Species Fishery with a Marine Reserve. Journal of Environmental Management , 86 (1), 171-180.

Kellner, J. N. (2008). Spillover from Marine Reserves Related to Mechanisms of Population Regulation. Theoretical Ecology , 1 (2), 117-127.

Maldonado, J.H., Moreno-Sánchez, R.P., Zárate, T.G., Barrera, C.A., Cuervo, R., Gutiérrez, C.A., Montañez, A.M., Rubio, M. (2013). "Valoración económica del subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia: un análisis para formuladores de política desde un enfoque multi-servicios y multi-agentes". Documento CEDE 2013-52, Uniandes, Bogotá.

Ostrom, E. (1990). Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action. New York: C.U. Press.

PISCO (Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans). (2008). La Ciencia de las Reservas Marinas (2da Edición, Versión para Latinoamérica y el Caribe). www.piscoweb.org. 22 páginas.

Roberts, C., McClean, C., Veron, J. H., Allem, G. M., & Werner, T. (2002). Marine Diversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. Science, 295 (5558), 1280-1284.

Rueda M., J. Gómez, M. Santos, A. Rodríguez, E.A. Viloria, A. Girón, L. García. (2010). Estado de los recursos sometidos a explotación p249-286. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia 2009. INVEMAR. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. ISSN: 1692-5025. Santa Marta, Colombia. 319p.

Rueda, M., Marmol, D., Viloria, E., Doncel, O., Rico-Mejía, F., García, L., y otros. (2010). Identificación, ubicación y extensión de caladeros de pesca artesanal e industrial en el territorio marino-costero de Colombia. INVEMAR, INCODER, Agencia Nacional de Hidrocarburos, Santa Marta.

Ruitenbeek, H.J. (1994), 'Modeling Economy-Ecology Linkages in Mangroves: Economic Evidence for Promoting Conservation in Bintuni Bay, Indonesia', Ecological Economics 10, 233–247.

Russ, G., Alcala, A., & Maypa, A. (2003). Spillover from Marine Reserves: the Case of Naso Vlamingii at Apo Island, the Phillipines. Marine Ecology Progess Series , 264, 15-20.

Schaefer, M. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1(2), 27–56.

Wu, H., Chakraborty, A., & Kenerley, C. (2009). Formulating Variable Carrying Capacity by Exploring a Resource Dynamics-based Feedback Mechanism Underlying the Population Growth Models. Ecological Complexity , 6 (4), 403-412.