

# Las áreas marinas protegidas como instrumento de política ambiental\*

Alberto Ansuategi

Marta Escapa

Departamento de Fundamentos de Análisis Económico I  
Universidad del País Vasco (EHU)

Mette Termansen

Department of Environmental Science  
University of Leeds, UK

## Resumen

*El análisis de los costes y beneficios potenciales derivados del establecimiento de áreas marinas protegidas (AMPs) se ve dificultado por la existencia de múltiples interacciones entre factores socioeconómicos, biológicos e institucionales. En este trabajo se analizan dichos costes y beneficios potenciales y se presenta una revisión de la literatura bioeconómica sobre el diseño de las reservas marinas con el objetivo de ayudar a entender las disyuntivas asociadas a estas AMPs. También se presentan las ventajas que podría aportar el estudio de las AMPs mediante modelos basados en agentes.*

**Palabras clave:** áreas marinas protegidas, análisis bioeconómico, modelos basados en agentes

**Clasificación JEL:** Q22, Q28

## Abstract

*There exists a complex set of interactions between socioeconomic, biological and institutional factors that makes it difficult to predict whether the potential benefits of marine protected areas (MPAs) will be higher than the potential costs. In this paper we discuss those potential benefits and costs and review the bioeconomic literature on marine reserve design with the aim of guiding scientists and policymakers who are interested in understanding the tradeoffs associated with MPAs. We also propose agent based modelling approaches as promising frameworks for future analysis.*

**Keywords:** marine protected areas, bioeconomics, agent based models.

**JEL classification:** Q22, Q28.

## 1. Introducción

Las áreas marinas protegidas (AMPs) han existido desde hace siglos<sup>1</sup>, si bien es cierto que ha sido hace sólo un par de décadas cuando se ha empezado a considerarlas como una herramienta de política ambiental. La principal razón reside, pro-

---

\* Los autores quieren agradecer la financiación del proyecto titulado «Nuevos instrumentos para la gestión sostenible de los recursos naturales», a través del programa de ayudas a la investigación promovidas por la Cátedra Unesco sobre Desarrollo Sostenible y Educación Ambiental de la Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea.

<sup>1</sup> JOHANNES (1978) describe la existencia de reservas en Oceanía desde mucho antes de la llegada de los europeos.

bablemente, en el hecho de que nunca antes los océanos habían estado sometidos a tanta presión. De acuerdo con un informe elaborado por la Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas sobre el estado de los recursos pesqueros a nivel mundial (FAO, 2003), un 10 por 100 de los principales recursos pesqueros marinos sobre los que hay información disponible está significativamente explotado, un 18 por 100 está sobreexplotado y un 47 por 100 está completamente explotado.

Sin embargo, sólo un 0,5 por 100 de la superficie total de los océanos está considerada como zona protegida<sup>2</sup> (WWF, 2005). Tal y como señalan Holland y Brazee (1996), la principal razón por la que los responsables políticos son reacios al establecimiento de reservas marinas es porque les preocupa que las restricciones sobre las áreas destinadas a la pesca se traduzcan en reducciones en los niveles de capturas, en aumentos de los costes variables de los pescadores asociados a la elección del lugar de pesca e incluso en una merma de los beneficios asociados a la gestión pesquera frente a los que reportarían formas de gestión tradicionales basadas en el control de los inputs (licencias, estándares tecnológicos etc.) u output (capturas totales autorizadas, cuotas individuales transferibles, etc.). Existen, sin embargo, estudios que auguran la presencia de una amplia gama de efectos beneficiosos como los efectos desbordamiento (Gell y Roberts, 2003), la protección de la estructura, función e integridad de los ecosistemas (Bohnsack, 1998), el incremento de los valores estéticos y recreativos (Bhat, 2003) y la reducción de la probabilidad de extinción (Grafton *et al.*, 2005).

Por tanto, a la hora de considerar la posibilidad de utilizar las AMPs como parte de nuestra política pesquera, la primera cuestión a analizar es bajo qué condiciones puede esperarse que el establecimiento de una reserva pesquera genere a unos beneficios superiores a los costes. Este análisis, sin embargo, no es en absoluto sencillo debido, entre otras razones, a las múltiples y complejas interacciones existentes entre los factores socioeconómicos, biológicos e institucionales presentes cuando se considera la posibilidad de declarar como protegida una determinada zona marina. En este trabajo se presentan los costes y beneficios potenciales derivados del establecimiento de un AMP y revisaremos la literatura que analiza el diseño de las AMPs desde el punto de vista bioeconómico. El objetivo es guiar a aquellos científicos y decisores políticos que estén interesados en comprender las disyuntivas asociadas con la creación de reservas marinas.

El trabajo se estructura en seis apartados. Tras esta introducción, en el apartado 2 se discute brevemente la definición de las AMPs. El apartado 3 repasa los posibles efectos socioeconómicos de las AMPs. La revisión de la literatura sobre modelos bioeconómicos de AMPs se presenta en el apartado 4. En el apartado 5 se discuten algunas de las limitaciones que presentan los modelos bioeconómicos de AMPs a la hora de generar recomendaciones de política ambiental y se proponen los modelos basados en agentes como un marco de análisis más apropiado para el estudio y di-

---

<sup>2</sup> En la práctica totalidad de estas áreas protegidas se pueden realizar actividades turísticas y recreativas y en el 90 por 100 de esta superficie protegida incluso está permitida la pesca.

seño de las AMPs. Por último, en el apartado 6 se presentan las principales conclusiones del trabajo.

## 2. Áreas marinas protegidas: definición

No existe una única definición de las AMPs e incluso se utilizan diversos términos tales como reservas marinas, reservas naturales marinas, santuarios marinos o áreas especialmente protegidas para referirse a ellas. Comenzaremos, por ello, clarificando la terminología utilizada en este trabajo. Según la definición dada en 1994 por la Unión Mundial para la Conservación (IUCN), un AMP es «*un área de mar especialmente destinada a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica y de los recursos naturales y culturales asociados y gestionada por ley u otros medios efectivos de control*». Ésta es una definición muy amplia e incluye una gran variedad de posibles significados, dependiendo de cuál sea el principal objeto de conservación (patrimonio natural, patrimonio cultural o producción sostenible), el nivel de protección que se pretende conseguir (sin acceso, sin impacto, sin explotación de recursos, delimitación de las zonas de explotación de recursos o delimitación de diferentes usos por zonas), la duración de la protección (permanente, condicional o transitoria), la constancia de la protección (anual, estacional o rotatoria), la escala ecológica de la protección (a nivel de ecosistema o de un recurso específico) y las restricciones de la explotación (sin restricciones, explotación con regulación, explotación exclusivamente para pesca comercial, explotación exclusivamente para pesca recreativa, pesca sin muerte, explotación para pesca de subsistencia o explotación por motivos científicos o educativos) (NMPAC, 2005).

En el presente trabajo entenderemos como AMP un área con protección a largo plazo, donde está prohibida en el área cualquier actividad pesquera a lo largo de todo el año<sup>3</sup>. Es decir, la definición de AMP que se utilizará en este trabajo se refiere a lo que habitualmente se ha denominado «reservas marinas sin explotación» o «reservas marinas de protección total».

## 3. Costes y beneficios de las áreas marinas protegidas

Siguiendo el enfoque de Sanchirico (2000), si consideramos el establecimiento de AMPs como una inversión pública en recursos marinos, las decisiones sobre estas áreas deberían basarse, al igual que en cualquier otra inversión pública, en un análisis coste-beneficio. Sin embargo, en el caso de los recursos marinos este tipo de análisis resulta ser bastante complejo. El objetivo de este apartado es clasificar los beneficios y los costes de las AMPs y revisar la literatura existente en busca de evidencia empírica sobre dichos costes y beneficios.

---

<sup>3</sup> Es importante señalar que estas reservas pueden ser utilizadas para desarrollar actividades turísticas o de investigación, siempre que no haya intención de explotar los recursos pesqueros.

Tal y como hacen Sanchirico *et al.* (2002) y Carter (2003), podemos clasificar los costes y beneficios de las AMPs en tres categorías: los asociados a los usuarios que explotan las zonas protegidas para la extracción de recursos, los asociados a los usuarios que no extraen recursos de la reserva y los asociados a aspectos institucionales y de gestión del área. La Tabla 1 recoge ejemplos de los costes y beneficios asociados a las tres categorías mencionadas.

**TABLA 1**  
**COSTES Y BENEFICIOS ASOCIADOS A LA CREACIÓN DE UN AMP**

Categoría	Costes	Beneficios
<b>Uso extractivo del recurso</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción de capturas</li> <li>• Menor calidad del pescado</li> <li>• Mayor congestión en las zonas de pesca</li> <li>• Mayor coste de transporte</li> <li>• Mayor coste de búsqueda</li> <li>• Pérdida de ingresos por cese de otras actividades extractivas (extracción de petróleo y gas natural, prospección farmacéutica, etc.)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento de capturas</li> <li>• Mayor calidad del pescado</li> <li>• Menores costes de búsqueda</li> </ul>
<b>Uso no extractivo del recurso</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento de congestión</li> <li>• Pérdidas para la comunidad pesquera tradicional</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento de las posibilidades de actividades recreativas</li> <li>• Valor científico y educativo</li> <li>• Valor de existencia</li> </ul>
<b>Institucional/gestión</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento de los costes de control</li> <li>• Peor control del esfuerzo</li> <li>• Exposición a mayores niveles de riesgo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Disminución de los costes de control</li> <li>• Mejor control del esfuerzo</li> <li>• Protección frente a la incertidumbre sobre el nivel de los stocks</li> </ul>

FUENTE: Adaptado de SANCHIRICO *et al.* (2002) y CARTER (2003).

### 3.1. Costes y beneficios para los usuarios que extraen recursos

En términos económicos los impactos más importantes que tienen las AMPs para los usuarios que obtienen recursos de la zona protegida son las pérdidas de ingresos por pesca una vez que se prohíbe la actividad en dicha zona. Ward *et al.* (2001) realizan una revisión exhaustiva de estudios empíricos sobre AMPs y afirman que «no existen ejemplos bien documentados de santuarios marinos de pesca que hayan generado y hayan conseguido mantener beneficios económicos netos para las pesquerías previamente existentes en la zona». Esta ausencia de evidencia

positiva justifica la extensión de la idea de que el establecimiento de AMPs afecta negativamente a los beneficios netos de la pesca comercial y recreativa<sup>4</sup>. Sin embargo, las AMPs tienen muchos y diferentes efectos sobre los ingresos por pesca que deberían ser tenidos en cuenta.

En concreto, las AMPs pueden influir en el rendimiento económico de la actividad pesquera a través de su efecto en: (i) el total de capturas, (ii) el precio del pescado, y (iii) los costes de la pesca. Es obvio que la creación de AMPs reduce las capturas a cero dentro del área de pesca donde se establece la protección. No obstante, algunos trabajos de investigación han mostrado que las AMPs pueden generar efectos positivos, en términos biológicos, en zonas de pesca adyacentes a través de dos vías<sup>5</sup>: (i) los llamados «desbordamientos» que surgen por la emigración neta de adultos y juveniles que cruzan las fronteras del AMP y (ii) la exportación de huevos y larvas (Gell y Roberts, 2003). Además, existen estudios teóricos que predicen que las AMPs minimizan la variabilidad de las capturas (Lauck *et al.*, 1998). La mayor parte de los análisis bioeconómicos sobre AMPs que se revisan en el apartado siguiente tienen como objetivo central estudiar el impacto que las AMPs pueden tener sobre el total de capturas bajo diferentes características ecológicas.

En relación al precio del pescado, es difícil predecir cuál será el efecto. Si el AMP tiene un efecto negativo sobre el total de capturas y, por lo tanto, la oferta de pescado se reduce, el precio del pescado puede aumentar. Sin embargo, si el pescado se exporta a los mercados internacionales, entonces es probable que no haya cambios significativos en el precio en respuesta a un descenso en las capturas locales. Por otra parte, si el establecimiento de AMPs influye en la calidad de las capturas, podría darse un efecto adicional (positivo o negativo) sobre el precio del pescado.

Respecto a los costes de la pesca, habría que distinguir entre los efectos a corto y medio y largo plazo. A corto plazo, cabe esperar que las AMPs aumenten los costes asociados tanto con la elección de la localización de la pesca como con los niveles de congestión de las áreas donde la pesca está permitida. Los costes de transporte son un factor importante para explicar la decisión de los pescadores sobre dónde ir a pescar<sup>6</sup>. La creación de AMPs implicará, probablemente, que los barcos necesitarán más tiempo para desplazarse a las zonas donde la pesca está permitida. La congestión provocará un incremento en el consumo de combustible así como un incremento de las necesidades de contratar tripulación y un mayor coste de capital<sup>7</sup>.

<sup>4</sup> Diversos estudios (WOLFENDEN *et al.*, 1994; SANT, 1996 y SUMAN *et al.*, 1999) muestran que la industria pesquera percibe que el establecimiento de AMPs reduce los beneficios económicos netos de su actividad.

<sup>5</sup> Los trabajos de RUSS y ALCALA (1996), STEVENS y SULAK (2001) y RUSS (2002) contienen evidencia empírica sobre los efectos externos positivos para la pesca de arrecife. Otros estudios como ROBERTS *et al.* (2001a), GALAL *et al.* (2002) y MAYPA *et al.* (2002) muestran que hay evidencia sobre la existencia de un incremento las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) en las zonas limítrofes de las AMPs.

<sup>6</sup> Otros factores importantes son los costes de búsqueda, los costes específicos de ciertas localizaciones de la pesca, la duración de la estancia en el mar y las tasas esperadas de captura.

<sup>7</sup> Los conflictos en relación a las técnicas de pesca autorizadas y a la reasignación de derechos de pesca en las zonas autorizadas pueden considerarse efectos colaterales de lo que podríamos denominar «efectos de la congestión».

Si el establecimiento de AMPs provoca un desplazamiento de la presión pesquera desde unas especies hacia otras, podría surgir potencialmente un nuevo efecto de congestión al aumentar el grado de competencia por las capturas de especies consideradas hasta ese momento secundarias.

A medio y largo plazo, los efectos de las AMPs sobre algunos costes, como los costes de búsqueda son menos obvios. Es difícil predecir si las AMPs reducirán o aumentarán el tiempo de búsqueda para localizar los peces y por tanto el gasto en combustible. Por un lado, si los efectos externos positivos, en términos biológicos, de las AMPs son suficientemente grandes, cabe la posibilidad de que los niveles de stocks de los recursos aumenten para toda la pesquería, haciendo que disminuyan los costes de búsqueda. Por otro lado, si los efectos positivos en términos biológicos no son muy importantes, los costes de búsqueda podrían de hecho aumentar.

Además de la pesca, existen otros usos extractivos de los recursos marinos que deberían cesar una vez establecida un AMP. Estos otros usos extractivos incluyen actividades como la prospección biológica para la obtención de nuevos fármacos (Newman, 1995; Munro *et al.*, 1999) o la extracción de gas y petróleo de yacimientos marinos (MPA News, 2004). Hasta la fecha, no existen investigaciones específicas sobre el coste de oportunidad que representaría la prohibición de estas actividades dentro del AMP, aunque puede inferirse a partir de trabajos como los de Cartier y Ruitenbeek (2000) y Rasmunssen y Piette (1984) que tales costes de oportunidad podrían ser altos.

### 3.2. Costes y beneficios para los usuarios que no extraen recursos

Existen trabajos como los de Coté *et al.* (2001) y Gell y Roberts (2002) que contienen evidencia empírica que avala la hipótesis de que el establecimiento de AMPs aumenta la biodiversidad y ayuda a los ecosistemas a recuperar su estado natural. Esto implica un mayor valor del área para los posibles visitantes, los practicantes del buceo deportivo o simplemente de aquéllos que disfrutan observando la vida salvaje (Dharmaratne *et al.*, 2000). Si efectivamente se produce un incremento del número de visitantes, esto puede tener un efecto multiplicador sobre el desarrollo local o regional (Duffy-Deno, 1997; Stynes, 1997). Por otro lado, las AMPs pueden tener un «valor de existencia» para gente que no tiene intención de visitar personalmente el área pero que valora su existencia.

Sin embargo, no todos los efectos de las AMPs sobre los usuarios de carácter no extractivo van a ser contabilizados como beneficios. Las AMPs también pueden perjudicar a este tipo de usuarios de diferentes maneras. Por ejemplo, debido a los efectos de congestión que el atractivo de la zona pudiera causar vía afluencia masiva de turistas o debido a la pérdida de una herencia cultural, un modo de vida peculiar de las pequeñas comunidades pesqueras, que pudiera ser de gran valor para algunos individuos.

### 3.3. Costes y beneficios relacionados con aspectos institucionales y de gestión

Existe un amplio debate en torno a la utilidad de las AMPs como instrumentos para gestionar las pesquerías. Algunos investigadores consideran que son un instrumento barato y efectivo para controlar el esfuerzo pesquero. En cuanto a los costes de establecimiento, operación y control de cumplimiento de las AMPs, está claro que estos costes son altos. Por ejemplo, los gastos anuales de gestión de los 85 millones de acres del parque Great Barrier Reef en Australia pueden superar los 5 millones de dólares (Craik, 1994). Sin embargo, también es cierto que otros costes como los costes de control de cumplimiento han empezado a decrecer por la introducción de nuevas técnicas de control tales como los sistemas de posición global (Verborough, 1994). Por tanto, se necesitaría ahondar en la investigación acerca de los costes de las AMPs en relación a los costes de los instrumentos tradicionalmente utilizados como las cuotas de capturas, el control del esfuerzo, el control del número de días de pesca etc.

En cuanto a la efectividad de estos instrumentos para alcanzar objetivos económicos, sociales y ambientales, las AMPs son consideradas también como un medio de protegerse frente a los fallos de gestión (Lauck et al., 1998) y de incrementar la resistencia de las pesquerías fuertemente explotadas en condiciones ambientales extremas (Carr y Reed, 1993). Sin embargo, tal y como comentamos a continuación, los cambios en el comportamiento de la industria pesquera y determinados factores externos como los cambios en el clima o la contaminación pueden poner en peligro los beneficios potenciales generados por las AMPs en relación a la gestión.

Por lo que respecta al control del esfuerzo pesquero, habría que diferenciar la capacidad de las AMPs para controlar el esfuerzo pesquero a corto plazo y a medio y largo plazo. A corto plazo, las AMPs pueden reducir el esfuerzo pesquero tanto directamente (al restringir el área donde puede tener lugar la pesca) como indirectamente (reduciendo la rentabilidad de la actividad pesquera). A medio y largo plazo el efecto de las AMPs sobre el esfuerzo es ambiguo, dado que se pueden producir (i) cambios en la concentración del esfuerzo pesquero y (ii) la sustitución por otros factores de producción y/o tecnología. En relación a la redistribución espacial del esfuerzo pesquero, existe evidencia empírica que muestra un aumento de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) en las proximidades geográficas de un AMP (véase la nota 5). Kaiser et al. (2002) ilustran el problema del desplazamiento del esfuerzo pesquero con el cierre temporal (del 14 de febrero al 30 de abril de 2001) de 40.000 millas cuadradas del Mar del Norte a la pesca de arrastre en el marco del plan de recuperación del bacalao. Los autores argumentan que la pesca de arrastre tiende a repetirse año tras año en la misma localización, dado que una vez se ha practicado el arrastre, el fondo marino de estas zonas queda virtualmente libre de obstáculos. Por tanto, la concentración del esfuerzo de la pesca de arrastre en unas zonas permite que el impacto de esta técnica de pesca sobre el hábitat sea menor que si se distribuyera uniformemente. Sin embargo, el cierre de las 40.000 millas cuadradas del Mar del Norte provocó que el esfuerzo pesquero que se realizaba anteriormente en esta zona se desplazara a otras zonas donde la pesca

de arrastre no se había practicado con anterioridad y, por tanto, supuso un impacto mayor sobre el hábitat.

Finalmente, respecto a los cambios en los factores de producción utilizados o en la tecnología, puede ocurrir que la mayor competitividad por recursos escasos que supone la introducción de AMPs genere mayores incentivos para la utilización de tecnologías de pesca más efectivas pero también más perjudiciales para el medio marino y un incremento de la capacidad de pesca para compensar la reducción del esfuerzo pesquero.

Las AMPs también han sido consideradas como un seguro ante las limitaciones científicas a las que tiene que hacer frente el proceso regulador. Suponiendo que los métodos para calcular los niveles de stock fueran fiables, este argumento sólo es válido si la probabilidad de colapso del recurso depende exclusivamente del nivel de sobreexplotación pesquera ejercido, pero no en el caso de que haya otros factores como la contaminación o cambios de las condiciones climáticas que pudieran influir en la desaparición de un stock. En el trabajo de Sanchirico (2000) se presentan dos situaciones en las que el establecimiento de un AMP podría suponer un mayor de riesgo para la gestión de las pesquerías: un AMP destinada a proteger un hábitat costero en presencia de un posible flujo de contaminación originado río arriba y un AMP situado en un área que no sería un hábitat apropiado para las especies si tuviera lugar un cambio de condiciones climáticas.

#### **4. Análisis bioeconómico de las áreas marinas protegidas**

La revisión que se ha hecho en el apartado anterior de los costes y beneficios asociados al establecimiento de AMPs pone de manifiesto la necesidad de considerar conjuntamente los aspectos económicos y biológicos para obtener una valoración de dichos costes y beneficios. La Bioeconomía es una rama de la Economía de los Recursos Naturales que aúna Economía y Biología para el análisis de la explotación óptima de los recursos naturales vivos. En esta sección se presenta una breve revisión de los trabajos que realizan un análisis bioeconómico para estudiar los impactos de la creación de AMPs.

La mayoría de los análisis bioeconómicos sobre AMPs adoptan una aproximación basada en el «peor escenario posible». Este escenario, denominado así por Grafton *et al.* (2005), ignora los beneficios relacionados con la conservación de la biodiversidad, la restauración del hábitat, el mantenimiento de la población o las catástrofes evitadas al ecosistema para centrar su atención en los efectos externos generados por la pesquería afectada por el AMP. Tal y como se señala en el trabajo de Sanchirico y Wilen (2001), el principal objetivo de estos trabajos no es computar si los beneficios son mayores que los costes, sino determinar bajo qué circunstancias la creación de un AMP podría conseguir una mejora tanto para aquéllos que, en principio, se oponen a dicha creación (la industria pesquera) como para aquéllos que la defienden (grupos ecologistas).



Así, los primeros trabajos bioeconómicos que analizan la introducción de AMPs se basan en modelos deterministas donde la pesquería es parte de un hábitat único y homogéneo. Entre los primeros trabajos que siguen este enfoque cabe destacar el trabajo de Holland y Brazee (1996), que se centra en el análisis de la capacidad de las AMPs para generar importantes flujos de renta. Holland y Brazee (1996) utilizan un modelo dinámico basado en edades con una relación stock-reclutamiento y un nivel de esfuerzo fijo y obtienen que (i) el impacto del AMP y su tamaño óptimo depende del nivel de esfuerzo ejercido sobre el recurso, (ii) puede haber pérdidas a corto plazo en términos de capturas y (iii) las AMPs podrían considerarse como un seguro frente a posibles fallos de gestión en pesquerías sobreexplotadas. También obtienen que si no existe ningún problema para controlar el esfuerzo, las AMPs apenas podrían generar aumentos en las capturas. Esta conclusión viene corroborada por otros estudios bioeconómicos como los de Hannesson (1998), Holland (2000) y Anderson (2002).

La mayor parte del resto de modelos bioeconómicos deterministas no han supuesto un nivel constante de esfuerzo sino que han considerado situaciones de acceso libre. Teniendo en cuenta que en los equilibrios asociados a regímenes de acceso libre se produce la disipación de las rentas, en estos estudios la evaluación del éxito económico de las AMPs no se ha podido hacer en base a las rentas generadas sino en base a los niveles de capturas<sup>8</sup>. Pezzey *et al.* (2000) y Sanchirico y Wilen (2001) muestran que, con dinámicas poblacionales dependientes de la densidad, las AMPs pueden generar resultados de «ganar-ganar»: aumentos en biomasa acompañados de aumentos en niveles de capturas. En Pezzey *et al.* (2000) se muestra que las situaciones de «ganar-ganar» asociadas a la creación de un AMP surgen cuando, antes de que se produzca dicha creación, el ratio del stock con respecto a la capacidad de carga es menor que 0,5. También muestran que la proporción del área protegida con respecto al área total crece hacia el 50 por 100 conforme el ratio del stock con respecto a la capacidad de carga desciende hacia cero. Sanchirico y Wilen (2001) también centran su atención en la identificación de combinaciones de valores de los parámetros y procesos de dispersión ecológica que generen resultados de «ganar-ganar». Así, muestran que (i) en un sistema cerrado las AMPs no generan aumentos en el nivel de capturas, (ii) en un sistema «fuente-sumidero» los resultados de «ganar-ganar» pueden surgir si se protege la «fuente», la tasa de dispersión para la «fuente» no es ni demasiado alta ni demasiado baja y la «fuente» es relativamente rentable y (iii) en sistemas dependientes de la densidad los resultados «ganar-ganar» pueden surgir cuando el ratio coste/precio es bajo en el área protegida y la tasa de crecimiento intrínseca del recurso no es demasiado alta. Otra contribución importante de Sanchirico y Wilen (2001) es que su modelo integra un componente de dispersión espacial al modelo tradicional de acceso libre que introdujeron Gordon (1954) y Smith (1968). Este componente de dispersión espacial es similar a la fórmula de metapoblaciones aplicada a la dispersión biológica y supone que los pes-

---

<sup>8</sup> SANCHIRICO y WILEN (1996) consideran también las rentas generadas en la transición del equilibrio inicial (sin AMP) al equilibrio final (con AMP).

cadores eligen la localización de su actividad pesquera de tal forma que se eliminan oportunidades de arbitraje espacial.

Con el objetivo de dar una respuesta más apropiada a la incertidumbre inherente a la dinámica de las poblaciones pesqueras y poder estudiar el papel de las AMPs como barrera frente a shocks inesperados y fallos de gestión, un segundo grupo de estudios aplicados a la creación de AMPs ha incorporado incertidumbre y estocasticidad en los modelos bioeconómicos tradicionales. Varios de estos estudios muestran que, a la hora de considerar el tamaño óptimo y la localización de las AMPs, se debería tener en cuenta la posibilidad de que se produzcan shocks que afecten a las pesquerías. Así, Lauck *et al.* (1998) discuten las implicaciones de la incertidumbre científica que acompaña a los ecosistemas marinos en combinación con los niveles típicos de dificultad de control de las capturas y mortalidad fortuita y concluyen que el uso de AMPs extensas puede servir como barrera contra las limitaciones de gestión inevitables y puede incluso evitar el costoso proceso de análisis del estado de los stocks. La principal conclusión a la que llegan los autores es que el tamaño del AMP debería aumentar con el nivel de incertidumbre si el objetivo es asegurar la persistencia de la población. Conrad (1999) muestra mediante simulaciones en un modelo bioeconómico donde el crecimiento neto del recurso está sometido a fluctuaciones estocásticas que las AMPs son instrumentos adecuados para reducir la variabilidad de la biomasa en las zonas destinadas a la pesca. Mangel (2000) y Hannesson (2002) extienden este resultado de variaciones en la población a variaciones en las capturas para un determinado tamaño del recurso.

Más recientemente, Grafton *et al.* (2005) incorporan incertidumbre ecológica en un modelo bioeconómico, resuelven el modelo para el tamaño de reserva óptimo y hallan que, para un amplio abanico de valores de los parámetros, las AMPs pueden mejorar el rendimiento económico para los pescadores aún en situaciones en las que el recurso no parta de una situación de sobreexplotación, las capturas sean óptimas desde el punto de vista económico y la población sea persistente. Además, muestran que si existe un tamaño positivo de AMP que es óptimo desde el punto de vista económico, entonces la existencia de una zona protegida de cualquier tamaño inferior al óptimo será preferible a la ausencia de protección.

## 5. Más allá del análisis bioeconómico

Los modelos bioeconómicos revisados en la sección anterior son modelos atractivos para analizar las implicaciones económicas asociadas al establecimiento de reservas marinas bajo escenarios alternativos representando diferentes interdependencias biológicas. Sin embargo, se trata de modelos excesivamente abstractos y en la mayoría de los casos no facilitan la validación empírica o el análisis de políticas de gestión de recursos pesqueros. En esta sección vamos a destacar dos limitaciones de los modelos bioeconómicos que consideramos de capital importancia y, a continuación, propondremos un marco de análisis que podría resultar atractivo para progresar en el estudio de las disyuntivas asociadas a la creación de reservas marinas.

### 5.1. *Las AMPs y las respuestas de comportamiento*

Tradicionalmente los modelos bioeconómicos parten del supuesto de que los pescadores asignan su esfuerzo pesquero en respuesta al patrón de beneficios esperados. Sin embargo, los beneficios esperados no son directamente observables y poco se sabe sobre cómo pueden reaccionar los pescadores al establecimiento de un AMP (Smith, 2000). En la modelización de las respuestas de comportamiento ante la creación de AMPs, tal vez se debiera tomar como punto de partida la literatura existente sobre la modelización de la elección que los pescadores hacen sobre la localización de su actividad pesquera. Una de las primeras contribuciones en este tipo de análisis corresponde a Bockstael y Opaluch (1983). En este trabajo se utiliza un modelo de elección discreta para representar las elecciones de los pescadores comerciales. A través de un modelo de utilidad aleatoria (MUA) se analizan los factores que condicionan los cambios de pesquería que realizan los pescadores. Posteriormente se han desarrollado modelos más complejos para analizar las elecciones de localización de los pescadores comerciales (Eales y Wilen, 1986; Dupont, 1993; Holland y Sutinen, 2000). Estos modelos se estiman utilizando elecciones de localización de pesca observadas y se comprueba que los principales factores que condicionan la elección de la localización son el beneficio esperado, la variabilidad en el beneficio y la distancia al lugar de pesca. Además, estos modelos permiten que las fuerzas motrices determinen tanto la participación en una pesquería concreta como la localización una vez se decide participar (Smith, 2002).

Consideramos que las lecciones que se desprenden de estos modelos pueden ser de gran utilidad a la hora de evaluar las implicaciones económicas de las AMPs como instrumentos de política ambiental. Si dispusiéramos de modelos fiables para estimar la elección de los pescadores, entonces podríamos analizar de forma más rigurosa la respuesta de comportamiento de los pescadores al cierre de determinadas localizaciones pesqueras (Curtis y Hicks, 2000; Haynie, 2004). Curtis y Hicks (2000) estiman los efectos en términos de bienestar del cierre de determinadas áreas para la protección de las tortugas marinas de capturas fortuitas. Haynie (2004) analiza el impacto económico asociado a la protección de hábitat para el león marino en la pesquería de abadejo del Mar de Béring. Estas contribuciones ofrecen mejoras significativas en lo referente al análisis del impacto económico de la creación de AMPs, dado que permiten al investigador estimar modelos que incorporan los factores que determinan la respuesta de los pescadores a cambios en las oportunidades de pesca a través de sus elecciones.

Sin embargo, los trabajos arriba citados no contemplan la cuestión más ambiciosa de analizar que es si la industria pesquera se va a beneficiar o no por el cierre de ciertas zonas. Este análisis implicaría combinar el modelo de decisión individual sobre localización de la pesca con un modelo bioeconómico dinámico para capturar las consecuencias biológicas del cierre a través de efectos desbordamiento y la dispersión de las larvas. Creemos que existen muy pocos intentos de combinar respuestas de comportamiento observadas empíricamente y modelos de dispersión biológica. Un ejemplo reciente es el trabajo realizado por Smith y Wilen (2003) en

torno a la pesquería del erizo de mar en el Norte de California. Otro ejemplo lo constituye el trabajo de Holland (2000) sobre santuarios marinos en George Bank, donde se combina un modelo bioeconómico con un MUA para explicar la toma de decisiones sobre la localización de la pesca.

Este tipo de análisis abre una línea de investigación muy interesante de cara al análisis empírico que se debería realizar en el futuro sobre el impacto económico de las AMPs. Los resultados obtenidos hasta el momento parecen sugerir que la incorporación del comportamiento de los pescadores en relación a las decisiones de localización tiende a reducir el atractivo económico de las AMPs como instrumentos de política ambiental.

### 5.2. *La estructura espacial de las AMPs*

Los estudios bioeconómicos de las disyuntivas asociadas con la puesta en práctica de AMPs se han centrado principalmente en un análisis basado en un sistema con dos áreas: el área abierta a la pesca y la reserva. Como punto de partida, este tipo de análisis ha sido útil para identificar importantes relaciones entre la dinámica del ecosistema y el comportamiento espacial y temporal de los pescadores. Sin embargo, existen aspectos importantes del diseño de las AMPs que no se pueden analizar a través de estos sistemas con dos áreas. Los biólogos marinos parecen decantarse por crear redes de AMPs (Sala *et al.*, 2002), si bien es cierto que la cuestión sobre el diseño espacial óptimo de las AMPs permanece aún abierta. Muestra de ello es el acalorado debate sobre los principios SLOSS (*Single Large Or Several Small*) que surgió en torno a la cuestión sobre si era mejor distribuir una superficie marina dada destinada a la conservación en una única gran reserva o en muchas reservas de menor tamaño (Whittaker, 1998; Roberts *et al.*, 2001b). De cualquier forma, casi nadie pondría en duda que la disposición espacial de las reservas es un determinante importante del éxito de las AMPs en su objetivo de conservación de las especies marinas y los ecosistemas y los modelos basados en dos áreas ofrecen una representación muy pobre de dicha disposición espacial, dado que son incapaces de tratar cuestiones tan relevantes como la conectividad entre áreas protegidas. Sanchirico (2004) extiende el análisis de dos áreas a un análisis de nueve áreas, utilizando un modelo bioeconómico espacialmente explícito que le permite analizar la conectividad entre las diferentes áreas. Su principal conclusión es que los vínculos entre las diferentes áreas son importantes no sólo para predecir las consecuencias biológicas del cierre de áreas sino también para predecir la respuesta del esfuerzo pesquero. Asimismo, el análisis apunta la importancia de la heterogeneidad espacial para establecer el diseño óptimo de las AMPs. Esta conclusión también ha sido defendida por biólogos marinos (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 1999; Crowder *et al.*, 2000). Por tanto, parece claro que limitarse a modelos basados en dos áreas impide la inclusión de uno de los aspectos más importantes del debate sobre el diseño óptimo de las áreas protegidas.

Maury y Gascuel (1999) incorporan aún mayor realismo espacial en un modelo de comportamiento de la industria pesquera. En su análisis utilizan un simulador basado en sistemas de información geográfica, modelando la dinámica del recurso en tiempo y espacio continuos (Okubo, 1980). El comportamiento de la flota pesquera se modela asignando aleatoriamente a cada barco un parámetro que determina el nivel de información sobre el stock del recurso. Cada barco elige la localización de su actividad pesquera en función de la abundancia esperada del recurso. Cada nuevo período/toma de decisión viene acompañado con una nueva asignación aleatoria del parámetro de información. Una conclusión que se desprende del análisis es que en algunos casos en los que el recurso está sometido a sobreexplotación la introducción de un AMP provoca un aumento en el nivel de capturas. El interés de este trabajo radica en el realismo espacial que incorpora en las simulaciones. Sin embargo, los autores no incorporan ningún tipo de criterio económico en el comportamiento de la flota pesquera. Por tanto, el modelo simplifica en exceso la respuesta del esfuerzo pesquero a la creación de un AMP y esto reduce considerablemente la validez del modelo para el análisis de la política ambiental.

### 5.3. *Los modelos basados en agentes y el estudio de las AMPs*

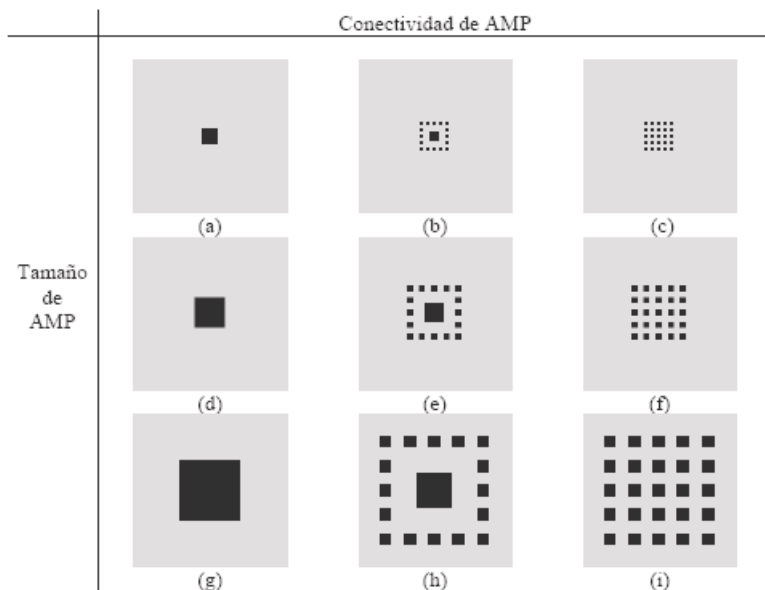
Las dos limitaciones de los modelos bioeconómicos tradicionales que hemos señalado anteriormente sugieren la necesidad de explorar en búsqueda de un marco alternativo de análisis, que sea espacialmente explícito y permita estudiar complejas interacciones biológicas y socioeconómicas en el tiempo y en el espacio.

La economía computacional basada en agentes es un nuevo campo de investigación que considera a las economías como sistemas evolutivos formados por agentes autónomos que interactúan entre sí. Axtell (2000) enumera una serie de ventajas asociadas a la economía computacional basada en agentes frente a la teoría matemática convencional. Axtell señala que en la mayoría de los procesos socioeconómicos el espacio es una variable importante y que, sin embargo, el espacio es una variable difícil de integrar en términos matemáticos a no ser que se lleven a cabo grandes simplificaciones. Axtell apunta también que en los modelos basados en agentes es relativamente fácil conseguir que el espacio medie en la interacción entre los diferentes agentes.

El análisis llevado a cabo por Termansen y Ansuategi (2005) constituye un primer paso en la búsqueda de un nuevo marco de análisis para el estudio de las AMPs como instrumento de política ambiental. En dicho trabajo se utiliza un modelo basado en agentes para analizar el efecto de la estructura espacial de las AMPs en los resultados obtenidos por los modelos bioeconómicos existentes. Así, se analiza la dinámica del nivel de capturas a través de la simulación del comportamiento de los pescadores y las interacciones con el medio marino. Este marco de análisis permite evaluar la sensibilidad de los resultados a variaciones en los valores de los parámetros y determinar las condiciones bajo las cuales el establecimiento de AMPs genera mejoras en el nivel de capturas de los pescadores. En el modelo de Termansen y An-

suategi (2005) el ecosistema se estructura en 10.000 localizaciones individuales, definido como un cuadrante de  $100 \times 100$ . Se definen tres tamaños de AMP, cubriendo un 1 por 100, 4 por 100 y 16 por 100 del área total respectivamente. Asimismo, para cada tamaño de AMP se consideran tres tipos diferentes de distribuciones espaciales del área protegida, que determinan lo que se denomina grado de conectividad. Esto genera las nueve disposiciones espaciales ilustradas en la Figura 1.

**FIGURA 1**  
**DISPOSICIÓN ESPACIAL DE LAS AMPS MODELADAS**



FUENTE: TERMANSEN y ANSUATEGI (2005).

Los ejercicios de simulación realizados alterando los valores de los parámetros biológicos muestran que algunas combinaciones de parámetros generan un «doble dividendo»: mejoras en la conservación del recurso y mejoras en los niveles de capturas para la industria pesquera. En concreto, se muestra que para un AMP del 1 por 100 de la superficie total, la dispersión en la distribución espacial del área protegida (escenarios (b) y (c)) genera ganancias en la pesca para valores relativamente bajos de la tasa de crecimiento intrínseco y niveles elevados de dispersión biológica. En el caso de una única reserva cubriendo el 1 por 100 del área total (escenario (a)), no existen combinaciones de valores de los parámetros que generen mejoras en las capturas como consecuencia de la creación del AMP. Para AMPs que cubren el 4 por 100 del área total, existen menos combinaciones de valores biológicos que generen aumentos en las capturas. En el caso de dispersión intermedia del área protegida (escenario (e)) el aumento de la actividad pesquera sólo se da para valores muy bajos de la tasa de crecimiento intrínseco y valores muy altos de la tasa de disper-

sión biológica, y este conjunto de valores de los parámetros biológicos se reduce aún más en el caso en el que la dispersión del área protegida es mayor (escenario (f)). Para AMPs que cubren el 16 por 100 del área total (escenarios (g), (h) e (i)) no existen combinaciones de valores paramétricos que generen aumentos en las capturas como consecuencia de la creación de AMPs.

El tipo de modelos basados en agentes que acabamos de ilustrar ofrece la posibilidad de integrar la interacción compleja entre la dinámica temporal y espacial de los ecosistemas marinos con la dinámica temporal y espacial del sistema económico. En concreto, supera las limitaciones de los modelos bioeconómicos basados en dos áreas, permitiendo explorar escenarios más realistas. Sin embargo, el «precio» que se paga en los modelos basados en agentes es que dichos modelos no son susceptibles de ser resueltos analíticamente y los investigadores tienen que basarse en ejercicios de simulación para explorar los costes y beneficios de diferentes opciones de política ambiental.

## 6. Conclusiones

En la última década ha surgido una amplia e importante literatura económica sobre la creación de reservas marinas y los posibles costes y beneficios que generan. La revisión de esta literatura, presentada en el tercer apartado, pretende organizar y clasificar las disyuntivas existentes en torno a la creación de AMPs, así como señalar los posibles efectos socioeconómicos derivados de la creación de AMPs y que aún no han sido estudiados. La primera conclusión que se obtiene tras la revisión realizada es la dificultad existente para cuantificar, e incluso a veces identificar, muchos de los posibles costes y beneficios asociados a la creación de un AMP. Además, se ha visto que una manera práctica para decidir sobre la idoneidad de crear un AMP, desde el punto de vista (bio)económico, es utilizando el enfoque sencillo de política económica basado en los efectos de un AMP sobre las capturas (biomasa). Esta aproximación puede proporcionarnos una idea del grado de oposición a la creación de un AMP por parte de la industria pesquera que potencialmente se verá desplazada. No es sorprendente, que la mayoría de los estudios bioeconómicos en relación a la creación de AMPs, revisados en el apartado 4, traten de identificar las circunstancias en las que la creación de un AMP puede generar un doble dividendo, en términos de mayor biomasa y mayores capturas.

Una vez revisados los resultados de los principales modelos bioeconómicos, en un contexto determinista, podemos extraer dos importantes conclusiones. En primer lugar, estos modelos muestran que la creación de un AMP de tamaño óptimo puede aumentar las capturas de un recurso pesquero que estaba siendo sobreexplotado pero no se consiguen beneficios en el caso de pesquerías que están siendo gestionadas óptimamente, bien con controles de inputs o controles del output. En segundo lugar, la revisión de los trabajos nos permite concluir que los resultados obtenidos al analizar los efectos de la creación de un AMP dependen, en gran medida, de las especificaciones del modelo y los supuestos sobre los sistemas biológicos y socioeconómicos considerados.

La introducción de incertidumbre y estocasticidad en los modelos bioeconómicos que analizan los efectos derivados de la creación de AMPs ha permitido probar que éstas pueden reducir la variabilidad anual de las capturas en las áreas de pesca cercanas. Además, las AMPs pueden resultar beneficiosas al ser un seguro frente a los fallos de gestión e incrementar la resiliencia. Por último, se han señalado los avances más recientes en el análisis de las AMPs en condiciones de incertidumbre ambiental. Estos análisis sugieren que si existe un tamaño positivo de AMP que es óptimo desde el punto de vista económico, entonces la existencia de una zona protegida de cualquier tamaño inferior al óptimo será preferible a la ausencia de protección. Este resultado tiene importantes implicaciones de política económica. Existen situaciones en las que los pescadores apoyan el establecimiento de AMPs pero no en el área específica donde ellos podrían pescar. Establecer zonas protegidas de tamaño inferior al óptimo y en diferentes localizaciones encontrará una menor oposición por parte de los pescadores y, de acuerdo al resultado anterior, aún en este caso se podrían obtener mayores beneficios económicos y biológicos.

La conclusión general que se obtiene de la revisión presentada en los apartados 3 y 4 de este trabajo es que el diseño y uso de las AMPs depende de la compleja interacción entre múltiples factores. En el apartado 5 señalamos algunas cuestiones que no han sido aún consideradas en los análisis bioeconómicos sobre las AMPs y que, sin embargo, consideramos que pueden resultar cruciales y deben tenerse en cuenta en el diseño de la política sobre gestión de éstas áreas protegidas. En primer lugar, señalamos la necesidad de tener en cuenta la respuesta de los pescadores ante la creación de un área protegida mediante la integración de modelos de decisión individual de localización junto con modelos bioeconómicos que tengan en cuenta los posibles efectos que la creación de AMPs puede tener a través de efectos desbordamiento y la dispersión de larvas. En segundo lugar, hemos hecho hincapié en la importancia de estudiar no sólo el tamaño y la localización de las zonas protegidas sino también su disposición espacial. En concreto, hemos argumentado que estos dos aspectos del análisis de la puesta en funcionamiento de AMPs merecen mayor atención. Así, proponemos la combinación de una aproximación de elección discreta para modelar el comportamiento de la industria pesquera y unos modelos bioeconómicos basados en agentes para capturar las interacciones biológicas y socioeconómicas como una forma de progresar hacia modelizaciones de mayor utilidad para el análisis de la política ambiental.



## Referencias bibliográficas

- [1] ANDERSON, L. G. (2002): «A Bioeconomic Model of Marine Reserves», *Natural Resource Modeling* 15 (3), pp. 311-334.
- [2] AXTELL, R. (2000): «Why Agents? On the Varied Motivations for Agent Computing in the Social Sciences», *Center on Social and Economic Dynamics Working Paper* no 17, The Brooking Institution, Washington DC.
- [3] BHAT, M. G. (2003): «Application of non-market valuation to the Florida Keys marine reserve management», *Journal of Environmental Management* 67, pp. 315-325.
- [4] BOCKSTAEL, N. E. y OPALUCH, J. J. (1983): «Discrete Modelling of Supply Response Under Uncertainty: The Case of Fishery», *Journal of Environmental Economics and Management* 10(2), pp. 125-36.
- [5] BOHNSACK, J. A. (1998): «Application of marine reserves to reef fisheries management», *Australian Journal of Ecology* 23, pp. 298-304.
- [6] CARR, M. H. y REED, D. C. (1993): «Conceptual Issues Relevant to Marine Harvest Refuges: Examples from Temperate Reef Fishes», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, pp. 2019-2028.
- [7] CARTER, D. W. (2003): «Protected Areas in Marine Resource Management: Another Look at the Economics and Research Issues», *Ocean and Coastal Management* 46, pp. 439-456.
- [8] CARTIER, C. y RUITENBEEK, H. (2000): «Montego Bay Pharmaceutical Bioprospecting Valuation» en *Integrated Coastal Zone Management of Coral Reefs: Decision Support Modeling* editado por K. Gustavson y R.M. Huber, The World Bank, Washington DC.
- [9] CONRAD, J. M. (1999): «The Bioeconomics of Marine Sanctuaries», *Journal of Bioeconomics* 1, pp. 205-217.
- [10] COTÉ, I. M.; MOSQUEIRA, I. y REYNOLDS, J. D. (2001): «Effects of Marine Reserve Characteristics on the Protection of Fish Populations: A Meta-Analysis», *Journal of Fish Biology* 59 (supp. A), pp. 178-189.
- [11] CRAIK, W. (1994): «The Economics of Managing Fisheries and Tourism in the Great Barrier Reef Marine Park», en *Protected Area Economics and Policy* editado por Munasinghe, M. y McNeely, J. , The World Bank, Washington DC.
- [12] CROWDER, L.; LYMAN, S.; FIGUEIRA, W. y PRIDDY, J. (2000): «Source-Sink Population Dynamics and the Problem of Siting Marine Reserves», *Bulletin of Marine Science* 66(3), pp. 799-820.
- [13] CURTIS, R. y HICKS, R. L. (2000): «The Cost of Sea Turtle Preservation: The Case of Hawaii's Pelagic Longliners», *American Journal of Agricultural Economics* 82(5), pp. 1191-1197.
- [14] DHARMARATNE, G.; SANG, F. y WALLING, L. (2000): «Tourism Potentials for Financing Protected Areas», *Annals of Tourism Research* 27 (3), pp. 590-610.
- [15] DUFFY-DENO, K. T. (1997): «The Effect of State Parks on the County Economies of the West», *Journal of Leisure Research* 29(2), pp. 201-224.
- [16] DUPONT, D. P. (1993): «Price Uncertainty, Expectations Formation and Fishers' Location Choices», *Marine Resource Economics* 8, pp.219-47.

- [17] EALES, J. y WILEN, J. E. (1986): «An Examination of Fishing Location Choice in the Pink Shrimp Fishery», *Marine Resource Economics* 2, pp. 219-47.
- [18] FAO (2003): «*The State of World Fisheries and Aquaculture 2002*», Fisheries Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- [19] GALAL, N. R.; ORMOND, F. G. y HASSAN, O. (2002): «Effect of a Network of No-Take Reserves in Increasing Catch per Unit Effort and Stocks of Exploited Reef Fish at Nabq, South Sinai, Egypt», *Marine and Freshwater Research* 53, pp. 199-205.
- [20] GARCIA-CHARTON, J. A. y PEREZ-RUZAFÁ, A. (1999): «Ecological Heterogeneity and the Evaluation of the Effects of Marine Reserves», *Fisheries Research* 8, pp. 251-72.
- [21] GELL, F. R. y ROBERTS, C. M. (2002): *The Fishery Effects of Marine Reserves and Fishery Closures*, World Wildlife Fund, United States, Washington DC.
- [22] GELL, F. R. y ROBERTS, C. M. (2003): «Benefits Beyond Boundaries: the Fishery Effects of Marine Reserves and Fishery Closures», *Trends in Ecology and Evolution* 18, pp. 448-455.
- [23] GORDON, H. S. (1954): «The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery», *Journal of Political Economy* 62, pp. 124-142.
- [24] GRAFTON, R. Q.; KOMPAS, T. y LINDENMAYER, D. (2005): «Marine Reserves with Ecological Uncertainty», *Bulletin of Mathematical Biology* 67, pp. 957-961.
- [25] HANNESSON, R. (1998): «Marine Reserves: What Would They Accomplish?», *Marine Resource Economics* 13(3), pp. 159-170.
- [26] HANNESSON, R. (2002): «The Economics of Marine Reserves», *Natural Resource Modeling* 15(3), pp. 273-290.
- [27] HAYNIE, A. (2004): «*Estimating the Economic Impact of The Steller Sea Lion Conservation Area: Developing and Applying New Methods for Evaluating Spatially Complex Area Closures*». International Institute of Fisheries Economics and Trade 2004 Japan Proceedings.
- [28] HOLLAND, D. S. (2000): «A Bioeconomic Model of Marine Sanctuaries on Georges Bank», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, pp. 1307-1319.
- [29] HOLLAND, D. S. y BRAZEE, R. J. (1996): «Marine Reserves for Fisheries Management», *Marine Resource Economics* 11, pp. 157-171.
- [30] HOLLAND, D. S. y SUTINEN, J. (2000): «Location Choice in New England Trawl Fisheries: Old Habitats Die Hard», *Land Economics* 76(1): 133-149.
- [31] JOHANNES, R. E. (1978): «Reproductive Strategies of Coastal Marine Fishes in the Tropics», *Environmental Biology of Fishes* 3, pp. 65-84.
- [32] KAISER, J. K.; COLLIE, J. S.; HALL, S. J.; JENNINGS, S. y POINER, I. R. (2002): «Modification of Marine Habitats by Trawling Activities: Prognosis and Solutions», *Fish and Fisheries* 3, pp. 114-136.
- [33] LAUCK, T.; CLARK, C. W.; MANGEL, M. y MUNRO, G. R. (1998): «Implementing the Precautionary Principle in Fisheries Management Through Marine Reserves», *Ecological Applications* 8 (Supplement), pp. S72-S78.
- [34] MANGEL, M. (2000): «On the Fraction of Habitat Allocated to Marine Reserves», *Ecology Letters* 3, pp. 15-22.
- [35] MAURY, O. y D. GASCUEL (1999): «SHADYS ('simulateur halieutique de dynamiques spatiales'), A GIS Based Numerical Model of Fisheries. Example

- Application: The Study of Marine Protected Areas», *Aquatic Living Resources* 12(2), pp. 77-88.
- [36] MAYPA, A. P.; RUSS, G. R.; ALCALA, A.C. y CALUMPONG, H. P. (2002): «Long-Term Trends in Yield and Catch Rates of the Coral Reef Fishery at Apo Island, Central Philippines», *Marine and Freshwater Research* 53, pp. 207-213.
- [37] MPA NEWS (2004): *Mixing Oil and Water, Part I: Examining Interactions Between Offshore Petroleum and MPAs*, MPA News 5 (10), mayo 2004. Disponible en: <http://depts.washington.edu/mpanews/MPA52.htm>
- [38] MUNRO, M. H. G.; BLUNT, J. W.; DUMDEI, E. J.; HICKFORD, S. J. H.; LILL, R. E.; Li, S.; BATTERSHILL, C. N. y DUCKWORTH, A. R. (1999): «The Discovery and Development of Marine Compounds with Pharmaceutical Potential», *Journal of Biotechnology* 70, pp. 15-25.
- [39] NEWMAN, D. (1995): «Marine Bioprospecting», en «*Sustainable Financing Mechanisms for Coral Reef Conservation*» editado por A. J. Hooten y M. E. Hatzios, The World Bank, Washington DC.
- [40] NMPAC (2005): «*A Functional Classification System for US Marine Protected Areas*», National Marine Protected Areas Center, Santa Cruz and Monterey, CA.
- [41] OKUBO, A. (1980): «*Diffusion and Ecological Problems: Mathematical Models*», *Biomathematics* vol. 10, Springer-Verlag, 254 p.
- [42] PEZZEY, J. C. V.; ROBERTS, C. M. y URDAL, B.T. (2000): «A Simple Bioeconomic Model of a Marine Reserve», *Ecological Economics* 33, pp. 77-91.
- [43] RASMUNSEN, J. A. y PIETTE, M. J. (1984): «A Comparison of the Costs and the Results in the Onshore and Offshore Search for Oil and Gas», *Energy Journal* 5(1), pp. 159-164.
- [44] ROBERTS, C. M.; BOHNSACK, J. A.; GELL, F.; HAWKINS, J. P. y GOODRIDGE, R. (2001a): «Effects of Marine Reserves on Adjacent Fisheries», *Science* 294, pp. 1920-1923.
- [45] ROBERTS, C. M.; HALPERN, B.; PALUMBI, S. R. y WARNER, R. R. (2001b): «Designing Networks of Marine Reserves: Why Small, Isolated Protected Areas Are Not Enough», *Conservation Biology in Practice* 2(3), pp. 10-17.
- [46] RUSS, G. R. (2002): «Yet Another Review of Marine Reserves as Fishery Management Tools», en «*Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*» editado por P.F. Sale, Academic Press, San Diego.
- [47] RUSS, G. R. y ALCALA, A. C. (1996): «Do Marine Reserves Export Adult Fish Biomass? Evidence from Apo Island, Central Philippines», *Marine Ecology Progress Series* 132, pp. 1-9.
- [48] SALA, E.; ABURTO-OROPEZA, O.; PAREDES, G.; PARRA, I.; BARRERA, J. C. y DAYTON, P. K. (2002): «A General Model for Designing Networks of Marine Reserves», *Science* 298 (6), pp. 1991-1993.
- [49] SANCHIRICO, J. N. (2000): «*Marine Protected Areas as Fishery Policy: A Discussion of Potential Costs and Benefits*», Discussion Paper 00-23, Resources for the Future, Washington, DC.
- [50] SANCHIRICO, J. N. (2004): «Designing a Cost-Effective Marine Reserve Network: A Bioeconomic Metapopulation Analysis», *Marine Resource Economics* 19(1), pp. 1-6.

- [51] SANCHIRICO, J. N.; COCHRAN, K. A. y EMERSON, P. M. (2002): «Marine Protected Areas: Economic and Social Implications», *Discussion Paper 02-26*, Resources for the Future, Washington, DC.
- [52] SANCHIRICO, J. N. y WILEN, J.E. (1996): «The Bioeconomics of Marine Reserves», trabajo presentado en el 7<sup>th</sup> Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, celebrado en New University of Lisbon, Portugal.
- [53] SANCHIRICO, J. N. y WILEN, J. E. (2001): «A Bioeconomic Model of Marine Reserve Creation», *Journal of Environmental Economics and Management* 42, pp. 257-276.
- [54] SANT, M. (1996): «Environmental Sustainability and the Public: Responses to a Proposed Marine Reserve at Jarvis Bay, New South Wales, Australia», *Ocean & Coastal Management* 32(1), pp. 1-16.
- [55] SMITH, M. D. (2000): «Spatial Search and Fishing Location Choice: Methodological Challenges of Empirical Modelling», *American Journal of Agricultural Economics* 82(5), pp. 1198-1206.
- [56] SMITH, M. D. (2002): «Two Econometric Approaches for Predicting the Spatial Behavior of Resource Harvesters», *Land Economics* 78(4), pp. 522-538.
- [57] SMITH, M. D. y WILEN, J. E. (2003): «Economic Impact of Marine Reserves: The Importance of Spatial Behaviour», *Journal of Environmental Economics and Management* 46(2), pp. 183-206.
- [58] SMITH, V. L. (1968): «Economics of Production from Natural Resources», *American Economic Review* 58, pp. 409-431
- [59] STEVENS, P. W. y SULAK, J. K. (2001): «Egress of Adult Sport Fish from an Estuarine Fish Replenishment Zone within Merritt Island National Wildlife Refuge, Florida», *Gulf of Mexico Science* 2: 77-89.
- [60] STYNES, D. J. (1997): «*Economic Impacts of Tourism*», Michigan State University. Disponible en: <http://www.tourism.umn.edu/research/economicimpact/pdf/ecimp-voll.pdf>
- [61] SUMAN, D. O.; SHIVLANI, M. P. y MILON, J. (1999): «Perceptions and Attitudes Regarding Marine Reserves: A Comparison of Stakeholder Groups in the Florida Keys National Marine Sanctuary». *Ocean & Coastal Management* 42(12), pp. 1019-40.
- [62] TERMANSEN, M. y ANSUATEGI, A. (2005): «*Economic Analysis of Marine Reserve Creation: An Agent Based Modelling Approach*», trabajo presentado en ICES Annual Science Conference 2005 celebrado en Aberdeen (UK).
- [63] VERBOROUGH, M. (1994): «*Blueprint for a Satellite-Based System for the Monitoring of Fisheries Enforcement Issues*», OECD, Paris.
- [64] WARD, T. J.; HEINEMANN, D. y EVANS, N. (2001): «*The Role of Marine Reserves as Fisheries Management Tools: A Review of Concepts, Evidence and International Experience*». Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- [65] WHITTAKER, R. J. (1998): «*Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*», Oxford University Press.

- [66] WOLFENDEN, J.; CRAM, F. y KIRKWOOD, B. (1994): «Marine Reserves in New Zealand: A Survey of Community Reactions», *Ocean & Coastal Management* 25(1), pp. 31–51.
- [67] WWF (2005): «*Marine Protected Areas: Providing a Future for Fish and People*», Global Marine Programme, WWF International, Gland, Switzerland. Disponible en: <http://www.panda.org/downloads/europe/marineprotectedareas.pdf>