

BENEFICIOS DE UNA RED DE RESERVAS MARINAS PARA COLOMBIA

**Estudio preparado para
American Business Council Foundation (abc*)**

Directora:

Helena García Romero

Asistentes:

Adriana Molina
Julio Andrade



Bogotá, D.C. Diciembre de 2012

Contenido

Resumen ejecutivo	i
1 Introducción	1
2 Áreas Marinas Protegidas (AMPs).....	3
2.1 <i>Servicios ecosistémicos que proveen los océanos.....</i>	3
2.2 <i>Amenazas que enfrentan los océanos.....</i>	3
2.2.1 Contaminación.....	4
2.2.2 Calentamiento global.....	6
2.2.3 Acidificación oceánica.....	7
2.2.4 Sobrepesca.....	7
2.3 <i>Instrumentos para la conservación de los ecosistemas marinos.....</i>	8
2.3.1 Cuotas de pesca.....	8
2.3.2 Vedas estacionales.....	9
2.3.3 Manejo de artes de pesca.....	10
2.4 <i>Áreas Marinas Protegidas.....</i>	10
2.5 <i>Ventajas de la declaración de áreas marinas protegidas.....</i>	12
2.6 <i>Desventajas de la declaración de áreas marinas protegidas.....</i>	14
2.7 <i>Obstáculos para la creación de AMPs.....</i>	15
2.8 <i>Áreas Marinas Protegidas en el mundo.....</i>	16
2.9 <i>Áreas Marinas Protegidas en Colombia.....</i>	17
3 La valoración de bienes ambientales y la transferencia de beneficios.....	21
3.1 <i>Metodología de transferencia de beneficios.....</i>	21
3.1.1 Transferencia de valores fijos.....	23
3.1.2 Transferencia de funciones.....	24
3.1.3 Criterios de selección.....	25
3.1.4 Retos o dificultades que presenta la metodología.....	26
3.1.5 Principales ventajas en la aplicación de la metodología.....	27
4 Valoración de AMPs en Colombia a través de transferencia de beneficios.....	28
4.1 <i>Zonas de prioridad alta y media de conservación identificadas por el INVEMAR.....</i>	28
4.1.1 Pacífico.....	30
4.1.2 Caribe.....	31
5 Recreación	34
5.1 <i>Metodología.....</i>	34
5.2 <i>Resultados.....</i>	36
5.2.1 Caribe.....	36
5.2.2 Pacífico.....	38
5.3 <i>Beneficios potenciales.....</i>	39
6 Pesca	42
6.1 <i>Metodología.....</i>	42
6.1.1 Valoraciones especie-específicas.....	42
6.1.2 Valoración de la biomasa total.....	43
6.2 <i>Resultados.....</i>	44
7 Captura de carbono.....	47
7.1 <i>Metodología.....</i>	49
7.2 <i>Resultados.....</i>	49
8 Valor Económico Total	51
9 Conclusiones.....	53

Tablas y figuras

Tabla 1. Clasificación de los servicios ecosistémicos.....	3
Tabla 2. Categorías de Áreas Marinas Protegidas.....	12
Tabla 3. Ventajas de la creación de Áreas Marinas Protegidas.....	14
Tabla 4. Desventajas de la declaración de AMPs.....	15
Tabla 5. Áreas terrestres y marinas protegidas en América Latina.....	17
Tabla 6. Áreas costeras o marinas protegidas en Colombia.....	18
Tabla 7: Zonas de prioridad alta y media de conservación identificadas por INVEMAR.....	29
Tabla 8. Valor del servicio de recreación en el Caribe a partir de transferencia de medidas de tendencia central.....	36
Tabla 9: Valor del servicio de recreación en el Caribe a partir de transferencia de funciones.....	36
Tabla 10. Valor del servicio de recreación en el Caribe a partir de costo de viaje y demanda agregada.....	38
Tabla 11. Diferencias en la DAP entre el Caribe y Pacífico por transferencia de valores.....	38
Tabla 12. Número de visitantes proyectados al 2020.....	40
Tabla 13. Beneficios proyectados por los servicios de recreación para el Pacífico y Caribe (millones USD).....	40
Tabla 14: Beneficios totales por servicio de recreación en las costas del Caribe y Pacífico colombiano (millones USD).....	41
Tabla 15. Estudios utilizados para la valoración de pesca.....	44
Tabla 16. Beneficios económicos de las AMPs para la pesca en el Caribe colombiano.....	45
Tabla 17. Beneficios económicos de las AMPs para la pesca en el Pacífico colombiano.....	46
Tabla 18: Captura de carbono en ecosistemas marinos y terrestres.....	47
Tabla 19: Captura de carbono por ecosistema y por región (Ton C m-2 yr-1).....	49
Tabla 20: Valor Económico Total de aumentar la red de AMPs en Colombia a 10% de la ZEE (millones USD).....	51
Figura 1: Áreas de eutrofización e hipoxia.....	6
Figura 2: Método de transferencia de beneficios.....	22
Figura 3. Tipos de Transferencia de Beneficios.....	23

Lista de siglas y abreviaciones

AMP	Área Marina Protegida
CDB	Convenio Sobre Diversidad Biológica
CORALINA	Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina
CPPS	Comisión Permanente del Pacífico Sur
DAA	Disposición a Aceptar
DAP	Disposición a Pagar
FAO	Food and Agriculture Organization
IDEAM	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
INCODER	Instituto Colombiano para el Desarrollo Rural
INVEMAR	Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”
IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
MAVDT	Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial
ONG	Organización No Gubernamental
PNAOCI	Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares
PNN	Parque Nacional Natural
PNOEC	Política Nacional del Océano y los Espacios Costeros
SFF	Santuario de Fauna y Flora
SINAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
SNAMP	Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas
SPAW	Protocol concerning Specially Protected Areas and Wildlife
SPNN	Sistema de Parques Nacionales de Colombia
SRAMP	Sistema Representativo de Áreas Marinas Protegidas
UAESPNN	Unidad Administrativa Especial Sistema de Parques Nacionales Naturales
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
WWF	World Wide fund for Nature
ZEE	Zona Económica Exclusiva

Resumen ejecutivo

Colombia tiene la ventaja de contar con costas en el Mar Caribe y en el Océano Pacífico. La gran biodiversidad y servicios ecosistémicos que proveen estos ecosistemas marinos es fundamental para las comunidades que viven en ellos, así como para las poblaciones alejadas de las costas.

Sin embargo, los ecosistemas marinos enfrentan varias amenazas, tanto por acciones humanas como por procesos naturales que han causado pérdidas en la cantidad y calidad de los recursos marinos y costeros. Algunas de estas amenazas son variaciones en el nivel del mar, cambios de temperatura, contaminación marina, sobrepesca, uso de artes de pesca inapropiadas o destructivas, extracción indiscriminada de material biológico, desarrollo urbano, y vertimientos industriales, entre otras. En respuesta a estos problemas varios países, incluido Colombia, han decidido establecer Áreas Marinas Protegidas (AMPs) como mecanismo de conservación y de manejo de riesgo. No obstante, la extensión de las AMPs existentes actualmente no es suficiente para proteger por completo ecosistemas estratégicos que son necesarios para preservar la calidad de las costas y mares en todo el planeta.

En 2010 Colombia participó en la Convención sobre Diversidad Biológica en Nagoya, Japón donde todas las partes acordaron que para el 2020 el 10% de de su Zona Económica Exclusiva (ZEE) estaría protegida bajo un sistema de Áreas Marinas Protegidas (actualmente menos del 1% está bajo esta forma de conservación).

Un primer paso para promover un mayor nivel de conservación es poder valorar los servicios provistos por áreas en conservación. Esto permite comparar escenarios de conservación con escenarios en los que se permiten actividades extractivas y así poder tomar mejores decisiones. Con este objetivo en mente este trabajo valora tres servicios ecosistémicos provistos por zonas marino-costeras en Colombia: recreación, pesca y captura de carbono. Es importante señalar que cualquier ejercicio de valoración, por definición, no es completo al no poder ponerse un valor monetario a todos los servicios que proveen los ecosistemas. De esta manera representa un valor mínimo para el ecosistema.

Se seleccionaron las 68 áreas identificadas por el INVEMAR (2008) como de prioridad de conservación alta y media. Al añadir estas áreas a las áreas marinas protegidas existentes en Colombia se alcanza un área protegida total de 13.92% de la ZEE.

Para valorar los servicios ecosistémicos provistos por estas áreas se utilizó la metodología de transferencia de beneficios. Esta metodología utiliza información secundaria de ejercicios de valoración existentes para otras áreas con características similares a las que se desean valorar. La transferencia de beneficios genera información para los tomadores de decisiones de una manera conveniente sin estudios largos y costosos.

Para este proyecto se revisaron más de 190 ejercicios de valoración primaria, y se seleccionaron 79 para las estimaciones. Es importante señalar, sin embargo, que existe un déficit de información para las áreas del Pacífico comparadas con el Caribe, por lo que es deseable que a futuro se generen más estudios de valoración para estas áreas del país.

Para valorar el servicio de recreación se utilizaron dos medidas de valor: disponibilidad a pagar (DAP) que describe cuánto están dispuestos a pagar los consumidores por disfrutar de estas áreas, y la disposición a aceptar (DAA) que calcula cuánto aceptarían los consumidores por una disminución en la calidad ambiental de la zona.

Para el Caribe se encuentra que el rango de la DAP para recreación general está entre 224.6 USD y 6,821.9 USD por visitante al año. Para visitantes especializados (principalmente buzos), su DAP es más alta y se encuentra entre 2,708 USD y 13,602 USD al año por visitante. Esto es consistente con el hecho de que los visitantes especializados otorgan un mayor valor al servicio de recreación porque conocen y disfrutan más los recursos marinos y están dispuestos a pagar por su conservación.

Al aplicar estos valores al crecimiento esperado de visitantes en la zona encontramos que el valor presente del servicio de recreación en las zonas a conservar en el Caribe colombiano se encuentra entre 1,014 millones de dólares y 32,255 millones de dólares usando una tasa de descuento del 6%.

En el Pacífico, la DAP es menor que en el Caribe, en parte por la falta de estudios sobre la zona y por el menor desarrollo turístico y número de visitantes. Se encontró que la DAP es de 2,915 USD al año, lo que en valor presente da 178 millones de dólares con una tasa de descuento del 6%.

En cuanto a pesca se ha encontrado que las AMPs pueden tener un efecto positivo sobre las poblaciones de peces en cuanto a talla y número de individuos. Esto genera mayor capturas, porque aún en AMPs de no extracción hay efectos de derrame en áreas circundantes. Se

estima que este efecto puede aumentar las capturas en hasta 40% con un incremento en ingresos derivados de la pesca de 63% (a precios de 2010). Esto implica un beneficio neto de 1 billón de dólares a una tasa de descuento de 6% (60 millones de dólares anuales). Sin embargo, es importante señalar que estos resultados dependen de otros factores como organización y apoyo al sector y no únicamente de la declaratoria de AMPs.

Respecto a captura de carbono, los manglares y pastos marinos tienen una gran capacidad de capturar y almacenar carbono, aún mayor que la de algunos bosques. En las 68 áreas analizadas en el estudio hay 31,076 hectáreas de manglares en el Pacífico y 14,736 hectáreas en el Caribe, así como 19,337 hectáreas de pastos marinos en el Caribe. Al tomar los valores promedio de captura de carbono para manglares y pastos marinos se encuentra que los manglares en las zonas de prioridad media y alta de conservación en Colombia pueden capturar entre 9.16 millones y 168.13 millones de toneladas de carbono al año. Los pastos marinos por su parte, pueden capturar 7,928 toneladas de carbono al año. A un precio por tonelada de carbono de 5 USD, la captura de carbono en manglares y pastos marinos podría valer entre 46 millones de dólares y 842 millones de dólares.

El valor económico total (VET) de estos tres servicios ambientales se encuentra entre 960 millones de dólares en un escenario bajo y 517,708 millones de dólares en un escenario alto. El escenario bajo utiliza los estimado más bajos para cada servicio, una tasa de descuento del 12% y un precio por tonelada de carbono de 5 USD. El escenario alto utiliza los estimados más altos para cada servicio, una tasa de descuento del 6% y un precio por tonelada de carbono de 15.5 USD.

Aun en el escenario bajo los beneficios de conservar las 36 áreas identificadas como de importancia alta y media para la conservación son mayores que los posibles costos de implementar AMPs en esas zonas.

Como nota final, los resultados de este ejercicio deben considerarse como un primer intento para valorar los beneficios de aumentar la extensión de AMPs no extractivas en Colombia, ya que la validez y confiabilidad de los resultados dependen en gran parte en la calidad de los estudios utilizados como insumos.

1 Introducción

Los sistemas marinos y costeros ofrecen una gran variedad de servicios ecosistémicos para la sociedad, incluyendo no solo su valor paisajístico, protección de especies, navegabilidad y captura de carbono, entre otros, sino que también representan la fuente principal de alimentación para las comunidades que habitan en áreas circundantes, principalmente en países en desarrollo (Loper et al., 2008; Moore, 2011).

A pesar de esto, los ecosistemas marinos enfrentan diversas fuentes de deterioro o amenaza, tanto por acciones humanas como por procesos naturales que han ocasionado pérdidas en la cantidad o calidad de los recursos marinos o costeros. Algunas fuentes de deterioro son variaciones en el nivel del mar, cambios de temperatura, contaminación marina, sobrepesca, uso de artes de pesca inadecuadas o altamente destructivas, extracción indiscriminada de material biológico, desarrollo urbano o vertimientos de productos industriales, entre otras. Como respuesta ante estas fuentes de amenaza, diversos países incluyendo Colombia, han optado por establecer zonas de protección marina como estrategia de manejo del riesgo que enfrentan las costas y mares, garantizando así una mayor conservación de los servicios ecosistémicos que ofrecen. No obstante, el tamaño actual de las áreas protegidas tanto en Colombia como en otros países, no alcanza a cubrir recursos claves o ecosistemas estratégicos que favorecen la formación coralina, protección de especies, mangles, etc, indispensables para preservar la calidad de las costas y mares en el mundo.

Con esto en mente, los gobiernos de numerosos países, la sociedad civil, representantes del sector privado y sector académico se han reunido en repetidas ocasiones con el fin de abordar las problemáticas ambientales anteriormente mencionadas y plantear soluciones globales que aseguren un aprovechamiento sostenible de los recursos marinos. Dentro de estos encuentros se destacan la Cumbre sobre Diversidad Biológica, el 29 de octubre de 2010 en Nagoya Japón, donde todas las partes, incluyendo a Colombia, acordaron que al año 2020 el 10% de su zona económica exclusiva (ZEE)¹ debería estar protegida. Este acuerdo se corroboró en la Conferencia para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas RIO+20 de 2012.

¹La Zona Económica Exclusiva(ZEE) es una zona situada fuera del mar territorial de un país y adyacente a éste en donde el Estado tiene derechos de soberanía para los fines de exploración y explotación, conservación y ordenación de los recursos naturales, tanto vivos como no vivos, del lecho y del subsuelo del mar y aguas supradycantes, y con

Es así que el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR, en conjunto con otras agencias de conservación identificaron 100 zonas de prioridad alta, media y baja de conservación tanto en el Caribe como en el Pacífico colombianos como un primer paso hacia la declaratoria de nuevas áreas marinas protegidas en el país. En este trabajo, se toman las 68 zonas identificadas con prioridad alta y media para determinar el valor económico de los beneficios que pueden obtenerse si se aumenta la extensión de áreas marinas protegidas en Colombia a 10% de la Zona Económica Exclusiva del país.

Para esto, se aplica el método de transferencia de beneficios estudiando tres de los servicios ecosistémicos ofrecidos por las zonas marinas y costeras: recreación, pesca y captura de carbono. Los resultados de este ejercicio constituyen una primera aproximación, valiosa para los tomadores de decisiones, acerca de los beneficios de ampliar la red de AMPs en Colombia.

El documento está dividido en nueve secciones. La primera es esta introducción. La segunda sección describe las áreas marinas protegidas en el mundo y en Colombia. La tercera sección explica la metodología de transferencia de beneficios y la sección cuatro describe las áreas a ser valoradas. Las secciones cinco, seis y siete presentan los resultados para los tres servicios ambientales evaluados. La octava sección presenta el Valor Económico Total de estos servicios y la novena sección concluye.

respecto a otras actividades con miras a la exploración y explotación económicas de la zona, como la producción de energía derivada del agua, de las corrientes y los vientos.

2 Áreas Marinas Protegidas (AMPs)

2.1 Servicios ecosistémicos que proveen los océanos

Los ecosistemas marinos proveen a nivel regional y global una variedad de bienes y servicios de los cuales dependen millones de personas alrededor del mundo. En general, como muestra la Tabla 1, estos bienes y servicios pueden ser clasificados como servicios de aprovisionamiento, definidos como los productos que las personas obtienen de los ecosistemas, como alimentos, combustible, fibras y recursos genéticos; servicios de regulación, que incluyen los servicios provenientes de los procesos de regulación de los ecosistemas tales como el mantenimiento de la calidad del aire, regulación del clima y control de la erosión; servicios culturales, que comprenden beneficios no materiales, entre los que se encuentran la recreación, el disfrute paisajístico y el desarrollo espiritual; y finalmente, los servicios de soporte, que se definen como aquellos necesarios para la producción de todos los otros servicios ecosistémicos, como formación de suelo, producción primaria y ciclaje de nutrientes (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Tabla 1. Clasificación de los servicios ecosistémicos

Servicios ecosistémicos	
Soporte: Formación de suelo Ciclos de nutrientes Producción primaria	Aprovisionamiento: Alimento Agua fresca Madera y fibra Combustible
	Regulación: Regulación climática Regulación de inundaciones Regulación de enfermedades Purificación del agua
	Cultural: Estético Espiritual Educacional Recreacional
Vida en la tierra - Biodiversidad	

Fuente: Millenium Ecosystem Assessment, 2005.

2.2 Amenazas que enfrentan los océanos

Estos bienes y servicios hacen que sea deseable mantener no uno, sino todos los ecosistemas marinos en estados saludables, porque un ecosistema en buen estado tiene asociados un

mayor número de bienes y servicios que un ecosistema degradado. Además, sólo conservar un ecosistema puede no ser suficiente para mantener un nivel adecuado de provisión de bienes y servicios. Desafortunadamente, éste no es el escenario actual. Por ejemplo, hoy en día los arrecifes coralinos del mundo se han reducido de manera dramática. Una quinta parte del total de corales en el mundo ya han desaparecido y de los restantes, 19.2% se encuentra en peligro crítico y 20.8% se encuentra amenazado, dejando así solo un 40% de los arrecifes coralinos en buen estado (Wilkinson, 2004). En el Caribe se estima que 10% de los arrecifes ya se perdieron y del 90% restante, 31.5% se encuentran en peligro crítico y 23.4% amenazado (Gardner, Coté, Gill, Grant y Watkinson, 2003; Wilkinson, 2004).

Por su parte, el área cubierta por manglares en el mundo se ha reducido aproximadamente un 25% desde los años 80; área que corresponde aproximadamente a cinco millones de hectáreas, y aún mantiene tasas de deforestación cercanas al 1.9% anual (FAO, 2003). En Colombia la situación no es diferente; de 440.000 hectáreas en el año 1980, Colombia pasó a tener solo 360.000 en el año 2000, lo que implica una pérdida del aproximadamente el 19% de la superficie de manglares en el mismo periodo (FAO, 2003).

Este acelerado declive de los ecosistemas marinos tiene causas claras e identificadas, las cuales en su mayoría tienen orígenes antrópicos, y sus consecuencias usualmente son permanentes. A continuación se describen las causas más relevantes:

2.2.1 Contaminación

La contaminación del planeta, excluyendo el calentamiento global causado por los gases de efecto invernadero, ha sido uno de los tópicos tradicionales de discusión en relación a políticas ambientales y regulación ambiental de las industrias. No obstante, la problemática causada por la contaminación del medio ambiente no se ha detenido, y de hecho cada día se profundiza.

Una de las principales consecuencias de la contaminación es la eutrofización de los océanos, que se da cuando aumentan desmedidamente los niveles de nutrientes disueltos en el agua. En general, el uso excesivo de fertilizantes en la tierra, junto con el vertimiento descontrolado de desechos a los océanos, causan que una gran concentración de nutrientes entre a los mares. Evidentemente, los ecosistemas que reciben esta descarga de nutrientes son los ecosistemas marino-costeros tales como los arrecifes coralinos, manglares, estuarios, entre

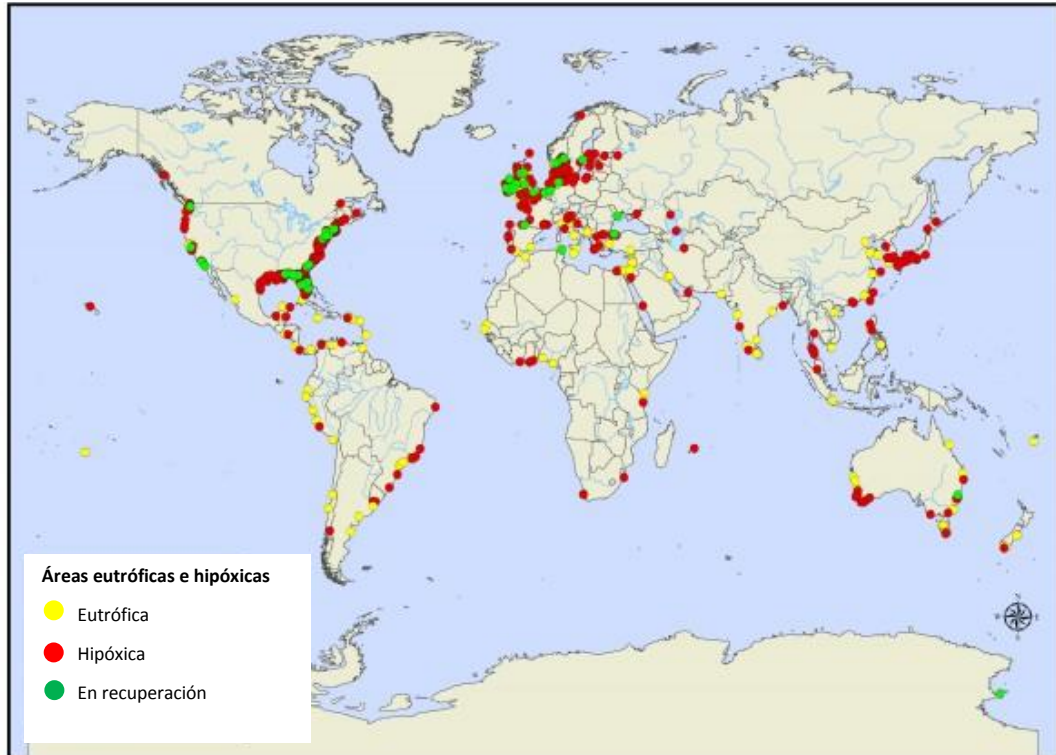
otros, y esta disponibilidad de nutrientes, aunque intuitivamente parezca benéfica, puede promover el crecimiento desmedido de poblaciones de especies que no producen beneficios para las comunidades humanas, y por el contrario deprimen las poblaciones de las especies que sí juegan un papel en la provisión de bienes y servicios para las comunidades humanas.

Para ilustrar esta situación, es suficiente observar las consecuencias del aumento poblacional de la estrella corona de espinas en la gran barrera de coral de Australia. Esta estrella se alimenta principalmente de corales, lo que nunca representó un riesgo para la estabilidad de los arrecifes, ya que sus poblaciones siempre se han encontrado estables, pero desde los años 60 se han presentado ciclos donde sus poblaciones han crecido sin control, lo que ha causado que la salud de los arrecifes coralinos desmejore, debido a la pérdida de cobertura coralina a causa de la depredación por parte de la estrella.

Después de buscar las causas de estos ciclos de crecimiento desmedido, se encontró una relación entre el crecimiento de las poblaciones de la estrella corona de espinas y los niveles de nutrientes disueltos en el agua de los arrecifes causados por el excesivo uso de fertilizantes en las fincas productivas del interior de Australia (Brodie, Fabricius, De Aóath y Okaji, 2005). Los nutrientes favorecen el crecimiento y la supervivencia de las larvas de la estrella de mar, lo que finalmente ocasiona una mayor tasa de reclutamiento para las estrellas corona de espinas y aumenta el tamaño de las poblaciones.

Una segunda consecuencia de la eutrofización es la hipoxia o reducción del oxígeno disuelto en el agua, que se da cuando las poblaciones de microorganismo aceleran su metabolismo; el oxígeno es la base de la respiración aerobia, y la respiración es el proceso metabólico con el cual los organismos aerobios consiguen energía a partir de otros nutrientes. Por esto, cuando existe una gran concentración de nutrientes en el medio, los microorganismos consumen todo el oxígeno disuelto en el agua en poco tiempo, y causan condiciones de hipoxia, que pueden acabar con poblaciones enteras de especies de interés comercial. El World Resources Institute (Díaz y Selman, 2010) ha identificado 375 zonas costeras en el mundo donde la eutrofización ha llevado a la hipoxia o zonas muertas por falta de oxígeno. Estas zonas están concentradas en Europa, las costas este y sur de los Estados Unidos y Japón como se muestra en la figura 1.

Figura 1: Áreas de eutrofización e hipoxia



Fuente: Diaz, R. y Selman, M. (2010)

Otro efecto de la contaminación es la sedimentación en los ecosistemas marinos y costeros. Las corrientes de agua continental que desembocan en el mar llevan altas concentraciones de sedimentos debido a la deforestación, la descarga de desechos en los ríos y la erosión de los suelos, entre otros. Esta cantidad de sedimentos se deposita sobre muchos de los organismos sésiles de los ecosistemas marinos, que usualmente son productores primarios que dependen de la fotosíntesis, lo que finalmente tiene consecuencias muy negativas para sus poblaciones. Los arrecifes coralinos mueren por que las zooxantelas simbiotas, de las que depende su alimentación, no pueden realizar de manera eficiente la fotosíntesis, la calcificación en los medios marinos se reduce, la fotosíntesis de organismos como las fanerógamas se interrumpe, la tasa de respiración aumenta y reduce el oxígeno disponible para los organismos (Fabricius, 2005).

2.2.2 Calentamiento global

Las investigaciones actuales demuestran que la principal causa para la pérdida de salud en los arrecifes coralinos y los demás ecosistemas marinos se debe al calentamiento global causado por el aumento de gases de invernadero en la atmósfera terrestre (Wilson, Graham, Pratchett,

Jones y Polunin, 2006), ya que las altas temperaturas del agua marina, en conjunto con niveles elevados de irradiación solar, causan que las zooxantelas simbiotas de los corales sean expulsadas del huésped, y debido a que el coral obtiene hasta el 80% de los azúcares necesarios para suplir sus requerimientos energéticos de las zooxantelas, el coral muere porque no puede suplir sus requerimientos energéticos (Brown, 1997).

2.2.3 Acidificación oceánica

Adicionalmente, el calentamiento global afecta de otra manera a los ecosistemas marinos. Del 100% del CO₂ que se libera a la atmósfera, el 25% es reabsorbido por los océanos (Canadell et al., 2007). Este CO₂ reabsorbido reacciona con el agua para producir ácido carbónico, que a su vez se disocia para formar iones de bicarbonato y protones, los que reaccionan con iones de carbonato para producir más iones de bicarbonato, reduciendo de esta manera la disponibilidad de carbono para los organismos calcificadores y reduciendo el pH del agua, lo que también dificulta la calcificación y a niveles muy bajos disuelve el carbonato ya calcificado (Hoegh-Guldberg et al., 2007).

2.2.4 Sobrepesca

Otro factor relevante en el declive de los ecosistemas marinos es la sobrepesca, ya que la sobreexplotación de los recursos marinos ha llevado a una reducción significativa de las poblaciones. El desarrollo de las actividades pesqueras sin ningún tipo de control permite que se capturen individuos de tallas pequeñas, lo que causa que se pierda su potencial reproductivo y en consecuencia impide la entrada de muchos individuos nuevos a las poblaciones locales y regionales. Esto, junto con esfuerzos de pesca excesivos, ha causado que para la gran mayoría de las especies de interés comercial haya disminuido la talla promedio de captura, y en general el volumen total de captura año tras año.

En particular en Colombia los volúmenes de pesca han disminuido significativamente. En el año 1995 la pesca marina colombiana ascendió a 106.890 toneladas, incluyendo peces, crustáceos, equinodermos y moluscos, mientras que en el año 2010 la pesca solo alcanzó 39.652 toneladas (Corporación Colombia Internacional, 2010); y de las 38 principales especies, por su importancia comercial, biológica o recreacional, 28 se encuentran amenazadas según la categorización de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), teniendo tres especies en

peligro crítico, seis en peligro y 19 en estado vulnerable como se muestra en la tabla 2 (Mejía y Acero, 2002).

2.3 Instrumentos para la conservación de los ecosistemas marinos

De cara a estos problemas, los gobiernos han buscado instrumentos para detener el declive de la salud de los ecosistemas marinos, teniendo en cuenta una problemática específica o enfoques más integrales, y de allí se han derivado políticas como fijar cuotas de pesca, establecer vedas estacionales para algunas especies, realizar campañas de sensibilización, entre otras.

2.3.1 Cuotas de pesca

Las cuotas funcionan mediante el establecimiento de un cupo o cantidad determinada de recursos pesqueros que pueden extraerse en un tiempo determinado. La cantidad se determina con base en la biomasa de los recursos, la mortalidad de la pesca, y una medida del tamaño mínimo poblacional.

El principio básico que siguen las cuotas de pesca es mantener el tamaño poblacional o “stock” de la especie objetivo en niveles estables. Es decir, una vez que se determina que la especie tiene un stock viable y suficientemente grande, se establece cuál es la máxima cantidad de individuos, toneladas o cualquier medida de captura que se puede extraer del medio para que el tamaño de la población se mantenga y no se dé un colapso de la pesca más adelante.

Esta máxima cantidad depende de las características propias de cada especie, como su tasa intrínseca de crecimiento, capacidades de adaptación, recuperación y tolerancia hacia diferentes alteraciones del medio. En general, una especie cuya población se caracteriza por ser de rápido crecimiento tendrá cuotas de pesca más altas que una especie de crecimiento lento.

Las cuotas de pesca se establecen en Colombia por el Decreto 2256, artículo 6 teniendo en cuenta la especie, la zona en donde se encuentra², y finalmente, el tipo de cuota (toneladas, kilogramos o número de ejemplares). El país cuenta con un sistema de seguimiento pesquero

²Océano Pacífico, Mar Caribe, Ciénaga Grande de Santa Marta, Departamento del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

que registra el comportamiento de la pesca durante todo el año con el fin de hacer cada vez más precisas estas cuotas. Así mismo, existe una autoridad gubernamental, actualmente en proceso de expansión, que pertenece al Instituto Colombiano para el Desarrollo Rural (INCODER), y que se encarga de fijar las cuotas de pesca y las vedas estacionales.

Sin embargo, en escenarios de debilidad institucional es difícil hacer cumplir las vedas, principalmente por falta de capacidad de monitoreo.

2.3.2 Vedas estacionales

Las vedas estacionales hacen referencia a la prohibición de pesca de una especie o todas las especies de un sitio por periodos determinados de tiempo. En este sentido, la duración de la veda depende de características de la especie objetivo o del ecosistema específico a proteger, tales como la tasa de crecimiento de la especie, los periodos de reproducción, la tasa de mortalidad y la distribución de las tallas.

Uno de los principales objetivos de las vedas es proteger a las poblaciones en momentos determinantes cada año, como lo son las épocas de reproducción, o proteger zonas prioritarias, como algunas áreas donde se encuentren los juveniles de una especie. Así mismo, es común que las vedas se den junto con la fijación de cuotas de pesca, ya que los resultados que se obtienen cuando se implementan juntas, exceden los beneficios de utilizar solo una.

Actualmente, Colombia cuenta con vedas para especies como pirañas, pirarucus (de octubre a marzo), caracol pala (de junio a octubre), carduma (de noviembre a diciembre), peces ornamentales (de mayo a junio), peces de consumo (de mayo a junio), bagre rayado (mayo, septiembre y octubre), camarón de aguas someras (enero a febrero), langosta (abril a junio) y otros recursos pesqueros, todos definidos mediante decretos, resoluciones o decretos de Ley (Instituto Colombiano Agropecuario, 2012).

Adicionalmente, la autoridad pesquera de Colombia también se encarga de fijar las tallas mínimas de captura, por debajo de las cuales no es permitido capturar ni comercializar individuos de determinada especie. Esta talla mínima de captura corresponde en gran medida a la talla que tendría un individuo maduro reproductivamente para asegurar que los individuos extraídos del medio ambiente por la pesca hayan tenido la oportunidad de reproducirse.

2.3.3 Manejo de artes de pesca

Tradicionalmente las comunidades de pescadores han utilizado distintas artes de pesca, dependiendo de la especie objetivo y las condiciones de los lugares donde se realiza la actividad. Estas artes de pesca pueden ser fijas o móviles, y dentro de ellas se encuentra el uso de redes, líneas, nasas y algunas artes de pesca no tradicionales, como el uso de dinamita y cianuro para aturdir los peces y capturarlos con menor esfuerzo. En conjunto, todas estas artes presentan a los pescadores un abanico de opciones, de las cuales el pescador escogerá la más adecuada de acuerdo a sus necesidades y a los beneficios económicos que le genere, sin necesariamente tener en cuenta los costos sociales y ambientales de su actividad.

Todas estas artes de pesca impactan de algún modo el ambiente, pero algunas tienen consecuencias mayores. Es difícil imaginar cómo pescar con una línea de mano con un solo anzuelo puede impactar de manera significativa el medio ambiente, más allá de los impactos indirectos de extraer los individuos que se pescan. Sin embargo, es evidente el daño que le puede ocasionar al ecosistema el hecho de detonar cargas de dinamita o el uso de cianuro para capturar peces y otras especies marinas. Algunas artes de pesca como el trasmallo, tienden a capturar números elevados de organismos juveniles, lo que impacta severamente a las poblaciones sobre las que se está ejerciendo la presión de pesca y a largo plazo disminuyen el stock pesquero.

Es por esta razón que las autoridades ambientales y pesqueras han prestado atención a las artes de pesca que se utilizan en la extracción del recurso y han desincentivado o prohibido el uso de las artes de pesca más destructivas por medio de vigilancia directa o campañas de sensibilización, y han incentivado el uso de las artes más amigables con el ambiente, por medio de premios y ayudas. Ejercer un control sobre las artes de pesca que se utilizan en un territorio alivia la presión que se ejerce sobre los ecosistemas y ayuda a conservar todas las especies que lo conforman.

2.4 Áreas Marinas Protegidas

No obstante los distintos instrumentos existentes para la protección y el manejo de los ecosistemas marinos, el curso de acción que se ha utilizado con mayor frecuencia ha sido la creación de Áreas Marinas Protegidas (AMPs)(Christie, 2004; Kareiva, 2006; McClanahan, Mainay Davies, 2005; McClanahan, Verheij yMaina, 2006).

Las Áreas Marinas Protegidas buscan proteger ecosistemas marinos de vital importancia debido a su biodiversidad. Los Estados Unidos de América, Australia y Nueva Zelanda fueron los primeros países en crear áreas protegidas en la segunda mitad del siglo XIX (Leitmann, 1998), y ha sido a través del esfuerzo no solamente de entidades gubernamentales, sino de comunidades locales, ONGs, entes académicos y demás agentes interesados, que en la actualidad la gran mayoría de los países tienen dentro de sus políticas la creación y establecimiento de AMPs.

Actualmente, según datos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), hay más de 5,000 áreas marinas protegidas establecidas alrededor del mundo, algunas de ellas se encuentran protegidas parcialmente, debido a que cumplen una función estacional para ciertas especies migratorias, mientras que otras por su riqueza en flora y fauna adquieren una protección permanente.

Las AMPs se encuentran categorizadas de acuerdo al nivel de protección o posible contacto con los usuarios potenciales. En este sentido, cada categoría se relaciona con la cantidad o el tipo de permisos de extracción o uso de los recursos que son permitidos en cada zona. No obstante, IUCN señala que los países difieren en la interpretación de AMPs, lo que hace difícil establecer comparaciones entre ellos: lo que en un país puede considerarse como área protegida, en otro país no necesariamente lo es.

En general Dudley (2008) define seis categorías de AMPs. Las AMPs se constituyen a nivel nacional e internacional para preservar especies en peligro, aislar procesos ecológicos de la intervención humana, y en algunos casos, para entender mejor la interacción de los seres humanos con el medio ambiente. Adicionalmente estas áreas proveen espacio para la evolución y adaptación ecológica futura. La Tabla 2 presenta las categorías de Áreas Marinas Protegidas existentes.

Tabla 2. Categorías de Áreas Marinas Protegidas

Categoría	Nivel de protección	Actividades permitidas	Extractiva	Ecosistemas especiales
Ia	Alta	Investigación	No	No
Ib	Alta	Extracción mínima, investigación de bajo impacto	No, excepto subsistencia	Sí
II	Alta	Turismo controlado, investigación.	No, excepto subsistencia	Sí
III	Alta	Pocos visitantes, Investigación limitada,	No, condicionada	Sí
IV	Media	Investigación, presencia humana controlada	No	Sí
V	Media	Poca investigación, Poco turismo, poca extracción	Sí	No
VI	Media	Extracción, Investigación, Turismo a baja escala	Sí	No

Fuente: Construcción propia basada en Dudley (2008)

2.5 Ventajas de la declaración de áreas marinas protegidas

Las zonas de conservación generan beneficios directos e indirectos al ser humano, gracias a su potencial de entretenimiento, belleza paisajística en los parques nacionales naturales y áreas silvestres, suministro de agua y valor de existencia para algunas sociedades humanas vulnerables que consideran ciertos lugares como sagrados, preservando estas zonas como patrimonios culturales. De igual forma, las zonas marinas protegidas tienen un alto potencial para el desarrollo rural, generación de ingresos, investigación, monitoreo, conservación, educación, recreación y turismo. En este sentido, la declaración de áreas protegidas podría establecerse legítimamente tanto por comunidades locales, pueblos indígenas, ONG medioambientales, personas naturales o jurídicas, así como por los Gobiernos Nacionales.

La declaración de áreas marinas protegidas puede permitir la existencia de fuentes de alimentación o generación de ingresos sostenibles, ya que la protección de zonas de pesca o con presencia de ecosistemas claves para la cría de especies, favorece la existencia futura de recursos marinos tanto para la alimentación de subsistencia de las comunidades pobres asentadas en zonas aledañas, como también para la generación de recursos suficientes para la venta. Por otro lado, la declaración de áreas protegidas incrementa el atractivo para el turismo ecológico, que ha crecido de manera sostenida en los últimos años en América Latina.

En este sentido, diferentes estudios mencionan una amplia gama de beneficios relacionados con los efectos de 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, Kompas y Lindenmayer, 2005).

En general, Ansuategi, Escapa y Termaensen (2006) clasifican en 3 categorías los posibles beneficios o costos asociados con la declaración de áreas marinas protegidas: i) los beneficios asociados con el uso extractivo del recurso, ii) los beneficios asociados con el uso no extractivo y finalmente, iii) los beneficios asociados con la institucionalidad o la gestión de los recursos marinos o costeros.

En primer lugar, los autores señalan que a pesar de que las zonas de protección prohíban la pesca en lugares específicos, las AMPs pueden influir de manera positiva en el rendimiento económico de la actividad pesquera, ya que pueden darse efectos de “desbordamiento” en zonas aledañas al área de protección. Esto, en la medida en que ocurre la emigración de especímenes jóvenes o adultos hacia zonas fuera de las AMP o puede ocurrir la exportación de huevos y larvas como mencionan Gell y Roberts (2003). En consecuencia, es probable que la declaración de áreas de conservación reduzca la variabilidad en las capturas o en la talla de los peces.

En relación a los beneficios asociados con el uso no extractivo, autores como Coté, Mosqueira y Reynolds (2001) o Gell y Roberts (2002) señalan que el establecimiento de AMPs aumenta la biodiversidad, lo que incrementa el atractivo para visitantes, practicantes de buceo deportivo o en general turistas que disfrutan de observar la biodiversidad. De acuerdo con Duffy-Deno (1997) y Stynes (1997), el incremento en el número de visitantes a una región puede tener un efecto positivo sobre el desarrollo local o regional, lo que favorecería la economía de zonas con áreas marinas protegidas. De igual forma, existen beneficios sociales para todos aquellos que consideran el valor de existencia de la biodiversidad, aún si no se considera su potencial turístico como tal.

Finalmente, en relación al conjunto de beneficios asociados con la institucionalidad o gestión, autores como Lauck, Clark, Mangel y Munro (1998) o Carr y Reed (1993) mencionan que la efectividad de las AMP para alcanzar objetivos económicos, sociales y ambientales, parecen ser mayores que en otros mecanismos de protección. La siguiente tabla resume los principales beneficios de las AMPs.

Tabla 3. Ventajas de la creación de Áreas Marinas Protegidas

• Seguridad alimentaria hacia el futuro
• Control de acciones existentes y futuras
• Beneficios para la comunidad por turismo
• Mantenimiento de poblaciones de peces y aumento de su talla
• Desarrollo económico y social
• Desarrollo de proyectos asociados alternativos (ecoturismo, piscicultura, avicultura, agricultura y ganadería).
• Competitividad en el mercado (mejor precio)
• Disminución de la contaminación
• Generación de futuras fuentes de empleo

Fuente: Alonso y Ramírez (2008)

2.6 Desventajas de la declaración de áreas marinas protegidas

A pesar de los beneficios descritos en relación a la declaración de áreas marinas protegidas, y tal como lo menciona Agardy (1994), el establecimiento de AMPs también representa una serie de retos o dificultades que deben considerarse en su implementación.

La declaratoria de AMPs puede implicar costos para las actividades pesqueras. En el corto plazo se espera que los costos asociados a elegir un sitio de pesca aumenten por mayores costos de transporte o tiempo de viaje para llegar a áreas más lejanas y así evitar la congestión en las zonas de pesca permitidas. En este sentido, puede aumentar el número de empleados, el gasto en combustible, y en general, la inversión en capital de trabajo. Sin embargo, es difícil predecir el efecto de las AMPs sobre los costos de pesca en el mediano y largo plazo, ya que debe tomarse en cuenta el aprendizaje de los pescadores para reducir el tiempo de búsqueda de zonas de pesca, así como los potenciales beneficios sobre las poblaciones por derrames de las AMPs.

En relación a los costos asociados al uso no extractivo, Ansuategi, Escapa y Termaensen (2006) mencionan que los visitantes pueden verse afectados por efectos de congestión debido al aumento del atractivo turístico en la zona. De igual forma, la mayor afluencia o en general la declaración de AMPs podrían generar pérdidas en la herencia cultural o cambios en el modo de vida de las pequeñas comunidades pesqueras en las zonas protegidas.

Finalmente, aunque algunos investigadores consideran que las AMPs son instrumentos efectivos para controlar el esfuerzo pesquero, sus costos de establecimiento, operación y control son altos, lo que disminuye su relación costo/efectividad. Autores como Craik (1994)

señalan a modo de ejemplo que 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.

De cualquier forma, la reciente investigación sobre el tema y el desarrollo de mejores herramientas tecnológicas pueden disminuir en gran medida los costos asociados al control y vigilancia que requieren las AMPs. Por consiguiente, es necesario ahondar más en el tema para poder establecer una comparación más rigurosa entre instrumentos como cuotas de captura, control del esfuerzo o vigilancia de artes de pesca, en relación a los costos que implican las AMPs. La siguiente tabla resume algunos de los principales costos relacionados con la declaratoria de protección marina o costera.

Tabla 4. Desventajas de la declaración de AMPs

<ul style="list-style-type: none"> • Restricción para la pesca en algunas épocas o zonas
<ul style="list-style-type: none"> • Aumento en el precio del pescado (consumidor)
<ul style="list-style-type: none"> • Mayor inversión para las faenas de pesca
<ul style="list-style-type: none"> • Escasez de alimento inicialmente (pesca y otros productos de mar)
<ul style="list-style-type: none"> • Desempleo inicialmente
<ul style="list-style-type: none"> • Impacto social (afectación crédito, pago necesidades básicas, endeudamiento)
<ul style="list-style-type: none"> • Desplazamiento de actividad laboral e inestabilidad

Fuente: Alonso y Ramírez (2008)

2.7 Obstáculos para la creación de AMPs

El poco crecimiento en el número de declaratorias de áreas marinas protegidas durante la última década en relación al crecimiento superior de áreas terrestres protegidas, indica que a pesar de la importancia de proteger el ecosistema y biodiversidad en zonas marinas y costeras, aún existen diversas restricciones ideológicas, logísticas y económicas que dificultan la generación de iniciativas de protección marina.

De acuerdo con Agardy (1994) algunos de los problemas que enfrentan las AMPs son i) la fuerte dependencia entre el modelo de parques terrestres y el análisis de sistemas oceánicos. Esto, a pesar de los grandes avances que se han realizado para entender las dinámicas y escalas de los sistemas marinos y su diferencia con los terrestres.

Por otro lado, ii) la percepción negativa de que las AMPs quedarían fuera del alcance de los usuarios locales beneficiando sólo a los visitantes temporales. Cambiar esta percepción es un reto especialmente difícil con los usuarios frecuentes de los recursos naturales como pescadores y comunidades locales de países en desarrollo, ya que es frecuente que para ellos las palabras “parque” o “reserva” tengan connotaciones negativas relacionadas con aspectos elitistas, o fuera de su alcance.

Finalmente, el autor menciona iii) la dificultad de cuantificar y obtener rápidamente beneficios de las áreas marinas protegidas, lo que limita aún más la valoración que se otorga a este mecanismo. En muchos casos es difícil para las comunidades comprender la interacción entre renovación de los recursos, sostenibilidad del ecosistema y bienestar socio económico a largo plazo.

2.8 Áreas Marinas Protegidas en el mundo

Ha habido un crecimiento importante en AMPs en los últimos 15 años, pero aún hay potencial para el establecimiento de nuevas áreas- De acuerdo con el Banco Mundial, para 1997 existían alrededor de 4,000 áreas marinas protegidas en más de 80 países, para el 2008 existían 5,000 y para el 2011 se contaba con un total de 5.880, de las cuales 400 pertenecían a países en el Caribe. Sin embargo en la mayoría de los países el porcentaje de áreas terrestres protegidas es mucho mayor que el porcentaje de áreas marinas protegidas.

En particular, en América Latina el área terrestre protegida es más de 211 millones de hectáreas, o 10.4% del área de los 22 países analizados, mientras que el área marina protegida es de 29 millones de hectáreas o 2.1% de la superficie marina (Elbers, 2011). Similarmente, el crecimiento de las zonas protegidas terrestres es mayor que el crecimiento de áreas marinas protegidas.

Tabla 5. Áreas terrestres y marinas protegidas en América Latina

País	Extensión territorial	Superficie marina de referencia	Superficie terrestre protegida		Superficie marina protegida	
	hectáreas	hectáreas	hectáreas	%	hectáreas	%
Argentina	279,181,000	14,250,800 ^(a)	3,680,995	1.3	132,124	0.9
Belice	2,296,600	3,599,50 [©]	880,723	38.3	176,333	9.5
Bolivia	109,858,100		17,066,902	15.5		
Brasil	851,487,700	445,176,600 ^(d)	76,711,099	9.0	1,387,249	6.4
Chile	75,609,600	12,082,700	14,549,020	19.2		
Costa Rica	5,110,000	57,699,200 ^(b)	1,355,922	26.5	522,67	17.2
Cuba	10,988,600	6,988,000 ^(a)	1,850,007	16.8	1,733,595	24.8
Ecuador	25,637,000	111,181,800 ^(d)	4,870,986	19.0	14,220,382	12.8
El Salvador	2,104,000	656,800 ^(a)	35,045	1.7		
Guatemala	10,888,900	769,400 ^(a)	3,103,549	28.5	131,9	17.1
Guyana	21,497,000	1,093,900 ^(a)	434,351	2.0		
Honduras	11,249,200	24,024,000 ^(b)	2,001,607	17.8	864,806	3.6
México	196,437,500	314,992,000 ^(b)	20,677,907	10.5	4,824,269	1.5
Nicaragua	13,037,300	12,748,800 ^(b)	2,093,747	16.1	113,552	0.9
Panamá	7,551,700	33,146,500 ^(b)	2,215,869	29.3	590,211	1.8
Paraguay	40,675,200		2,381,412	5.9		
Perú	128,521,600	114,064,700 [©]	17,961,387	14.0	633,522	0.6
República Dominicana	4,867,100	25,589,800 [©]	1,224,608	25.2	1,322,601	5.2
Surinam	16,382,000	12,777,200 [©]	211,32	12.9	370,3	2.9
Uruguay	17,621,500	13,756,700 ^(b)	249,352	1.4	49,865	0.4
Venezuela	91,644,500	58,530,500 ^(e)	24,710,243	27.0	512,219	0.9
Total	2,036,820,900	1,259,529,400*	211,557,043	10.4	28,827,905	2.1

* Esta agregación contiene sin embargo, información para a) mar territorial, b) zona económica exclusiva, c) zona económica exclusiva reivindicada, d) mar patrimonial, e) mar patrimonial reivindicado.

Fuente: Elbers (2011)

2.9 Áreas Marinas Protegidas en Colombia

En Colombia las áreas marinas protegidas pueden hacer parte del Sistema de Parques Nacionales Naturales (SPNN), de figuras como Reservas Indígenas, Reservas Forestales, Santuarios de Fauna y Flora, Reservas Naturales Nacionales, Humedales de Importancia Internacional y Reservas de Biósfera (IUCN, 2011). Son 54 las zonas protegidas como SPNN y de ellas 14 (entre parques naturales, santuarios y vía parque) corresponden a áreas marinas, lo que comprende el 1% del territorio nacional protegido bajo esta figura.

La mayor extensión de áreas marinas protegidas se concentra en la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA), ya que el archipiélago fue declarado por la UNESCO en el 2010 como reserva en su totalidad, conocida como Reserva de la Biosfera Seaflower, comprendiendo así 350.000 km² (CORALINA, 2012; Franco, 2007, p.11) En el Caribe colombiano 2.75% del área total se encuentra bajo 10 programas de conservación integradas al SPNN. En el área del Pacífico 2.348 km²(0,6% de la costa pacífica) se encuentran bajo programas de conservación nacional correspondientes a 3 parques naturales y 1 santuario y existen dos reservas privadas de 210 hectáreas (Franco, 2007). En general, para el 2008 el INVEMAR describía la situación de áreas protegidas en Colombia como sigue:

Tabla 6. Áreas costeras o marinas protegidas en Colombia

Costa	Tipo	Área (ha)
CARIBE CONTINENTAL		
PNN Tayrona	Marino costero	15.000
PNN Sierra Nevada de Santa Marta	Costero	383.000
PNN Corales del Rosario y San Bernardo	Marino	120.000
Vía Parque Isla de Salamanca	Costero	56.200
SFF Los Flamencos	Costero	7.682
SFF Ciénaga Grande de Santa Marta	Costero	26.810
SFF Mono Hernández	Costero	4.144
Área Marinas Protegidas de los Archipiélagos del Rosario y de San Bernardo (Resolución 679, 2005)	Marino costero	558.610
CARIBE INSULAR		
PNN Old Providence McBean Lagoon	Marino costero	995
Sistema Regional de AMP dentro de la Reserva de Biosfera Sea Flower	Marino costero	6.500.000
PACÍFICO		
PNN Utría	Marino costero	54.000
PNN Gorgona	Marino costero	61.887
PNN Sanquianga	Costero	80.000
SFF Malpelo	Marino	872.500

Fuente: INVEMAR (2008)

Como se observa, si bien se han hecho esfuerzos por establecer zonas marinas y costeras como proyectos de conservación, problemas como la falta de articulación a nivel regional, local y nacional, han impedido avanzar aún más en la selección y declaración de otras zonas de protección marina. Sin embargo, existe un marco regulatorio y planes de acción para expandir el área protegida.

Históricamente Colombia ha sido parte de acuerdos internacionales para la conservación de áreas marinas y costeras. Desde 1979 es miembro de la Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS), el Protocolo para la Conservación y Administración de las Áreas Costeras y Marinas Protegidas del Pacífico Sudeste, Convenio para la Protección y Desarrollo del Medio Marino en la Región del Gran Caribe, que reconoce la importancia de proteger el conjunto de ecosistemas interconectados en la zona por medio del Protocolo Relativo a las áreas y a la flora y fauna silvestres especialmente protegidas (Protocolo SPAW).

Internamente, en 1996 el Ministerio de Ambiente desarrolló el primer ejercicio de planificación para zonas costeras y marinas en el país. Sin embargo, solo fue aprobado hasta el año 2000. Dos años más tarde, el Departamento Nacional de Planeación desarrolló el CONPES 3164 que asigna responsabilidades y asigna recursos para el desarrollo del Plan de Acción Sobre el Ordenamiento Ambiental de las Zonas Costeras y Marinas del país. Este documento generó la Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia y adicionalmente, definió las zonas marino-costeras de particular importancia ecológica y socio-económica.

Este documento de política creó el Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas-SNAMP, a escala nacional y regional como parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas-SINAP³ para cumplir los objetivos de conservación y protección para las áreas marinas en Colombia con mayor importancia ecológica y socioeconómica (CONPES 3164, Invemar, 2007).

Más recientemente y como complemento a los compromisos establecidos, Colombia fue partícipe de la décima Cumbre sobre la Diversidad Biológica realizada en Nagoya Japón en el

³ “Comprende el conjunto de áreas naturales protegidas (de carácter público, privado y comunitario en los niveles de gestión pública nacional, regional y local), los actores sociales y las estrategias e instrumentos de gestión que articulan y congregan para contribuir como un todo a los cumplimientos de los objetivos de conservación que el país persigue” (INVEMAR, 2007, p. 13).

2010 con la participación de casi 200 países, grupos indígenas y ONGs. Con la reunión se establecieron 20 objetivos para el 2020, enfocados principalmente en combatir la crisis de extinción y restaurar el capital natural de la tierra. En general, se acordó un aumento del 13% al 17% de áreas protegidas en la superficie total de la tierra y en los océanos del 1% al 10%.

A partir de entonces, las instituciones encargadas han trabajado en la construcción del Sistema Representativo de Áreas Marinas Protegidas (SRAMP) como eje de articulación del Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas (SNAMP) y el plan de acción para su desarrollo.

A partir de investigaciones en el Caribe y Pacífico colombianos se ha logrado avanzar en criterios que busquen cumplir la categoría de ambientes vulnerables y por tanto susceptibles de protección (INVEMAR, 2009). Este esfuerzo ha permitido el establecimiento de “metas de conservación, a través de la calificación de atributos ecológicos, irremplazabilidad y vulnerabilidad” (INVEMAR, 2007, p. 19). Adicionalmente el componente socio-económico incluido en el análisis ha pretendido abordar las realidades sociales y económicas de los sitios marinos y costeros, para así identificar la capacidad de la población de adaptarse eventualmente a la conversión de estas zonas como AMPs. La anterior aproximación hace parte del enfoque ecosistémico con el que se busca trazar el programa de las AMPs. Bajo este enfoque, tanto las partes sociales como institucionales relacionadas se comprometen en la responsabilidad y construcción conjunta de la gestión en torno a las zonas destinadas a la figura de AMP. No obstante, el esfuerzo de construcción de redes de áreas marinas protegidas aún continúa en construcción tanto en el marco normativo colombiano como en el ejercicio práctico de las entidades encargadas.

3 La valoración de bienes ambientales y la transferencia de beneficios

El medio ambiente provee numerosos servicios directos e indirectos a la sociedad, sin embargo, muchos de estos servicios no tienen precio en el mercado, por lo que no pueden asignarse de manera eficiente a través de mecanismos de mercado. Esto lleva a una provisión subóptima de estos bienes y a una mayor tasa de pérdida de ecosistemas que la que sería socialmente deseable. La creciente necesidad de valorar estos bienes y servicios ha llevado a los economistas a desarrollar metodologías para estimar los beneficios económicos de conservar los recursos naturales y preservar la calidad ambiental.

Los métodos de valoración se pueden dividir en dos grandes grupos: método de preferencia revelada y métodos de preferencia declarada (Mitchell y Carson, 1989). Los métodos de preferencia revelada se basan en el comportamiento observado de los consumidores para derivar el valor que estos le asignan a los bienes ambientales dentro de su proceso de maximización de utilidad. Los métodos de preferencia declarada o mercados hipotéticos, como su nombre lo indica, crean mercados ficticios de bienes ambientales para aproximar la disponibilidad a pagar (DAP) de los individuos por conservar los recursos naturales o mejorar la calidad ambiental.

Sin embargo, este tipo de estudios pueden ser muy costosos, tanto en tiempo como en recursos. Para lograr que la valoración ambiental se convierta en un componente estándar del análisis costo-beneficio en el proceso de políticas públicas y manejo ambiental se necesita poder estimar beneficios ambientales sin tener que llevar a cabo estudios primarios de valoración en cada caso. Por esta necesidad surge la metodología de transferencia de beneficios que se describe a detalle a continuación.

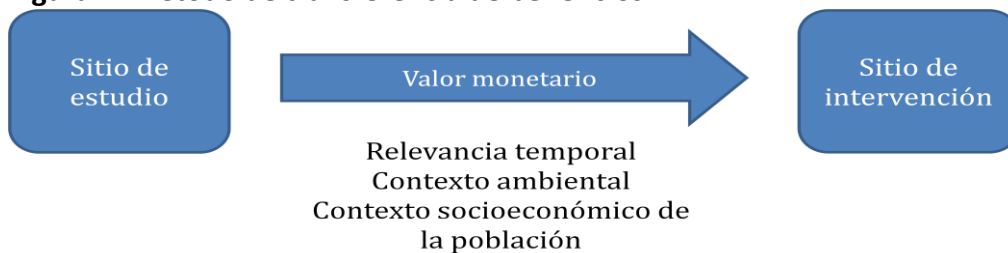
3.1 Metodología de transferencia de beneficios

La valoración por transferencia de beneficios es una técnica de valoración económica de bienes y servicios ambientales que emplea como insumo fuentes secundarias de información, en particular, ejercicios primarios de valoración realizados en un contexto similar al sitio que se desea valorar. La transferencia de beneficios es el traspaso del valor monetario de un bien ambiental - denominado sitio de estudio - a otro bien ambiental - denominado sitio de intervención (Brouwer, 2000). Las cifras estimadas con base en un estudio de transferencia de beneficios son una aproximación al valor de los beneficios económicos de los bienes

ambientales y se deben aplicar cuando la necesidad de precisión en las medidas de bienestar es baja (Navrud and Bergland, 2001).

Para transferir valores es necesario tomar en cuenta factores socioeconómicos, diferencias en el estatus de conservación entre el sitio de estudio y sitio de intervención, así como similitudes de los ecosistemas. Un modelo teórico de disposición a pagar (DAP) y los resultados empíricos estadísticamente significativos de determinantes de la DAP deben fundamentar la selección de factores de ajuste.

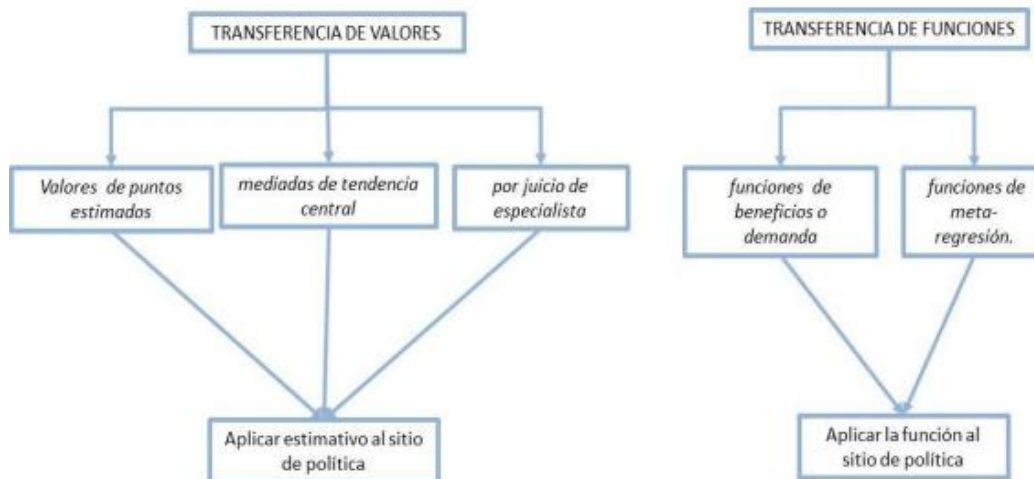
Figura 2: Método de transferencia de beneficios



Fuente: Elaboración propia

Existen dos tipos general de aproximaciones para esta metodología: transferencia de valores o transferencia de funciones. La transferencia de valores adapta una medida de bienestar de un solo estudio o una medida estadística de un conjunto de estudios, tal como la media, al sitio de intervención. Por su parte, la transferencia de funciones consiste en utilizar las relaciones funcionales estimadas para otros estudios y aplicarlas con los datos del sitio de interés. El meta análisis de estudios de valoración existentes es un análisis estadístico de estudios realizados previamente que toma como variable dependiente la DAP y como variables independientes las características de los bienes valorados.

Figura 3. Tipos de Transferencia de Beneficios



Fuente: Ruiz-Agudelo et al. (2011), tomado de Rosenberger y Loomis (2001)

3.1.1 Transferencia de valores fijos

Consiste en la aplicación directa de los valores de una investigación o ejercicio de valoración al sitio donde se está considerando la política o intervención. Este método no es recomendable en aquellos casos en que existen grandes diferencias entre el sitio de estudio y el sitio sobre el cual se realizó la valoración, en términos de sus condiciones socioeconómicas o medio ambientales. De acuerdo con Ruiz-Agudelo et al. (2011), existen 3 aproximaciones para aplicar la transferencia por valores fijos:

Transferencia de valores puntuales: consiste en el uso de las mediciones estimadas en el estudio original para ser aplicado en el contexto de interés.

Transferencia de medidas de tendencia central: consiste en tomar el promedio u otra medida de tendencia central como la media o la mediana, para realizar la transferencia de valor al sitio de interés.

Transferencia por juicio de especialista: consiste en tomar los valores por unidad a partir de la opinión de un especialista o de un proceso de discusión entre expertos. No obstante, esta aproximación puede tener sesgos (Rosenberger y Loomis, 2003).

3.1.2 Transferencia de funciones

Este método consiste en realizar la transferencia a partir de un modelo o estimación que relacione los datos como vectores de información, recopilando las cifras recolectadas a partir de un conjunto de estudios de valoración. En este sentido, los diferentes modelos empleados por cada estudio son tenidos en cuenta como variables de control en la estimación del valor económico para el sitio de interés. En general, esta metodología se basa en el ajuste de estimaciones de los parámetros con base en las nuevas expectativas a través del tiempo o en relación a la transferencia entre lugares diferentes.

Por consiguiente, este método permite controlar por las diferencias existentes entre los sitios tomados en cuenta en cada estudio y la zona de intervención o interés. Por esto, se considera que los resultados obtenidos tienen mayor ajuste al contexto de interés que los métodos previamente descritos. No obstante, de acuerdo con Carriazo e Ibáñez (2003), una de las principales limitaciones del método es la gran cantidad de información que se requiere para su aplicación, dado que la mayoría de estudios no contienen información suficiente sobre las características particulares de la población sobre la cual realizan los ejercicios de valoración.

Ruiz-Agudelo et al. (2011) mencionan 2 métodos para realizar la valoración por transferencia de funciones:

Transferencia de funciones de demanda o beneficios: consiste en la adaptación de una función de un sitio relevante al sitio de intervención. Para esto, se requiere contar con información completa sobre las diferentes variables incluidas en el estudio original.

Transferencia de funciones de análisis de meta-regresión: consiste en recopilar estadísticamente la información de un conjunto de estudios con el fin de estimar el valor económico “buscando la medida de relación sistemática entre los valores de un estudio y los atributos del estudio que generaron este estimativo” (Borenstein, Hedges, Higgins y Rothstein, 2009).

El meta análisis es una forma de probar la significancia de factores específicos al explicar las diferencias en los resultados de valoración entre diferentes estudios. Por consiguiente, este es un análisis de tipo estadístico que toma las características de los estudios como posibles explicaciones de los resultados con el fin de llegar a generalizaciones útiles (Wolf, 1986). El

resultado de esta metodología es una función de valor que se basa en estadísticas globales o promedio en vez de características individuales.

De acuerdo con Brouwer (2000), el meta análisis se ha aplicado ampliamente en la valoración ambiental, incluyendo estudios relacionados con metodologías como precios hedónicos, costos de viaje, valoración contingente, gastos de protección, y temas de análisis como contaminación, recreación, pesca, maderas, parques nacionales y especies en peligro, entre otros. Entre los principales resultados de estas investigaciones se encuentra que las diferencias en el diseño de los estudios juegan un rol importante al explicar la variación entre los resultados de valoración. De igual forma, elementos como las condiciones de los derechos de propiedad, el tipo de datos empleados en el análisis o la especificación de los modelos, juegan un rol igualmente clave en el resultado obtenido.

3.1.3 Criterios de selección

Independientemente de la aproximación utilizada para la transferencia de beneficios, los criterios de selección de los estudios originales de valoración son muy importantes para asegurar una transferencia adecuada. Se deben considerar los siguientes criterios para la selección de estudios:

- Los estudios deben estar basados en información adecuada, es decir, correctos métodos económicos y técnicas de análisis empírico.
- Los estudios deben incluir regresiones o resultados econométricos que describan la DAP como una función de factores relevantes en el análisis.
- Los sitios objeto de estudio deben tener poblaciones similares.
- Los bienes o servicios valorados deben ser similares o iguales.

Sin embargo, es importante tener en cuenta que la mayoría de estudios empleados para realizar la valoración por transferencia no logran cumplir todos los criterios mencionados. Adicionalmente, aún si se cuenta con estudios sobre bienes o servicios iguales o muy parecidos, su calidad o nivel de provisión puede variar mucho entre los diferentes lugares de estudio. De igual forma, el tipo de beneficios derivados de los bienes o servicios puede ser muy diferente dependiendo de la distribución y las características de la población. Por consiguiente, es clave tener en cuenta las diferencias entre los estudios tomados como insumo para realizar

la valoración por transferencia y reportar la medida de error, producto de agregar los errores de estimación particulares a cada ejercicio de valoración.

En general, es deseable que en el modelo de valoración por transferencia se incluyan como variables explicativas todos los elementos relevantes para cada uno de los sitios tenidos en cuenta en el análisis. Esto con el fin de que el poder explicativo del modelo sea el mismo para todos los sitios. Sin embargo, la información requerida para estimar los valores promedio ajustados debe ser de fácil acceso, ya que de lo contrario puede perderse la ventaja de costo-efectividad de la valoración por transferencia. En este punto, es clave tener en cuenta que en países en desarrollo una de las principales barreras para la aplicación de transferencia de beneficios, es la disponibilidad de información confiable.

3.1.4 Retos o dificultades que presenta la metodología

En primer lugar, existe dificultad en comparar valores de uso y no uso que las personas le dan a un bien o servicio ambiental. En particular, los resultados sobre DAP pueden variar mucho en relación al uso o no uso potencial que las personas le dan a un mismo bien, por consiguiente al agregar el resultado podría obtenerse un valor que no se sabe exactamente qué está midiendo. Este problema puede estar relacionado con errores técnicos en la estructura de las encuestas o con limitaciones en la capacidad de las personas para expresar su verdadera valoración de bienes o servicios ambientales.

Por otro lado, pueden existir problemas de valoración iniciales si no se tiene claridad sobre los límites o la extensión exacta del lugar que provee los bienes o servicios valorados, así como el segmento de la población encuestada. La falta de claridad sobre estos elementos, podría generar sesgos al momento de realizar la agregación de valores, o podría llevar a la transferencia de un valor que no es en realidad comparable con el lugar de estudio bajo análisis. Esta situación podría ocurrir por ejemplo, si se toman datos de un contexto con características particulares que no puedan compararse con otro lugar o si las encuestas se han aplicado únicamente a residentes locales o a visitantes. Con estas condiciones, es claro que la transferencia de beneficios debe realizarse teniendo en cuenta todas las características de los estudios tomados como insumo para la valoración y determinar los posibles errores que puede generar la agregación de sus datos.

Finalmente, existe un problema relacionado con la validez en el tiempo de los resultados obtenidos mediante técnicas de valoración. El método de valoración contingente, por ejemplo, refleja un resultado de las preferencias de las personas en el momento específico en que se realiza el estudio. Sin embargo, los diferentes estudios tomados como insumo para la valoración por transferencia muy probablemente son realizados en momentos del tiempo diferentes, así como el ejercicio de agregación y transferencia. Por consiguiente, es clave la extrapolación de los resultados de cada estudio al contexto y tiempo en el que se quiera realizar el análisis.

En general, los principales riesgos en la aplicación de transferencia de beneficios se refieren a posibles sesgos como consecuencia de:

- Limitaciones o sesgos iniciales con los estudios primarios tomados como insumo,
- Diferencias irreconciliables entre los estudios, en relación al bien o servicio que valoran o a su población objetivo,
- Diferencias temporales entre los estudios y en relación al momento en que se realiza la valoración por transferencia⁴.

Otros posibles problemas pueden estar relacionados con la falta de estudios suficientes para realizar una correcta agregación, o la falta de calidad en la información que presentan.

3.1.5 Principales ventajas en la aplicación de la metodología

Como se mencionó previamente, la principal ventaja en la aplicación del método de transferencia de beneficios es su relación costo/efectividad especialmente en situaciones en las que no resulta práctico realizar una valoración primaria debido a restricciones en dinero o tiempo. Por consiguiente, en aquellos casos en que los fondos, tiempo, o personal son insuficientes y para los que se cuenta con información de un sitio con características similares o comparables con el sitio objeto de la intervención se recomienda aplicar transferencia de beneficios.

⁴ Basado en Rosenberger y Loomis (2001), Carriazo e Ibáñez (2003), Brouwer(2000).

4 Valoración de AMPs en Colombia a través de transferencia de beneficios

Para la valoración de los beneficios de la expansión de AMPs en Colombia, se valoran los servicios de recreación, pesca y captura de carbono. Se revisaron inicialmente 190 estudios con información sobre valoración de áreas marinas. Posteriormente se seleccionaron únicamente aquellos que cumplieran con los criterios de selección de relevancia temporal, presencia de las especies o ecosistemas valorados, región geográfica y composición de especies. Al finalizar este proceso, se obtuvo un total de 79 documentos aplicables al caso colombiano. Se realizó un segundo filtro con base en la comparabilidad de las estimaciones, el método de valoración aplicado y la cantidad de información presentada en cada documento. Posteriormente, se realizaron los ejercicios de valoración separando los resultados para Caribe y Pacífico, clasificando las estimaciones por servicio ecosistémico y método de valoración.

De acuerdo con el compromiso de conservación adquirido en la CDB de Nagoya en 2010, Colombia incrementará el porcentaje de su territorio marino y costero protegido hasta alcanzar el 10% de su ZEE. Para esto, en este trabajo se asume que las 68 áreas señaladas con prioridad alta y media de conservación por el INVEMAR (2008) serán incluidas en el SPNN, constituyendo el 1.67% de la ZEE. Al incluir estas 68 zonas a las áreas ya protegidas, se obtiene un área total protegida de 13.92% de la ZEE. A continuación se describen con mayor detalle las principales características de estas 68 zonas incluidas en el estudio.

4.1 Zonas de prioridad alta y media de conservación identificadas por el INVEMAR

Para el presente estudio se obtuvo información mediante fuentes secundarias de las zonas que han sido declaradas por el INVEMAR (2008) como áreas prioritarias de nivel medio y alto de conservación en las zonas del Pacífico y el Caribe colombianos. En los casos en que no hay información local disponible se utilizó información municipal o departamental.

Tabla 7: Zonas de prioridad alta y media de conservación identificadas por INVEMAR

Pacífico		Caribe	
Lugares incluidos	Área (ha)	Lugares incluidos	Área (ha)
Ensenada Tribuga	26455.6	Bahía Hondita	3109
Cabo Corrientes	72527.48	Arroyo Apure	341
Ensenada de Catripe	19063	Frente Salinas Manaure-Carrizal (2)	26419
Frente a Ensenada de Catripe	24615	Ciénaga Buenavista (3)	10829
Delta del Río San Juan	58340.8	Bahía Portete	1646
Bahía Málaga	236434.1	Sector corrientes Ay. La Mula -Ay. Guerrero	2054
Boca Río Naya	41083.47	Sector Ciénaga Ocho Palmas	828
Tumaco-Cabo Manglares	73524.24	Punta Caricare	2231
Bahía Cupica	25668.1	Frente a Playa de los Holandeses	1237
Bahia Tebada	9621.98	San Salvador - Punta de los Remedios	5900
Cajambre-Yurumanguí	47514.21	Frente a PNN Tayrona	1382
Punta Cascajal	31147.45	Isla Arena	8298
Timbiquí	15276	Frente a via Parque Isla de Salamanca	520
Bahía de Tumaco	106165	Galerazamba	777
Coqui	984	Frente a Ciénaga el Totumo	79206.13
Ensenada de Docampadó	28352	Punta Canoas	1188
Basán	14095	Tierra Bomba- Isla Barú	4109
Soldado-Raposo	10152	Isla Fuerte	5000
Bocas Cajambre-Alejo	24650	Alrededores del SFF el Mono Hernández	7110
Punta Coco	19962	Punta comisario-Punta San Bernardo	12607
Gorgona norte	67678	Boca de Guacamaya	4570
Iscuandé	12608	Puerto Viejo	2
Frente a Sanquianga	5851	Ciénaga de la Caimanera	1559
Pasacaballos Estero El iguanero	25374	Delta estuarino del Río Sinú	9897
Frente a Punta Cascajal	5119	La Rada	1921
Norte de Río Mira	6132	Isla Tortuguilla	2064
Delta del Río Mira	6128	Área posterior a la Ensenada de Rionegro	1990
Sur del Delta del Río Mira	4987	Darién	78043
Juradó	10482	La Playona	834
Cabo Marzo	2097	Bahía Pinorroa a Bahía Aguacate	1691
Octavia	2423	Capurganá	738.01
Frente a Cabo Marzo	3960	Punta Taorita	1486
Bahía Chicocorá	9702		
Punta Solano	2916		
Almejal	36805		
Total	1,087,893.43	Total	279,586.14

Fuente: Construcción propia, datos INVEMAR

4.1.1 Pacífico

La costa Pacífica colombiana tiene una longitud aproximada de 1,300 kilómetros y se extiende desde la frontera con Panamá hasta la desembocadura del río Mataje, en la frontera con Ecuador.

De acuerdo con el Ministerio del Medio Ambiente (1999) las zonas hidrográficas más importantes del Pacífico corresponden a las cuencas de los ríos Patía, San Juan y Mira que suman arriba de 49,000km².

En la región del Pacífico se encuentran treinta y seis zonas declaradas por el INVEMAR como prioritarias de nivel medio y alto de conservación. Estas zonas suman un área aproximada de 1,087,893 hectáreas. La mayor parte de estas zonas se encuentran ubicadas en los departamentos de Chocó y Nariño.

Estas zonas son catalogadas como prioritarias para la conservación por su alta biodiversidad y debido a que cuentan con elementos de relevancia ambiental para la reproducción de especies. Por ejemplo, el área de manglares alrededor del río Patía es la más extensa del país, con alrededor de 100,000 hectáreas. En esta y otras áreas de manglar es posible encontrar diversas especies de insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos.

La fauna acuática en los esteros que rodean los manglares es abundante y muy diversificada. Allí se pueden encontrar cangrejos, almejas, ostras, pianguas, caracoles y peces entre otros. También es posible encontrar diferentes bosques naturales con especies forestales como roble, abarco, cedro, insive, caracolí, almendro y los últimos vestigios de caoba existentes en el país. En el Delta del Río San Juan se encuentran también humedales de agua dulce y posee la mayor concentración de pelícanos de la costa pacífica central. En la zona de Gorgona norte, se encuentra uno de los sitios de apareamiento y crianza de ballenas jorobadas que llegan hacia el mes de octubre provenientes de la Antártica.

En la zona de Gorgona Norte, se pueden apreciar también las formaciones coralinas más grandes del Pacífico colombiano. La zona del Pacífico cuenta también con el complejo deltaico más extenso del país y es alimentado por importantes ríos como el Patía, Guapi, Iscuandé, Tapaje, Satinga y Sanquianga.

La temperatura de las diferentes zonas oscila en un rango de 24°C a 33°C. Los niveles de humedad en la mayor parte de las zonas de estudio del Pacífico se encuentran por encima del 90%. Se encuentran varias zonas con un alto porcentaje de pluviosidad, estimada como una de las mayores del mundo con un promedio de 8,000 mm anuales.

La población en la costa del Pacífico es mayoritariamente afrocolombiana o indígena. A estos grupos se les considera nativos de la región no sólo por el tiempo de permanencia en la zona, sino porque conservan sus formas de identidad cultural. Estas comunidades se han asentado a lo largo de las cuencas de los ríos más importantes como el Atrato, Anchicayá, Raposo, Mayorquín, Yurumanguí, Cajambre, Naya y en las zonas de acceso fluvial y marítimo. La mayoría de los asentamientos son rurales y pequeños, con menos de 10,000 habitantes en promedio.

La actividad económica más recurrente en todas las zonas es la pesca artesanal y la recolección de piangua. También se presenta en menor medida pesca industrial. En algunos lugares como el Delta del río Mira, existen actividades complementarias de cultivos de coco, plátano, caña, cacao, aguacate, yuca, arroz, mango, entre otros. En Terán y Tortuga se elaboran artesanías de totora, una gramínea con cuyas fibras se confeccionan esteras, canastos y petates.

También en zonas como Juradó se practica la explotación de recursos maderables como caoba, abarco y cedro. En el Delta del río San Juan por su parte, se extrae madera del manglar principalmente. El caucho, la tagua y la palma son recursos forestales explotados en otras zonas del Pacífico. Otros renglones importantes de la economía de estas zonas del Pacífico son la minería, el turismo, la avicultura y actividades pecuarias.

4.1.2 Caribe

La región Caribe es predominantemente árida, pasando por subhúmeda y semihúmeda en ciertas zonas. El Caribe cuenta con importantes zonas hidrográficas, de las cuales la más grande corresponde a la Cuenca del río Magdalena, seguida por la Cuenca del río Atrato. La temperatura de las zonas de estudio varía entre los 25°C y los 35°C. Contrario a lo que ocurre en la zona del Pacífico, el Caribe tiene bajos niveles de humedad relativa la mayor parte del año y ésta sólo aumenta en las temporadas de lluvias. Las áreas del departamento del Atlántico tienen una humedad relativa del 76% en promedio anual y precipitaciones menores a los 1,300mm anuales.

En la zona Caribe abundan las ciénagas, consideradas como ecosistemas estratégicos para la conservación de cuerpos de agua frente a los procesos erosivos. Además, son de gran importancia para la pesquería debido a que brindan alimento y protección de varias especies de peces, crustáceos, moluscos y plantas epifitas.

La región del Caribe cuenta con treinta y dos zonas declaradas por el INVEMAR (2008) como prioritarias de nivel medio y alto de conservación. Estas zonas suman un área aproximada de 279,586,14 hectáreas. El 66% del área total se concentra en tres zonas que son las de mayor extensión: Frente a la ciénaga el Totumo, el Darién y frente a las salinas de Manaure Carrizal.

Diecinueve de estas zonas se concentran en los departamentos de la Guajira y Bolívar. Las demás se encuentran situadas en los departamentos de Magdalena, Atlántico, Antioquia, Chocó, Sucre y Córdoba.

La población indígena predomina en la mayor parte de las zonas del Caribe, seguida por las comunidades afrodescendientes y los mestizos.

Las actividades económicas de las áreas de estudio en la región del Caribe se distribuyen en pecuarias y agropecuarias, turismo, comercio, explotación de recursos maderables y commodities. A través del Puerto Bolívar se exportan carbón de la mina El Cerrejón y gas natural hacia Venezuela. En Galerazamba la actividad más importante es la explotación de sal marina. En el Delta del Sinú la principal actividad es la extracción y comercialización del mangle. Los cultivos característicos de esta zona son yuca, arroz, maíz, plátano, ñame, café y banano, entre otros. Se practican también la pesca artesanal e industrial.

Existe una gran diversidad en la flora de las zonas de estudio en la región Caribe ya que presenta zonas con la vegetación característica del desierto tropical. A su vez, se puede encontrar en lugares como La Ciénaga de la Caimanera y en el Delta Estuarino del Río Sinú extensas áreas de manglar, así como bosques secos en la vía al Parque Isla de Salamanca.

Otra característica importante de la mayor parte de las islas que comprenden las zonas de estudio es la gran cantidad de formaciones arrecifales y coralinas, que son hábitat de diferentes especies de peces, crustáceos, moluscos, anémonas, erizos y estrellas de mar entre

otros. En el Darién se encuentra una de las faunas más variadas en el país, y se encuentran siete de los veintitrés biomas en el país.

En las siguientes secciones se presentan los resultados de la valoración para los tres servicios ecosistémicos seleccionados: recreación, pesca y captura de carbono.

5 Recreación

Las personas disfrutan pasar tiempo en la naturaleza y estar al aire libre lo que les da utilidad. A través de modelos económicos se puede cuantificar esta utilidad en términos monetarios y obtener el valor de los servicios de recreación que provee un ecosistema en particular.

Existen varios métodos para valorar el servicio de recreación: modelo de costo de viaje, valoración contingente y *choice experiments*. El primero se basa en el comportamiento actual de los visitantes a un sitio, mientras que los otros dos se basan en mercados hipotéticos contruidos a partir de preguntas a los visitantes.

En este trabajo realizamos una transferencia de beneficios de sitios similares a las áreas prioritarias de conservación identificadas en el Pacífico y Caribe colombianos tomando en cuenta el método de valoración primaria utilizado. Utilizamos transferencia de funciones en la medida de lo posible, y transferencia de valores en los demás casos.

5.1 Metodología

Se realizó una extensa revisión de literatura que incluyó fuentes como universidades, institutos de investigación y revistas indexadas internacionales. Finalmente, a partir de los criterios de selección enumerados en la sección 3.1.3, se utilizaron 62 modelos de valoración para el Caribe y 16 para el Pacífico. Este ejercicio confirma la necesidad de estimular e incentivar el desarrollo de más ejercicios de valoración primaria para zonas marino costeras en el país, ya que existe un número limitado de estudios disponibles para el Caribe, y especialmente para el Pacífico.

En los estudios que se revisaron se utilizan diferentes métodos de valoración. El más común es el método de costo de viaje y valoración contingente. También se utilizan otras metodologías como funciones de producción, modelos bioeconómicos o demanda agregada y daño esperado. Sin embargo, es difícil comparar resultados entre estas metodologías, ya que los supuestos y características de los modelos son muy particulares a cada estudio.

En el proceso de selección se eligieron los países con mayor similitud a las costas colombianas. Para el Caribe se utilizaron estudios de Filipinas, Australia, Jamaica, México, Tailandia y Tanzania. Para el Pacífico se utilizaron estudios de México y Estados Unidos.

Algunos estudios fueron eliminados de la muestra por información incompleta sobre la metodología o datos utilizados o poca claridad sobre las estimaciones econométricas para asegurar mayor rigor y validez de los resultados.

Finalmente se utilizaron 30 modelos para el Caribe, 11 basados en el método de costo de viaje, 16 en valoración contingente para estimar la DAP, y 3 para la DAA. Para el Pacífico solamente se utilizaron 6 modelos, 5 que utilizan la metodología de costo de viaje y 1 de valoración contingente para la DAP. Dadas las diferencias en las metodologías utilizadas en cada estudio es de esperarse que los resultados varíen. Cada uno de los estudios utilizados utiliza estrategias de recolección de datos distintas y hace supuestos diferentes para sus estimaciones.

Transferencia de medidas de tendencia central

Para la transferencia de beneficios de medidas de tendencia central o medias, se agruparon los estudios por metodología y se deflactaron los resultados a dólares de 2011 usando el Índice de Precios al Consumidor (IPC) del *Bureau of Labor Statistics*⁵ y la serie de tipo de cambio de dólares a pesos colombianos del DANE.

Transferencia de funciones

Para la transferencia de beneficios utilizando funciones, se agruparon los estudios seleccionados por metodología, se tomó el promedio de los coeficientes de las variables explicativas de los estudios y utilizando datos de los sitios de intervención, se predijo la DAP o demanda por viajes. La información socioeconómica y de gasto en turismo utilizada para los sitios de intervención se tomó de la Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos 2007 (última encuesta disponible). Dado que la encuesta es de 2007 y que el gasto en turismo solo toma turismo nacional, los resultados son un valor mínimo del valor de los servicios de recreación, ya que los turistas extranjeros por lo general tienen una DAP mayor.

Las limitantes a esta aproximación es que no todos los modelos incluyen las mismas variables explicativas en sus especificaciones y la falta de información de los sitios de intervención para

⁵ <http://www.bls.gov/cpi/>

todas las variables. En los casos en que no se contaba con información específica se asumió que la población del sitio de intervención es igual a la población del sitio de estudio.

5.2 Resultados

5.2.1 Caribe

Para las zonas del Caribe de prioridad media y alta para la conservación, al usar transferencia de medidas de tendencia central se encontró una DAP anual por persona de US \$5,591.80 (mínimo US \$214.62, máximo US \$6,821.65). Se utilizaron 4 estudios y 11 modelos para calcular este promedio como se muestra en la Tabla 8.

Tabla 8. Valor del servicio de recreación en el Caribe a partir de transferencia de medidas de tendencia central

Resultado por transferencia de tendencia media	US\$ diarios o por viaje 1 día, por persona
Valor promedio	15.32
Valor promedio para turistas únicamente	16.25
Valor promedio para residentes únicamente	12.86
Valor promedio para turistas con estimación tipo Tobit	0.588
Valor promedio para turistas con estimación tipo Probit	18.69
Valor promedio para turistas con estimación tipo Logit	18.40

Al estimar el valor del servicio de recreación a partir de transferencia de funciones se encontró que en general las personas de más edad tienen una disposición a pagar menor, pero que los visitantes con mayor educación y mayor ingreso están más dispuestos a pagar por servicios de recreación en zonas marino-costeras del Caribe. El valor anual del servicio a partir de transferencia de funciones es de US \$156,331.

Tabla 9: Valor del servicio de recreación en el Caribe a partir de transferencia de funciones

Resultado por transferencia mediante función						
Modelo	Constante	Edad Promedio	Nivel Educativo (promedio años)	Ingreso USD (promedio anual)	Valor Promedio USD 2011 (valor anual por persona)	
		26.66	8.64	9424.517		
Tobit	-50.5207	-5.61	118,216	94.25	156,331	

De acuerdo a estos resultados, la DAP por servicios de recreación en las zonas marino-costeras del Caribe colombiano está entre US \$214.60 anuales y US \$156,331 anuales. Como se mencionó, este valor se obtuvo usando la información disponible para turistas nacionales de la Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos 2007. Se utilizó la información sobre edad promedio, nivel educativo e ingreso promedio anual. El cálculo se hizo con los coeficientes del trabajo de Mahfuzuddin, Umali, Chong, Rull & Garcia (2007) sobre Bolinao, Filipinas. Para la transferencia de medidas de tendencia central se utilizaron los estudios para Jamaica, Florida y Filipinas.

Para la valoración de recreación especializada se utilizaron datos de dos estudios. Para transferencia de funciones se utilizó el modelo de Andersson (2007) para Tanzania, Zanzibar y Mafia. Una vez más se utilizó la información de edad promedio, nivel educativo, sexo, e ingreso promedio anual de la Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos 2007. La DAP obtenida fue de US \$3,101.18 anual por visitante. Este valor puede estar sesgado a la baja por la falta de información socioeconómica específica para visitantes especializados.

Usando transferencia de medias se obtuvo un intervalo de disposición a aceptar para turistas especializados entre US \$2,708.29 y US \$13,602 anuales por persona. La disposición a aceptar es el pago que está dispuesto a recibir una persona en compensación por visitar un sitio totalmente degradado. Este valor es más alto que para los turistas no especializados, ya que los buzos y turistas especializados valoran más el servicio de recreación por el mayor conocimiento que tienen sobre zonas protegidas marino-costeras y por tanto pueden estar más dispuestos a pagar por su conservación.

Para la valoración a partir de modelos de costo de viaje o demanda agregada se encontró un rango de resultados muy dispersos por las diferencias en los métodos de estimación de los estudios de valoración primarios. Se utilizaron 5 estudios con 8 modelos econométricos.

La demanda agregada de visitantes está entre 1 y 88 viajes mensuales y un excedente del consumidor entre US \$63,840 anuales y US \$359,775.58 anuales.

Tabla 10. Valor del servicio de recreación en el Caribe a partir de costo de viaje y demanda agregada

Resultado por transferencia de tendencia media	Consumer surplus US\$ diarios o por viaje 1 día, por persona
Valor promedio	764.26
Valor promedio con estimación tipo OLS	291.30
Valor promedio con estimación tipo logit	985.69
Valor promedio con estimación tipo Poisson	174.90
Valor promedio con estimación tipo Tobit	896.95

5.2.2 Pacífico

Para el caso del Pacífico se utilizaron 2 estudios, ambos para los Estados Unidos (King, 2001 para San Clemente y DC Hall, Hall JV & Murray, 2002 para California). No fue posible hacer una transferencia de beneficios por transferencia de funciones, ya que la información de los estudios no permite la comparación entre coeficientes y el número de variables en común entre los dos trabajos no es suficiente para estimaciones confiables. Se realizó entonces la transferencia por valores de tendencia central para recreación general. Como se mencionó anteriormente, la falta de información para la costa del Pacífico es la mayor limitante para realizar ejercicios de valoración sobre la zona.

Se encontró una DAP de US \$2,915.46 anuales por persona por el servicio de recreación en las zonas marino-costeras del Pacífico. El gasto promedio de viaje es de US \$13,641.80 anual, lo que representa un excedente del consumidor de US \$10,090.70 anuales.

Como se muestra en la Tabla 11, la DAP por recreación en el Pacífico es menor que la DAP por recreación en el Caribe.

Tabla 11. Diferencias en la DAP entre el Caribe y Pacífico por transferencia de valores

Gasto promedio anual US\$	US\$ anual por persona	
	DAP para el Caribe	DAP para el Pacífico
1017.14	214.6 a 6821.9	2915.5

Este resultado puede ser por diversas explicaciones, entre las que se encuentran:

- Mayor desconocimiento de la oferta turística en el Pacífico en relación a la popularidad de los servicios de recreación que ofrece el Caribe.

- Menor oferta de servicios de transporte, o en general mayor dificultad en el acceso a las costas del Pacífico, tanto por la falta de infraestructura en aeropuertos y carreteras, como en las limitaciones “institucionales” de acceso a la zona, es decir, la necesidad de contar con permisos de entrada si se desea acceder a zonas de propiedad colectiva o indígena.
- Falta de información disponible para el Pacífico que dificulta la estimación. Por consiguiente, es importante considerar que las diferencias en el valor obtenido entre Caribe y Pacífico también puede corresponder a la diferencia en el número de estudios utilizados para la valoración, así como las diferencias en las técnicas de estimación para cada estudio empleado.

5.3 Beneficios potenciales

Para estimar los beneficios potenciales que puede tener Colombia por la conservación de las zonas marino-costeras identificadas como prioridad media y alta de conservación por INVEMAR, se proyectó el número de visitantes para 2013-2020 a partir de las visitas históricas a las zonas protegidas actualmente en el SPNN y la tasa de crecimiento anual de visitantes a los parques de Corales del Rosario, Tayrona, Gorgona y Old Providence. Se tomó un promedio de las tasas de crecimiento de 5 periodos reportadas por el Ministerio de Comercio, Industria y Turismo y se dio un mayor peso al crecimiento más reciente (33%). Una vez más, el número de visitantes proyectados es mayor para el Caribe que para el Pacífico, posiblemente por las razones arriba mencionadas.

Tabla 12. Número de visitantes proyectados al 2020

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Caribe								
Corales del Rosario	334952,0	357986,0	382604,1	408915,1	437035,5	467089,7	499210,7	533540,5
PNN Tayrona	290000,4	318361,4	349495,9	383675,3	421197,2	462388,7	507608,6	557250,7
PNN Old Providence	10584,9	11003,7	11439,1	11891,7	12362,2	12851,4	13359,9	13888,5
Promedio Caribe	211845,8	229117,0	247846,4	268160,7	290198,3	314109,9	340059,7	368226,6
Pacífico								
PNN Gorgona	4436,8	4194,5	3965,5	3749,0	3544,3	3350,8	3167,9	2994,9
Promedio Pacífico	4436,8	4194,5	3965,5	3749,0	3544,3	3350,8	3167,9	2994,9

Fuente: Construcción propia, cifras Ministerio de Comercio, Industria y Turismo

A partir de la demanda proyectada de visitantes y la DAP estimada para cada zona se calculó el flujo de beneficios potenciales que podrían obtenerse si el gobierno decide proteger estas áreas.

Tabla 13. Beneficios proyectados por los servicios de recreación para el Pacífico y Caribe (millones USD)

Beneficios proyectados por los servicios de recreación	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Caribe (cota inferior)	45,46	49,17	53,19	57,55	62,28	67,41	72,98	79,02
Caribe (cota superior)	1.445,19	1.563,01	1.690,78	1.829,37	1.979,70	2.142,83	2.319,85	2.512,00
Pacífico	12,94	12,23	11,56	10,93	10,33	9,77	9,24	8,73

Como se muestra en la Tabla 13, los beneficios proyectados para el Pacífico son menores que los beneficios proyectados para el Caribe. Sin embargo, es importante resaltar dos limitaciones importantes de este cálculo: 1) Falta de información sobre visitantes a los parques naturales nacionales (PNN) en la región, y 2) Falta de mayor información sobre la DAP de turistas a la zona.

La Tabla 14 muestra los beneficios totales en valor presente neto de proteger estas áreas. Se presenta un escenario conservador con una tasa de descuento del 12% y otro con una tasa de descuento del 6%. La estimación más baja para el Caribe es de 507 millones de dólares, mientras que la estimación más alta es de 32,552 millones de dólares. Para el Pacífico la estimación más baja es de 89 millones de dólares, y la más alta es de 178 millones de dólares.

Tabla 14: Beneficios totales por servicio de recreación en las costas del Caribe y Pacífico colombianos (millones USD)

	6%	12%
Caribe (cota inferior)	1,014.71	507.35
Caribe (cota superior)	32,255.69	16,127.84
Pacífico	178.60	89.30

Finalmente puede decirse que los potenciales turistas a zonas protegidas en el Caribe y Pacífico colombianos encuentran valor en visitar estas zonas, ya que su excedente del consumidor es mayor en todos los casos a su disposición a pagar. Por tanto, existe un potencial importante para generar valor y recursos por la protección de las áreas marino-costeras definidas como prioritarias para la conservación.

6 Pesca

Uno de los beneficios más importantes de las AMPs es su efecto sobre las pesquerías. Las AMPs de no extracción permiten que las poblaciones de peces crezcan, tanto en tamaño como en número. Las áreas circundantes pueden favorecerse de este crecimiento por efectos de desbordamiento o spillover que traen beneficios para los pescadores y comunidades locales.

6.1 Metodología

Para estimar el valor de este servicio ambiental provisto por las AMPs utilizamos transferencia de valores de tendencia central. Se revisaron 11 estudios, 10 para el Caribe y 1 para el Pacífico. Los estudios se seleccionaron de acuerdo a los siguientes criterios.

- Los beneficios económicos dependen directamente de la especie objetivo de la actividad pesquera. Cada especie tiene un precio de mercado determinado y características biológicas y ecológicas particulares, por lo que solo los estudios con especies presentes en Colombia pueden ser comparados.
- Los costos de la actividad pesquera dependen del arte utilizado, por lo que solo los estudios, en donde las especies se pescan con las mismas artes que en Colombia, son comparables.
- Solo los estudios posteriores al año 2000 se utilizaron para la predicción.

Después de revisar detalladamente las metodologías y los resultados de estos estudios, solo cinco de ellos reunieron las características metodológicas y obtuvieron resultados relevantes que son comparables con Colombia; los demás estudios fueron excluidos del análisis por incluir actividades diferentes a la pesca dentro de sus resultados, por utilizar metodologías no comparables, o por carecer de los insumos de información de volúmenes de captura para Colombia. En este sentido, los resultados de valoración se subdividieron en dos grupos: valoración para una especie específica y valoración de biomasa total.

6.1.1 Valoraciones especie-específicas

Las valoraciones especie-específicas son estudios en donde se cuantifica el efecto de la implementación de un AMP sobre la población de una especie determinada. Este incremento en la población, que implica un aumento en la biomasa disponible, se utilizó para realizar una transferencia puntual de los beneficios para las especies en cuestión.

Para esto, se asume que la captura por pesca (Y) depende del coeficiente de capturabilidad (q), el esfuerzo de pesca (E), y la biomasa disponible (S), de acuerdo a la función planteada por Gordon (1954):

$$Y=q*E*S$$

Si se tiene en cuenta que la función tiene rendimientos constantes a escala, y que las demás variables permanecen constantes (es decir que no hay cambios en la tecnología de captura), un aumento en la biomasa disponible para la captura implica un aumento de la misma magnitud en el nivel de capturas por pesca. En este sentido, se tomaron los niveles de captura de las especies estudiadas de los informes de Pesca y Acuicultura Colombia 2010, de la Corporación Colombia Internacional (2010), y se aumentaron al nivel sugerido por los estudios. Para calcular los ingresos por pesca, se tomaron los informes semanales de pesca de la Corporación Colombia Internacional (CCI) y se ponderó el precio de una tonelada de cada especie, para finalmente calcular los beneficios económicos de las AMPs a través de la diferencia de ingresos entre el escenario actual y la producción que se alcanzaría con el esquema propuesto de AMPs.

Ahora, un aumento de la biomasa dentro del AMP, no implica un aumento de igual magnitud fuera de ella. Pero la evidencia empírica sugiere que es una aproximación válida, ya que los individuos dentro del AMP tienden a migrar hacia las áreas no protegidas por movimientos denso-dependientes (Kellner, Nisbet, & Gaines, 2008), teniendo a equilibrar el tamaño de las poblaciones dentro y fuera de la AMP.

6.1.2 Valoración de la biomasa total

Las valoraciones de biomasa total siguen metodologías muy similares a las valoraciones especie-específicas, resultando finalmente en la cuantificación del cambio de la biomasa total de peces, causado por implementación de una AMP. La diferencia radica en que estos estudios capturan el cambio en la biomasa total de los peces o de la biomasa de grupos de especies, lo que hace necesaria una consideración adicional antes de comparar los estudios. Se asume que el cambio en la biomasa de peces, sugerido por los estudios, se encuentra equitativamente distribuido en todas las especies que se estudiaron por lo que un cambio en la biomasa total de peces, implica un cambio en igual medida en cada una de las especies.

Se analizó cada uno de los estudios de valoración total de biomasa y los estudios de valoración especie-específicos y se ponderaron sus resultados para obtener un valor final para Colombia.

Tabla 15. Estudios utilizados para la valoración de pesca

Autor	Año	Especie	Valor
Estudios especie-específicos			
Defeo & Castilla	2005	Panulirus argus	La biomasa es dos veces mayor dentro del AMP
Francini-Filho and De Moura	2008	Mycteroperca bonaci	La biomasa es treinta veces mayor dentro del AMP
Martin Marzloff, Yunne-Jai Shin, Jorge Tamb, Morgane Travers, Arnaud Bertrand	2009	Merluccius angustimanus	La biomasa es 2.1 veces mayor dentro del AMP
Estudios biomasa total			
Maggie Watson & John L. Munro	2004	Especies de interés comercial. Familias Acanthuridae, Balistidae, Carangidae, Lutjanidae, Mullidae, Scombridae, Serranidae y Sphyraenida.	La biomasa dentro de las AMPs es 2.8 veces mayor
Kaufman & Tschirky	2010	Biomasa total	Brasil: La biomasa dentro de las AMPs es tres veces mayor.
			Panamá: La biomasa dentro de las AMPs es cuatro veces mayor.
			Belice: La biomasa dentro de las AMPs es dos veces mayor.

Fuente: Construcción propia

6.2 Resultados

Si las áreas seleccionadas por el INVEMAR como prioridad alta y media para la conservación en el Caribe se declararan AMPs de no extracción, podemos esperar un aumento en capturas del 1%, lo que representa un incremento en los ingresos de la pesca de aproximadamente US \$80,000 anuales (a precios de 2010) como se muestra en la Tabla 16.

Cabe aclarar que estos beneficios económicos corresponden a un sistema de AMPs que funciona de manera adecuada, es decir, que cumple con las metas de conservación propuestas, tiene niveles óptimos de gobernabilidad, y su funcionamiento operativo y económico es sostenible. Además, estos resultados no son inmediatos, ya que una AMP inicialmente trae descensos en las capturas de pesca y en los ingresos de las comunidades; ya que se reduce el área para pescar y las poblaciones de peces se encuentran en proceso de recuperación. Pero después de 5 a 15 años produce resultados positivos como los propuestos por este estudio (Aburto-Oropeza et al., 2011; Gell, 2002; Kar & Matsuda, 2008).

Es importante señalar que este estimado solo toma en cuenta las especies reportadas en los estudios analizados y no las capturas totales en el Caribe, que en 2010 fueron 3980 toneladas.

Tabla 16. Beneficios económicos de las AMPs para la pesca en el Caribe colombiano

Especie	Captura 2010 (Ton)	Precio/ton (2010)	Ingresos 2010	Aumento promedio MPAs (ton)	Aumento máximo en capturas MPAs (ton)	Aumento mínimo en capturas MPAs (ton)	Aumento potencial capturas en el Caribe (ton)	Aumento potencial de ingresos para el Caribe
Atun	1598.22	\$ 2,358	\$ 3,768,375.01	4794.66	6392.88	3196.44	18.70	\$ 44,089.99
Chivo	89.05	\$ 2,219	\$ 197,616.20	267.15	356.2	178.1	1.04	\$ 2,312.11
Cojinua	230.47	\$ 3,329	\$ 767,174.71	691.41	921.88	460.94	2.70	\$ 8,975.94
Lisa	105.44	\$ 2,219	\$ 233,988.23	316.32	421.76	210.88	1.23	\$ 2,737.66
Mero	10.34	\$ 5,548	\$ 57,365.29	31.02	41.36	20.68	0.12	\$ 671.17
Pargo	73.60	\$ 8,044	\$ 592,071.89	220.8	294.4	147.2	0.86	\$ 6,927.24
Robalo	56.60	\$ 5,733	\$ 324,467.71	169.8	226.4	113.2	0.66	\$ 3,796.27
Sabalo	13.83	\$ 3,329	\$ 46,036.47	41.49	55.32	27.66	0.16	\$ 538.63
Sierra	90.29	\$ 6,103	\$ 551,011.88	270.87	361.16	180.58	1.06	\$ 6,446.84
Langosta	22.33	\$ 9,431	\$ 210,603.83	66.99	89.32	44.66	0.26	\$ 2,464.06
Total	2290.17	\$ 2,946.82	\$ 6,748,711	6870.51	9160.68	4580.34	26.79	\$ 78,959.92

Fuente: Construcción propia

A pesar de que no se encontraron estudios específicos para pesca en el Pacífico americano que se pudieran comparar con el Pacífico colombiano, es posible afirmar que los resultados estimados para el Caribe colombiano son una buena aproximación a los resultados que el nuevo esquema de protección tendría en el Pacífico Colombiano. Muchos estudios empíricos muestran resultados en este sentido, que soportan la hipótesis de que un AMP funcional tiene en general un resultado homogéneo en diferentes regiones (Aburto-Oropeza et al., 2011;

Dalabajan, 2005; Gardner, Coté, Gill, Grant, & Watkinson, 2003; Gell, 2002), aunque se debe ser muy conservador con este supuesto.

En el Pacífico el área total bajo AMPs aumentaría en 22.5%, lo que tendría importantes beneficios sobre las pesquerías de la zona. En promedio las capturas aumentarían en 40%, con beneficios potenciales de 59.8 millones de dólares anuales (a precios de 2010) como se muestra en la.

Tabla 17. Beneficios económicos de las AMPs para la pesca en el Pacífico colombiano

Especie	Captura 2010 (Ton)	Precio/ton (2010)	Ingresos 2010	Aumento promedio MPAs (ton)	Aumento máximo en capturas MPAs (ton)	Aumento mínimo en capturas MPAs (ton)	Aumento potencial capturas en el Pacífico (ton)	Aumento potencial de ingresos para el Pacífico
Atun	20993.71	\$ 2,358	\$ 49,500,167.35	62981.11826	83974.82434	41987.41217	14177.05	\$ 33,427,463.01
Chivo	1169.73	\$ 2,219	\$ 2,595,823.09	3509.196845	4678.929126	2339.464563	789.92	\$ 1,752,959.33
Cojinua	3027.38	\$ 3,329	\$ 10,077,361.27	9082.140334	12109.52045	6054.760223	2044.39	\$ 6,805,242.07
Lisa	1385.03	\$ 2,219	\$ 3,073,594.46	4155.078218	5540.10429	2770.052145	935.31	\$ 2,075,598.34
Mero	135.82	\$ 5,548	\$ 753,532.03	407.4687858	543.2917144	271.6458572	91.72	\$ 508,860.18
Pargo	966.79	\$ 8,044	\$ 7,777,266.71	2900.358088	3867.144118	1933.572059	652.87	\$ 5,251,988.21
Robalo	743.48	\$ 5,733	\$ 4,262,103.94	2230.438421	2973.917895	1486.958947	502.07	\$ 2,878,198.79
Sabalo	181.67	\$ 3,329	\$ 604,720.38	544.9993527	726.6658036	363.3329018	122.68	\$ 408,367.67
Sierra	1186.02	\$ 6,103	\$ 7,237,915.59	3558.061573	4744.082098	2372.041049	800.92	\$ 4,887,764.40
Langosta	293.32	\$ 9,431	\$ 2,766,424.49	879.9591863	1173.278915	586.6394575	198.08	\$ 1,868,166.46
Total	30082.94	\$ 2,946.82	\$ 88,648,909	90248.81906	120331.7587	60165.87937	20315.01	\$ 59,864,608.45

Nota: Asumimos que las capturas en el Pacífico son 12 veces mayores que en el Caribe a partir de datos históricos de la CCI.

Una vez más, estos resultados no toman en cuenta todas las especies que se pescan en el Pacífico, ya que no se cuenta con información para todas.

En resumen, un estimado conservador de los incrementos en el ingreso pesquero por el aumento en las AMPs en Colombia podría ser de 60 millones de dólares. Esto es un aumento del 63% del ingreso actual por la pesca de las especies estudiadas. Si se toma una tasa de descuento del 6%, esto implicaría un valor a perpetuidad de 1 billón de dólares por la protección de estas áreas. Si se toma la tasa conservadora de 12%, los beneficios serían de 500 millones de dólares.

7 Captura de carbono

El carbono azul se refiere a la reducción de emisiones de GEI a través de la conservación de manglares, pastos marinos y marismas. Estos ecosistemas cubren solamente 0.5% del fondo marino, pero representan más del 50% del carbono capturado en los océanos. (Nelleman et al., 2009). Este tipo de vegetación es mucho más efectiva en capturar carbono y de manera más permanente que los bosques terrestres. Esto se debe en parte a que los sedimentos debajo de esta vegetación marino-costera es anóxica, por lo que el carbono orgánico no es descompuesto por microbios. Adicionalmente, estos ecosistemas pueden seguir capturando carbono por miles de años, a diferencia de los bosques, en los que el suelo puede saturarse de carbono relativamente rápido.

Tabla 18: Captura de carbono en ecosistemas marinos y terrestres

Característica	Vegetación costera	Bosques terrestres
Tasa de secuestro gC m-2yr-1	Alta: marisma 210, manglar 139, pastos marinos 83	Baja: tropical 2, templado 1-12, boreal 1-2
Permanencia	Alta	Baja
Riesgo de incendio	Ninguno	Alta
Potencial de saturación	Bajo	Alto
Area	Baja	Alta
Tasa de pérdida	1-5% anual, en aumento	0.8% anual, estable o cayendo
Potencial para expansión natural	Alto/rápido	Bajo

Fuente: Laffoley y Grimsditch, 2009; Nelleman et al., 2007; Chmura et al., 2003; Duarte et al, 2005

En esta sección se analizan los estudios sobre captura de carbono en zonas de manglar y de pastos marinos y se calcula cuál sería el aporte de proteger 10% de la ZEE colombiana en captura de carbono. Tanto para manglares como para pastos marinos se toman 3 escenarios: bajo, medio y alto a partir de las estimaciones obtenidas en estudios internacionales sobre captura de carbono. Igualmente se toman dos escenarios de precios por tonelada de carbono a partir de los datos del European Climate Exchange (ECX).

Los manglares se han adaptado para vivir en zonas salinas donde otro tipo de organismos no puede sobrevivir. En el mundo se han calculado entre 16 y 24 familias de manglares y entre 54 y 75 especies. La mayoría se encuentra en el sureste asiático, pero en el continente americano hay presencia de 12.

La pérdida actual de manglares se calcula en 150,000 hectáreas al año a nivel mundial o 1% anual (FAO, 2008). Esto implica no solo pérdidas en biodiversidad, sino también un alto nivel

de emisiones de carbono a la atmósfera. Se ha calculado que los suelos de manglares deforestados emanan 11 millones de toneladas métricas de carbono al año. Esto se debe a que la mayor parte del carbono capturado por los manglares se encuentra en los sedimentos. Las principales razones de la desaparición de los manglares son cambio de uso de suelo para agricultura, desarrollo turístico, acuicultura y urbanización.

Según las estimaciones más recientes, los manglares de Colombia tienen una extensión aproximada de 267,897 ha, hallándose distribuidos en los litorales Caribe con 60,775 ha (23%) y el Pacífico con 202,123 ha (76%). La mayor pérdida se ha registrado en la región Caribe, de 1.898 km² estimados en 1984 solamente permanecen 863 km² por efecto de explotación forestal intensiva, conversión a otros usos y contaminación, entre otros (Ocampo-Aguirre, 1997).

Las praderas marinas pueden capturar tanto carbono por hectárea como bosques terrestres. Adicionalmente, forman parte fundamental del ciclo de nutrientes, protegen biodiversidad y son el hábitat de especies en peligro, como manatí, tortugas, entre otros.

Hoy es uno de los ecosistemas más amenazados a nivel global. En los últimos 100 años se perdió el 29% de los pastos marinos en el planeta, principalmente por contaminación, dragado y cambio climático. Con una tasa de pérdida de 1.5% anual, se liberan a la atmósfera 299 millones de toneladas de carbono al año. Esta tasa de pérdida se ha acelerado. Antes de 1940 era menos de 1%, pero a partir de los años 90 es de 7% anual (Waycott et al., 2009). Este ritmo de pérdida es comparable al del bosque tropical y de los corales.

Las praderas de pastos se desarrollan sobre fondos someros de arena o fango y por lo general se asocian con praderas de algas, manglares y comunidades coralinas. En Colombia, los fondos submarinos vegetados por fanerógamas se encuentran exclusivamente en determinadas áreas a lo largo de la costa continental del Caribe, asociados a algunos de los complejos arrecifales oceánicos del Archipiélago de San Andrés y Providencia. La ausencia de pastos marinos en la costa del Pacífico se debe probablemente a las limitaciones impuestas por la desecación, exposición directa a la luz solar y dinámica de los sedimentos derivados del amplio rango de mareas (Díaz y Garzón-Ferreira, 2000). El Caribe colombiano cuenta con 43,223 hectáreas de pastos marinos.

7.1 Metodología

En el caso de la captura de carbono como servicio ecosistémico ofrecido por las costas y mares del Caribe y Pacífico colombiano, se tomó en cuenta la superficie total de mangle y espacios marinos vegetados por fanerógamas (pastos marinos), como especies que cumplen con la tarea de capturar CO₂ y por consiguiente, favorecer la purificación del aire. Esta información se tomó para el total de zonas con prioridad alta y media de conservación en el Caribe y Pacífico.

Posteriormente, se tomó la estimación de captura promedio de CO₂ en zonas marinas, revisando 19 investigaciones para el caso de manglar y 15 para pastos marinos. A partir de estas estimaciones se calculó la captura potencial de las zonas incluidas dentro del SRAMP y se estimó el valor anual del carbón capturado para dos escenarios de precios.

A continuación se presentan los resultados obtenidos mediante este ejercicio.

7.2 Resultados

Para el caso de manglares, el promedio de carbono capturado reportado en los estudios es de 1331 gC ha⁻¹ yr⁻¹, con un valor mínimo de 200 gC ha⁻¹ yr⁻¹ y un valor máximo de 3670 gC ha⁻¹ yr⁻¹. Para los pastos marinos, el valor promedio de captura es de 97.5 gC m⁻²yr⁻¹, con un valor mínimo de 41 gC ha⁻¹ yr⁻¹ y un máximo de 190 gC ha⁻¹ yr⁻¹.

Dentro del SRAMP se encuentran 31,076.47 hectáreas de manglares en el Pacífico y 14,736 ha. en el Caribe. En cuanto a pastos marinos, estos solo se encuentran en el Caribe y son 19, 337 hectáreas que quedarían protegidas bajo el SRAMP.

La Tabla 19 muestra la capacidad de captura de carbono de estos ecosistemas por región.

Tabla 19: Captura de carbono por ecosistema y por región (Ton C m⁻² yr⁻¹)

Escenario	Manglar			Pastos marinos		
	Bajo (200 gC m ⁻² yr ⁻¹)	Medio (1331 gC m ⁻² yr ⁻¹)	Alto (3670 gC m ⁻² yr ⁻¹)	Bajo (41 gC m ⁻² yr ⁻¹)	Medio (97.5 gC m ⁻² yr ⁻¹)	Alto (190 gC m ⁻² yr ⁻¹)
Caribe	2947200.00	19613633.63	54081120.00	7928.17	18853.58	36740.32
Pacífico	6215294.00	41362818.74	114050644.90			
TOTAL	9162494.00	60976452.37	168131764.90	7928.17	18853.58	36740.32

Fuente: Cálculos propios

Para estimar el valor del carbono capturado se tomó el precio promedio de CERs del European Climate Exchange de 5 USD por tonelada y como precio alto 15.5 USD por tonelada (a partir de los futuros a 2013 observados). Bajo estos dos escenarios el valor del carbono capturado por aumentar las AMPs en Colombia a 10% de la ZEE iría de US \$39,641 a US \$183,702 para el caso de pastos marinos en un escenario de precios de 5 USD por tonelada. En un escenario de precios de 15.5 USD por tonelada, la captura de carbono por pastos marinos podría generar US \$122,886.7 hasta US \$569,475.

Para los manglares, el valor iría de 45.8 millones de dólares en el escenario bajo a 840,65 millones de dólares. En el escenario de precios alto, el valor iría de 142 millones de dólares hasta 2,606 millones de dólares.

Es importante señalar que estas estimaciones no toman en cuenta diferencias por especie, ni su distribución geográfica (manglares de aguas mixohalinas o manglares de aguas marinas), por lo que podrían variar.

8 Valor Económico Total

A partir de los valores calculados para los servicios ambientales de recreación, pesca y captura de carbono, puede estimarse el Valor Económico Total (VET) de los beneficios generados por un incremento en la red de áreas marinas protegidas en Colombia para cubrir el 10% de la ZEE.

La Tabla 20 muestra tres escenarios: bajo, alto y promedio. El escenario bajo utiliza la estimación más baja que se haya encontrado para cada servicio ecosistémico, una tasa de descuento del 12%, y un precio por tonelada de carbono de 5 USD. El escenario alto utiliza la estimación más alta que se haya encontrado para cada servicio ecosistémico, una tasa de descuento del 6%, y un precio por tonelada de carbono de 15.5 USD. El escenario promedio toma la media entre el escenario bajo y alto.

Esto nos da un rango de beneficios económicos generados por la declaratoria de nuevas AMPs en Colombia que va de 960.58 millones de dólares a 1,549,925 millones de dólares. Es importante tener presente que solo se valoraron tres servicios ambientales, por lo que estos valores son solo una fracción del VET de estas áreas.

Tabla 20: Valor Económico Total de aumentar la red de AMPs en Colombia a 10% de la ZEE (millones USD)

		Bajo		Alto		Promedio		
		Valor anual	Valor total	Valor anual	Valor total	Valor anual	Valor total	
Caribe	Recreación		57.88	482.35	92,717.92	1,545,298.66	46,387.90	515,421.12
	Pesca		0.05	0.44	0.11	1.75	0.08	0.88
	Captura de carbono	Manglares		14.74		838.26		426.50
		Pastos marinos		0.04		0.57		0.30
TOTAL			497.56		1,546,139.24		515,848.80	
Pacífico	Recreación		11.92	99.36	41.27	687.78	26.60	295.50
	Pesca		39.91	332.58	79.82	1,330.32	59.86	665.16
	Captura de carbono	Manglares		31.08		1,767.78		899.43
		Pastos marinos						
TOTAL			463.02		3,785.89		1,860.09	
VET			960.58		1,549,925.13		517,708.89	

Los resultados de este ejercicio deben considerarse como un primer ejercicio para la valoración de los beneficios de aumentar el área protegida bajo AMPs no extractivas en Colombia, ya que la validez y confiabilidad de los resultados depende de la calidad de los estudios utilizados como insumos. Las principales fuentes de sesgo o error en las estimaciones al hacer transferencia de beneficios son:

- Las estimaciones realizadas en cada estudio pueden tener diversos tipos de sesgos: variables omitidas, sesgos de entrevistador, errores en la aplicación de las metodologías de estimación, entre otros.
- El número de estudios de valoración primaria para mares y costas es limitado, lo que reduce los insumos para el ejercicio de transferencia de beneficios.
- La comparación entre el sitio de estudio y el sitio de intervención siempre será limitado por las diferencias en calidad o cantidad de los recursos ambientales presentes en cada área, o por diferencias en población, instituciones, características políticas o culturales, variables climáticas, entre otros factores.

9 Conclusiones

Colombia tiene la riqueza de tener costas en el Mar Caribe y en el Océano Pacífico. La gran biodiversidad y servicios ecosistémicos que proveen los mares y océanos son fundamentales para las comunidades que viven de ellos, y para la población lejana a las costas.

En 2010 Colombia suscribió el Convenio para la Diversidad Biológica en Nagoya Japón, en el que acordó que para el 2020 el 10% de su zona económica exclusiva (ZEE) debería estar protegida bajo la forma de Áreas Marinas Protegidas. Actualmente menos del 1% se encuentra bajo esta forma de conservación.

Un primer paso para impulsar una mayor conservación es poder valorar los servicios que proveen estas zonas la esta conservadas. Esto permite comparar un escenario de conservación con escenarios de extracción y de otras actividades.

Con esto en mente, el presente trabajo valora tres servicios ecosistémicos provistos por las zonas marino-costeras: recreación, pesca y captura de carbono. Es importante subrayar que por definición todo ejercicio de valoración es incompleto y representa un valor mínimo del ecosistema. Esto porque hay servicios que no es posible valorar utilizando las herramientas económicas disponibles o por falta de información.

Se tomaron las 68 áreas señaladas con prioridad alta y media de conservación por el INVEMAR (2008). Al sumarlas a las AMPs existentes se llega a un área total protegida de 13.92% de la ZEE.

Esta valoración se llevó a cabo a través de la metodología de transferencia de beneficios. Esta metodología toma como fuente de información trabajos de valoración realizados en otras zonas del país o en otros países con características similares a las áreas que se desean valorar. Esto con la finalidad de proveer información a los tomadores de decisión de manera oportuna y no realizar estudios costosos y largos. Sin embargo, esta metodología tiene limitantes, como son el número de estudios existentes y la calidad de la información en ellos.

Para este trabajo se revisaron más de 190 estudios de valoración primaria en el país y en zonas similares a las costas colombianas. Existe un vacío de información importante para el Pacífico colombiano y es importante y deseable generar más información sobre esa zona del país.

A pesar de las limitaciones que presenta la metodología y la necesidad de estudiar más a fondo las áreas marino-costeras en Colombia, vemos que la declaratoria de AMPs del 10% de la ZEE del país generaría importantes beneficios económicos que, dependiendo de los esquemas de manejo, pueden más que compensar los costos de la declaratoria, en particular para las comunidades locales.

Referencias

- Aburto-Oropeza, O., Erisman, B., Galland, G. R., Mascareñas-Osorio, I., Sala, E., & Ezcurra, E. (2011). Large Recovery of Fish Biomass in a No-Take Marine Reserve. *PLoS ONE*, 6(8), e23601. doi: 10.1371/journal.pone.0023601
- Access Economics Pty Limited. (2007). *Measuring the Economic and Financial Value of the Great Barrier Reef*. Great Barrier Reef Marine Park Authority.
- Agardy, M.T., (1994). Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology & Evolution*. 9, 267-270.
- Ahmed, M., Umali, G. M., Chong, C. K., Rull, M. F., & Garcia, M. C. (2007). Valuing recreational and conservation benefits of coral reefs, The case of Bolinao, Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 50(1,2), 103-118. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2006.08.010
- Alonso, D. y Ramirez, L. (2008). Plan de acción para la creación del Subsistema Nacional de áreas marinas protegidas de Colombia. Informe técnico final. INVEMAR-UAESPNN-TNC.
- Andersson, J. E. C. (2007). The recreational cost of coral bleaching — A stated and revealed preference study of international tourists. *Ecological Economics*, 62(3-4), 704-715.
- Ansuategi, A.; Escapa, M.; Termaensen, M. (2006). Las áreas marinas protegidas como instrumento de política ambiental. *Cuadernos Económicos de ICE* No. 71.
- Arin, T & Kramerb. (2002). Diversers' willingness to pay to visit marine sanctuaries: an exploratory study. *Ocean & Coastal Management*, 45, 171-183.
- Banco de Occidente (2002) Golfos y Bahías de Colombia. Capítulo 4, Golfos y Bahías del Pacífico. Tomado de <http://www.imatedores.com/banocc/golfos/cap4.htm>, consultado el 15 de julio de 2012.
- Banco Mundial (2012). World Development Indicators.
- Barbier, E. B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. [10.1111/j.1468-0327.2007.00174.x]. *Economic Policy*, 22(49), 177-229.
- Beharry-Borg, N., & Scarpa, R. (2010). Valuing quality changes in Caribbean coastal waters for heterogeneous beach visitors. *Ecological Economics*, 69(5), 1124-1139. doi: 10.1016/j.ecolecon.2009.12.007
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., y Hoey, A. S. (2006). Sleeping Functional Group Drives Coral Reef Recovery. *Current Biology*, 16, 2434-2439.
- Bhat, A. (2003). Diversity and composition of freshwater fishes in streams of Central Western Ghats, India. *Environmental Biology of Fishes*, 68: 25-38
- Bhat, M. G. (2003). Application of non-market valuation to the Florida Keys marine reserve management. *Journal of Environmental Management*, 67(4), 315-325. doi: 10.1016/s0301-4797(02)00207-4

Bohnsack, J. A. (1998). Marine reserves: Lessons from Florida. En *Marine harvest refugia for west coast rockfish: a workshop* M. M. Yoklavich ed. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-255: 89-99.

Borenstein, M., Hedges, L.V.; Higgins, J. y Rothstein, H. (2009). *Introduction to Meta-analysis*. United Kingdom, Wiley Publications. pp 403

Brodie, J., Fabricius, K., De Áoth, G., y Okaji, K. (2005). Are increased nutrient inputs responsible for more outbreaks of crown-of-thorns starfish? An appraisal of the evidence. *Marine Pollution Bulletin*, 51(14), 266-278. doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.10.035

Brouwer R. (2000). Environmental Value Transfer: State of Art and future prospects. *Ecological Economics*, vol 32 No 1 p 137-152.

Brown, B. E. (1997). Coral bleaching: Causes and Consequences. *Coral Reefs*, 16, S129-S138

Burke, Greenhalgh, Prager, & Cooper. (2008). Coastal Capital- Economic Valuation of Coral Reefs in Tobago and St. Lucia. Washington: World Resources Institute.

Canadell, J.G. et al. (2007). Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18866-18870.

Carr & Mendelsohn. (2003). Valuing coral reefs: A travel Cost Analysis of the Great Barrier Reef. *Ambio*, 32(5), 353-357.

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

Carriazo, F. e Ibáñez, M. (2003). Valoración de los beneficios económicos provistos por el Sistema de Parques Nacionales Naturales: una aplicación del análisis de transferencia de beneficios. Documento CEDE. Universidad de los Andes. Bogotá p 44

Christie, P. (2004). Marine Protected Areas as Biological Successes and Social Failures in Southeast Asia. *American Fisheries Society Symposium*, 42, 155-164.

CIFOR, 2010). Sobre PSA, Qué son los servicios ecosistémicos. Tomado de internet: http://www.cifor.org/pes/_ref/sp/sobre/ecosystem_services.htm, consultado el 15 de julio de 2012.

Conpes 3164. Política Nacional Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Espacios Oceánicos y las Zonas Costeras e Insulares de Colombia. Plan de Acción 2002-2004.

CORALINA (2012) Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina

Corporacion Colombia Internacional. (2010). Pesca y Acuicultura Colombia 2010 *Pesca y Acuicultura Colombia* (p. 160).

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.

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.

Dalabajan, D. (2005). Fixing the broken net: Improving enforcement of laws regulating cyanide fishing in the Calamianes Group of Islands, Philippines. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin*, 15, 10.

Diaz, R. y M. Selman (2010). Eutrophication Map. World Resources Institute.

Dudley, N (2008). Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. Gland, Suiza: UICN.

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.

Edwards, P. (2009). Sustainable financing for ocean and coastal management in Jamaica: The potential for revenues from tourist user fees. *Marine Policy*, 33(2), 376-385.

Elbers, J. (2011). Las áreas protegidas de América Latina: Situación actual y perspectivas para el futuro. Quito, Ecuador, UICN, p227

Fabricius, K. E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 50(2), 125-146.

FAO. (2003). Comité de seguridad alimentaria mundial. Efectos del cambio climático en la seguridad alimentaria y repercusiones sobre la producción sostenible de alimentos.

Franco, L. (2007). Programa de Áreas Marinas y Costeras Protegidas del Caribe y Pacífico Colombiano. Serie de Documentos de Trabajo XXV. Fecha de última consulta: Enero 26 de 2012. Disponible en:
http://www.patrimonionatural.org.co/cargaarchivos/centroDoc/lorena_franco_final.pdf

Gardner, T. A., Coté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., & Watkinson, A. R. (2003). Long-Term Region-Wide Declines in Caribbean Corals. *Science*, 301, 958-960. doi: 10.1126/science.1086050

Gell, F. R. y Roberts, C. M. (2002). The Fishery Effects of Marine Reserves and Fishery Closures, World Wildlife Fund, United States, Washington DC.

Gell, F.R. and Roberts, C.M. (2003). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *TREE* 18: 448-455

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

Grafton, R.Q., Kompas, T. and Lindenmayer, D. (2005). Marine reserves with ecological uncertainty. *Bulletin of Mathematical Biology*. 67: 957-971

Green, E., y Donnelly, R. (2003). Recreational Scuba Diving In Caribbean Marine Protected Areas: Do The Users Pay? *Ambio*, 32(2), 140-144

Gunawardena, M., y Rowan, J. (2005). Economic Valuation of a Mangrove Ecosystem Threatened by Shrimp Aquaculture in Sri Lanka. *Environmental Management*, 36(4), 535-550.

Hoegh-Guldberg, O. et al. (2007). Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science*, 318(5857), 1737-1742.

Holland, D.S. y R.J. Brazee. (1996). Marine reserves for fisheries management. *Marine Resources Economics*, 11: 157-171.

Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, Phase Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral Reef. *Science*, 265(5178), 1547-1551.

Hughes, T. P. et al. (2007). Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology*, 17, 360-365. doi: 10.1016/j.cub.2006.12.049

Instituto Colombiano Agropecuario (2012). Cifras agrícolas.

Instituto Nacional de Ecología. (2003). *Demanda turística del parque marino Cabo Pulmo*. Mexico.

INVEMAR (2007a). Informe Técnico Final. Plan de Acción para la Creación del Subsistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas de Colombia. Fecha de última consulta: Enero 26 de 2012. Disponible en:

http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/gap/Plan_de_Accion_SNAMP.pdf

INVEMAR (2007b). Alonso, Bustamente, Rozo. Análisis de Vacíos de Representatividad de la Biodiversidad en las Áreas Marinas Protegidas del Caribe Continental Colombiano. http://procs.gcfi.org/pdf/gcfi_58-41.pdf

INVEMAR (2008). Situación actual de las áreas marinas protegidas en Colombia. Documento de Trabajo

INVEMAR (2009). Viabilidad de una red de áreas marinas protegidas en el Caribe colombiano.

IUCN (2011). Applying an ecosystem approach to fisheries management in the high seas : a focus on seamounts of the southern Indian Ocean. Disponible en <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2011-050.pdf>

IUCN, Gland, Switzerland. 53 pp

Jackson, J. B. C. et al. (2001). Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293, 629-638. doi: 10.1126/science.1059199

James (2008). Estimación de la tarifa de acceso al parque regional Johnny cay (san Andrés isla). *Ensayos de Economía*, 32, 99-134.

- Kar, T. K., & Matsuda, H. (2008). A bioeconomic model of a single-species fishery with a marine reserve. *Journal of Environmental Management*, 86(1), 171-180. doi: 10.1016/j.jenvman.2006.12.001
- Kareiva, P. (2006). Conservation Biology: Beyond Marine Protected Areas. *Current Biology*, 16(14), R533-R535. doi: 10.1016/j.cub.2006.06.043
- Kelleher, G. (2002). Guidelines for Marine Protected Areas. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 3. Gland y Cambridge: UICN.
- Kellner, J., Nisbet, R., & Gaines, S. (2008). Spillover from marine reserves related to mechanisms of population regulation. *Theoretical Ecology*, 1(2), 117-127. doi: 10.1007/s12080-008-0012-6
- L. Burke, S. Greenhalgh, D. Prager, y Cooper, E. (2008). Coastal Capital- Economic Valuation of Coral Reefs in Tobago and St. Lucia. Washington: World Resources Institute.
- L. Carr, y R. Mendelsohn. (2003). Valuing coral reefs: A travel Cost Analysis of the Great Barrier Reef. *Ambio*, 32(5), 353-357.
- Laffoley, D.d'A. & Grimsditch, G. (eds). 2009. The management of natural coastal carbon sinks. IUCN, Gland, Switzerland. 53 pp
- Leitmann, J. (1998). Policy And Practice Options for Managing Protected Areas: Lessons from International Experience. *Journal of Environmental Planning and Management*, 41(1), 129-144.
- Loper, C. R. P. et al. (2008). Socioeconomic conditions along the world's tropical coasts. Conservation International, NOAA, GCRMN.
- McClanahan, T. R., Maina, J., y Davies, J. (2005). Perceptions of resource users and managers towards fisheries management options in Kenyan coral reefs. *Fisheries Management and Ecology*, 12(2), 105-112.
- McClanahan, T. R., Muthiga, N. A., y Mangi, S. (2001). Coral and algal changes after the 1998 coral bleaching: interaction with reef management and herbivores on Kenyan reefs. *Coral Reefs*, 19, 380-391.
- McClanahan, T.R.; Verheij, E. y Maina, J. (2006) Comparing the management effectiveness of a marine park and a multiple-use collaborative fisheries management area in East Africa. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 147-165
- McClenachan, L. (2009). Documenting Loss of Large Trophy Fish from the Florida Keys with Historical Photographs. *Conservation Biology*, 23(3), 636-643.
- Mejia, L.S. y A. Acero (2002). Libro rojo de peces marinos de Colombia. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente. La serie Libros rojo de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Ministerio Medio Ambiente (1999) Ordenamiento Físico –Portuario y Ambiental de los Litorales Colombianos. CORPES de Occidente. Informe final, resumen ejecutivo. Noviembre de 1999.

Moore, S. C. (2011). Environmental and natural resources economics: theory, policy, and the sustainable society (4 ed.).

Mumby, P. J., Hastings, A., y Edwards, H. J. (2007). Thresholds and the resilience of Caribbean coral reefs. *Nature*, 450, 98-101.

Murray, B. C., Pendleton, L., Jenkins, W. A., y Sifleet, S. (2011). Green Payments for Blue Carbon Economic Incentives for Protecting Threatened Coastal Habitats. (p. 50): Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions.

Murray, Pendleton, Jenkins & Sifleet (2011). Green Payments for Blue Carbon Economic Incentives for Protecting Threatened Coastal Habitats. (p. 50): Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions.

Nagelkerken, I. et al. (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 155-185.

Nyström, M. (2006). Redundancy and Response Diversity of Functional Groups: Implications for the Resilience of Coral Reefs. *Ambio*, 35(1), 30-35.

Nyström, M., Graham, N., Lokrantz, J., y Norström, A. (2008). Capturing the cornerstones of coral reef resilience: linking theory to practice. *Coral Reefs*, 27(4), 795-809.

Osorio, J. D. y Correa, F. (2004). Valoración económica de costos ambientales: Marco conceptual y métodos de estimación. *Semestre Económico* Vol 13 (Enero-Junio) p 159-193

Osorio, J. D. (2006). El método de transferencia de beneficios para la Valoración económica de servicios ambientales: Estado del arte y aplicaciones. *Semestre Económico* Vol 9 p107-124.

Palumbi, S.R. (2001). The ecology of marine protected areas. En *Marine Community Ecology*, M. Bertness, S. Gaines, and M. Hay, Eds. Sinauer Press

Parson, G. R., y Thur, S. M. (2008). Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of scuba diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental & Resource Economics* 40(4), 593-608.

Planter, M.R. & Piña, C.M. (2000) Estimación de la demanda por visitar parque marinos en Quintana Roo. Mexico.

Planter, M.R. y Muñoz-Piña, C. (2000). Tarifas y arrecifes: instrumentos económicos para las áreas protegidas marinas en México. Mexico.

Roberts, C. M. et al. (2002). Marine Biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. *Science*, 295(5558), 1280-1284.

Roberts, C.M. y Hawkins, J.P. (2000). Fully-protected marine reserves: a guide. WWF Endangered Seas Campaign- University of York.

Rodríguez de Francisco (2003) Valoración Económica del Parque Nacional Natural Tayrona – Metodología de los costos de viaje. Facultad de ciencias económicas y administrativas.

Rojas, X. 2001. Representatividad de las áreas coralinas de la de la región central de la costa continental del caribe colombiano (Ecorregión Archipiélagos Coralinos-ARCO) en el sistema de áreas protegidas. B.S. Tesis. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, Colombia. 78 pp

Rosenberger, R.S. y Loomis, J.B. (2003). Benefit transfer. En: Champ, P. A., Boyle, K.J., Brown, T.C. (Eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation*. Kluwer, Dordrecht, Holanda.

Ruiz-Agudelo, C.A. et al. (2011). Protocolo para la valoración económica de los servicios ecosistémicos en los Andes colombianos, a través del método de transferencia de beneficios. Reflexiones sobre el Capital Natural de Colombia No. 1. Conservación Internacional, Colombia. Bogotá, D.C 53 pp.

Sanjurjo, E. (2005). Estimación de la demanda por los Servicios Recreativos de Manglar en Marismas Nacionales: Una aplicación de la metodología de valoración contingente en “La Tobará”. En Memorias del Segundo Congreso de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales y de Recursos Naturales (ALEAR), Oaxaca, México, del 18 al 20 de marzo

Sanjurjo, E., Cadena, K., & Erbstoesser, I. (2005). Valoración económica de los vínculos entre manglar y pesquerías. *En memorias del Segundo Congreso Iberoamericano de Desarrollo y Medio Ambiente*, (Cidma li), 16. Instituto Nacional de Ecología-Dirección general de Investigación en Política y Economía Ambiental.

Stynes, D. J. (1997). *Economic Impacts of Tourism*. Michigan State University.

Urtecho, J. (2001). Valoración Económica de Bienes y Servicios Ambientales Método de Costo de Viaje. UNAC

Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. y Stuart, S.N. (2009). *Wildlife in a Changing World – An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland: IUCN. 180 pp.

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.

White et al. (2002). Experience with Marine Protected Area Planning and Management in the Philippines. *Coastal Management*.

Wielgus, J., Chadwick-Furman, N.E., Zeitouni, N. & Shechter, M. (2003), Effects of Coral Reef Attribute Damage on Recreational Value, *Marine Resource Economics*, **18**(3).

Wilkinson, C. (2004). *Status of Coral Reefs of the World: 2004* (Vol. 1). Australia: Australian Institute of Marine Science.

Wilson, S. K., Graham, N. A. J., Pratchett, M. S., Jones, G. P., y Polunin, N. V. C. (2006). Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biology*, **12**, 2220-2234.

Wolf, F.M. (1986). Meta-analysis: Quantitative Methods for Research Synthesis. Beverly Hills, CA: Sage.

World Data Base on Protected Areas (2011).