

Sustento del uso justo
de Materiales Protegidos
derechos de autor para
fines educativos



UCI

Universidad para la
Cooperación Internacional

UCI
Sustento del uso justo de materiales protegidos por
derechos de autor para fines educativos

El siguiente material ha sido reproducido, con fines estrictamente didácticos e ilustrativos de los temas en cuestión, se utilizan en el campus virtual de la Universidad para la Cooperación Internacional – UCI – para ser usados exclusivamente para la función docente y el estudio privado de los estudiantes pertenecientes a los programas académicos.

La UCI desea dejar constancia de su estricto respeto a las legislaciones relacionadas con la propiedad intelectual. Todo material digital disponible para un curso y sus estudiantes tiene fines educativos y de investigación. No media en el uso de estos materiales fines de lucro, se entiende como casos especiales para fines educativos a distancia y en lugares donde no atenta contra la normal explotación de la obra y no afecta los intereses legítimos de ningún actor.

La UCI hace un USO JUSTO del material, sustentado en las excepciones a las leyes de derechos de autor establecidas en las siguientes normativas:

- a- Legislación costarricense: Ley sobre Derechos de Autor y Derechos Conexos, No.6683 de 14 de octubre de 1982 - artículo 73, la Ley sobre Procedimientos de Observancia de los Derechos de Propiedad Intelectual, No. 8039 – artículo 58, permiten el copiado parcial de obras para la ilustración educativa.
- b- Legislación Mexicana; Ley Federal de Derechos de Autor; artículo 147.
- c- Legislación de Estados Unidos de América: En referencia al uso justo, menciona: "está consagrado en el artículo 106 de la ley de derecho de autor de los Estados Unidos (U.S.Copyright - Act) y establece un uso libre y gratuito de las obras para fines de crítica, comentarios y noticias, reportajes y docencia (lo que incluye la realización de copias para su uso en clase)."
- d- Legislación Canadiense: Ley de derechos de autor C-11– Referidos a Excepciones para Educación a Distancia.
- e- OMPI: En el marco de la legislación internacional, según la Organización Mundial de Propiedad Intelectual lo previsto por los tratados internacionales sobre esta materia. El artículo 10(2) del Convenio de Berna, permite a los países miembros establecer limitaciones o excepciones respecto a la posibilidad de utilizar lícitamente las obras literarias o artísticas a título de ilustración de la enseñanza, por medio de publicaciones, emisiones de radio o grabaciones sonoras o visuales.

Además y por indicación de la UCI, los estudiantes del campus virtual tienen el deber de cumplir con lo que establezca la legislación correspondiente en materia de derechos de autor, en su país de residencia.

Finalmente, reiteramos que en UCI no lucramos con las obras de terceros, somos estrictos con respecto al plagio, y no restringimos de ninguna manera el que nuestros estudiantes, académicos e investigadores accedan comercialmente o adquieran los documentos disponibles en el mercado editorial, sea directamente los documentos, o por medio de bases de datos científicas, pagando ellos mismos los costos asociados a dichos accesos.



Organización de las Naciones
Unidas para la Alimentación
y la Agricultura

FAO
DOCUMENTO
TÉCNICO
DE PESCA Y
ACUICULTURA

ISSN 2070-7037

592

Enfoque ecosistémico pesquero

Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías
de pequeña escala de América Latina



Cubierta:
Barcos artesanales en el puerto de Piriápolis, Uruguay
Foto: Sebastián Horta (Abril 2010).

Enfoque ecosistémico pesquero

Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías
de pequeña escala de América Latina

FAO
DOCUMENTO
TÉCNICO
DE PESCA Y
ACUICULTURA

592

Por

Omar Defeo

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos
UNDECIMAR, Facultad de Ciencias
Montevideo, Uruguay

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos de fabricantes en particular, estén o no patentados, no implica que la FAO los apruebe o recomiende de preferencia a otros de naturaleza similar que no se mencionan.

Las opiniones expresadas en este producto informativo son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista o políticas de la FAO.

ISBN 978-92-5-308817-1

© FAO, 2015

La FAO fomenta el uso, la reproducción y la difusión del material contenido en este producto informativo. Salvo que se indique lo contrario, se podrá copiar, imprimir y descargar el material con fines de estudio privado, investigación y docencia, o para su uso en productos o servicios no comerciales, siempre que se reconozca de forma adecuada a la FAO como la fuente y titular de los derechos de autor y que ello no implique en modo alguno que la FAO aprueba los puntos de vista, productos o servicios de los usuarios.

Todas las solicitudes relativas a la traducción y los derechos de adaptación así como a la reventa y otros derechos de uso comercial deberán dirigirse a www.fao.org/contact-us/licence-request o a copyright@fao.org. Los productos de información de la FAO están disponibles en el sitio web de la Organización (www.fao.org/publications) y pueden adquirirse mediante solicitud por correo electrónico a publications-sales@fao.org.

Preparación de este documento

La preparación de este documento surgió hacia el final del desarrollo del Proyecto “Ensayo piloto de un enfoque de ecosistemas para la pesca costera en Uruguay” (GEF DINARA FAO GCP/URU/030/GFF), financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF por su sigla en inglés), ejecutado por la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos de Uruguay (DINARA) y contando con la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) como agencia de implementación. El informe final de dicho proyecto, presentado por la DINARA ante autoridades de la FAO y el GEF, incluía la redacción de un documento que aportara los principales conceptos del Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP), así como una guía práctica para su desarrollo en pesquerías en pequeña escala de Uruguay, teniendo en cuenta las experiencias ganadas en los cuatro sitios piloto seleccionados para la ejecución del proyecto durante más de media década. El documento desarrollado por Omar Defeo fue presentado al Departamento de Pesquerías de la FAO. La Dra. Johanne Fischer sugirió que dicho documento podría tener un alcance mayor, para lo cual sería importante que incluyera, no solo la experiencia local, sino otras experiencias en pesquerías en pequeña escala de América Latina. Esta percepción fue confirmada por la Dra. Gabriella Bianchi (FAO), quien sugirió sustituir algunos capítulos eminentemente locales (propios de un informe de proyecto) por otros con mayor alcance regional. Esto permitiría resumir conceptos fundamentales relacionados con el EEP y al mismo tiempo compartir experiencias que tenían al EEP como marco de referencia.

Este documento contiene conceptos fundamentales del EEP y ejemplos de Uruguay y de otras experiencias desarrolladas en América Latina en los últimos años. El autor buscó integrar conceptos desarrollados para el manejo de recursos de uso común con el EEP. Se otorgó particular énfasis al marco teórico desarrollado por la Dra. Ellinor Ostrom (Premio Nobel de Economía 2009), sobre el manejo de recursos naturales. El EEP se articuló con el concepto de sistemas pesqueros como sistemas social-ecológicos complejos, destacando el papel del hombre como elemento clave en el desarrollo del EEP y la participación de los usuarios en la gobernanza de los recursos. Este documento une todos estos conceptos, enfatizando el nexo fundamental entre el EEP y la búsqueda de un modo de gobernanza participativo (tal como el co-manejo) que propenda a la sustentabilidad de los recursos pesqueros.

El presente documento está desarrollado tomando como base un proyecto dirigido pesquerías en pequeña escala en Uruguay. Los ejemplos que contiene son en su totalidad de América Latina, poniéndose énfasis en las pesquerías de invertebrados, en las cuales el autor ha desarrollado investigaciones durante los últimos 30 años. Asimismo, es asimétrico en cuanto a la importancia otorgada al co-manejo de recursos pesqueros como un modo de gobernanza clave. En tal sentido, constituye un punto de partida para la búsqueda de un marco científico sólido y simple, que pueda ser útil para un amplio grupo de actores, incluyendo gestores y científicos, a efectos de implementar el EEP en forma práctica y a la vez efectiva, con miras a revertir la situación crítica en la que se encuentra la mayoría de las pesquerías de pequeña escala en América Latina.

Resumen

Los ecosistemas acuáticos continúan degradándose como consecuencia de las actividades humanas, afectando su capacidad de proveer servicios claves para el hombre, incluyendo alimento. Esto ha repercutido, entre otros aspectos, en los recursos marinos de importancia comercial, los cuales han disminuido en varias regiones del mundo. Una importante explicación de esta tendencia radica en que los recursos pesqueros constituyen Sistemas Social-Ecológicos (SES) complejos cuyo manejo se dificulta por la complejidad inherente a cada subsistema y por las numerosas fuentes de incertidumbre que los afectan. En un SES pesquero, el ecosistema, el recurso, los usuarios y el modo de gobernanza interactúan entre sí, afectando al sistema como un todo. En este contexto, el desarrollo de esquemas de manejo sectorizados y enfocados en actividades y servicios particulares no ha sido del todo exitoso, generándose la disminución de los recursos y la aparición de conflictos entre distintas actividades extractivas. Como respuesta, en las últimas décadas se ha enfatizado un enfoque de manejo más holístico, basado en una aproximación ecosistémica. Este documento resume conceptos fundamentales del Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP), resalta el rol de la participación de los usuarios en dicho esquema, en especial el co-manejo como modo de gobernanza, y resume algunas aplicaciones prácticas y lecciones aprendidas del EEP en pesquerías de pequeña escala de América Latina. El Capítulo 1 aborda el concepto de las pesquerías como SES complejos y define los componentes del sistema y las características inherentes de los recursos pesqueros que llevan a la necesidad de desarrollar un EEP para su manejo. El Capítulo 2 desarrolla con mayor profundidad el EEP, brindando definiciones y conceptos teóricos básicos para luego incluir aspectos prácticos que van desde la implementación del EEP hasta la evaluación del desempeño de un plan de manejo bajo un EEP. Uniendo los conceptos desarrollados en los Capítulos 1 y 2, el Capítulo 3 destaca el nexo fundamental entre el EEP y el co-manejo como modo de gobernanza participativo en pesquerías de pequeña escala. Se insiste en la necesidad de consolidar este modo de gobernanza en la medida en que el EEP supone una consulta continua a los actores principales desde el momento mismo de su gestación. Por último, en el Capítulo 4 se proveen ejemplos cercanos a la aplicación del EEP en pesquerías en pequeña escala de América Latina. Se hace hincapié en pesquerías de invertebrados y pesquerías que cuentan, o han contado, con la formal o informal implementación del co-manejo como modo de gobernanza. Se evalúan ventajas y debilidades como resultado de la implementación de esquemas de manejo que contemplaron aspectos relacionados con el EEP, así como las estructuras idóneas que pudieran llevar a jugar un papel protagónico a este enfoque.

FAO. 2015

Enfoque ecosistémico pesquero: Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías de pequeña escala de América Latina, por Omar Defeo. FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura No. 592. Roma, Italia

Indice

Preparación de este documento	iii
Resumen	iv
Agradecimientos	vii
Abreviaturas y acrónimos	viii
1. LAS PESQUERÍAS COMO SISTEMAS SOCIAL-ECOLÓGICOS	1
1.1 Sistemas social-ecológicos: definición y conceptos básicos	1
1.2 El caso de los recursos pesqueros	3
1.3. Gobernanza de un SES pesquero bajo un enfoque ecosistémico: el rol protagónico de los usuarios	5
2. ENFOQUE ECOSISTÉMICO PESQUERO	7
2.1 Manejo ecosistémico: definiciones y conceptos fundamentales	7
2.2 Enfoque ecosistémico pesquero: aspectos teóricos	9
2.2.1 Criterios generales y definiciones básicas	9
2.2.2 Gobernanza, largo plazo y equidad intergeneracional	12
2.2.3 Enfoque precautorio y fuentes de incertidumbre: su rol en el EEP	13
2.2.4 Importancia de la información científica y tradicional en el EEP	15
2.3 Implementación del EEP en sistemas pesqueros	17
2.3.1 Concepción, implementación y evaluación de un plan de manejo	17
2.3.2 Planificación espacial en el contexto de un EEP	21
2.4 Evaluación del desempeño de un plan de manejo bajo un EEP	23
2.4.1 Líneas de base, puntos de referencia e indicadores de desempeño	23
2.4.2 Aproximación tipo semáforo	24
2.5 EEP y toma de decisiones: retos y perspectivas	27
2.5.1 Obstáculos a la aplicación del EEP	27
2.5.2 Algunos mensajes adicionales para la toma de decisiones	29
3. CO-MANEJO EN PESQUERÍAS DE PEQUEÑA ESCALA Y SU IMPORTANCIA EN EL ENFOQUE ECOSISTÉMICO PESQUERO	31
3.1 Definiciones y tipos de co-manejo	32
3.2 Co-manejo: estructura, objetivos, fases y beneficios	33
3.2.1 Estructura y escalas del sistema de co-manejo	33
3.2.2 Fases del co-manejo	36
3.2.3 Beneficios del co-manejo y su impacto en el EEP	37
3.3 Co-manejo adaptativo	39
3.4 Condiciones e indicadores del éxito del co-manejo bajo un EEP	42
4. ENFOQUE ECOSISTÉMICO PESQUERO EN PESQUERÍAS DE PEQUEÑA ESCALA EN AMÉRICA LATINA	49
4.1 Uruguay	50
4.1.1 Objetivos normativos de alto nivel	50
4.1.2 La almeja amarilla <i>Mesodesma mactroides</i>	52
4.1.3 El impacto de agentes externos	54

4.2	Chile	55
4.2.1	Objetivos normativos de alto nivel	55
4.2.2	Las pesquerías bentónicas como caso específico de análisis	55
4.2.3	El impacto de agentes externos	58
4.3	México	58
4.3.1	Objetivos normativos de alto nivel	58
4.3.2	La langosta espinosa <i>Panulirus argus</i> en Punta Allen (Quintana Roo)	58
4.3.3	El impacto de agentes externos	60
4.4	Galápagos (Ecuador)	60
4.4.1	Objetivos normativos de alto nivel	60
4.4.2	El pepino de mar <i>Isostichopus fuscus</i> y las langostas del Género <i>Panulirus</i>	61
4.4.3	El impacto de agentes externos	62
4.5	Brasil	62
4.5.1	Objetivos normativos de alto nivel	62
4.5.2	RESEX: estudio de caso y visión general sobre su desempeño	63
4.5.3	Otros ejemplos: territorios y reservas de desarrollo sostenible	64
4.5.4	El impacto de agentes externos	65
4.6	EEP y co-manejo en pesquerías de pequeña escala en América Latina: un análisis comparativo	65
4.7	Lecciones aprendidas y perspectivas del EEP en América Latina	67
	REFERENCIAS	73

Agradecimientos

Deseo agradecer a todo el personal que participó en el proyecto “*Ensayo piloto de un enfoque de ecosistemas para la pesca costera en Uruguay*” (GEF DINARA FAO GCP/URU/030/GFF), desarrollado en Uruguay, así como a todos mis amigos y alumnos de la Unidad de Ciencias del Mar (UNDECIMAR) de la Facultad de Ciencias, con quienes desarrollamos investigaciones en el marco de dicho proyecto. Agradezco a la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), en nombre de su Director General Dr. Daniel Gilardoni, por su apoyo incondicional desde la gestación del proyecto, así como al personal de FAO Uruguay y FAO Roma por su estrecha colaboración durante todos estos años.

Agradezco también a Johanne Fischer y a Gabriella Bianchi por la detallada revisión del manuscrito y fundamentalmente por su estímulo constante para transformar un informe de proyecto en un documento de mayor envergadura, lo cual me permitió comunicar experiencias valiosas desarrolladas en pesquerías en pequeña escala de América Latina. Marcelo Vasconcellos realizó una exhaustiva revisión del manuscrito que me permitió darle otro alcance y lograr transmitir un mensaje más claro acerca del papel que juega el co-manejo como modo de gobernanza en el contexto del Enfoque Ecosistémico Pesquero en pesquerías de pequeña escala.

Agradezco muy especialmente a Eleonora Celentano y Anita de Álava por la completa edición y revisión del manuscrito, desde la portada hasta las referencias, así como por su apoyo incondicional.

Abreviaturas y acrónimos

AIM	Autoridad Institucional de Manejo (Ecuador)
AMERB	Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (Chile)
AMP	Áreas Marinas Protegidas
BACI	Before-after control-impact (antes-después/control-impacto)
CBD	Convention on Biological Diversity (Convenio sobre la Diversidad Biológica)
CONVEMAR	Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar
COOPEROSTRA	Cooperativa dos Produtores de Ostras de Cananéia (Brasil)
CPUE	Captura por unidad de esfuerzo
CVC	Cooperativa Vigía Chico (Quintana Roo, México)
DINARA	Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (Uruguay)
DUT	Derechos de Uso Territorial
EEP	Enfoque Ecosistémico Pesquero
ENSO	El Niño Southern Oscillation (El Niño Oscilación Sur)
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FEDECOOP	Federación Regional de Sociedades Cooperativas de la Industria Pesquera de Baja California (México)
GEF	Global Environment Facility (Fondo para el Medio Ambiente Mundial)
GPA	Global Plan of Action (Plan de Acción Mundial)
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Brasil)
IDSM	Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (Brasil)
JMP	Junta de Manejo Participativo (Galápagos, Ecuador)
LOREG	Ley Orgánica de Régimen Especial para la Conservación y Desarrollo Sustentable de la Provincia de Galápagos (Ecuador)
MCV	Monitoreo, control y vigilancia
MSC	Marine Stewardship Council
ONG	Organización No Gubernamental
PR	Punto de referencia
PRL	Punto de referencia límite
PRO	Punto de referencia objetivo
RDSM	Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Mamirauá (Brasil)
RESEX	Reservas Extrativistas (Brasil)
RMG	Reserva Marina de Galápagos (Ecuador)
SES	Social Ecological Systems (Sistemas Social-Ecológicos)
SIG	Sistema de Información Geográfica
SMP	Sistema de Manejo Participativo
TLA	Traffic Light Approach (Aproximación tipo semáforo)
UFMEP	Unidades Funcionales de Manejo Ecosistémico Pesquero
UNDECIMAR	Unidad de Ciencias del Mar (Facultad de Ciencias, Uruguay)
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

1. LAS PESQUERÍAS COMO SISTEMAS SOCIAL-ECOLÓGICOS

1.1 SISTEMAS SOCIAL-ECOLÓGICOS: DEFINICIÓN Y CONCEPTOS BÁSICOS

Un problema mundial de creciente envergadura durante las últimas décadas del Siglo XX y lo que va del Siglo XXI ha sido la pérdida de los principales recursos naturales a nivel planetario (pesqueros, forestales e hídricos). Entre las múltiples razones invocadas para explicar este síndrome de sobreexplotación, algunas surgen inevitablemente de las características inherentes que definen a un recurso natural. En efecto, la mayoría de los recursos naturales utilizados por el hombre forman parte de sistemas social-ecológicos (SES por su sigla en inglés) complejos. Estos sistemas están compuestos por varios subsistemas y variables internas dentro de éstos, en niveles anidados (Ostrom, 2009; Figura 1) análogos a los niveles organizacionales definidos en ecología (p. ej. células, tejidos, órganos, individuos, poblaciones, comunidades, ecosistemas). Ostrom (2009) menciona la existencia de cuatro subsistemas básicos de primer orden en un SES que se afectan entre sí y que están fuertemente vinculados con diversos aspectos sociales, económicos, políticos y a su vez con otros ecosistemas relacionados (Figura 1). Los subsistemas son:

- 1) el recurso (p. ej. un parque que abarque un territorio con zonas boscosas, vida silvestre y sistemas de agua);
- 2) las unidades de recursos (p. ej. árboles, arbustos y plantas en el parque, tipos de vida silvestre y cantidad y flujo de agua);



- 3) sistema de gobernanza (p. ej. el gobierno y otras organizaciones que gestionan el parque, normas específicas relacionadas con su uso, y estructura de dichas reglas);
- 4) usuarios (p. ej. individuos que utilizan el parque para sustento, recreación, o a efectos comerciales). Estos subsistemas interactúan fuertemente a diversas escalas temporales y espaciales.

Cada subsistema se compone de múltiples variables de segundo orden (Cuadro 1), que a su vez se contienen más variables de niveles inferiores.

Debido a la complejidad en el número y naturaleza de las variables que integran un SES, el manejo de un recurso natural explotado requiere la integración de su biología y ecología con los factores socioeconómicos e institucionales que afectan al comportamiento de los usuarios (p. ej. pescadores) y a los responsables de su administración (Seijo *et al.*, 1998). Por ejemplo, no basta solamente analizar la dinámica de un recurso pesquero sino a todo el SES, incluyendo aspectos ambientales, sociales y económicos, así como las fuentes de incertidumbre que subyacen a cada subsistema. Esquemáticamente, un SES puede considerarse como un sistema complejo compuesto

CUADRO 1

Ejemplos de variables de segundo orden incluidas en los subsistemas principales de un SES.
Traducido y adaptado de Ostrom (2007, 2009)

Entorno social, económico y político	
Sistema del recurso	Sistema de Gobernanza
-Sector (pesca, forestación) -Claridad de los límites del sistema -Tamaño del sistema -Comodidades construidas por el hombre -Productividad del sistema -Propiedades de equilibrio -Predictibilidad de la dinámica del sistema -Características de almacenamiento -Ubicación	-Organizaciones gubernamentales -ONGs -Estructura de red -Sistemas de derechos de propiedad -Reglas operacionales -Reglas de elección colectiva -Reglas constitucionales -Procesos de monitoreo y sanción
Unidades de recurso	Usuarios
-Movilidad de la unidad del recurso -Tasa de crecimiento o reemplazo -Interacción entre unidades de recurso -Valor económico -Número de unidades -Propiedades distintivas -Distribución espacial y temporal	-Número y ubicación de usuarios -Atributos socioeconómicos de los usuarios -Historia de uso -Ubicación -Liderazgo/Espíritu empresarial -Normas/capital social -Conocimiento de SES -Importancia del recurso -Tecnología utilizada
Interacciones →	Metas
-Niveles de cosecha de diferentes usuarios -Intercambio de información entre usuarios -Procesos de deliberación -Conflictos entre usuarios -Actividades de inversión -Actividades de negociación y cabildeo -Actividades de auto-organización -Actividades en redes o grupos	-Medidas de rendimiento social (eficiencia, equidad, sostenibilidad) -Medidas de rendimiento ecológico (sobrepesca, resiliencia, biodiversidad) -Externalidades hacia otros SES
Ecosistemas relacionados	
Patrones climáticos, de polución, flujos dentro y fuera de SES focales	

por un subsistema biofísico que incluye no solo al recurso sino también a su contexto ambiental y un subsistema social que incluye aspectos culturales, económicos, políticos y éticos (Berkes y Folke, 1998; Perry *et al.*, 2010). Ambos subsistemas operan a través de relaciones de retroalimentación interdependientes. La comprensión de los procesos que conducen a mejoras o al deterioro de los recursos naturales es limitada, debido a que las disciplinas científicas utilizan diferentes conceptos y lenguajes para describir y explicar los SES. La ausencia de un marco común para organizar y transmitir los resultados por parte de las diferentes disciplinas limita la acumulación del conocimiento y, por lo tanto, la efectividad del manejo de un SES (Ostrom, 2009).

1.2 EL CASO DE LOS RECURSOS PESQUEROS

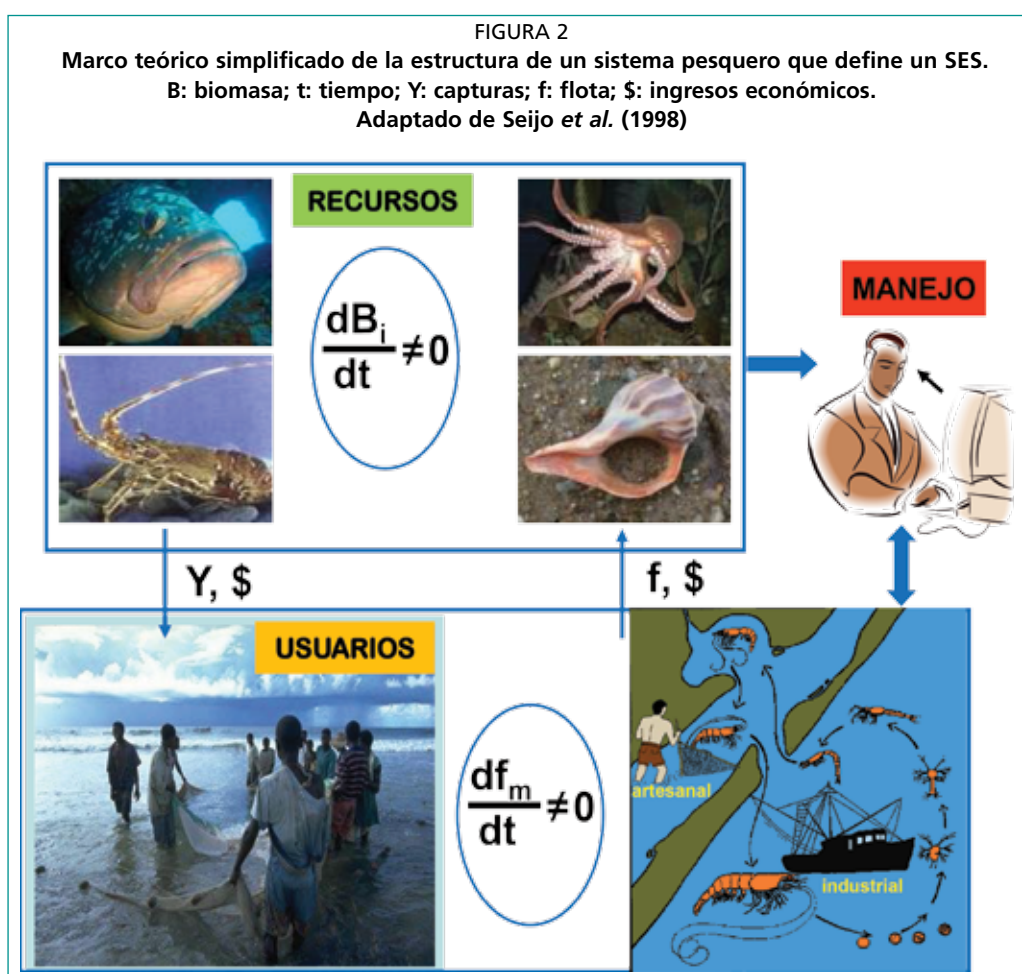
Los recursos pesqueros constituyen un ejemplo clásico de un SES complejo. Dicha complejidad ha impedido que la mayoría de los recursos pesqueros mundiales hayan sido extraídos en forma sostenible a largo plazo (Branch *et al.*, 2011; Pitcher y Cheung, 2013; Watson *et al.*, 2013; Pontecorvo y Schrank, 2014). En efecto, reportes recientes (FAO, 2014a) indican que el 29 por ciento de los recursos marinos se encuentran sobreexplotados o colapsados, y el 71 por ciento están plenamente explotados (61 por ciento) o sub-explotados (10 por ciento). Es importante reconocer que los recursos plenamente explotados no admiten incrementos de las capturas, por lo cual un incremento del esfuerzo no es deseable. La sobreexplotación no solamente ha afectado a las especies objetivo, sino también a aquellas capturadas incidentalmente y a su hábitat. Aún cuando los planes de manejo han mejorado ostensiblemente a través del tiempo, gracias a la obtención de series de tiempo prolongadas y a la elaboración de modelos sofisticados, muchos recursos pesqueros críticos han sido inevitablemente sobreexplotados, llegando incluso a niveles cercanos a su colapso (Worm *et al.*, 2009; Branch *et al.*, 2010; Pitcher y Cheung, 2013). En este contexto, si bien se demostró que el acceso abierto o irrestricto a los recursos pesqueros generaba un fracaso en su óptima asignación y llevaba finalmente a su sobreexplotación y disipación de los beneficios económicos derivados de la actividad (Seijo *et al.*, 1998), la asignación de derechos de propiedad ha atenuado tan solo en parte los problemas de sobreexplotación y colapsos pesqueros.

Los recursos pesqueros constituyen SES complejos cuyo manejo se dificulta por la complejidad inherente a cada subsistema y por las numerosas fuentes de incertidumbre que los afectan. En un SES pesquero, el ecosistema del recurso (p. ej. zona costera), las unidades de recurso (p. ej. almejas, corvinas), los usuarios (pescadores) y el esquema de gobernanza (organizaciones, reglas, leyes y decretos que rigen la pesca) son relativamente separables pero interactúan, afectando no solo a los componentes de dichos subsistemas sino al sistema como un todo (Cuadro 1; Ostrom, 2009). Por ejemplo, la actividad pesquera industrial en mar abierto afecta la disponibilidad del recurso a la flota artesanal que opera en lagunas costeras y viceversa (Figura 2; Horta y Defeo, 2012). Esto produce externalidades, es decir, efectos externos no contabilizados por el pescador que lo genera, pero que afectan a otros usuarios del recurso.

El marco teórico simplificado de la estructura de un sistema pesquero presentado en la Figura 2 incluye los subsistemas “recurso”, “usuarios” y de “manejo” (Seijo *et al.*, 1998; Defeo *et al.*, 2007). Estos subsistemas tienen idiosincrasias que cambian de una pesquería a otra y de un lugar a otro (incluso dentro de una misma pesquería). El subsistema de recursos incluye: a) el ciclo de vida de la especie (incluida la biología de la reproducción, reclutamiento, crecimiento y mortalidad); b) factores ambientales que afectan la abundancia y distribución espacio-temporal de las especies; y c) interdependencias ecológicas. El subsistema de los usuarios de los recursos incluye las flotas que operan en la pesquería, su dinámica espacial, la composición de la captura (incluyendo diferentes especies o componentes de la población y curvas de

selectividad), y las funciones económicas. El subsistema de manejo (o gestión) capta toda la compleja dinámica de los dos primeros subsistemas, más fuerzas externas, tales como mercados, la política, los grupos de presión e intereses sociales. También incluye formas de intervención, desarrollo institucional, criterios de selección de las estrategias de manejo, aplicación de mecanismos y la forma de lidiar con múltiples criterios en la selección de instrumentos de manejo. La naturaleza intrínseca del sistema pesquero varía en función de diferentes historias de vida, prácticas de captura, y de las opciones de gestión. De este modo, la interacción de los tres subsistemas produce el comportamiento único del sistema global (Defeo *et al.*, 2007).

El mar es en términos generales un bien público donde cualquier miembro de la sociedad tiene igualdad de condiciones para acceder y apropiarse de los recursos naturales que se encuentran en él. El acceso abierto a los recursos pesqueros constituye una condición necesaria y suficiente para la sobreexplotación de los recursos y el colapso de pesquerías, generando lo que en el ámbito de manejo de recursos naturales se ha dado en llamar “la tragedia de los comunes”. Por ello es necesario establecer medidas de manejo pesquero que lleven a una explotación sostenible a largo plazo. El enfoque ecosistémico, relevante a todos los recursos naturales en general y a los pesqueros en particular, busca lograr dicha explotación sostenible. Dicho enfoque es analizado en los capítulos subsiguientes de este documento.



1.3 GOBERNANZA DE UN SES PESQUERO BAJO UN ENFOQUE ECOSISTÉMICO: EL ROL PROTAGÓNICO DE LOS USUARIOS

Los párrafos anteriores mostraron el innegable rol que juega la gobernanza en el manejo de recursos naturales, incluyendo los pesqueros, como parte crítica y estratégica para la consecución de la sustentabilidad en SES complejos. Mediante la gobernanza se intenta asegurar tanto el bienestar humano y la equidad social como el buen funcionamiento y equilibrio del ecosistema en el cual se explotan los recursos contenidos en éste. Esto es especialmente importante en pesquerías de pequeña escala, donde las aproximaciones verticales (“top-down”) de gobernanza no han funcionado satisfactoriamente en la mayoría de los casos. Por tanto, se ha incrementado la percepción de la necesidad de una activa participación de los usuarios en la toma de decisiones para mejorar la crítica situación de los recursos explotados en pequeña escala por comunidades costeras y de aguas continentales.

Los conceptos recientes sobre teoría pesquera muestran la necesidad de desarrollar nuevas estrategias para garantizar el acceso de las comunidades pesqueras en pequeña escala a los recursos, fortaleciendo los sistemas de derecho pesquero y otorgándoles a dichas comunidades una mayor responsabilidad en la toma de decisiones. En este contexto, existe una tendencia creciente a nivel mundial dirigida a fortalecer el derecho de uso, acceso y propiedad de los pescadores de pequeña escala, de tal manera de crear incentivos para una administración responsable. Este enfoque es ideal si se combinan aspectos de manejo de los recursos con la conservación de los ecosistemas que contienen a dichos recursos, en una clara visión a largo plazo, idealmente bajo una política de Estado que permita construir una voluntad política en todos los niveles. Esto implica que las comunidades pesqueras deben constituir parte de la columna vertebral en el desarrollo socioeconómico y en el cuidado de los servicios prestados por los ecosistemas. La FAO ha desarrollado en las directrices voluntarias para lograr la sostenibilidad de la pesca en pequeña escala (FAO, 2012), disposiciones específicas sobre la gobernanza y derechos de propiedad en este tipo de pesquerías. Entre otros aspectos, estas directrices buscan mejorar la gobernanza de la pesca de pequeña escala y promover una utilización sostenible de los recursos, particularmente en el marco de un enfoque ecosistémico pesquero (EEP) donde la FAO ha jugado un papel protagónico (ver Capítulo 2). Estas directrices pueden convertirse en una poderosa herramienta para mejorar la gobernabilidad, es decir, la calidad de la gobernanza, y lograr el desarrollo sustentable del sector con equidad intergeneracional. El apoyo para su aplicación requiere esfuerzos concertados, un importante desarrollo organizacional y el fortalecimiento de las capacidades en todos los niveles.

En los conceptos previamente vertidos radica la filosofía de este documento: no es posible desarrollar un EEP sin la participación de los usuarios, no como meras figuras decorativas en un esquema escrito en papel, sino como un componente crucial en la gobernanza de los recursos. Es por ello que este documento enfatiza el EEP y el co-manejo como modo de gobernanza ideal para alcanzar los objetivos perseguidos de sustentabilidad. En el Capítulo 2 se articula el concepto de sistemas pesqueros como SES complejos (desarrollado en el presente Capítulo) con el EEP, destacando el papel del hombre como elemento clave en su desarrollo y la participación de los usuarios en la gobernanza de los recursos. El Capítulo 2 desarrolla además definiciones y conceptos teóricos básicos del EEP para luego incluir aspectos prácticos que van desde su implementación hasta la evaluación del desempeño de un plan de manejo bajo un EEP. Uniendo los conceptos desarrollados en los Capítulos 1 y 2, el Capítulo 3 desarrolla el co-manejo como modo de gobernanza idóneo en pesquerías en pequeña escala a efectos de implementar un EEP. Se destaca la necesidad de consolidar este modo de gobernanza en la medida en que el EEP supone una consulta continua a los actores principales desde el momento mismo de su gestación. Asimismo, este modo de

gobernanza va de la mano de Acuerdos Internacionales y del Código de Conducta para la Pesca Responsable de FAO, que enfatiza la necesidad de cambios en los enfoques de gestión. Se aportan definiciones y tipos de co-manejo, su estructura, objetivos, fases y beneficios, y las condiciones e indicadores posibles para evaluarlo en el marco de un EEP. Se resalta el carácter dinámico y adaptativo del EEP y del consecuente modo de gobernanza que se sugiere como ideal para desarrollarlo. Por último, en el Capítulo 4 se proveen ejemplos cercanos a la aplicación del EEP en pesquerías de pequeña escala de América Latina. Se hace hincapié en las pesquerías de invertebrados y las pesquerías que cuentan, o han contado, con la formal o informal implementación del co-manejo como modo de gobernanza. Se evalúan ventajas y debilidades como resultado de la implementación de esquemas de manejo que contemplaron aspectos relacionados con el EEP o enfoques similares en pesquerías de pequeña escala en América Latina, así como las estructuras idóneas que pudieran llevar a este enfoque a jugar un papel protagónico.

2. ENFOQUE ECOSISTÉMICO PESQUERO

2.1 MANEJO ECOSISTÉMICO: DEFINICIONES Y CONCEPTOS FUNDAMENTALES

Los sistemas acuáticos continúan degradándose, como consecuencia, principalmente, de las actividades humanas. La abundancia de peces, invertebrados y otras especies acuáticas ha disminuido en varias regiones del globo, afectando la capacidad de los ecosistemas acuáticos de proveer alimento y buena calidad del agua, controlar plagas y agentes patógenos, proteger a la zona costera de estrés ambiental y regular el clima. Asimismo, la demanda de estos servicios ecosistémicos está creciendo rápidamente y la capacidad de muchos ecosistemas de brindar dichos servicios está disminuyendo en forma exponencial. Esta disminución está vinculada a cuatro factores principales:

- 1) el desarrollo urbano mal planificado (en especial en zonas costeras);
- 2) el aumento acelerado de diversas fuentes de polución;
- 3) la sobreexplotación de recursos naturales debido a su manejo inadecuado;
- 4) los esquemas débiles de gobernanza.

El desarrollo de esquemas de manejo sectorizados y enfocados en actividades y servicios particulares no ha sido del todo exitoso, generándose en muchas ocasiones la pérdida o disminución de importantes recursos naturales, así como conflictos entre distintas actividades extractivas (UNEP/GPA, 2006). Como respuesta, en las últimas tres décadas se ha enfatizado un enfoque de manejo más holístico, basado en una aproximación ecosistémica. El concepto de manejo ecosistémico se genera a partir del cambio de paradigma en la ecología de ecosistemas y el manejo de los recursos naturales (Jørgensen *et al.*, 2007, Cuadro 2). Desde 1992 el Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD, de Río de Janeiro) ha impulsado la idea de “conservar, proteger y restaurar la salud e integridad de los ecosistemas”, donde se promueve por primera vez el concepto de manejo basado en el ecosistema. Desde entonces, en una serie de reuniones realizadas entre 2001 y 2005 a partir de la “Evaluación del Milenio” de la CBD, se discuten y analizan las causas y consecuencias de los cambios generados en los ecosistemas sobre el bienestar humano. Asimismo, la FAO ha destacado la generación de conceptos y pautas dirigidas a implementar una aproximación ecosistémica para el manejo de recursos, donde en sistemas marinos ha tenido especial relevancia la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR), que constituye uno de los tratados multilaterales más importantes de la historia (Bianchi, 2008). En este contexto, se establecieron las bases científicas para fijar las acciones necesarias para optimizar la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas, considerando en forma explícita los beneficios para el hombre. Para tal fin se define el concepto de ecosistema como: “un complejo dinámico de comunidades de plantas, animales y microorganismos y su ambiente (es decir, componente abiótico), interactuando como una unidad funcional”. (Reid *et al.*, 2005).

En el contexto del marco teórico propuesto por Ostrom en el capítulo anterior, el enfoque ecosistémico constituye un enfoque integrado de manejo de las tierras, aguas y recursos vivos que tiene por finalidad su conservación y uso sostenible de un modo equitativo (Cuadro 3, CDB, 2006). Incluye el análisis de todos los procesos, funciones e interacciones entre los componentes y recursos (vivos y no) del ecosistema, e implica el manejo de las especies y de otros servicios y bienes ecosistémicos. Bajo este enfoque

se reconoce, además, que el ser humano y la diversidad de culturas son componentes integrales de los ecosistemas (Reid *et al.*, 2005), considerándose los impactos acumulativos derivados de sus múltiples actividades (Leslie y McLeod, 2007), así como la relevancia socioeconómica de las mismas. En consecuencia, este enfoque promueve

CUADRO 2

Cambio de paradigma de un manejo tradicional al manejo basado en el ecosistema.
Modificado de UNEP/GPA (2006)

Enfoque tradicional	Enfoque ecosistémico
Especies individuales	Ecosistema
Escala espacial definida y única	Múltiples escalas espaciales
Perspectiva a corto plazo	Perspectiva de largo plazo
Manejo estático y divorciado de la investigación	Manejo dinámico, adaptativo, con monitoreo y evaluación fundada en ciencia sólida
Manejo enfocado a materias primas básicas y esenciales	Producción sustentable de los servicios del ecosistema, incorporando al hombre y su diversidad cultural

CUADRO 3

Principios de manejo ecosistémico desarrollados por el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 2006). Adaptado de Gelcich *et al.* (2009)

Principio	Definición
1	Los objetivos de manejo de la tierra, el agua y los recursos vivos son opciones sociales
2	El manejo debe ser descentralizado al nivel más bajo posible
3	Los administradores de los ecosistemas deben tener en cuenta los efectos (reales o posibles) de sus actividades en otros ecosistemas
4	Dados los posibles beneficios derivados del manejo, es necesario comprender y gestionar el ecosistema en un contexto económico
5	La conservación de la estructura y funcionamiento del ecosistema debe ser un objetivo prioritario del enfoque ecosistémico, a efectos de mantener los servicios ecosistémicos
6	Los ecosistemas deben ser administrados dentro de los límites de su funcionamiento
7	El enfoque de ecosistemas debe aplicarse en apropiadas escalas espaciales y temporales
8	Al reconocer las diversas escalas temporales y los efectos retardados que caracterizan los procesos ecosistémicos, los objetivos de manejo de los deben establecerse a largo plazo
9	El manejo debe reconocer que el cambio es inevitable
10	El enfoque por ecosistemas se debe procurar el equilibrio apropiado entre la conservación y uso de la diversidad biológica
11	El enfoque de ecosistemas debe considerar todas las formas de información relevante, incluido el conocimiento científico, indígena y local, así como innovaciones y prácticas
12	El enfoque por ecosistemas deben involucrar a todos los sectores de la sociedad y las disciplinas científicas

la conservación y el uso sostenible de los recursos.

La meta del manejo ecosistémico es mantener saludable todo el ecosistema y cada una de sus partes. Específicamente pueden resaltarse las siguientes propiedades (García *et al.*, 2003; Leslie y McLeod, 2007; Murawski, 2007):

1. Es integrado: los ecosistemas son entidades completas y no debieran ser manejados por partes.
2. Posee una visión holística: hace hincapié en proteger la estructura, el funcionamiento y los procesos del ecosistema.
3. Enfatiza en escalas temporales y espaciales: un ecosistema específico y las actividades que lo afectan (p. ej. descarte, daños en el hábitat) deben ser analizados a escalas

relevantes. Se resalta una visión a largo plazo (décadas) y en varias escalas espaciales, debido a que los ecosistemas son dinámicos.

4. Incorpora la conectividad entre sistemas (aire, tierra y océano): reconoce que los ecosistemas son abiertos e interaccionan con otros ecosistemas, aunque el ámbito de aplicación de un plan de manejo es geográficamente determinado.
5. Considera los efectos de múltiples agentes forzantes (incluyendo el cambio climático) y sus efectos en la capacidad biológica de los ecosistemas por satisfacer las necesidades humanas.
6. Integra perspectivas ecológicas, sociales, económicas e institucionales, reconociendo las importantes interrelaciones y el carácter multidisciplinario necesario para su análisis.
7. Incluye al hombre como actor decisivo en el uso y transformación de los ecosistemas. La dinámica humana se manifiesta de múltiples maneras y comprende las políticas, el marco jurídico, las estructuras sociales, los valores culturales, los principios económicos y los procesos institucionales (incluyendo modos de gobernanza).
8. Es intergeneracional: es acertado solo si preserva o aumenta la capacidad de un ecosistema de producir los beneficios deseados en el futuro.
9. Reconoce la importancia del conocimiento científico, logrado a través de una ciencia sólida consistente con escalas y a todos los niveles de organización ecológica.
10. Aplica el principio precautorio (FAO, 1995) ante la incertidumbre y la falta de conocimiento.

2.2 ENFOQUE ECOSISTÉMICO PESQUERO: ASPECTOS TEÓRICOS

2.2.1 Criterios generales y definiciones básicas

Durante la mayor parte del siglo pasado, hasta la década de 1980, las técnicas de evaluación de poblaciones se aplicaron indistintamente a diferentes tipos de especies, haciendo caso omiso de los rasgos de historia de vida (Caddy, 1999; Orensanz y Jamieson, 1998; Orensanz *et al.*, 2005). La teoría y el marco bioeconómico de análisis para la gestión de la pesca fueron desarrollados en un principio asumiendo la explotación de un solo stock por parte de una flota pesquera homogénea. Clásicamente, estas evaluaciones uniespecíficas conducen a cuotas de captura de dichas especies como herramientas de manejo. No obstante, en la realidad las artes de pesca operan sobre múltiples especies y por tanto las aproximaciones uniespecíficas se vuelven inexactas. El desconocimiento del descarte (especies no objetivo de la pesca) hace además que las cuotas de captura uniespecíficas generen un síndrome ‘inesperado’ de sobrepesca en especies no comercializables (Hall, 1996; Pauly *et al.*, 1998; Worm *et al.*, 2009). En consecuencia, se han detectado cambios bruscos, tanto en especies objetivo como no objetivo, así como en la composición de las capturas, como resultado de una creciente intensidad de pesca (Hollingworth, 2000; Branch *et al.*, 2010). Las tasas de captura decrecientes y los cambios en el hábitat han dañado la productividad de las poblaciones y de los ecosistemas asociados (Blaber *et al.*, 2000; Pikitch *et al.*, 2004). Esto se ha observado tanto en la pesca industrial (Chuenpagdee *et al.*, 2003) como en la pesca artesanal o de pequeña escala (Blaber *et al.*, 2000; Rueda y Defeo, 2003; McClanahan *et al.*, 2009; Worm *et al.*, 2009). Sin embargo, la evaluación de las poblaciones estuvo fuertemente sesgada hacia la pesca industrial, mientras que la pesca de pequeña escala fue erróneamente agrupada en el componente industrial (Castilla y Defeo, 2005; Defeo *et al.*, 2007).

Parte de la poca efectividad de las medidas operacionales de manejo se debe a su énfasis casi exclusivo en herramientas tradicionalmente enfocadas al control de la captura y/o del esfuerzo (cuotas globales, vedas temporales) de las especies objetivo, minimizando o dejando de lado aspectos ecosistémicos o relacionados con los modos

de gobernanza (Figura 3). En la actualidad se espera que un sistema de manejo adecuado pase por una serie de etapas que incluyan una transición de un acceso abierto a otra fase pesquera que contemple diversas medidas operacionales de manejo aplicadas en forma simultánea (esquema de redundancia, Caddy y Defeo, 2003), tales como vedas espaciales (temporales o permanentes) y restricciones en artes, tallas y especies. Esto intenta sentar las bases para contender con la distribución heterogénea de los recursos y del esfuerzo. Asimismo, los planes de manejo tienden a ser implementados en forma conjunta con un modo de gobernanza definido que incluya las dimensiones humanas como eje principal (Figuras 3 y 4), debido a que muchos problemas de sobreexplotación se han suscitado como resultado de estrategias erróneas de intervención y gobernanza en los recursos naturales que han acelerado su destrucción (Caddy y Defeo, 2003; Ostrom, 2009; Gutiérrez *et al.*, 2011).

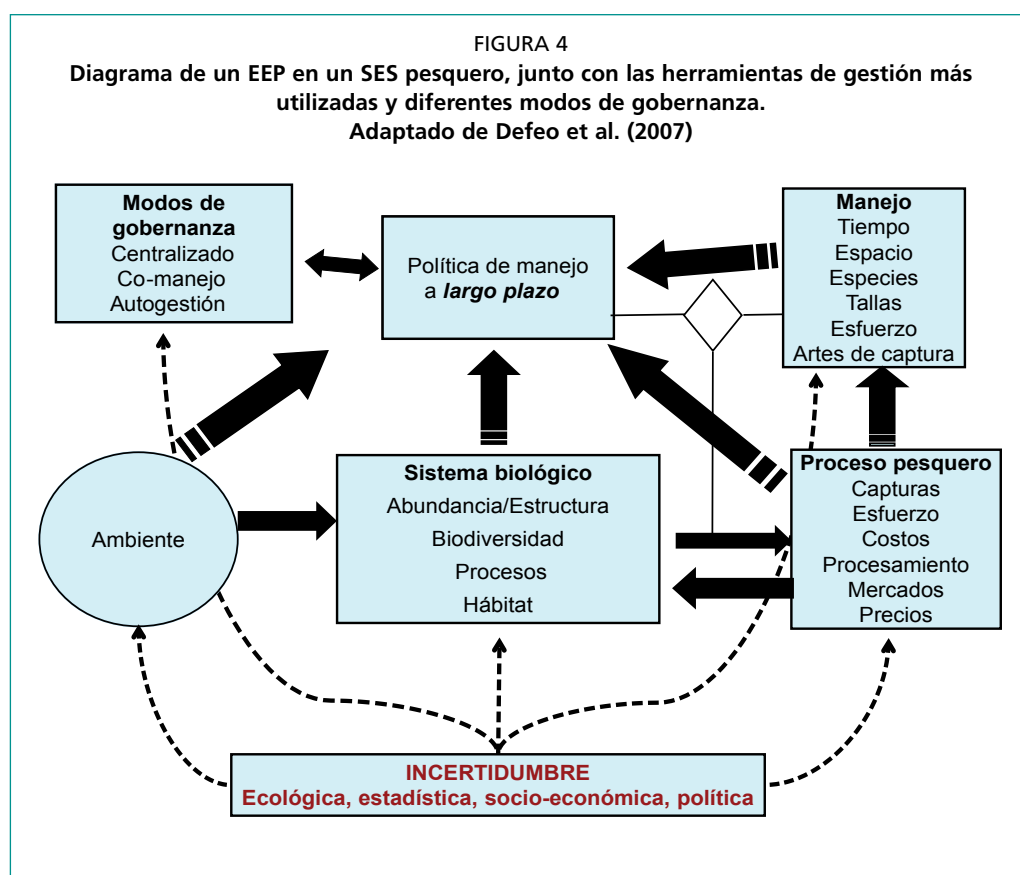
El Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP) retoma las características medulares del enfoque ecosistémico general mencionado en la Sección 2.1 y analiza las pesquerías considerando las interdependencias ecológicas entre las especies que tienen lugar en el ecosistema y su relación con el ambiente, así como las interdependencias tecnológicas entre flotas y el impacto que éstas ocasionan en el hábitat (Pauly *et al.*, 2002, 2003; Pikitch *et al.*, 2004). Según FAO (2003) el EEP procura equilibrar diversos objetivos de la sociedad, teniendo en cuenta el conocimiento y las incertidumbres sobre los componentes abióticos, bióticos y humanos de los ecosistemas y sus interacciones, aplicando un enfoque integrado dentro de límites ecológicos razonables y coherentes (ver detalles en Bianchi, 2008 y De Young *et al.*, 2008). El EEP no contradice ni sustituye la ordenación pesquera convencional, sino que busca mejorar su aplicación y reforzar su pertinencia ecológica a fin de contribuir al desarrollo sostenible (FAO, 2010).

FIGURA 3
Componentes básicos del EEP. Adaptado de FAO (2010)



El EEP es un concepto ampliado del paradigma de ordenación pesquera convencional que permite desarrollar acciones de análisis y ordenación con una óptica más extensa y holística (Figura 4, FAO, 2003, 2010). El EEP se concibe, entonces, como una nueva dirección para la administración de la actividad pesquera, orientada a invertir el orden de las prioridades en la gestión, comenzando con el ecosistema en lugar de las especies objetivo (FAO, 2006, 2008; Cuadro 2). Esto implica considerar no solo al recurso explotado sino también al ecosistema (incluyendo las interdependencias ecológicas entre especies y su relación con el ambiente) y a los aspectos socioeconómicos vinculados con la actividad (García *et al.*, 2003). En consecuencia, el EEP trasciende los esquemas tradicionales de manejo basados en las estimaciones de la captura máxima sostenible y el consecuente control de las capturas y del esfuerzo pesquero (FAO, 2010; Hilborn, 2011). Es importante recalcar que no se deja de lado los métodos tradicionales de evaluación y manejo pesquero sino que el enfoque holístico implica la búsqueda de un mejor balance bio-socioeconómico a fin de contribuir a un desarrollo sostenible (Manson y Die, 2001; Hilborn, 2011; Essington y Punt, 2011). El EEP plantea el desarrollo de una ordenación pesquera integrada que se fundamenta en el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO.

El EEP incluye varios objetivos para la conservación de los atributos de los ecosistemas de los efectos de la pesca: a) mantener el flujo de la energía, la estructura, el funcionamiento, los procesos y el equilibrio, así como la diversidad y las relaciones depredador-presa (Livingston *et al.*, 2005); b) equilibrar diversos objetivos sociales, teniendo en cuenta los conocimientos y las incertidumbres sobre los componentes bióticos, abióticos y humanos de los ecosistemas y sus interacciones dentro de límites ecológicos razonables (FAO, 2003, 2010; García *et al.*, 2003; García y Cochrane, 2005; Bianchi y Skjoldal, 2008; De Young *et al.*, 2008). No obstante, tal como se dijo anteriormente, sigue siendo relevante en el marco del EEP (Hilborn, 2011): desarrollar estrategias de manejo mono-específicas tradicionales, manteniendo la mortalidad por



pesca a niveles sostenibles, es decir, por debajo de los puntos de referencia objetivo; prevenir la captura incidental por medio de la modificación de las artes de pesca y/o el uso de ventanas espacio-temporales de manejo y desestimular las prácticas o artes pesqueras que modifican o dañan los hábitats acuáticos.

El EEP no es un prototipo de un plan de acción y su implementación debe ser adaptada de forma adecuada a cada situación ecológica, social y cultural específica del sitio donde se aplique (Bianchi *et al.*, 2008; Fletcher y Bianchi, 2014). Existen diversas estrategias para su implementación, entre las que se destacan:

1. Delimitar el ecosistema en forma clara, no solo considerando criterios ecológicos sino también límites administrativamente apropiados.
2. Integrar, por medio de la planificación espacial, a las distintas pesquerías de un SES en un mismo esquema de manejo, así como a los múltiples usos antrópicos que tienen lugar en un mismo contexto geográfico.
3. Definir objetivos de conservación de la biodiversidad que incluyan, no solo a las especies objeto de captura, sino también a los componentes faunísticos y su hábitat, de manera de mantener la estructura y funcionamiento del ecosistema.

En países en desarrollo, incluyendo aquellos de América Latina, la dificultad y complejidad para la implementación del EEP se incrementa (Castilla y Defeo, 2005). Sin embargo, pueden desarrollarse estrategias de manejo adaptadas a la realidad socio-económica local de cada pesquería, que incorporen a los pescadores y organizaciones locales como ejes fundamentales en la administración pesquera. Esto implica que los usuarios de los recursos participen activamente en la planificación, control y monitoreo de las medidas de manejo. Asimismo, la asignación Derechos de Uso Territorial (DUT) para la pesca permite un mayor involucramiento de los pescadores en el manejo de los recursos (Defeo y Castilla, 2005, 2012). En el Capítulo 4 se desarrollan los aspectos sustanciales derivados de la aplicación del EEP en pesquerías artesanales de América Latina. Se detallan los pasos que llevaron a su implementación, los resultados obtenidos y las fortalezas y debilidades identificadas durante el proceso.

2.2.2 Gobernanza, largo plazo y equidad intergeneracional

Dos componentes del diagrama de flujo presentado en la Figura 4 merecen especial atención en el marco de un EEP: 1) gobernanza; y 2) manejo a largo plazo.

- 1) Gobernanza. Mediante la gobernanza se debe asegurar tanto el bienestar humano y la equidad como el buen funcionamiento y equilibrio del ecosistema. Los modos de gobernanza incluidos en la Figura 4 hacen alusión a aproximaciones verticales (“top-down”), horizontales (co-manejo) y de autogestión. No existe una receta única para lograr el éxito en la gobernanza, es decir, no existen panaceas (Ostrom, 2007). Si bien cada modo de gobernanza ha probado ser útil en contextos específicos, en el marco del EEP se ha incrementado el uso del co-manejo como modo de gobernanza para una eficaz inclusión de los usuarios en la toma de decisiones (ver detalles en el Capítulo 3). Al respecto, la FAO ha desarrollado las Directrices Voluntarias para la Pesca Sostenible en Pequeña Escala (FAO, 2012), donde se proporcionan disposiciones específicas sobre la gobernanza y derechos de propiedad en pesquerías de pequeña escala. Se pretende apoyar las iniciativas de desarrollo social y económico equitativo, así como mejorar la gobernanza de la pesca y promover una utilización sostenible de los recursos.
- 2) Manejo a largo plazo. La escala temporal juega un rol fundamental a la hora de implementar un EEP y, en este contexto, la consecución de políticas de estado es esencial para elaborar planes sólidos que disminuyan las fuentes de incertidumbre. En este ámbito, el EEP busca planificar, desarrollar y ordenar la pesca a fin de abordar las múltiples necesidades y aspiraciones de las sociedades, sin poner en riesgo la posibilidad de que las futuras generaciones se beneficien de la amplia gama

de bienes y servicios que pueden obtenerse de los ecosistemas marinos (FAO, 2010) y referencias contenidas en éste). En consecuencia, se busca satisfacer el criterio de equidad intergeneracional, que significa que las futuras generaciones tengan, si así lo desean, las mismas oportunidades de hacer uso (con o sin consumo) de los recursos pesqueros que las generaciones actuales. Si este criterio formase parte del conjunto de criterios de manejo de los administradores de los recursos, entonces se deberán hacer análisis dinámicos de la pesquería para determinar la magnitud de la asignación espacial y temporal del esfuerzo pesquero que permita sostener la disponibilidad del recurso en el tiempo (Seijo *et al.*, 1998).

El manejo a largo plazo es posible si existe factibilidad administrativa y política. Las regulaciones necesitan factibilidad administrativa, pues su operación involucra el monitoreo, control y vigilancia (MCV) de las regulaciones en el tiempo. En países en desarrollo, lo anterior está íntimamente relacionado con la factibilidad de su ejecución y los costos de MCV, por lo que es importante el entendimiento de los pescadores hacia las medidas de regulación impuestas y su actitud en relación a éstas. Dado que diferentes regulaciones implicarán diferentes tipos de monitoreo y recolección de datos, el plan de manejo a largo plazo no puede estar ajeno al análisis de factibilidad de su ejecución. Por otra parte, la escala a largo plazo implica la factibilidad política de que el plan de manejo sea parte de una política estatal coherente en el tiempo, disminuyendo de esa manera la posibilidad de ocurrencia de fuentes de incertidumbre políticas que disminuyan la solidez del plan de manejo.

La existencia de una política de Estado coherente no implica en ningún momento que el EEP deba ser estático. Por el contrario, una importante propiedad de un EEP es su naturaleza dinámica y adaptativa. En este contexto, pueden existir marcadas diferencias entre los puntos de arranque y las vías que conducen al EEP, y una aplicación adaptativa y progresiva del enfoque puede ser eficaz (FAO, 2010). En consecuencia, la información basal inicial para desarrollar un EEP es aquella que permite a los que toman decisiones y a las otras partes interesadas generar un punto de partida para su implementación, aún cuando será necesario planificar un protocolo de generación de información relevante para el perfeccionamiento del EEP en el tiempo, siguiendo un criterio adaptativo de manejo.

2.2.3 Enfoque precautorio y fuentes de incertidumbre: su rol en el EEP

El Enfoque precautorio en el Código de Conducta para la Pesca Responsable y la Evaluación de Recursos (FAO, 1995) establece que la falta de información científica adecuada no debería utilizarse como razón para aplazar o dejar de tomar medidas para conservar las especies objeto de explotación, las especies asociadas o dependientes, aquellas que no son objeto de la pesca, así como su medio ambiente. En un EEP esto es de plena vigencia y por tanto resulta necesario aplicar el Enfoque precautorio, pues el conocimiento de los ecosistemas es, en general, incompleto. La carencia de información no es razón para retrasar el inicio de un EEP.

El Enfoque precautorio es fundamental para incorporar el concepto de incertidumbre en la toma de decisiones. La incertidumbre es definida como el conocimiento incompleto respecto de un proceso o estado de la naturaleza (FAO, 1995). El EEP no requiere información detallada acerca del funcionamiento de los sistemas ecológicos, sociales, económicos e institucionales, aunque un conocimiento más amplio reduce las fuentes de incertidumbre y mejora la aplicación del EEP. El diagrama de flujo presentado en la Figura 4 hace alusión a algunas fuentes de incertidumbre existentes en un sistema pesquero (ver Capítulo 1). La sobreexplotación y eliminación de la renta económica y la sobrecapitalización de las flotas pesqueras pueden ser causados por no reconocer los altos niveles de incertidumbre que caracterizan a la mayoría de las pesquerías

y la correspondiente carencia de precaución en los regímenes de manejo pesquero (FAO, 1993, 1995; García, 1996; Defeo *et al.*, 2007).

Se han identificado varias fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación y manejo de recursos pesqueros (Hilborn y Peterman, 1996; Seijo *et al.*, 1998; Fay *et al.*, 2011), como por ejemplo (ver Figura 4) aquellas relacionadas con:

- 1) la abundancia del recurso;
- 2) las condiciones ambientales futuras;
- 3) el comportamiento de los usuarios del recurso al esquema de manejo;
- 4) las condiciones económicas, políticas y sociales futuras;
- 5) los objetivos futuros de ordenación pesquera;
- 6) la calidad y cantidad de información científica, lo cual repercute directamente en la estructura y parámetros de los modelos de evaluación pesquera.

Algunas de dichas fuentes de incertidumbre se resumen a continuación (ver análisis detallado en Seijo *et al.*, 1998).

Incertidumbre en las condiciones ambientales futuras y su impacto sobre el recurso pesquero y el ecosistema. Los cambios en las condiciones ambientales naturales impactan en la abundancia y distribución espacio-temporal de las especies acuáticas en general y de los recursos pesqueros en particular. Teniendo en cuenta efectos del cambio climático en recursos pesqueros de diversa magnitud y dirección, es necesario realizar predicciones dinámicas de la pesquería frente a aquellas condiciones ambientales futuras más factibles de que sucedan de acuerdo al conocimiento existente, especialmente en pesquerías cuya sensibilidad a los cambios ambientales es relativamente alta. Esto es importante, no solo para evaluar las tendencias dinámicas del recurso como tal, sino también para evaluar planes de manejo alternativos que incluyan un redimensionamiento de la pesquería y alternativas de mitigación y adaptación de las comunidades pesqueras frente a dichos cambios. En consecuencia, el impacto del cambio climático tiene efectos en cascada que alteran no solamente la productividad primaria, sino que también resulta en cambios en la distribución de las especies y por tanto en el rendimiento potencial de los recursos explotados, generando a su vez impactos socioeconómicos, hecho detectado, no solo en pesquerías industriales (Sumaila *et al.*, 2011) sino también en pesquerías de pequeña escala (Defeo *et al.*, 2013; Schoeman *et al.*, 2014). En este contexto, se han detectado mortandades masivas en recursos costeros objeto de explotación artesanal en América Latina, las cuales han sido asociadas con un aumento sistemático de la temperatura en el tiempo. A su vez, esta situación ha distorsionado el funcionamiento de los ecosistemas y ha afectado las fuentes de ingreso a las comunidades locales (Ortega *et al.*, 2012; Defeo *et al.*, 2013).

Incertidumbre en el comportamiento de los pescadores al esquema de manejo. Un EEP efectivo requiere del cumplimiento, por parte de los pescadores y de la sociedad en general, de las regulaciones y normas de uso que se establecen en el plan de manejo correspondiente. Un enfoque parsimonioso implica asumir que las regulaciones serán respetadas por parte de los usuarios. Sin embargo, el comportamiento estratégico de los pescadores respecto a las regulaciones podría cambiar en respuesta a los estímulos generados por el esquema de ordenación bajo consideración. Esto genera un aumento de la incertidumbre inherente al posible desempeño de instrumentos específicos de ordenación pesquera, y puede afectar sensiblemente los costos de MCV en función del grado de aceptación de las medidas de manejo propuestas.

Incertidumbre sobre las condiciones de mercado, políticas y sociales. Otra fuente de incertidumbre está asociada con la variabilidad de las condiciones económicas, políticas y sociales del contexto donde se desarrolla la pesquería. La incertidumbre en el mercado, en especial en aquellos mercados globalizados donde existe un fuerte componente de exportación, influye en la magnitud del esfuerzo y consecuentemente en la mortalidad por pesca y las capturas, y por ende en la abundancia de la población en el tiempo. Esto puede repercutir en los precios unitarios de las especies y en los costos de insumos del

esfuerzo pesquero. Por ejemplo, en el caso de algunas pesquerías de pequeña escala de invertebrados de América Latina se ha observado un fuerte impacto de la globalización de los mercados en el caso de recursos destinados especialmente a exportación (Castrejón y Defeo, 2014). En este contexto, la crisis financiera mundial de 2008/2009 contrajo el consumo de langostas y abalones en los Estados Unidos y la Unión Europea, principales mercados externos de la mayoría de los países latinoamericanos (Cook y Gordon, 2010; Monnereau y Helmsing, 2011). En Galápagos, la disminución de la demanda de langosta espinosa produjo una caída de los precios del 32 por ciento entre 2008 y 2009 (Ramírez *et al.*, 2012). Esto produjo el abandono parcial de la pesquería por parte de pescadores artesanales (Castrejón y Defeo, 2014). En consecuencia, el esfuerzo total de pesca, captura, y las exportaciones a Ecuador continental se redujo un 20 por ciento, 23 por ciento y 45 por ciento, respectivamente (Defeo *et al.*, 2014). Similar situación se ha detectado en otras pesquerías muy valoradas de invertebrados como el loco *Concholepas concholepas* de Chile, donde los efectos negativos derivados de la contracción de los mercados causaron una baja en los precios y repercutieron en el sistema pesquero local. La entrada masiva de productos sustitutivos de menor precio (y en muchos casos de menor calidad) ha afectado las economías locales de pequeña escala, generando incertidumbre en la dinámica del sistema pesquero. Otro efecto negativo en las pesquerías de pequeña escala que ha generado incertidumbre en los sistemas locales ha sido la injerencia negativa directa de agentes económicos internacionales que operan a nivel local, facilitados por la ausencia de esquemas sólidos de MCV de los recursos (Defeo y Castilla, 2012). Por ejemplo, en el caso de la pesquería en pequeña escala del pepino de mar de Galápagos, la sobreexplotación del recurso ha motivado la mayor intervención ilegal de agentes externos internacionales, los cuales pagan precios exponencialmente más altos en forma directa a los pescadores (Castrejón y Defeo, 2014). Este fenómeno de globalización de los mercados ha potenciado la sobreexplotación del recurso, pues el sistema institucional ha sido incapaz de romper la asociación creada entre “bandidos errantes” (Berkes *et al.*, 2006) y los pescadores locales desde 1992, lo que llevó a la intensificación de la pesca ilegal y al colapso de la pesquería en 2006 (Castrejón *et al.*, 2014).

Los cambios en el ambiente político local, regional e internacional (en el caso de recursos compartidos) constituyen una fuente importante de incertidumbre en pesquerías en pequeña escala, incluyendo aquellas de América Latina. Esto es especialmente relevante en ausencia de políticas de Estado, donde las estrategias de manejo varían, incluso de manera radical, de una administración a otra, generando incertidumbre en los usuarios y motivándolos a priorizar una estrategia de explotación oportunista a corto plazo en detrimento de una estrategia a largo plazo, mediante la cual se busca la consecución de desarrollo sustentable de la actividad, tanto por la autoridad estatal como por los usuarios de los recursos. Por tanto, los cambios en los objetivos de ordenación efectuados por diferentes administraciones constituyen en sí otra fuente importante de incertidumbre. En definitiva, la incertidumbre en la regulación del sistema pesquero dada por la presencia o no de una política de Estado es, especialmente en países en vías de desarrollo, de considerable importancia.

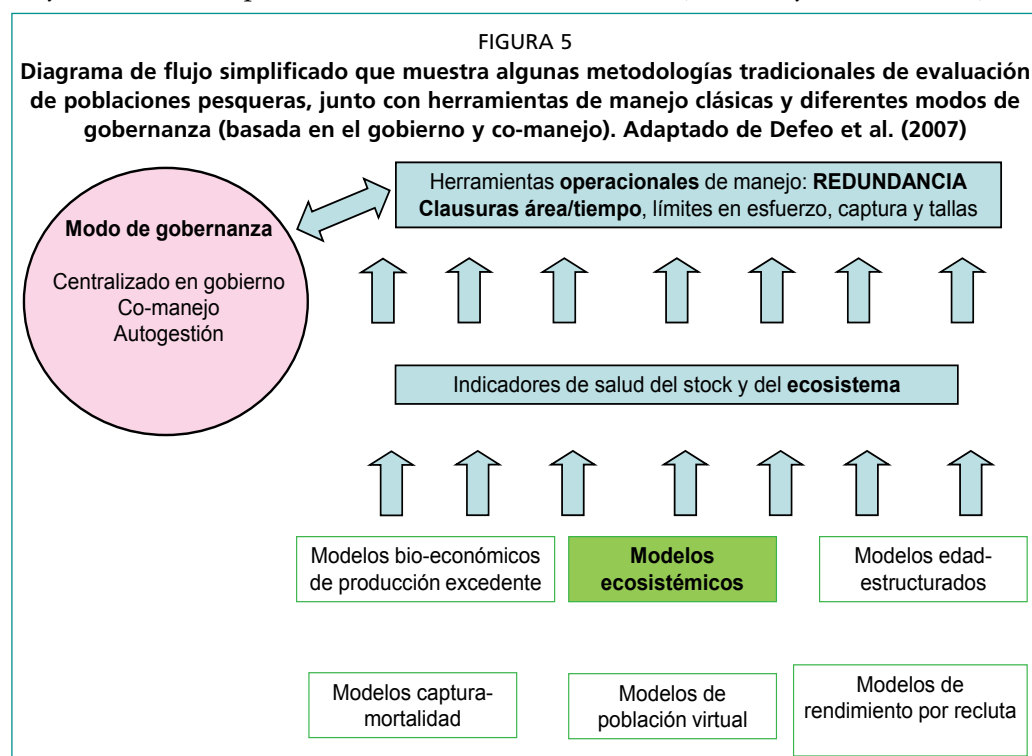
2.2.4 Importancia de la información científica y tradicional en el EEP

Una fuente de incertidumbre crítica y que por tanto merece una sección específica, está dada por la disponibilidad, calidad y cantidad de información científica. La adquisición de información científica es de crucial importancia para proveer las bases para la toma de decisiones y diseñar esquemas de manejo en el marco de un EEP. En la práctica, su perfil y magnitud variarán de una situación a otra, puesto que los sistemas de ordenación pesquera existentes son muy diversos y varían, no solo en función de las características de cada pesquería, sino también de la idiosincrasia de cada país (Fletcher

y Bianchi, 2014). Cualquiera sea la estrategia seleccionada y adaptada al sistema bajo manejo, el EEP requiere de un proceso de monitoreo preciso, una evaluación periódica y una continua adaptación basada en los resultados obtenidos (Höltermann, 2005).

La información disponible repercute directamente en la estructura y parámetros de los modelos de evaluación pesquera que serán utilizados para el desarrollo de un EEP (Figura 5). A su vez, la calidad de los resultados generados por los modelos tiene un efecto considerable en la estimación de los indicadores del stock y del ecosistema, repercutiendo en forma obvia en la verosimilitud de las medidas de manejo, tanto en lo referente a límites de capturas y esfuerzo en tiempo como en espacio (Figura 5).

Este tópico es crítico en países en desarrollo y en especial en pesquerías en pequeña escala, incluyendo aquellas de América Latina. En efecto, la falta de inversión en programas de investigación, la supervisión irregular de los lugares de desembarque y la falta de conocimiento sobre los aspectos básicos de las historias de vida, determinan que una importante cantidad de pesquerías sea esencialmente pobre en datos, en especial aquellas en pequeña escala en países en desarrollo, las cuales son sustancialmente más numerosas que las industriales. Informes recientes muestran que las pesquerías que carecen de una evaluación formal del stock comprenden más de un 80 por ciento de la captura mundial (Costello *et al.*, 2012). La mayoría de los países en desarrollo están escasamente representados en el mapa global que comprende datos no sólo independientes de la pesca (evaluaciones de stock), sino también evaluaciones de las poblaciones y desarrollo de modelos ecosistémicos. Al respecto, Costello *et al.* (2012) estimaron que las pesquerías de pequeña escala no evaluadas están sustancialmente en peores condiciones que las pesquerías evaluadas y que los stocks de estas pesquerías, en su mayoría de países en desarrollo, siguen disminuyendo. Importantes vacíos en el conocimiento científico deben ser cubiertos, pero esto requiere una considerable inversión en la investigación que está más allá de las finanzas de la mayoría de las agencias de gestión de países en desarrollo. En estos casos, el uso de aproximaciones cualitativas, o semi-cuantitativas, es una alternativa posible para dar cuenta de la incertidumbre existente en este tipo de pesquerías, aplicando el Principio precautorio cuando la incertidumbre es alta y los niveles de riesgo crecientes, pues se requieren mayores niveles de precaución en la toma de decisiones (Fletcher y Bianchi, 2014).



No sólo los enfoques indirectos para la evaluación de los stocks sobre la base de datos dependientes de la pesquería (p. ej. captura y esfuerzo de pesca), sino también los métodos directos basados en datos independientes de la pesquería (Figura 5) son difíciles de aplicar debido a la escasez de datos. En consecuencia, se carece de estimaciones de los parámetros dinámicos demográficos y poblacionales, lo que impide la estimación de los puntos de referencia bioeconómicos y el desarrollo de las reglas de control para la evaluación de estrategias de manejo (Smith *et al.*, 1999; Sainsbury *et al.*, 2000) y su nexo con modelos (Link *et al.*, 2010; Bundy *et al.*, 2012 y referencias contenidas en éstos), así como la implementación de medidas de manejo operacionales detalladas en la Figura 5. Esto no solo es válido para el componente biológico del sistema pesquero, sino también para el económico. En tal sentido, la ausencia de información de precios unitarios, volúmenes y destinos de exportación e importación, así como sobre la accesibilidad a mercados, ha sido una de las razones que han limitado el entendimiento del funcionamiento de los sistemas pesqueros y su manejo en una perspectiva ecosistémica holística, en especial en países en desarrollo (Pincinato y Gasalla, 2010).

Los sistemas cognitivos de los que proviene la información que alimenta el EEP no solo incluyen conocimientos científicos, sino también conocimientos tradicionales y locales, los cuales son críticos en pesquerías limitadas en información. En pesquerías en países en desarrollo, particularmente las de pequeña escala, la mejor información científica disponible podría a veces limitarse al conocimiento tradicional y a las evaluaciones pesqueras básicas a efectos de proseguir con la implementación del EEP. El desarrollo de estrategias de incorporación de los pescadores para la generación de información científica relevante (p. ej. muestreos participativos) juega un papel fundamental en el marco de un EEP, reduciendo costos de monitoreo y aumentando la veracidad y legitimidad de la información recabada (Halls *et al.*, 2005; ver Capítulo 3).

El EEP debe incluir el conocimiento de los pescadores para su desarrollo e implementación. El conocimiento de los pescadores es multidimensional e incluye dos grandes categorías (FAO, 2014b): la historia natural de las especies, su distribución y aspectos relacionados con procesos ecológicos, en especial la respuesta de las especies a condiciones ambientales; y los aspectos socioeconómicos, tecnológicos, organizacionales y políticos de las pesquerías. La integración del conocimiento pesquero tradicional en el EEP (FAO, 2014b) debe considerar a) las escalas espaciales y temporales del proceso pesquero, los recursos involucrados, el sistema biofísico, los criterios de manejo y los medios de vida de las comunidades locales; b) la percepción de que el EEP es adaptativo, dinámico y a largo plazo y por tanto el conocimiento tradicional debe ser objeto de monitoreos periódicos en función de la dinámica ecológica y social que caracteriza a los sistemas pesqueros como SES complejos; c) el contexto de los recursos y sus usuarios, es decir, la estructura de las comunidades locales y su importancia en el contexto local, regional y bajo determinada política nacional. En todos los casos es necesario robustecer la relación entre las comunidades locales y las instituciones gubernamentales y de apoyo técnico-científico a efectos de proveer información confiable, veraz y de calidad (ver Capítulo 3).

2.3 IMPLEMENTACIÓN DEL EEP EN SISTEMAS PESQUEROS

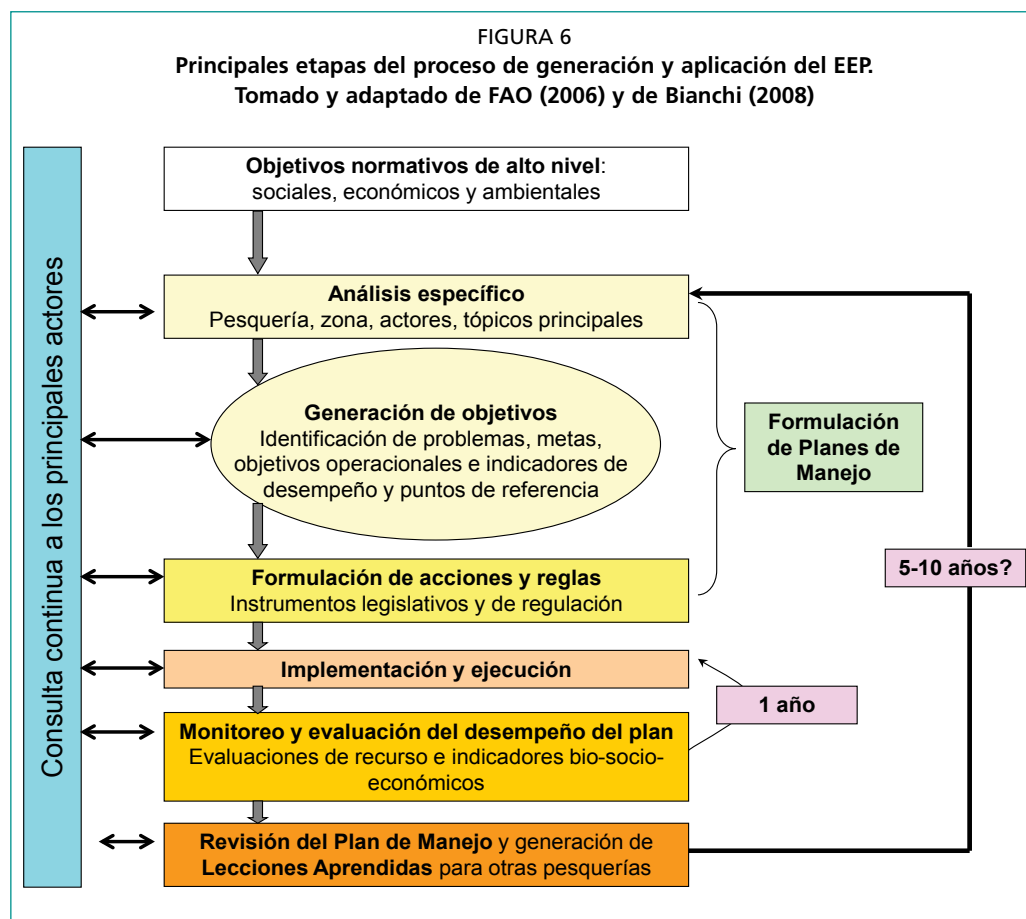
2.3.1 Concepción, implementación y evaluación de un plan de manejo

Aunque los principios de EEP no son nuevos, hay poca experiencia práctica en su aplicación, particularmente en países en vías de desarrollo. A pesar del progreso relativamente lento en la implementación del EEP en la mayoría de las naciones (Pitcher *et al.*, 2009), existen algunos casos en los cuales su implementación exitosa brinda esperanzas de futuro. Los principales desafíos para la implementación del EEP

son políticos (Essington y Punt, 2011), aunque la incertidumbre científica en muchos casos es alta y también limita una efectiva implementación. No obstante, siguiendo el Enfoque precautorio, la existencia de varias fuentes de incertidumbre puede ser usada como una cuña para abogar por niveles de captura más conservadores que, aún cuando puedan afectar las ganancias a corto plazo, redundarán en beneficios ecológicos y económicos a largo plazo. En consecuencia, la traducción de los objetivos de política pesquera de alto nivel en objetivos y acciones operativas enmarcadas en el EEP es un reto clave a corto y mediano plazo.

Para aplicar con éxito el EEP, es preciso traducir los objetivos normativos pertinentes en objetivos y acciones operacionales. De acuerdo con FAO (2006) y Bianchi (2008), las principales etapas del proceso de aplicación son las siguientes (Figura 6):

- 1) La generación de un EEP pasa por un paso inicial relevante dictado por la aceptación del enfoque como tal por parte de la política pesquera nacional. Sin una tácita aceptación y concientización por parte del Estado de la necesidad de implementar dicha aproximación, esto puede verse como un esfuerzo inútil. La aplicación de un EEP será exitosa solo si existe un deseo real de ser implementado por parte de los gobiernos, y si existen las condiciones socio-políticas que permitan la implementación de las estrategias de manejo requeridas para generar los resultados esperados bajo un EEP (Fletcher y Bianchi, 2014). Al respecto, existen coyunturas críticas a partir de las cuales tanto la gobernanza como las políticas de ordenación se mueven hacia nuevas alternativas, por lo cual el estudio de los eventos que llevan a esas coyunturas es de crucial importancia en el entendimiento de las transformaciones que se suceden en los SES (Olsson *et al.*, 2008). Los objetivos de alto nivel deben estar claramente definidos desde un principio y, de ser posible, deben estar integrados en una política estatal a largo plazo, a efectos de disminuir la incertidumbre sobre las condiciones políticas que inciden en un adecuado desarrollo



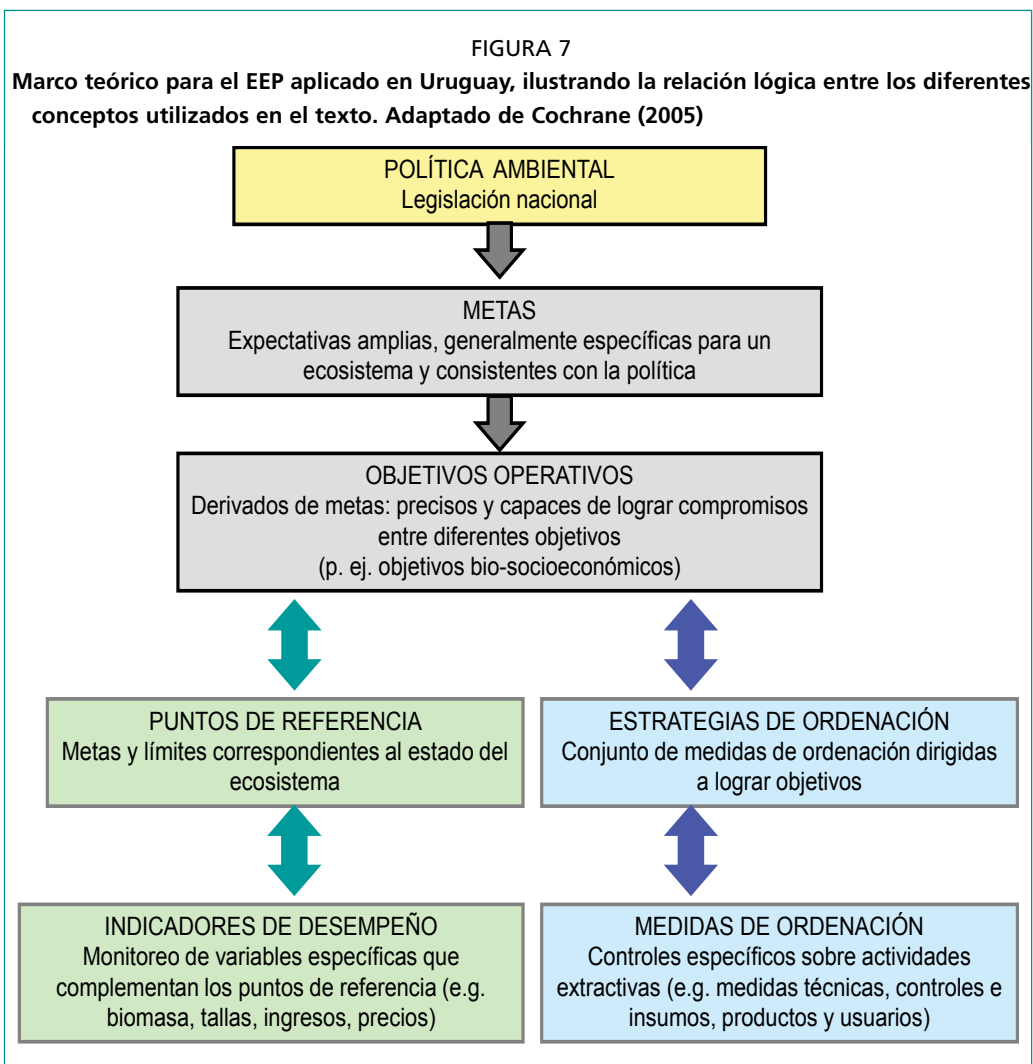
y en la implementación del EEP. Estos objetivos deben ser claros y explícitos, incluyendo en lo posible un amplio espectro que considere aspectos relacionados con las prioridades políticas del Estado, tales como la maximización de los puestos de trabajo, del desempeño económico, de las capturas o bien la conservación de la biodiversidad, entre otros. Puede existir al respecto una priorización definida o una sutil combinación de todos ellos.

- 2) Luego de la fase clave a nivel nacional, donde se define una política dirigida a implementar un EEP, el siguiente paso está dado por la generación de objetivos para pesquerías específicas, teniendo en cuenta la naturaleza de los problemas a analizar y las características del ecosistema y de la pesquería en cuestión. Es imprescindible en este contexto que los objetivos específicos de la pesquería sean coherentes con los objetivos de alto nivel definidos en la etapa 1. El ciclo de vida de las especies y las características del ecosistema juegan un papel clave en la generación del plan de manejo, incluyendo la cuidadosa identificación de las metas y los objetivos del plan, así como de los indicadores de desempeño bio-socioeconómicos y correspondientes puntos de referencia a ser utilizados para evaluar el éxito de dicho plan. Por otra parte, un aspecto importante del EEP es asegurar que todos los usuarios de un ecosistema estén incluidos en el plan de manejo (p. ej., pesquería, turismo, agricultura, conservación, transporte), de manera de contemplar y contender con las múltiples actividades que normalmente se desarrollan en un ecosistema de manera simultánea.
- 3) Durante el transcurso de la implementación del EEP, es relevante generar normas e instrumentos de regulación del sistema pesquero (teniendo en cuenta que es un SES complejo), acordes a la naturaleza de la pesquería y del sistema analizado. Al mismo tiempo, es relevante planificar e implementar estrategias que permitan un adecuado MCV. En este contexto, dado que diferentes regulaciones implicarán diferentes tipos de monitoreo y recolección de datos, el plan de manejo y las normas e instrumentos de regulación no pueden estar ajenas al análisis de factibilidad de su ejecución. Las comunidades pesqueras locales deben tener un rol primordial en la aceptación de dichas normas (primera etapa) así como corresponsables en el cumplimiento y control de las regulaciones adoptadas (segunda etapa).
- 4) Las siguientes etapas cristalizan el esfuerzo de las fases anteriores y consisten en la ejecución del plan de manejo, así como en el monitoreo y evaluación del desempeño del plan. La ciencia necesaria para evaluar el éxito del EEP ha avanzado considerablemente con el advenimiento de múltiples métodos cuantitativos. No obstante, además de la evaluación del desempeño del plan de manejo por medio de variables bio-socioeconómicas utilizando métodos científicos apropiados (p. ej. evaluación antes vs. después de la implementación del plan, cocientes de respuesta a la intervención) es importante complementar dichas actividades por medio de encuestas dirigidas a evaluar la propia percepción de los pescadores acerca de la eficacia de plan. Los resultados permitirán evaluar el impacto del EEP a nivel pesquero, ecológico (productividad del sistema, estructura de las comunidades ecológicas) y socioeconómico (beneficios a los pescadores, precios de venta), así como la eficacia de las regulaciones y su eventual modificación en caso de detectar efectos contraproducentes. Una vez que el plan ha sido finalizado e implementado, su “aplicación” debería implicar un ciclo de monitoreo y seguimiento en el cual se evalúen las tendencias de los diversos indicadores ecológicos y socioeconómicos. Esto permitiría evaluar el progreso del plan frente a los objetivos definidos en las primeras etapas (Figura 6), para lo cual será necesario contar con bases de datos lo suficientemente largas, atendiendo especialmente a las características de la especie objeto de explotación (p. ej. especies de corta vida responderán mucho más rápido a la intervención por medio del plan que especies longevas).
- 5) La naturaleza dinámica y adaptativa de los sistemas pesqueros en general y de sus planes de manejo en particular se pone de manifiesto en la última etapa resaltada en la

Figura 6, que en términos simples significa: a) realizar un seguimiento de la pesquería para observar la dirección de los impactos del plan de manejo; b) determinar si los objetivos y metas de manejo están siendo logrados, tratando de identificar los posibles factores que podrían influir para que éstos no sean alcanzados; c) reevaluar periódicamente la pesquería y los objetivos y metas establecidos para su manejo. Estos resultados pueden tener implicancias que trascienden al sistema específico, pudiendo generarse un cúmulo de lecciones aprendidas para otras pesquerías, tomando en cuenta tanto resultados positivos como negativos de la intervención de manejo.

La Figura 7 ilustra las mismas etapas, pero se resalta especialmente que los indicadores de desempeño y puntos de referencia deben ser integrados dentro de un marco lógico para el EEP, de manera de verificar la consecución de los objetivos operativos asociados a las metas propuestas a partir de la política ambiental vigente (Cochrane, 2005). En paralelo, las medidas de ordenación específicas incluidas en una estrategia nacional proveen el marco regulatorio necesario para conciliar el uso sostenible de los ecosistemas y la preservación de la biodiversidad. Esto, a su vez, permitiría mantener los procesos ecológicos que tiendan a asegurar la productividad y la estabilidad de los sistemas a largo plazo (Figura 7).

El diseño de planes de manejo enmarcados en un EEP tiene un fuerte componente espacial que incluye esquemas de zonificación y la consideración de áreas marinas protegidas (AMP) como herramientas de manejo y conservación de la



biodiversidad (Foley *et al.*, 2010; Halpern *et al.*, 2010). La planificación espacial juega un papel importante en una adecuada implementación de un EEP (Carocci *et al.*, 2009). Esto adquiere especial relevancia a la hora de definir en forma clara y precisa las escalas adecuadas de funcionamiento del ecosistema y las pesquerías que están siendo analizadas en el mismo, aún reconociendo que los ecosistemas son abiertos y están sujetos a fuentes de incertidumbre generadas por efectos en ecosistemas adyacentes (ver Figura 1 en el Capítulo 1).

2.3.2 Planificación espacial en el contexto de un EEP

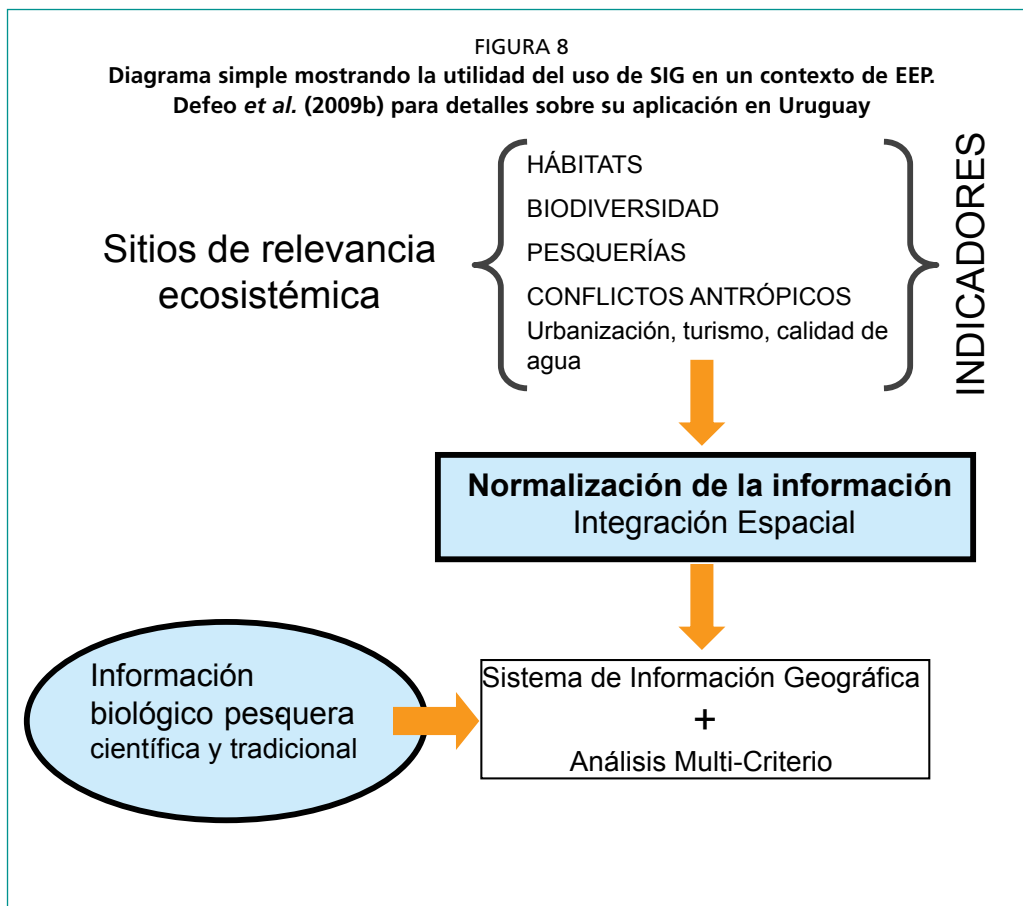
Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y otras herramientas de análisis espacial desempeñan un papel importante en la prestación de la información necesaria para desarrollar un EEP, así como en la decisión de una escala geográfica apropiada o conjunto de escalas anidadas para la desarrollo de marcos de aplicación del EEP y planes de gestión. Los SIG pueden interactuar con la implementación de procesos EEP de cuatro maneras, proporcionando una plataforma para el mapeo, modelado, gestión y comunicación (Carocci *et al.*, 2009). En consecuencia, la implementación de objetivos de un EEP tendrá un uso cada vez más común y masivo de los SIG como plataforma central, que incluya asimismo el análisis de variaciones espacio-temporales en la dinámica de la explotación de los recursos inmersos en el ecosistema y sus efectos en la estructura y funcionamiento de los mismos.

Es importante mencionar que el establecimiento de objetivos y metas de un EEP no debe depender de los SIG y la disponibilidad de información sobre el ecosistema. La capacidad de visualizar y comprender el ecosistema propiedades y procesos, y las interacciones entre éstos y las actividades humanas, pueden facilitar el proceso de identificación y selección de los objetivos adecuados (Carocci *et al.*, 2009). Esta aproximación fue aplicada en Uruguay para la delimitación y priorización de AMP como parte del EEP (Defeo *et al.*, 2009b; Horta, 2012; ver Capítulo 4), así como para la evaluación de interdependencias tecnológicas entre pesquerías artesanales e industriales también en un marco de EEP (Horta y Defeo, 2012).

En un enfoque de planificación espacial explícita, los primeros pasos deben involucrar la identificación de condiciones actuales y futuras mediante la evaluación de la vulnerabilidad de las especies y de los hábitats a actividades no solo pesqueras sino de diversa índole, el efecto acumulado de impactos derivados de múltiples actividades, el contexto local y la incertidumbre asociadas, así como áreas en las que existan conflictos entre los usuarios y el ecosistema o bien entre múltiples usuarios (Figura 8). La definición e implementación de medidas espaciales de manejo (Foley *et al.*, 2010) deben hacerse sobre la base de: a) los ecosistemas identificados de manera explícita y los correspondientes objetivos socioeconómicos; b) una evaluación de los rangos, tipos e intensidades de uso humano que sean compatibles con esos objetivos; y c) medidas que favorezcan usos compatibles. La asignación de un componente espacial constituye una parte importante de un plan de manejo.

Las Áreas Protegidas con Recursos Manejados, categoría VI de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) constituyen un elemento básico en la zonificación y planificación espacial estratégica en el marco de un EEP y permiten el desarrollo de actividades pesqueras a través de un uso sostenible de los recursos. Estas áreas de manejo incluyen un enfoque ecosistémico, considerando criterios de conservación de la biodiversidad y de los hábitats asociados e incluyendo un componente de co-manejo, tal como fuera aplicado en Uruguay (Gilardoni y Defeo, 2010) y fuera propuesto para Galápagos (Castrejón y Charles, 2013). Los objetivos que se persiguen son:

- 1) reducir/detener tendencias negativas en las capturas;
- 2) mejorar la situación socioeconómica de los pescadores;
- 3) desarrollar esquemas de gobernanza (co-manejo);
- 4) preservar la estructura y función de los ecosistemas acuáticos.



En este contexto, resulta relevante el concepto de Unidades Funcionales de Manejo Ecosistémico Pesquero (UFMEP), adoptado en Uruguay (ver Capítulo 3), el cual incluye un sistema de zonificación típico de áreas protegidas, pero en este caso en particular distinguiendo al ecosistema acuático y a la naturaleza del modo de gobernanza, definido a través del co-manejo (Figura 9):

1. Zona núcleo: suponen áreas críticas para la conservación de hábitats relevantes donde se concentran reproductores, larvas, juveniles, así como biodiversidad relevante. Son por lo general áreas vedadas a todo tipo de actividad pesquera. No obstante, pueden admitir otros usos que no entren en contradicción con los objetivos principales de conservación del AMP.
2. Zonas de pesca (y eventualmente otras actividades socioeconómicas): se establecen criterios para la explotación pesquera artesanal o de pequeña escala bajo normas que permitan un uso sustentable.

Dependiendo de las características de cada sitio en particular, el número de zonas podrá ser ampliado para incluir, por ejemplo: a) Una zona de amortiguamiento, donde se incluyan actividades pesqueras controladas con medidas de manejo pesquero tradicional (p. ej. control del esfuerzo y uso de artes selectivas) que permitan asegurar la efectividad del área núcleo adyacente. b) Una zona de “usos públicos” donde se permitan actividades socioeconómicas de diversos tipos (p. ej. turismo, esparcimiento), pero no de extracción de recursos que puedan disminuir la biodiversidad del área y la sostenibilidad de la explotación pesquera en las zonas manejadas adyacentes. Las medidas de MCV son realizadas en conjunto por las autoridades competentes con los pescadores locales. En la UFMEP, los pescadores son co-responsables del éxito de la implementación del plan de manejo. La implementación de arreglos institucionales como Consejos Zonales de Pesca, es de importancia estratégica para establecer los esquemas de zonificación con criterios pesqueros.

FIGURA 9
Esquema conceptual de una Unidad Funcional de Manejo
Ecosistémico Pesquero (UFMEP)



Todo lo anterior variará de acuerdo al país, región y pesquería e idiosincrasia de los usuarios, por lo cual tampoco en este caso existe una receta mágica (Fletcher y Bianchi, 2014). Esto lleva al concepto de gestión ecosistémica basada en el sitio, que considera variables biofísicas (incluyendo su incertidumbre), pescadores y otras partes interesadas, valores socioeconómicos, así como zonas espacialmente delimitadas de acuerdo a la jurisdicción y a las tradiciones locales (FAO, 2006).

2.4 EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE UN PLAN DE MANEJO BAJO UN EEP

2.4.1 Líneas de base, puntos de referencia e indicadores de desempeño

Una vez implementado el plan de manejo bajo un EEP, es necesario evaluar su funcionamiento y, en un contexto de manejo adaptativo, realizar ajustes en las ventanas espacio-temporales de manejo de cada área con el fin de optimizar su desempeño. Para ello debe realizarse un monitoreo continuo de los recursos, el esfuerzo pesquero, el hábitat y la biodiversidad. La evaluación del desempeño del plan de manejo puede ser realizada por medio de variables bio-socio-económicas utilizando métodos científicos apropiados (p. ej. evaluación antes vs. después de la implementación del plan, cocientes de respuesta a la intervención). Para ello se emplean indicadores. Un indicador puede ser definido como la variable de un sistema pesquero que puede ser objeto de seguimiento para medir el estado del sistema en un momento determinado (FAO, 2006). Estos indicadores se utilizan para evaluar el modo en que se cumplen los objetivos, como los relativos al estado de la población explotada en el tiempo y deben estar vinculados a objetivos específicos y a los correspondientes puntos de referencia. En este contexto, un Punto de Referencia (PR) puede ser definido como un valor estimado con base en un procedimiento científico o en un modelo convenido que corresponde a una situación considerada deseable (Punto de referencia objetivo, PRO) o no deseable (Punto de referencia límite, PRL) del recurso, la pesquería, del

ecosistema o bien de cualquier componente del sistema pesquero, y que puede servir de guía para la ordenación pesquera (FAO, 2006). En esta sección se destaca el uso de indicadores, los cuales son relevantes en el caso de pesquerías pobres en información, características de países en desarrollo en general y de pesquerías en pequeña escala en particular.

Los indicadores de desempeño de un EEP pueden basarse en criterios biológicos, económicos, sociales y de gobernanza. Algunos ejemplos simples pueden ser, entre otros, la abundancia de recursos, estructura de tallas, porcentaje de peces maduros en la captura, porcentaje de las muestras con la longitud óptima de las capturas por encima de la talla de madurez, índice de reclutamiento, magnitud del descarte, esfuerzo de pesca, riqueza de especies, calidad del hábitat y del agua, precio unitario, retornos económicos por unidad de esfuerzo, cohesión social, etc. (Caddy y Defeo, 2003; Caddy y Agnew, 2004; Froese, 2004). Otros indicadores se sustentan en cocientes simples dados por su valor actual con respecto a un valor pretérito tomado como base (p. ej. CPUE actual/CPUE antes de la implementación del plan) o bien en valores directos de abundancia derivados de las evaluaciones pesqueras, con los consecuentes PRL y PRO.

2.4.2 Aproximación tipo semáforo

La aproximación tipo semáforo [“Traffic Light Approach”: TLA; Caddy y Defeo (2003)] es útil para evaluar las tendencias derivadas de la implementación de un EEP, pues permite visualizar un amplio rango de indicadores biológicos y socioeconómicos en forma simultánea. El TLA puede ser considerado para evaluar el desempeño del EEP por medio de múltiples “características” de la pesquería (biomasa, mortalidad por pesca, productividad del sistema, rendimiento bioeconómico de la flota), que se miden por uno o más “indicadores” sobre una base anual (Caddy, 1999; Caddy y Agnew, 2004). Por lo tanto, el TLA permite evaluar el desempeño de un plan de manejo bajo un EEP incluyendo aspectos bio-socioeconómicos. Mediante el TLA se definen tres estados de situación para la pesquería y/o el ecosistema, en función de indicadores. Cada valor del indicador se le asigna un color entre verde y rojo, separados por puntos de corte (Caddy, 1999, 2002), que pueden ser considerados equivalentes a los PRL y PRO: el color rojo indica valores negativos críticos, el amarillo valores de alerta y el verde valores aceptables.

A modo de ejemplo, la Figura 10 define los PRO y PRL para una pesquería hipotética, basados en un indicador de abundancia, en este caso dado por la densidad del recurso evaluada directamente en el terreno. Por encima del PRO (36 ind/m^2) se define un estado aceptable del recurso y la acción de manejo (regla de decisión) podría consistir en incrementar la cuota de pesca en un 20 por ciento, mientras que el PRL (20 ind/m^2) sugiere un estado crítico del recurso y el establecimiento de medidas adicionales de manejo. Siguiendo el criterio de manejo precautorio, entre el PRO y PRL se incluye una banda amarilla (alerta) que indica una transición entre ambos, lo cual lleva a establecer medidas de manejo adicionales a efectos de impedir que la densidad llegue al PRL. La evaluación del desempeño del indicador debería ser continua y periódicamente actualizada. Concomitantemente, las reglas de decisión enfocadas a tomar diferentes acciones de manejo deben ser modificadas conjuntamente con el cambio en los valores de PRO y PRL. La aplicación de este análisis en un contexto espacial deberá considerar también las estructuras poblacionales y características de los ciclos de vida de las especies explotadas.

Para la estimación adecuada de los PRO y PRL deberán evaluarse diferentes estimadores generados a partir de distintas aproximaciones metodológicas (p. ej. modelos cuantitativos, análisis históricos de densidades, estructuras poblacionales) a efectos de proveer una base sólida que permita disminuir o mitigar la incertidumbre en la estimación de dichos PR. A fin de establecer un marco lo más sólido posible para la

FIGURA 10

Ejemplo hipotético del uso de un indicador de abundancia para la evaluación del desempeño de un plan de manejo basado en un EEP. Adaptado de Defeo *et al.* (2009b)

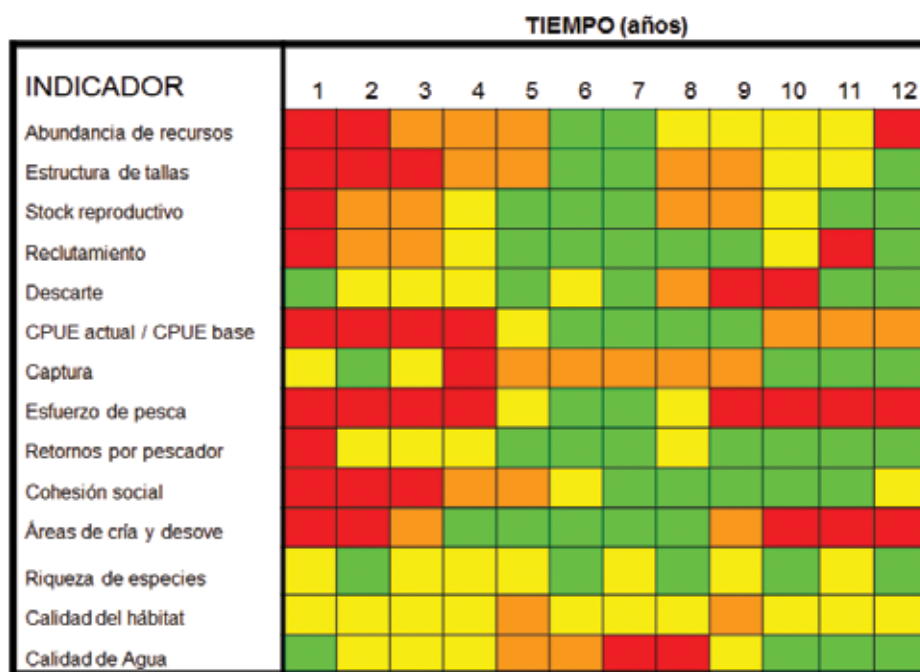
Punto de referencia	Densidad (ind/m ²)	Estado del recurso	Acción de manejo
	>36	Subexplotación (desarrollo pesquero)	Evaluar pesquería y diseñar plan de manejo
Objetivo	36		
	21-35	Plena explotación	No aumentar captura ni esfuerzo
Límite	20		
	15-19	Sobreexplotación	Disminuir el esfuerzo y temporada de pesca
	0-14	Sobreexplotación crítica	Veda temporal

generación de cada estrategia de manejo, es necesario emplear diversos estimadores por diferentes PR, tanto biológicos, económicos como sociales (Figura 11).

Debe resaltarse que los niveles de referencia para indicadores ecosistémicos (tanto estructurales como funcionales) deben ser desarrollados para ecosistemas individuales o eventualmente en aquellos que posean una misma tipología (p. ej. misma ubicación, tipo de ecosistema) y no deben ser comparados ni evaluados con respecto a otros tipos de ecosistemas (Heymans *et al.*, 2014). En algunos casos, los indicadores a nivel de comunidades (p. ej. gremios ecológicos) o ecosistemas pueden ser más confiables que aquellos desarrollados para poblaciones específicas, proveyendo estimaciones más conservativas a la hora de proponer una captura máxima (Fulton *et al.*, 2005; Worm *et al.*, 2009; Fay *et al.*, 2013). Asimismo, indicadores ecosistémicos simples tales como el nivel trófico medio de las capturas, pueden no indicar tendencias realistas en los ecosistemas pesqueros, por lo cual deben ser complementados con indicadores basados en el desarrollo de modelos ecosistémicos y evaluaciones multiespecíficas, tanto dependientes como independientes de la pesquería (Worm *et al.*, 2009; Branch *et al.*, 2010). Es importante destacar que varias aproximaciones estadísticas pueden ser aplicadas para evaluar el éxito del plan de manejo, tales como aproximaciones “antes-después” basadas en criterios BACI (“before-after control-impact”) o cocientes de respuesta (“response ratios”), cuyas aplicaciones han sido exitosas en la evaluación de diferentes estrategias de manejo o modos de gobernanza (Essington, 2010; Defeo *et al.*, 2014).

Existen sistemas más elaborados que permiten sustituir valores concretos por un análisis de gradiente que permite que el valor de un indicador pueda fundirse progresivamente entre colores adyacentes (por ejemplo, 30 por ciento amarillo; 70 por ciento rojo) (ver ejemplo en Halliday *et al.*, 2001), de manera de evitar la necesidad de juicios bruscos y pérdida de información. El TLA es lo suficientemente

FIGURA 11
Ejemplo hipotético de la aproximación tipo semáforo o TLA en el contexto de un EEP.
Tomado de Defeo *et al.* (2009b)



En verde se indican valores aceptables de los indicadores, mientras que la secuencia amarillo-naranja-rojo indica valores crecientes de riesgo.

flexible como para permitir el uso de indicadores específicos para cada área, seleccionados en función del contexto ecológico y socioeconómico, en un contexto de manejo adaptativo. A modo de ejemplo, la Figura 11 muestra que, a partir de la implementación de un EEP (tiempo 1), varios indicadores cambian favorablemente su condición, indicando el éxito de las medidas de manejo. Sin embargo, en el tiempo 10 (p. ej. rojo), el esfuerzo de pesca y el número de especies de peces de interés comercial que se crían en el área presentan valores preocupantes. En un contexto de manejo adaptativo, la implementación de nuevas medidas de manejo o la modificación de las ya existentes puede revertir la tendencia observada. Esta estrategia puede emplearse para evaluar ventanas de manejo a diferentes escalas temporales (intra e interanuales), para lo cual será preciso definir los indicadores consistentes con las escalas de interés. Asimismo, pueden incluirse indicadores sociales (p. ej. cohesión de la comunidad) y aquellos relacionados con la gobernanza de los recursos (participación de la comunidad en la adopción de medidas de manejo, reglas de uso y acceso, etc.).

Un marco precautorio de manejo sobre la base de un TLA proporciona un índice de la condición del ecosistema y de la pesquería basado en indicadores fiables (Caddy, 2004). En este contexto, es esencial integrar múltiples indicadores y PR en un contexto de redundancia de las medidas de manejo, lo cual ha sido destacado recientemente por Gutiérrez *et al.* (2011) para evaluar el desempeño del co-manejo como modo de gobernanza en pesquerías a nivel mundial (ver Capítulo 3). Un solo indicador no proporciona un panorama completo del estado del ecosistema (Fulton *et al.*, 2005), sino que el uso simultáneo de varios indicadores, cada uno centrado en diferentes atributos y usando diferentes fuentes de información, es una estrategia más sólida para evaluar el desempeño de un plan de manejo basado en un EEP.

El enfoque TLA ofrece la posibilidad de mantener el ecosistema de la pesca dentro de un rango sostenible de las condiciones, es fácilmente comprensible para los interesados, y se puede ampliar para monitorear el desempeño socioeconómico y otras cuestiones de interés para los usuarios de los recursos (Caddy y Agnew, 2004). Dada la

falta de datos suficientes, los PR empíricos basados en la “mejor evidencia disponible” (Enfoque precautorio de FAO) pueden ser útiles para evaluar en forma simple y efectiva el desempeño de un EEP. En términos generales, este enfoque es útil en pesquerías de pequeña escala en países en desarrollo (incluyendo aquellos de América Latina), donde los procedimientos de evaluación son costosos para ser llevados a cabo por las agencias locales de manejo con presupuesto limitado. El enfoque detallado anteriormente podría servir como punto de partida, no sólo para la adquisición de datos, sino también para el desarrollo de EEP simples y de bajo costo.

Una de las ventajas de este sistema para la comunicación con el sector pesquero es la facilidad de comprensión y el sentido de urgencia e inmediatez de la codificación que ofrecen los colores. El hecho de haber sido pensado originalmente para su uso en pesquerías con escasez de información (“data-poor fisheries”) lo hace particularmente atractivo para su aplicación en países en desarrollo y no requiere una gran inversión en la evaluación ni tampoco una modelación compleja. Es importante complementar dichas actividades por medio de encuestas dirigidas a evaluar la percepción de los pescadores acerca de la eficacia del plan. Los resultados permitirán evaluar el impacto del EEP a nivel pesquero, ecológico (productividad del sistema, estructura de las comunidades ecológicas) y socioeconómico (beneficios a los pescadores, precios de venta), así como la eficacia de las regulaciones y su eventual modificación en caso de detectar efectos contraproducentes. Si bien la Figura 6 menciona la necesidad de comenzar con la evaluación del plan de manejo a corto plazo (un año), esto es difícil de materializarse en la práctica. Asimismo, será necesario contar con bases de datos lo suficientemente largas como para evaluar en forma robusta los resultados del plan, atendiendo especialmente a las características de la especie objeto de explotación (p. ej. especies de corta vida responderán mucho más rápido a la intervención por medio del plan que especies longevas).

2.5 EEP Y TOMA DE DECISIONES: RETOS Y PERSPECTIVAS

2.5.1 Obstáculos a la aplicación del EEP

Existen algunos obstáculos y potenciales soluciones para la aplicación efectiva del EEP (FAO, 2006; Murawsky, 2007) y son:

1. Delimitación poco clara de los límites del ecosistema. Si bien es importante reconocer que los ecosistemas son abiertos, la definición de las escalas apropiadas para implementar un EEP es jerárquica, y puede variar de acuerdo a los problemas específicos a ser abordados. Por ejemplo, una bahía, una playa o un embalse pueden definirse como una unidad de manejo. Sin embargo, en estos casos es necesario reconocer en forma explícita que existen fuentes de incertidumbre dadas por regímenes ambientales que pueden tener lugar en escalas mayores, así como por fuentes de impacto humano que operan a escalas superiores al ecosistema delimitado. Asimismo, algunos recursos pesqueros tienen distribuciones amplias y están sujetos a pesquerías que generan externalidades negativas en las unidades de manejo locales (p. ej. UFMEP). Estos aspectos deben ser considerados a la hora de definir los arreglos institucionales para generar un modo de gobernanza adecuado. Debe destacarse además que el EEP es aplicado dentro de límites ecológicos que pueden o no ser coincidentes con límites jurisdiccionales, lo cual aumenta las fuentes de incertidumbre en caso de países con políticas disímiles en la conservación y uso de recursos.
2. Conflicto de escalas temporales y espaciales entre los objetivos y las actividades humanas (p. ej. pesca, recreación y turismo). Diferentes actores que utilizan recursos de un mismo ecosistema pueden poseer objetivos contrapuestos, lo cual se traduce en una falta de consenso al establecer las prioridades para la gestión. La planificación

espacial permitirá contender con los conflictos de uso de diferentes actividades en la medida en que dicha planificación cuente, desde un principio, con la participación efectiva y plena de los actores relevantes en el ecosistema a ser manejado. Deben definirse los principios sobre los que se sientan las bases para llegar a acuerdos, así como las medidas de gestión que permitan establecer los mecanismos de resolución de conflictos, ya sea utilizando las instituciones existentes o bien mediante nuevos órganos de decisión.

3. Incertidumbre acerca de las interacciones entre la pesca y los ecosistemas y de la respuesta de los diferentes componentes ecosistémicos a medidas concretas de manejo. Como se ha mencionado en reiteradas ocasiones en este documento, la ausencia de conocimiento no constituye un impedimento para la implementación de un EEP en un contexto precautorio. Si bien es muy probable que no se cuente con un conocimiento pleno de la dinámica del ecosistema, así como de los múltiples impactos acumulativos de diferentes actividades humanas en el mismo, un Enfoque precautorio y adaptativo, “aprendiendo sobre la marcha”, permitirá ajustar los planes de manejo de manera de reducir las fuentes de incertidumbre en varios componentes del sistema pesquero (Murawski, 2007). Esto permitirá conciliar el uso de los recursos pesqueros con la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas que la contienen. Esto constituye un acicate para incrementar la calidad y cantidad de información científica, a fin de contar con bases sólidas para desarrollar esquemas de manejo adecuados y confiables. También en este caso, se requiere la implementación de instancias participativas entre pescadores, autoridades gubernamentales y científicos.
4. Ausencia de un marco institucional y legal adecuado. La implementación de un EEP debe ir de la mano con un adecuado y eficaz arreglo institucional donde se definan claramente las responsabilidades de las partes involucradas y se establezcan mecanismos de control. Una alternativa desarrollada en pesquerías en pequeña escala de varios países de América Latina ha sido la creación de Consejos Pesqueros Locales (o figuras similares) compuestos por representantes de las comunidades pesqueras, administradores pesqueros, científicos, representantes locales, autoridades de toma de decisiones y trabajadores sociales (ver el caso de Uruguay en Capítulo 4). Estos consejos pueden aportar diferentes puntos de vista y aspiraciones en el proceso de toma de decisiones. Asimismo, los Comités Consultivos pueden constituir un foro adicional destinado a evaluar las posibles consecuencias, los costos y la viabilidad de diversos escenarios de las medidas de manejo. Estos mecanismos cobran vigencia cuando están sustentados por una adecuada legislación destinada a facilitar y apoyar los procesos que permitan formalizar las medidas de manejo bajo un EEP. Por tanto, la institucionalización del proceso es una etapa clave en la cristalización del EEP.
5. Recursos económicos y humanos insuficientes para hacer frente a las nuevas exigencias de ordenación pesquera bajo un EEP. Un problema grave que enfrenta la administración en pesquerías en pequeña escala en países en desarrollo está relacionado con las limitaciones logísticas y presupuestales, así como de recursos humanos y técnicos, para establecer un sistema adecuado de MCV de las medidas de manejo. En este contexto, el EEP debe contemplar la implementación de procesos participativos de manejo que se adapten a las condiciones socio-ecológicas de cada sitio, de manera de proveer incentivos a los usuarios que permitan aumentar las probabilidades de éxito de los planes de manejo. Así, el co-manejo pesquero cobra absoluta vigencia: los pescadores resultan actores clave para el diseño e implementación de medidas de manejo, así como en su MCV, en conjunto con los organismos responsables del Estado (ver Capítulo 3). La implementación de un EEP en un marco de co-manejo permitirá sensibilizar a los principales actores del sistema, de manera tal de hacerlos partícipe de su MCV.
6. Capacidades limitadas para implementar medidas de manejo espacialmente explícitas

(DUT, zonación) como parte de un EEP. El MCV de medidas espaciales también debe contar con el apoyo decidido de los diversos actores del sistema pesquero (incluyendo usuarios, agencias de manejo y de fiscalización). En el caso de la implementación de DUT, un aspecto crítico pasa por una clara y precisa definición de derechos de uso a aquellos miembros de las comunidades locales a los cuales tal derecho les ha sido otorgado.

7. Participación insuficiente o ineficaz de las partes interesadas en el proceso de ordenación y dificultades para conciliar objetivos de las múltiples partes interesadas. La inclusión de los actores relevantes desde el inicio de la formulación de un plan de manejo bajo un EEP favorecerá una transición fluida hacia un proceso de ordenación efectivo que cuente con la complacencia de todas las partes interesadas. La implementación de mecanismos participativos debe constituir un primer paso hacia la integración de las necesidades de los pescadores y de los diferentes actores sociales, lo cual a su vez deberá complementarse con la implementación conjunta y consensuada de medidas de manejo en un marco de redundancia, concepto desarrollado a lo largo de este documento. La conformidad sobre un plan de manejo ecosistémico es más probable de efectivizarse cuando los que toman decisiones y los usuarios crean, conjuntamente, bases sólidas e institucionalizadas dirigidas a implementar derechos de uso, sistemas locales de gobernanza y de atribución de responsabilidades y poderes y, finalmente, incentivos para cumplir con las normas, en un marco congruente de escalas espacio-temporales relevantes para los recursos, el ecosistema y el sistema pesquero. Esto potenciará la generación de esquemas sólidos de manejo ecosistémico, con un fuerte sustento participativo.
8. Educación y sensibilización insuficientes a todos los niveles del EEP sobre los requisitos para su aplicación. Existe una clara necesidad de transmitir conceptos claros y simples a todos los actores relevantes y a la sociedad en general a la hora de hacer que el EEP forme parte de una política nacional dirigida al manejo de recursos naturales. En un esquema jerárquico, los conceptos también deben ser difundidos no solo a la comunidad local donde el EEP podría ser implementado como una herramienta para el manejo de recursos, sino también a diversos actores sociales (incluyendo escuelas, liceos e instituciones de manejo) a efectos de una adecuada concientización a nivel nacional (ver ejemplos en Capítulo 4).

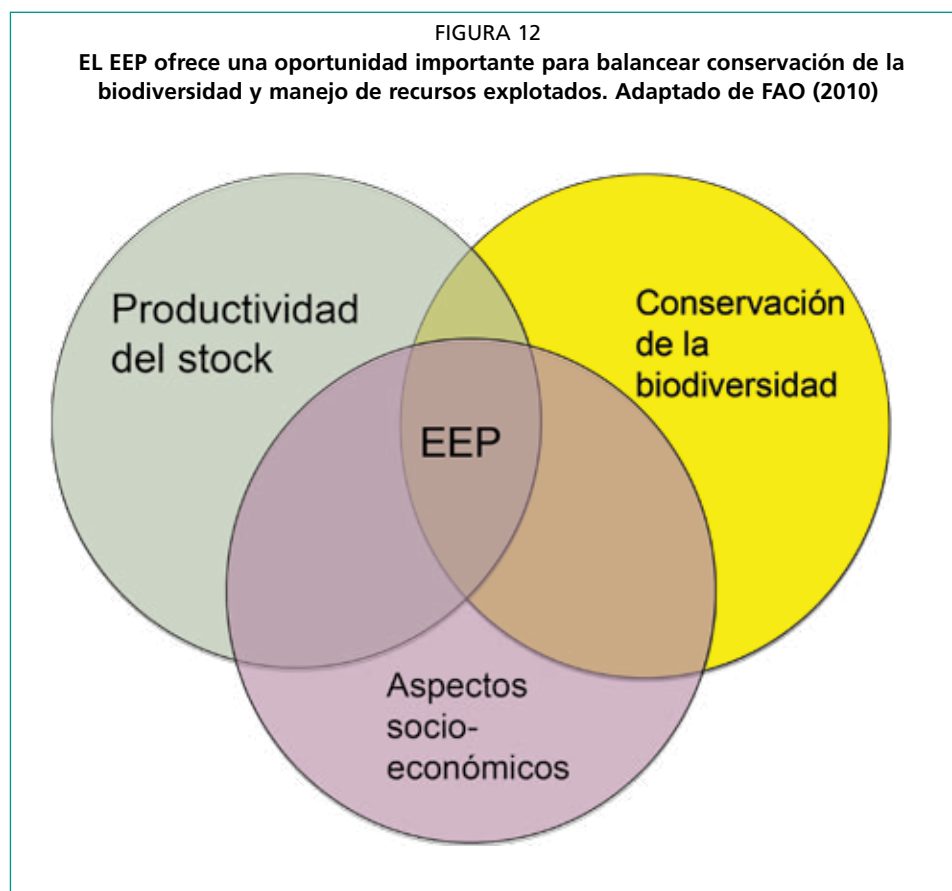
El EEP no es una panacea y depende, en buen grado, de la implementación efectiva (y no solo en el papel) de medidas básicas de manejo pesquero y ordenamiento territorial, que permitan reducir la sobrepesca y proteger hábitats críticos. Además, cada ecosistema presenta características particulares a tener en cuenta a la hora de diseñar esquemas de manejo. En este contexto, el éxito de un EEP depende del contexto y del tipo de recursos a analizar. Lo relevante es emplear herramientas que se adecuen a las características de los ciclos de vida de las especies (p. ej. su movilidad) y a la dinámica del proceso de pesca ejercido sobre las mismas. Este aspecto deberá ser contemplado al establecer esquemas de manejo consistentes con las escalas espacio-temporales de los procesos ecológicos relevantes. Para ello, los administradores pesqueros deben reconocer la heterogeneidad y dinámica de las comunidades faunísticas, de sus componentes y procesos claves, así como del proceso pesquero en su conjunto.

2.5.2 Algunos mensajes adicionales para la toma de decisiones

1. No hay un camino único para la implementación del EEP: se requerirá una mezcla de acciones de manejo a través de una clara definición de las escalas espaciales de análisis, dependiendo de la naturaleza y de los componentes del ecosistema abordado. Puede enfatizarse en el concepto de gestión basada en el sitio, teniendo en cuenta las variables biofísicas, económicas y sociales, así como criterios espaciales supeditados a la jurisdicción y a tradiciones locales. No obstante, en estos casos

las interacciones entre ecosistemas locales adyacentes y la necesidad de coordinar fenómenos a gran escala implica que más elementos de gobernanza deban ser incluidos para dar cuenta de efectos locales. Se debe también destacar los estudios a largo plazo, aunque priorizando el Enfoque precautorio y adaptativo y la toma de decisiones en un contexto explícito de incertidumbre.

2. El EEP ofrece una oportunidad única para potenciar la sinergia entre aspectos de uso sostenible (largo plazo) y sustentable (socioeconómicamente rentable a la sociedad) con la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas que la contienen (Figura 12). Dependiendo del caso, puede sugerirse una combinación estratégica de AMP (incluyendo áreas de “no tocar”) con áreas de explotación co-manejadas en el contexto de una UFMEP (Defeo *et al.*, 2009b), incluyendo quizás la adopción de DUT.
3. Debe existir una base legislativa clara que pueda facilitar la implementación de un EEP.
4. Deben establecerse metas que incluyan la gama completa de servicios ecosistémicos, integrando todos los sectores de las actividades humanas (p. ej. pesca, turismo, agricultura). Esto implica involucrar a todos los actores relevantes, así como dar cuenta de impactos acumulativos generados por los diversos sectores.
5. Resulta importante trabajar sobre una jerarquía de objetivos ecológicos y sociales, incluyendo objetivos generales del más alto nivel (política nacional) y trabajando a través de objetivos operativos a nivel más bajo (EEP de sitio). En estos casos, es importante seleccionar indicadores y puntos de referencia para evaluar el desempeño de un EEP, así como reglas de decisión para la aplicación de medidas de manejo. Esto implica desarrollar un plan de monitoreo específico para obtener la información necesaria para dicha evaluación.

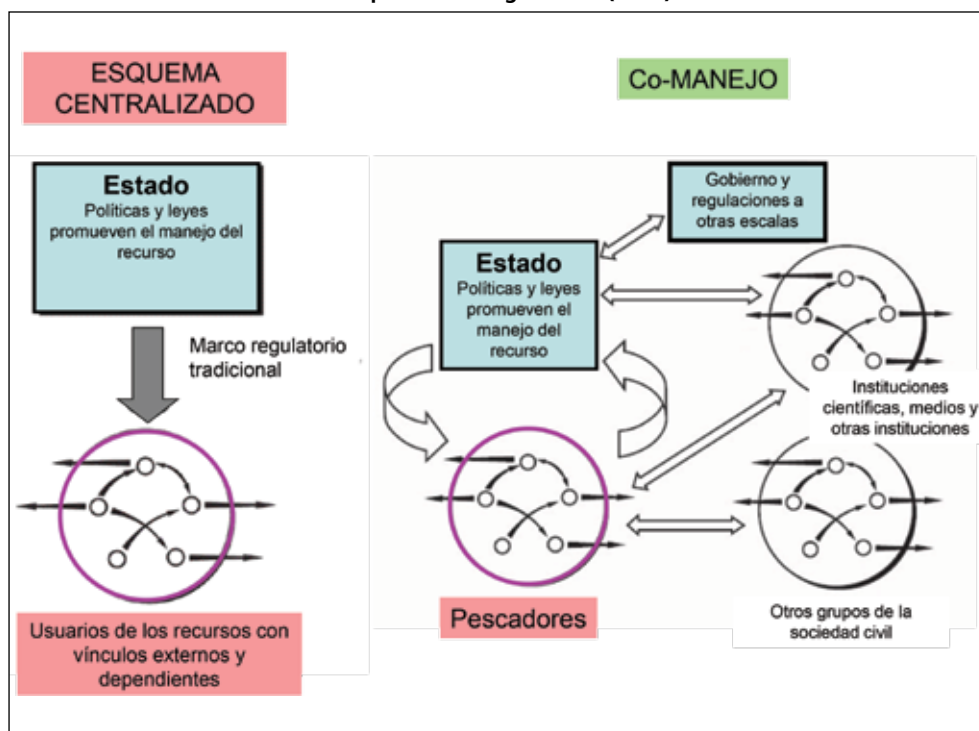


3. CO-MANEJO EN PESQUERÍAS DE PEQUEÑA ESCALA Y SU IMPORTANCIA EN EL ENFOQUE ECOSISTÉMICO PESQUERO

Hasta hace poco, el marco teórico sobre recursos naturales en general, y los pesqueros en particular, enfatizaba que los usuarios nunca lograban autoorganizarse para mantener sus recursos, y que los gobiernos eran los encargados de idear, implementar y vigilar las medidas de manejo. De consecuencia, el marco de gobernanza usado durante buena parte del Siglo XX ha sido el jerárquico o centralizado, donde la autoridad de manejo estatal era la única responsable de la toma de decisiones (Figura 13). Sin embargo, la evidencia inequívoca de una situación más que preocupante de los recursos naturales en todo el mundo, sugiere que la política aplicada por algunos gobiernos ha acelerado su destrucción. Por contraposición, los usuarios de muchos recursos naturales han invertido tiempo y energía en la búsqueda de un desarrollo sostenible, por lo cual deberían ser tomados en cuenta en su gobernanza (Ostrom, 2009).

La inclusión efectiva de los usuarios en el manejo de los recursos es consistente y congruente con el desarrollo del EEP. En efecto, tal como se mencionara en el Capítulo 2, uno de los objetivos críticos del EEP es fomentar la participación continua de los actores relevantes en todas las etapas de su desarrollo, incluyendo la planificación de los planes de manejo, la recolección de información biológico-pesquera, el monitoreo

FIGURA 13
Análisis comparativo básico entre los modos de gobernanza centralizada y de co-manejo.
Adaptado de Adger *et al.* (2005)



de los planes de manejo y la toma de decisiones (Fletcher y Bianchi, 2014). Al respecto, un modo de gobernanza que promueve y efectiviza la participación de los usuarios en el manejo de los recursos es el co-manejo. El co-manejo, co-gobierno o co-gestión (Figura 13) es concebido como un modo de gobernanza dirigido a aprovechar las capacidades de las comunidades pesqueras (sean éstas artesanales o industriales) y del gobierno, y al mismo tiempo compensar las debilidades propias de ambos (Gutiérrez *et al.*, 2011). Por tanto, el co-manejo se inserta claramente en el EEP, incluyendo al hombre como actor clave en el manejo de los recursos pesqueros.

En este capítulo se desarrolla el co-manejo como un elemento primordial del EEP. Se proveen definiciones de este modo de gobernanza, así como los tipos y fases que éste conlleva, especialmente en un marco dinámico y adaptativo propio de un EEP. Se proveen algunos criterios teóricos dirigidos a evaluar el éxito del co-manejo a través de indicadores bio-socioeconómicos, así como un ejemplo práctico derivado de un meta-análisis a nivel mundial. Asimismo, se consideran ventajas y debilidades como resultado de la implementación de este modo de gobernanza en pesquerías, así como las estructuras idóneas que pudieran llevar al co-manejo a jugar un papel protagónico en el marco de un EEP.

3.1 DEFINICIONES Y TIPOS DE CO-MANEJO

El co-manejo de recursos pesqueros como modo de gobernanza ha tenido creciente éxito en las últimas décadas (Gutiérrez *et al.*, 2011; Cinner *et al.*, 2012). Provee soluciones potenciales para revertir la tendencia de sobreexplotación y manejo inadecuado de los recursos. Puede definirse como la responsabilidad compartida entre el gobierno y los pescadores (a través de sus asociaciones o líderes) en el manejo de los recursos (Figura 13). En sentido amplio, supone una asociación entre el gobierno y actores relevantes (pescadores, comunidades locales, ONG y la academia) mediante la cual se comparte la autoridad y responsabilidad en el manejo de recursos pesqueros en un territorio específico.

Existen varios tipos de co-manejo que han sido aplicados con mayor o menor éxito en diversas partes del mundo (Figura 14), cuyas características principales se describen a continuación (Berkes, 1994; Berkes *et al.*, 2001; McConney *et al.*, 2003):

- 1) En el co-manejo instructivo existen canales de diálogo con los usuarios mediante los cuales el gobierno informa las decisiones fundamentales relacionadas con el manejo de los recursos. Este tipo de co-manejo es el más cercano al modo de gobernanza centralizado, basado en la toma de decisiones por parte del Estado.
- 2) El co-manejo consultivo incluye mecanismos de consulta desde el gobierno hacia los usuarios, pero en definitiva las decisiones de manejo y ordenación de la pesquería son tomadas por el gobierno.

FIGURA 14

Tipos de co-manejo desarrollados a nivel mundial, siguiendo un gradiente de participación creciente en la toma de decisiones que va desde el co-manejo instructivo al informativo.

Adaptado de Berkes *et al.* (2001)



- 3) En el co-manejo cooperativo, el gobierno y los usuarios cooperan en un mismo tenor en la toma de decisiones, las cuales en muchos casos resultan de acuerdos, fruto de reuniones participativas llevadas a cabo bajo un marco normativo dado (p. ej. Consejos Pesqueros).
- 4) En el co-manejo asesorado los usuarios asesoran al gobierno en las decisiones a ser tomadas y el gobierno las respalda.
- 5) Mediante el co-manejo informativo, el gobierno delega la responsabilidad de manejo a los usuarios, quienes informan las decisiones de manejo tomadas e implementadas a la autoridad estatal. Éste es el más cercano a la autogestión.

No existe un tipo ideal de co-manejo. La elección de un tipo específico dependerá de la estrategia de cada Estado y de los marcos normativos existentes, así como de la idiosincrasia de las comunidades locales, su tradición y buenas prácticas en el manejo de los recursos.

3.2 CO-MANEJO: ESTRUCTURA, OBJETIVOS, FASES Y BENEFICIOS

3.2.1 Estructura y escalas del sistema de co-manejo

Sin perjuicio de una participación amplia que involucre desde un principio a todos los actores potencialmente relevantes, tal como se establece explícitamente en el marco conceptual del EEP (ver Figura 6), un eje vertebral en la estructura del co-manejo lo integran las comunidades locales y las instituciones del Estado que formalizarán el modo de gobernanza. Armitage *et al.* (2007) definen un “triángulo de co-manejo” integrado por el gobierno, los pescadores y la comunidad local. El co-manejo toma lugar en el interior del triángulo o en cualquier borde, dependiendo de los niveles relativos de participación de cualquiera de los tres integrantes. No obstante, se ha demostrado en casos exitosos y a largo plazo como el de Chile (Castilla, 2010; Gelcich *et al.*, 2010) que las instituciones de consulta técnica, en especial la Universidad, juegan un papel protagónico, asistiendo en la evaluación de los recursos y de los indicadores bio-socioeconómicos que darán cuenta del éxito o no del proceso en el tiempo (Figura 15). Desde una perspectiva de gobernanza, el co-manejo depende de la contribución, el compromiso y la colaboración de actores estratégicos tales como las agencias gubernamentales, la comunidad local y organizaciones civiles como las ONG. Cada actor tiene un papel definido, que se resume a continuación.

El Estado tiene un rol protagónico en la promoción del co-manejo. Es responsable de aportar un marco jurídico adecuado para formalizarlo, así como de llevar adelante el proceso durante todas las fases de su desarrollo. El gobierno proporciona la legislación que define y clarifica la responsabilidad de los actores, ya sean nacionales o locales, así como la institucionalidad relacionada con el tipo de co-manejo seleccionado. Otras instituciones encargadas del MCV de las actividades pesqueras, tales como las prefecturas locales, juegan un rol sustantivo en el control del cumplimiento de las normas vigentes. La complementariedad de las diversas instituciones del Estado relacionadas con la pesca es crítica, en especial en países en desarrollo, donde los presupuestos asignados a MCV son escasos. Otras entidades del Estado (p. ej. Ministerios de Trabajo y Desarrollo Social) aportan información valiosa para la solución de problemas locales y juegan un papel fundamental en el desarrollo de políticas públicas.

La comunidad local es un factor clave. En primera instancia debe existir la voluntad de participar activamente en el desarrollo del co-manejo. Buena parte del éxito depende de la capacidad de la comunidad local para desarrollar prácticas de pesca saludables bajo un EEP, así como para respetar las medidas de manejo (control de tallas, capturas, esfuerzos, zonas de veda, etc.) y desarrollar un efectivo MCV de los recursos. La organización y la cohesión interna, muchas veces traducida en reglamentos internos de trabajo y gestión, así como el liderazgo decidido en la implementación del co-manejo,



surgen como elementos valiosos del capital social de la comunidad que llevan al éxito de este modo de gobernanza.

Agentes externos, tales como las ONG e instituciones académicas y de investigación, pueden robustecer el proceso de co-manejo (Figura 15). Ayudan a definir el problema en el marco de un EEP, ofrecen asesoramiento independiente, ideas y conocimientos, guían en la solución de problemas y en la toma conjunta de decisiones, inician planes de manejo y abogan por políticas apropiadas. El apoyo de la academia a través de diferentes instituciones puede jugar un papel decisivo en la evaluación de los recursos y de los indicadores bio-socioeconómicos que facilitan una visión objetiva de los resultados que se obtengan como parte de la implementación del EEP en general y del co-manejo en particular. Una actividad de investigación actualizada y acompañada con la dinámica del proceso aportará solidez al marco institucional y al mismo tiempo

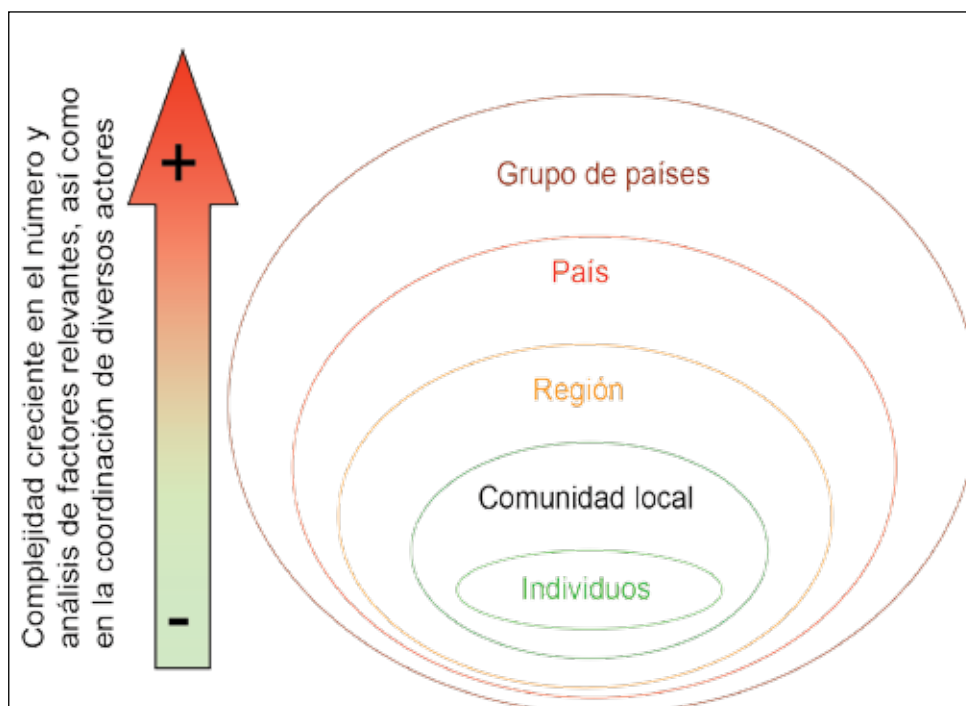
promoverá una conciencia clara acerca de si se están logrando o no las metas propuestas al comienzo de la implementación del plan de manejo. Las ONG pueden aportar un papel complementario y significativo para la consolidación del co-manejo, en diversos ámbitos.

La escala del sistema de co-manejo es un elemento relevante (Figura 16). Tal como lo enfatizara Ostrom (2009) y las referencias contenidas en ese trabajo, algunos recursos son más fáciles de manejar mediante la acción colectiva y la participación local, tales como los recursos sedentarios (almejas, mejillones), sistemas con límites bien definidos (cuerpos cerrados o semi-cerrados de agua continental) y comunidades pequeñas que interaccionan directamente con las instituciones estatales (ver ejemplos en el Capítulo 4).

Si bien es cierto que el apoyo explícito de los procesos de colaboración y participación de múltiples partes interesadas aumentará el éxito del co-manejo, también es una realidad que cuanto más amplia sea la participación y mayor el número de los niveles de decisión e instituciones involucradas, más engorroso es el proceso (McConney *et al.*, 2003; Defeo y Castilla, 2012) y menor la gobernabilidad, es decir, la calidad del sistema de gobernanza (Chuenpagdee y Sumaila, 2010; Kooiman y Bavinck, 2013). En un extremo puede considerarse el desarrollo del co-manejo para la gestión de recursos transzonales (migratorios) que incluyen 2 o más países, donde es fundamental la creación de instituciones de regionales de gobernanza sólidas y eficientes, tales como Organizaciones Regionales de Ordenamiento Pesquero.

Lo cierto es que a la hora de planificar la implementación del co-manejo, y muy especialmente a efectos de que el marco jurídico sea consistente con dicha implementación, deben considerarse las capacidades de todo tipo, incluyendo infraestructura y personal disponible en las agencias estatales de manejo (en general pobres en países en desarrollo) para que la realidad se vea acompañada con la factibilidad de dicha implementación.

FIGURA 16
El co-manejo aumentará en complejidad con la escala escogida para su implementación.
Adaptado de McConney *et al.* (2003)



3.2.2 Fases del co-manejo

El éxito del co-manejo rara vez es inmediato. Al igual que la mayoría de los procesos participativos, su implementación lleva tiempo y cuidado, pudiendo variar de meses a años. La duración del proceso dependerá del marco jurídico existente, así como de los nexos entre las autoridades y las comunidades locales. La tradición y cohesión social de las comunidades son importantes para agilizar su implementación. Es común percibir que el co-manejo se introduce cuando se suscita una crisis en el recurso pesquero, incluyendo una disminución en la abundancia y/o en la ocurrencia de conflictos (Defeo y Castilla, 2012). Esto motiva a los usuarios y al Estado a invertir tiempo y esfuerzo en el co-manejo. Ambos deben estar dispuestos a tomar medidas de gestión directa y de colaboración.

Existen tres fases principales de co-manejo que describen su secuencia completa (Cuadro 4): la pre-implementación, la implementación y la post-implementación. Estas fases han sido detalladas por Berkes *et al.* (2001) y McConney *et al.* (2003). Los principales conceptos desarrollados por dichos autores se resumen a continuación.

CUADRO 4

Fases de implementación de co-manejo. Adaptado de Berkes *et al.* (2001) y McConney *et al.* (2003)

1. Pre- implementación	2. Implementación	3. Post- implementación
Identificación del problema: necesidad de un cambio	Concientización y puesta en marcha de la nueva estrategia	Mantenimiento de las mejores estrategias
Caracterización socio-económica de la comunidad pesquera objetivo	Educación y difusión de información y conocimientos	Resolución de conflictos y adecuación a nueva realidad
Reuniones de discusión amplia con todos los actores	Identificación de líderes y grupos claves	Investigación participativa
Asistencia a la comunidad	Ajuste de la estrategia a la realidad local	Continuación de evaluación y adaptación
Búsqueda de consensos	Acuerdos de co-manejo y del papel de cada actor	Replicación y extensión
Desarrollo de vínculos institucionales y locales	Implementación de plan y estrategia	Monitoreo
Desarrollo de plan de acción y estrategia	Identificación de indicadores	

La pre-implementación es la fase previa a la ejecución del co-manejo. Por lo general comienza cuando los usuarios de los recursos, el Estado y otras partes interesadas reconocen la existencia de problemas relacionados con la situación de los recursos que explotan y con su manejo (ver ejemplos para América Latina en Defeo *et al.*, 2014). Esto ocurre especialmente cuando los pescadores son altamente dependientes de un recurso y tienen una zona de pesca definida que les permite evaluar como varía su rendimiento pesquero en el tiempo, con cierta independencia del resto de la distribución del recurso. Si la capacidad de movimiento de los usuarios es mínima y si se trata de recursos sésiles o sedentarios, existe mayor probabilidad para tomar medidas frente al problema. La discusión entre los pescadores, así como entre éstos y las organizaciones estatales encargadas del manejo de los recursos, puede conducir a acuerdos sobre un plan de acción para enfrentar el problema. Estas instituciones pueden entrar en este momento para ayudar a la comunidad, mediante la organización de reuniones y el aporte de información, para preparar un plan de proyecto preliminar y una estrategia. Los vínculos se establecen y fortalecen entre los pescadores y el gobierno y se plasman en acuerdos de cooperación. Siguiendo claramente el mismo camino que el EEP, el desarrollo y fortalecimiento de esos vínculos y redes, a nivel institucional, de grupo y personal, es un proceso continuo, dinámico y adaptativo que evoluciona con el desarrollo del co-manejo y con la situación de los recursos.

Esta etapa es crítica y debe llevarse a cabo con suma cautela. El co-manejo requiere ajustes que fomenten su aplicación. En consecuencia, no debe ser tomado como una improvisación y el aprendizaje mediante la práctica no debe ser considerado en base a ejercicios con resultados inciertos. Tal como lo enfatizan Chuenpagdee y Jentoft (2007), aprender acerca de las condiciones y las medidas adoptadas antes de la aplicación del co-manejo puede ayudar a evaluar sus posibilidades de éxito futuras. Además, es imperioso tomarse el tiempo para entender el contexto local, a efectos de evitar intentos prematuros y presurosos para implementar esquemas, que si bien pueden estar claros en la teoría, deben adecuarse a la realidad de cada comunidad local y/o país.

La implementación del co-manejo tiene cuatro componentes (Berkes *et al.*, 2001):

- 1) la gestión de recursos,
- 2) la comunidad y el desarrollo económico,
- 3) el desarrollo de capacidades,
- 4) el apoyo institucional.

Mediante el componente de gestión de recursos se busca, a través de la implementación del co-manejo, desarrollar actividades para manejar, regular y conservar los recursos pesqueros. Al mismo tiempo, mediante el desarrollo económico y comunitario se busca aumentar los ingresos, mejorar la calidad de vida y la generación de empleo, los servicios sociales y el desarrollo de infraestructura, desde la fase de explotación hasta la de comercialización, proveyendo estímulos para la generación de productos con un mayor valor agregado. El desarrollo de capacidades de las comunidades locales implica potenciar el sentido de pertenencia y la participación, educación, capacitación, liderazgo y desarrollo organizacional. El componente de apoyo institucional implica el desarrollo de mecanismos de gestión de conflictos, vínculos organizacionales, aprendizaje interactivo, apoyo legal, desarrollo de políticas, promoción y creación de redes, foros de intercambio de conocimientos, y la creación de instituciones y su fortalecimiento (Berkes *et al.*, 2001).

En la fase de post-implementación, el co-manejo se debe convertir en una actividad sostenible, formalizada y debidamente sustentada en principios, normas y reglas de acción tanto a nivel local (comunidad) como en la relación entre dicha comunidad y el Estado (Berkes *et al.*, 2001). La asistencia y financiamiento por parte de agentes externos deben ser mínimos a efectos de evitar que se genere una dependencia negativa de los pescadores a dichos agentes, limitando así las posibilidades de la independencia y sostenibilidad del co-manejo (largo plazo). Si el co-manejo forma parte de una política de Estado, en esta fase puede planificarse la replicación de la experiencia de los sitios piloto a otras comunidades. Esto puede darse a través de “visitas cruzadas” de instructores y pescadores a otros sitios donde se trasmitan las lecciones aprendidas en el proceso. La replicación del proyecto en otras pesquerías de la región y la extensión del proyecto por parte del Estado también pueden aumentar la credibilidad del sistema de co-manejo.

Estas etapas no suceden en forma idéntica en los sistemas pesqueros, y en algunos casos existen gradientes de implementación en vez de fases discretas en el tiempo. Tampoco en este caso pueden percibirse estas etapas como una receta mágica a seguirse en forma estricta para la consecución de un exitoso co-manejo.

3.2.3 Beneficios del co-manejo y su impacto en el EEP

Los beneficios del co-manejo pueden ser múltiples, y, como parte sustantiva de un EEP, pueden generar un impacto positivo en todo el SES pesquero, como por ejemplo:

- 1) Mejoras en la gobernanza, donde los pescadores aumentan su protagonismo en el manejo de los recursos y participan en políticas y decisiones relativas al desarrollo económico y social. Este modo de gobernanza va de la mano de los Acuerdos

Internacionales y del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO, que enfatiza la necesidad de cambios en los enfoques de gestión.

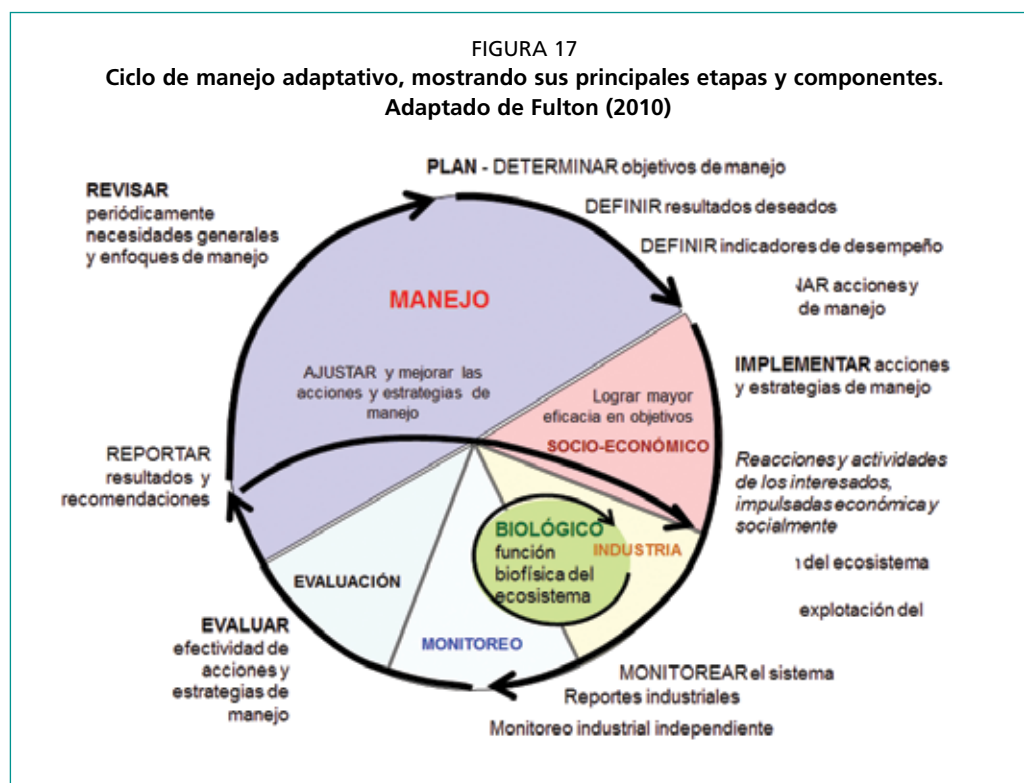
- 2) Mejora de algunas funciones desarrolladas por el Estado a través de la participación activa de las comunidades pesqueras, incluyendo:
 - a. Recolección de información científica y estadístico-pesquera crítica para el desarrollo y evaluación del EEP (ver Figura 6). Las comunidades pesqueras pueden jugar un rol protagónico en la recolección de su propia información (FAO, 2014b). La veracidad de la información es un factor clave a la hora de recabar estadísticas pesqueras, las cuales servirán como insumos para la elaboración de modelos pesqueros, la evaluación espacio-temporal del estatus de la pesquería y, en definitiva, en el perfeccionamiento de los planes de manejo desarrollados bajo un EEP. Esto es útil en especial para aquellas agencias de manejo que en países en desarrollo no cuentan con los medios suficientes (tanto materiales y de infraestructura, como humanos) para realizar una cobertura eficaz de todas las pesquerías de un país. Los programas de recolección de información basada en las comunidades (“community-based data collection”) han ganado creciente terreno en pesquerías en pequeña escala de América Latina (Defeo, 2014; Martins *et al.*, 2014).
 - b. Participación efectiva de las comunidades pesqueras locales en el MCV de las regulaciones y medidas implementadas en los planes de manejo bajo un EEP. Esto disminuye los costos de MCV de las agencias estatales con reducido presupuesto para dichas actividades y al mismo tiempo aumenta la eficiencia en los procesos regulatorios. Esto tiene especial trascendencia, ya que generalmente se dedica mucho esfuerzo en la implementación del co-manejo y se descuidan aspectos de monitoreo y evaluación.
 - c. Apoyo en las decisiones logísticas sobre quiénes integran la comunidad y quiénes participan de la pesca. Esto lleva a un proceso más inclusivo y vinculante en la toma de decisiones.
 - d. Rol protagónico en la conservación del ambiente y de sus comunidades faunísticas mediante la asignación eventual de DUT, equiparado en muchos casos al concepto de “granjas en el mar”. El sentido de pertenencia por parte de las comunidades propende a un mayor cuidado, no solo del recurso que está siendo explotado, sino también de su hábitat y de las especies que integran la comunidad faunística.
 - e. Desarrollo de planes de manejo de los recursos a largo plazo, en consonancia con la filosofía básica del EEP. La consecución de políticas de Estado brinda una importante sensación de estabilidad a los usuarios y permite mitigar los efectos de una inadecuada apropiación del recurso a corto plazo ante la incertidumbre en la toma de decisiones. Esto es importante, más allá de avatares que puedan suceder como resultado de variaciones en la abundancia de los recursos (ver fuentes de incertidumbre en el Capítulo 2). La mayoría de las iniciativas de co-manejo en países en desarrollo han sido realizadas con financiamiento externo y donaciones, y los proyectos no fueron suficientemente duraderos como para alcanzar los resultados deseados.
- 3) Desarrollo económico y social sostenible, meta perseguida por el EEP, en base al fomento de la asociación y a la participación de la comunidad en la toma de decisiones.
- 4) Reducción de los conflictos en las comunidades pesqueras en la medida en que se logren acuerdos duraderos y se fomente la cohesión social y el desarrollo de esquemas internos de regulación.
- 5) Mejoras en la calidad de los productos. Los estándares de calidad de los productos exigidos por mercados internacionales exigen procesos de trazabilidad que abarquen toda la cadena productiva. Esto es más factible en un proceso de co-manejo que involucre la comunidad local e intermediarios, e idealmente toda la cadena de comercialización. Esto a su vez constituye un acicate en la búsqueda y consecución de productos con mayor valor agregado.

3.3 CO-MANEJO ADAPTATIVO

El EEP se caracteriza por su naturaleza dinámica y adaptativa, es decir, no es un enfoque estático sino que está sujeto a continuas mejoras en función de los resultados que se van obteniendo como resultado de su aplicación, tal cual se enfatiza en el Capítulo 2 (ver Figura 3). En un mismo contexto, el co-manejo de recursos pesqueros, como parte sustantiva del EEP, debe ser dinámico y adaptativo, pues es un proceso que madura en el tiempo y se adapta a las circunstancias de cada momento en particular. El co-manejo, así como el manejo de recursos en general, requiere de estrategias dinámicas de aprendizaje sobre la marcha.

Una de las razones para que el co-manejo sea adaptativo es la naturaleza misma de los recursos pesqueros como recursos naturales renovables, y por tanto sujetos a numerosas fuentes de incertidumbre (Seijo *et al.*, 1998). Como respuesta a dichas fuentes y debido a la propia dinámica del SES en general y del proceso pesquero en particular, el co-manejo es adaptativo. El co-manejo adaptativo puede definirse como un proceso en el cual los arreglos institucionales y los conocimientos ecológicos son probados y revisados de forma continua, organizada y dinámica, aprendiendo sobre la marcha (Figura 17). El concepto de manejo adaptativo abarca los sub-sistemas biofísicos y socioeconómicos del SES. En este contexto, los modelos ecosistémicos “de extremo a extremo” (“end-to-end models”: Fulton, 2010) incluyen el análisis de cada uno de los compartimentos del sistema pesquero (Figura 17), abarcando el análisis de la función del sistema, los impactos de las actividades humanas y las implicaciones de diferentes combinaciones de medidas de manejo. Estos modelos han demostrado mucha utilidad como instrumentos conceptuales y estratégicos dirigidos a lograr un adecuado manejo de los recursos, no solo en forma global sino también para cada etapa del ciclo de manejo adaptativo (Figura 17).

Lo anterior supone la creación de sistemas de gestión flexibles adaptados a lugares y situaciones específicas, con estructuras multi-sectoriales y diversas organizaciones operando en diferentes escalas (Figura 18). Esto implica un proceso continuo de mejoramiento de los planes de EEP desde las comunidades locales, pasando por



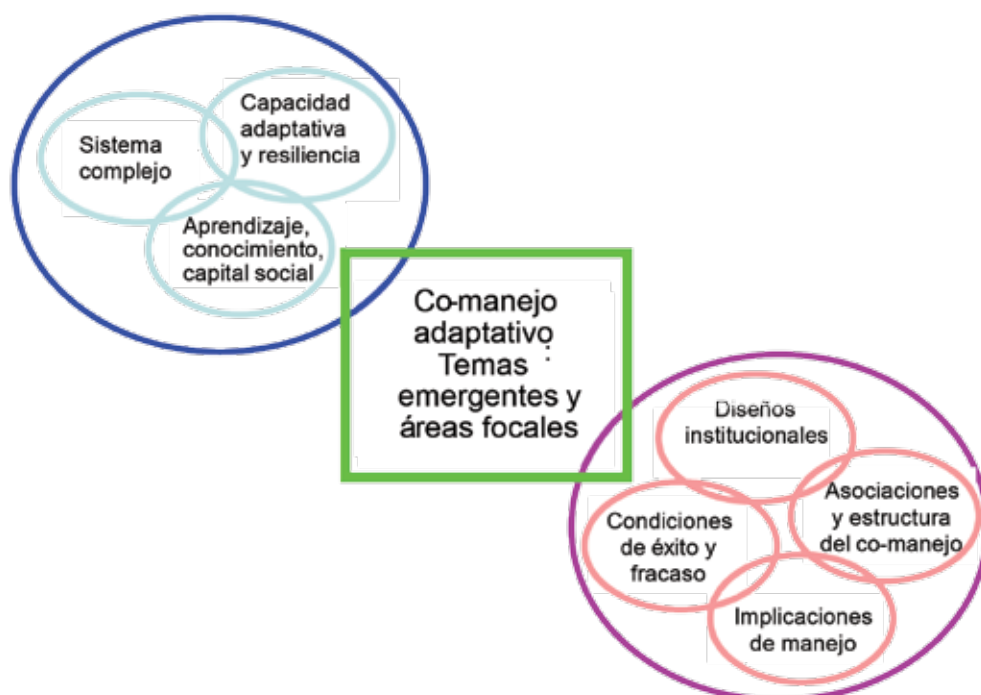
los Consejos Pesqueros (o cualquier órgano idóneo de co-manejo) y luego en la formalización de los mismos por la propia institución encargada de institucionalizar los acuerdos logrados en el marco normativo correspondiente.

Bajo este marco adaptativo, se espera también que los grupos locales se organicen, aprendan y se adapten en forma activa a un esquema institucional cambiante que conecte instituciones y organizaciones con un continuo flujo de información y conocimientos en diferentes niveles y escalas (Olsson *et al.*, 2004). Esto potencia la generación de capital social, es decir, el conjunto de normas y redes sociales que facilitan la cooperación entre individuos y/o grupos de individuos (Grafton, 2005).

El reconocimiento explícito de la incertidumbre, la adaptación y el aprendizaje forman parte sustancial de la naturaleza del co-manejo adaptativo. La Figura 19 muestra las etapas del proceso adaptativo de aprendizaje del co-manejo (Garaway y Arthur, 2004). Al igual que con el ciclo de aprendizaje tradicional, el proceso consiste en tres etapas: la preparación para el aprendizaje, el aprendizaje y la evaluación del mismo. A continuación se resumen estas tres etapas, tomando como base los conceptos desarrollados por Garaway y Arthur (2004).

La Fase 1, la preparación del aprendizaje, consiste en la implementación de diferentes actividades: a) Identificación y participación de los interesados, así como la comprensión de los sistemas de manejo de los recursos en cuestión a efectos de identificar las prioridades y deficiencias actuales. b) Identificación de las vías y la naturaleza del intercambio de información entre actores. Esto permitirá identificar las oportunidades y las limitaciones actuales para la generación y el intercambio de información en el futuro. c) Creación de un entendimiento común entre los grupos de interés acerca del sistema de recursos objetivo. Esto proporcionará las bases para la identificación y evaluación de las diferentes opciones de aprendizaje. d) Formulación de una estrategia de aprendizaje para generar la información requerida, así como las opciones disponibles en función de costos. Ésta es una parte crítica del proceso, pues se

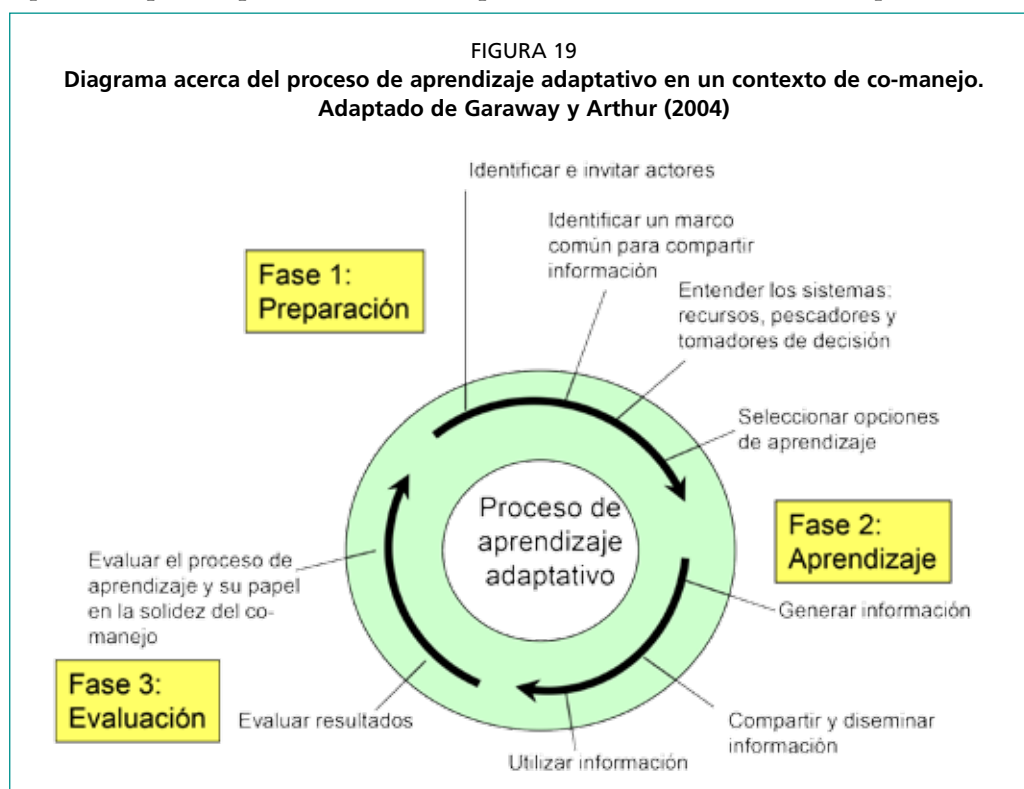
FIGURA 18
Tópicos claves en co-manejo adaptativo.
Adaptado de Olsson *et al.* (2004) y Armitage *et al.* (2007)



toman las decisiones colectivas sobre como se va a abordar el proceso de co-manejo, así como la información que debe ser generada y cómo. También se toman las decisiones sobre cómo se comparte la información y cuáles son las funciones y responsabilidades de cada grupo de interés que participará en el resto del proceso.

La Fase 2, el aprendizaje (Figura 19), se basa en la generación de nueva información y en la difusión efectiva de información básica y crítica acerca del proceso de co-manejo a las comunidades locales. Esta etapa incluye no sólo actividades para la generación de información, tales como recopilación y análisis de datos relacionados con la pesquería, sino también diferentes formas de compartir dicha información entre los interesados. La difusión de información debe hacerse de tal manera de ser asimilada en forma práctica y efectiva por la comunidad, creando un nuevo conocimiento, el cual, al ser utilizado en el co-manejo, permite suponer que el aprendizaje ha sido completado. Tal como se mencionara en el Capítulo 2, este proceso de difusión de la información juega un papel importante en el marco de un EEP. La creciente tendencia hacia la implementación del co-manejo ha llevado a reconsiderar las necesidades de información, así como la forma de recabarla. Las estrategias y procedimientos de toma de información por las comunidades pesqueras locales debe ser cuidadosamente diseñada con apoyo técnico. Halls *et al.* (2005) describen un proceso participativo de ocho etapas para el diseño e implementación de recolección de información con los actores relevantes en el co-manejo de pesquerías.

La Fase 3, evaluación del aprendizaje (Figura 19) es de vital importancia, pues se espera que la nueva información generada y compartida entre los miembros de la comunidad pesquera haya dado lugar a una mejora en el manejo del recurso pesquero. Este criterio adaptativo también es de importancia en el EEP, por lo cual las etapas de aprendizaje en un marco de co-manejo son claramente complementarias a aquellas necesarias para cristalizar un EEP. En esta etapa (que incluye un componente de monitoreo a efectos de un seguimiento continuo de la actividad), se evalúan los resultados obtenidos, así como las debilidades del proceso, localizando a aquellos usuarios donde la información no ha sido debidamente asimilada y al mismo tiempo aquellas etapas del proceso (desde la captura hasta la comercialización) que no fueron



implementadas con éxito. La identificación de personas o procesos críticos donde la implementación del co-manejo falló permitirá una adaptación metodológica, así como mejorar el rendimiento de las futuras iteraciones del ciclo.

3.4 CONDICIONES E INDICADORES DEL ÉXITO DEL CO-MANEJO BAJO UN EEP

Existen evidencias, al menos en el papel, que aseguran que el co-manejo es exitoso. Sin embargo, muchas de las evidencias cuantitativas que sustentan estas aseveraciones son fragmentarias y/o anecdóticas. Además, existen pocos estudios que evalúen a largo plazo el comportamiento de un sistema pesquero antes y después de implementado el co-manejo, en forma análoga a un diseño BACI (Before-After-Control-Impact) para la evaluación de un impacto ambiental (Defeo *et al.*, 2014). En especial llama la atención la pobre evidencia cuantitativa y la ausencia de generalizaciones empíricas que evalúen el éxito del co-manejo en un sistema social-ecológico complejo como el pesquero. Asimismo, son contados los estudios dirigidos a evaluar la importancia relativa de diferentes indicadores cuantitativos bio-socioeconómicos de desempeño del co-manejo. McConney *et al.* (2003) mencionan que en la realidad las partes interesadas intentan experimentar diferentes tipos de manejo para evaluar cuál puede funcionar mejor. Esto hace que existan menos oportunidades de hacer comparaciones “antes-después” con las cuales se puedan identificar condiciones deseables de co-manejo y eficaces para su aplicación.

Se identificaron 10 condiciones para que exista un co-manejo adaptativo exitoso, (Armitage *et al.*, 2009), algunas de las cuales han sido evaluadas en forma cuantitativa por Gutiérrez *et al.* (2011). Muchas de estas condiciones también son aplicables para llevar a cabo un EEP fundado en sólidas bases de desarrollo e implementación (Capítulo 2) Las condiciones identificadas por Armitage *et al.* (2009) se resumen a continuación, resaltando su aplicación en pesquerías en pequeña escala de América Latina (Defeo y Castilla, 2012) y haciendo un nexo constante con el EEP.

- 1) Liderazgo en el desarrollo e implementación del co-manejo. La presencia de líderes es una condición relevante para el éxito del co-manejo (Gutiérrez *et al.*, 2011). Esto supone la presencia de al menos un individuo con habilidades de liderazgo, altamente motivado, respetado como líder local, y con un compromiso personal con el proceso de implementación del co-manejo. Los líderes de la comunidad local deben promover la colaboración y la creación de oportunidades para la reflexión y el aprendizaje, aumentando la cohesión social. Estas condiciones permiten catalizar la implementación del EEP a través de la generación de objetivos para la pesquería, teniendo en cuenta la naturaleza de los problemas a analizar y las características del ecosistema y de la pesquería en cuestión (ver Capítulo 1). Asimismo, es importante contar con líderes en los organismos encargados del manejo del recurso y en la academia, que muchas veces juega un rol sustancial como nexo entre el Estado y las comunidades locales (Figura 15). Estos líderes juegan un papel crítico en la implementación de políticas y modos de gobernanza y al mismo tiempo son vistos comúnmente como mediadores eficaces en la resolución de conflictos.
- 2) Grupo claro e identificable de entidades sociales con intereses comunes. La creación de vínculos y generación de confianza se facilita cuando las partes interesadas tienen una importante y fluida conexión. De lo contrario, los esfuerzos de organizaciones locales/regionales para lograr mejores resultados pueden ser socavados por fuerzas económicas y políticas que actúan globalmente, con pocos nexos con la comunidad local. La cohesión comunitaria, reflejada en normas, confianza, comunicación y conectividad en redes y grupos, es también un atributo importante que conduce a un exitoso co-manejo de pesquerías (Gutiérrez *et al.*, 2011; Marín *et al.*, 2012). El co-manejo tiene mayores probabilidades de éxito cuando las normas internas están bien definidas y existen acuerdos a largo plazo con los gobiernos centrales.

En algunas pesquerías en pequeña escala, las comunidades locales han puesto en práctica normas internas (escritas o no) y esquemas organizativos para el uso y la transferencia de los DUT sobre zonas de pesca, así como en lo referido a vedas espacio-temporales y criterios de extracción (p. ej. tallas y sexos de los individuos capturados). Las reglas incluyen sanciones sobre la pesca ilegal, la invasión de zonas de pesca ajenas y la pesca de tallas ilegales, tal como en el caso de la langosta espinosa de Bahía Ascensión, Quintana Roo, México (Seijo, 1993; Castilla y Defeo, 2001; Sosa-Cordero *et al.*, 2008). En estos casos, las medidas de manejo promovidas por el Estado (p. ej. talla mínima, vedas en espacio y tiempo) también han sido aplicadas por las comunidades locales. Las dinámicas de gobernabilidad incluyen acuerdos entre las autoridades, pescadores y otras instituciones participantes (académicas, ONG) sobre las mejores formas de lograr los objetivos primarios de gestión (Defeo y Castilla, 2012). Esto guarda consistencia con la implementación del EEP, el cual promueve instancias participativas durante todo el proceso de desarrollo e implementación.

- 3) Sistema de recurso bien definido. Las probabilidades de éxito aumentan cuando existen límites bien definidos, con una clara correspondencia entre las escalas de operación, manejo y gobernanza (Defeo y Castilla, 2012). En estos casos la pesquería local se considera como una unidad funcional de manejo definida por los límites físicos discretos que coinciden con la dinámica de la población y el proceso de pesca (“micro-manejo o manejo de micro-stocks” (Prince, 2003). Estos conceptos guardan especial coherencia con aquellos detallados en el caso del EEP. Esta sincronía entre las escalas del proceso pesquero y de su manejo y gobernanza bajo un EEP facilita la acción colectiva dirigida a regular el tamaño de un grupo de pescadores y los procedimientos de MCV dirigidos a evitar la pesca ilegal. El aislamiento geográfico también refuerza la unión de la comunidad. En general el éxito de un esquema de co-manejo es más factible en recursos sésiles o sedentarios que en especies altamente migratorias y/o transfronterizas (Castilla y Defeo, 2001; Basurto, 2005, 2006; Ernst *et al.*, 2010; Gutiérrez *et al.*, 2011). En los primeros es probable que se generen menos problemas institucionales y conflictos, así como la creación de un entorno propicio para el aprendizaje.
- 4) Sistema de uso de recurso a escala local. Los sistemas en pequeña escala operando a nivel local (ver ejemplos en el Capítulo 2) tienden a reducir el número de conflictos de intereses, las complejidades institucionales y los niveles de organización. En contrapartida, la explotación de los recursos migratorios y aquellos transfronterizos o distribuidos en grandes cuencas hidrográficas generan mayores desafíos a la hora de implementar el co-manejo en particular y el EEP en general.
- 5) Acceso a medidas de manejo diversas y adaptables. Los participantes en un proceso de co-manejo adaptativo deben tener flexibilidad para poner a prueba y aplicar una variedad de medidas de manejo para lograr los resultados deseados en el marco de un EEP. Estas medidas pueden incluir permisos de pesca, cuotas globales e individuales de captura, reglamentaciones de artes de pesca (tamaño de malla), y ventanas espacio-temporales en la explotación de diversas especies del ecosistema. Es decir, se busca “redundancia en las regulaciones de manejo” (Caddy y Defeo, 2003; Gutiérrez *et al.*, 2011). En otras palabras, los instrumentos económicos, regulatorios y de colaboración deben estar disponibles.
- 6) Claros derechos de propiedad. Cuando los derechos de uso de los recursos pesqueros (sean estos comunes o individuales) están claramente definidos, la mayor seguridad en el acceso a la explotación y los incentivos que ello trae aparejado pueden facilitar una mejor gobernanza a largo plazo, así como un mejor aprendizaje del co-manejo (Defeo y Castilla, 2005, 2012; Orensanz *et al.*, 2005). Estos derechos deben estar asociados con las responsabilidades correspondientes en las prácticas de conservación y en la participación en el manejo de recursos, aspectos claves en

un EEP. Diferentes formas de derechos de propiedad espaciales han alentado el desarrollo del co-manejo y han propiciado un desarrollo sostenible de la actividad pesquera en pesquerías de pequeña escala, donde una fuerte cohesión social y esquemas de auto-organización han sido críticos para la asignación de zonas costeras parceladas (DUT) en el caso de algunas pesquerías en pequeña escala en Chile, Brasil y México (ver ejemplos en Begossi, 2006; Defeo y Castilla, 2012; Orensanz *et al.*, 2013). Esto ha constituido una herramienta eficaz para aplicar las normas auto-impuestas por los usuarios locales y para excluir a terceros.

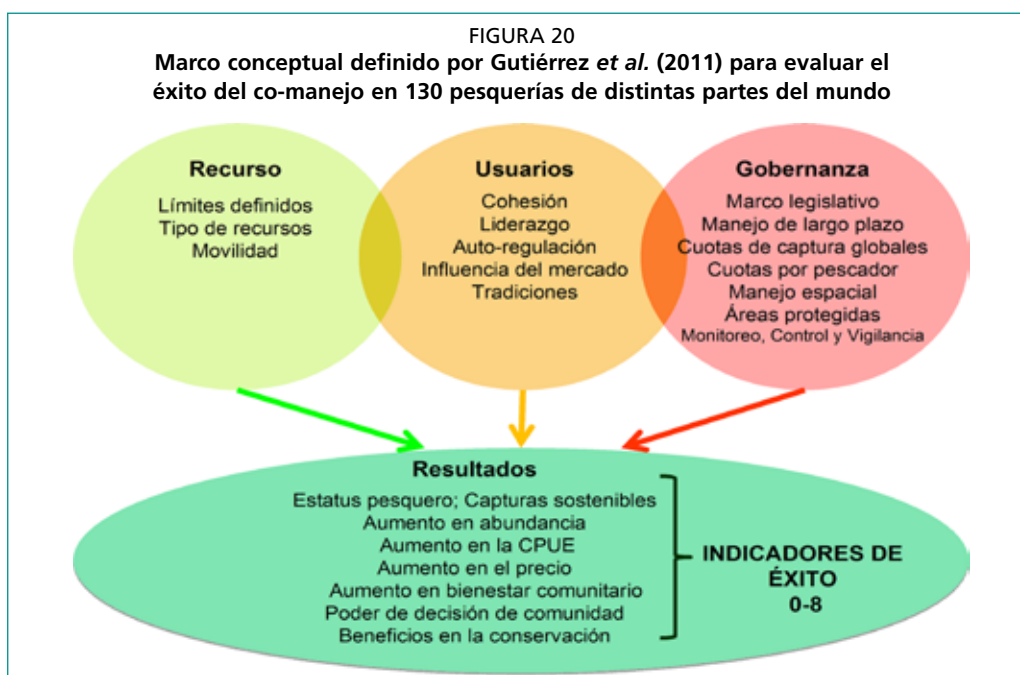
- 7) Compromiso para apoyar un proceso de desarrollo institucional a largo plazo. El éxito del co-manejo es más probable cuando las partes interesadas formalizan un acuerdo de proceso de co-manejo a largo plazo. Los compromisos de este tipo pueden proporcionar un grado de estabilidad relativa en el contexto de numerosos cambios y presiones de dentro y fuera del sistema. La existencia de políticas de Estado es un instrumento indispensable para generar estabilidad en el modo de gobernanza, lo cual es además un factor clave para la consecución exitosa de un EEP.
- 8) Oferta de formación, desarrollo de capacidades y recursos para todos los actores a nivel local, regional y nacional. La formación de los pescadores en conceptos prácticos en co-manejo (y también en EEP) es crucial para su buen desarrollo. Estas instancias de formación y difusión de información y conocimientos deben ser desarrolladas desde las fases de pre-implementación e implementación del co-manejo, dando lugar a la creación de un entendimiento común sobre el co-manejo y sobre su inserción en el marco del EEP, así como la forma de implementarlo a nivel local. Esto permite a su vez tomar decisiones colectivas sobre como se va a abordar el EEP, así como la información que debe ser generada y cómo. La academia juega un papel decisivo al difundir conceptos básicos de manera tal de que puedan ser asimilados en forma efectiva por la comunidad. La asimilación de la información por parte de la comunidad crea a su vez nuevos conocimientos, generando un marco adaptativo. Por otra parte, los grupos participantes del EEP generalmente no cuentan con los recursos necesarios, particularmente en países en vías de desarrollo. A nivel de las comunidades locales, en especial, es indispensable disponer de recursos que faciliten la colaboración en la toma de decisiones. Las entidades regionales y nacionales también deben contar con los recursos necesarios, debido a que el proceso de co-manejo se hace más complejo a medida que se aumenta la escala espacial del SES pesquero y en consecuencia de su gobernanza.
- 9) Apertura de los participantes para compartir y recurrir a una pluralidad de sistemas y fuentes de conocimiento. Tanto el conocimiento experto como el ecológico tradicional acumulado por muchos años por parte de las comunidades pesqueras juegan un papel esencial en la identificación del problema, su formulación y análisis. Existen importantes contribuciones a la comprensión del SES pesquero, la construcción de confianza y el aprendizaje, donde se reconoce la complementariedad entre el conocimiento experto formal y el conocimiento no experto. Este tópico es relevante al implementar un EEP (ver Capítulo 2), en especial en pesquerías de pequeña escala en países en vías de desarrollo, donde la insuficiente inversión en programas de investigación científica puede ser complementada por información aportada por el conocimiento de los pescadores, adquirido durante décadas y transmitido de generación en generación (FAO, 2014b).
- 10) Entorno regional y nacional con una política explícita de apoyo al co-manejo. El apoyo explícito de los procesos de colaboración y participación de múltiples partes interesadas mejorará el éxito del co-manejo. Este apoyo debe sustentarse y articularse a través de la legislación, aunque también es importante formalizar acuerdos y distribuir funciones entre los distintos niveles de organización, tal como fuera observado en el caso de la implementación del EEP. Además, el apoyo consistente a través del gobierno y diversas figuras del Estado aumentará la probabilidad de

éxito, fomentando objetivos claros, provisión de recursos y la devolución del poder (en diverso grado dependiendo del co-manejo a implementarse) a los actores locales. Esto muestra la realidad de la gestión pesquera como SES complejo, debido al aumento del número de posibles relaciones e interacciones, y por lo tanto la necesidad de cooperación y coordinación. Cuanto mayor sea la escala en la cual se implementará el co-manejo (Figura 16), más amplia será la participación, más engorroso el proceso y menor la gobernabilidad (McConney *et al.*, 2003)

Gutiérrez *et al.* (2011) evaluaron el éxito social, económico y ecológico del co-manejo en base al análisis de 130 pesquerías co-manejadas en una amplia gama de países con diferentes grados de desarrollo, ecosistemas, sectores de pesca y tipo de recursos (Figura 20), incluyendo atributos bio-socioeconómicos mencionados por Armitage *et al.* (2009) y Ostrom (2009).

El liderazgo fue identificado como el atributo más importante que contribuye al éxito del co-manejo, seguido de cuotas individuales o comunitarias, cohesión social y áreas protegidas (Figuras 21 y 22). Los mecanismos de autorregulación, las políticas de largo plazo y la historia de vida de los recursos fueron condiciones importantes pero menos relevantes que las primeras. Los resultados demostraron la importancia crítica de los líderes prominentes de la comunidad y la presencia de fuerte capital social, combinados con incentivos claros a través de cuotas de captura y beneficios derivados de la conservación de las áreas protegidas, en el éxito del co-manejo. Todos estos atributos son claramente influyentes en un EEP en general y trascienden los resultados de la aplicación de un modo de gobernanza determinado.

El éxito del co-manejo tuvo lugar cuando estuvieron presentes más de cinco atributos de manejo en forma simultánea (Figura 23). Esto reafirma el concepto de redundancia mencionado en el Capítulo 2, donde se menciona que el éxito del EEP derivará de la aplicación de diversas medidas operacionales de manejo aplicadas en forma simultánea, tales como vedas espaciales (temporales o permanentes) y restricciones en artes, tallas y especies, conjuntamente con el modo de gobernanza. Este concepto clave ha sido resaltado para pesquerías en pequeña escala (Caddy y Defeo, 2003). Esto implica que no alcanza con una mera implementación del co-manejo como modo de gobernanza para el éxito del EEP, sino que éste debe estar acompañado por la aplicación simultánea de otras medidas operacionales de manejo que optimicen los rendimientos generados por una pesquería. El bajo desempeño de atributos tales como el asesoramiento científico



y la presencia de un co-manejo institucionalizado, es analizado en el Capítulo 4, donde se desarrollan ejemplos de la aplicación del EEP en pesquerías específicas.

Los meta-análisis, tales como el mostrado anteriormente, pueden constituir herramientas muy útiles para evaluar la implementación del EEP. Han sido usados para evaluar otros instrumentos de manejo en particular, tales como las cuotas de captura u otros tipos donde se brinda privilegios de acceso a determinados grupos de pescadores (“catch share programs”, Costello *et al.*, 2008). Essington (2010) evaluó la hipótesis de que las cuotas de captura llevan a una mejor administración pesquera, incluyendo una mejora en aspectos ecológicos de los recursos explotados y una explotación económicamente más eficiente de los mismos. A tales efectos, los cocientes de repuesta (“response ratios”: Hedges *et al.*, 1999) son útiles para evaluar los resultados de estos meta-análisis (Maliao *et al.*, 2009; Essington 2010 y Defeo *et al.*, 2014). Los resultados de dichos análisis pueden promover cambios en las estructuras de los incentivos de manejo pesquero.

Algunos conceptos y aspectos metodológicos dirigidos a evaluar los beneficios derivados del EEP o de estrategias específicas de manejo merecen especial atención. En efecto, identificar y aislar los efectos de la implementación de una determinada estrategia de intervención de manejo de otros factores que operan en estos SES complejos es un desafío importante, particularmente en pesquerías de pequeña escala donde la disponibilidad de información es escasa o nula. Al respecto, dependiendo de la hipótesis a evaluar, es necesario disponer de “pesquerías control” (Essington, 2010) donde no se ha implementado la estrategia de manejo (EEP). Dado que dicha información casi nunca es derivada de experimentos controlados que incluyan tratamientos azarosos y grupos de control (p. ej. zonas de acceso abierto o pesquerías similares operando bajo un manejo centralizado donde no se implementó el EEP que puedan fungir como elementos contra-factuales), variables no controladas, desconocidas o no, incluyendo

FIGURA 21
Importancia de los atributos individuales de manejo (tamaño del círculo proporcional a su importancia) y su frecuencia de ocurrencia en las 130 pesquerías empleadas para evaluar el éxito del co-manejo a nivel mundial. Adaptado de Gutiérrez *et al.* (2011)

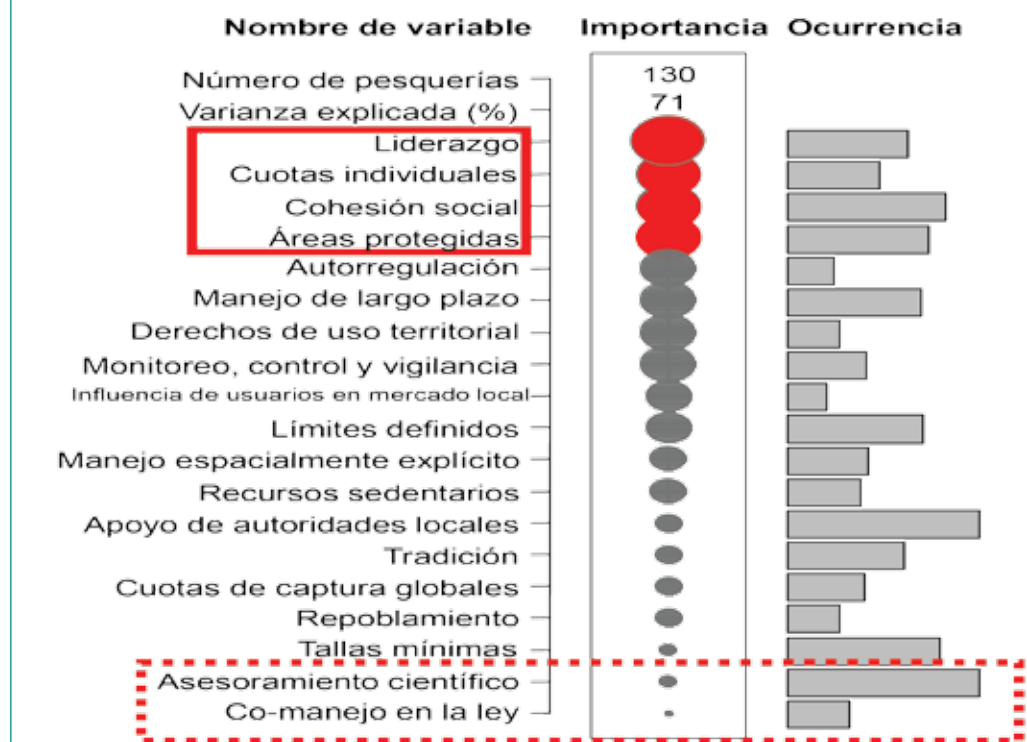
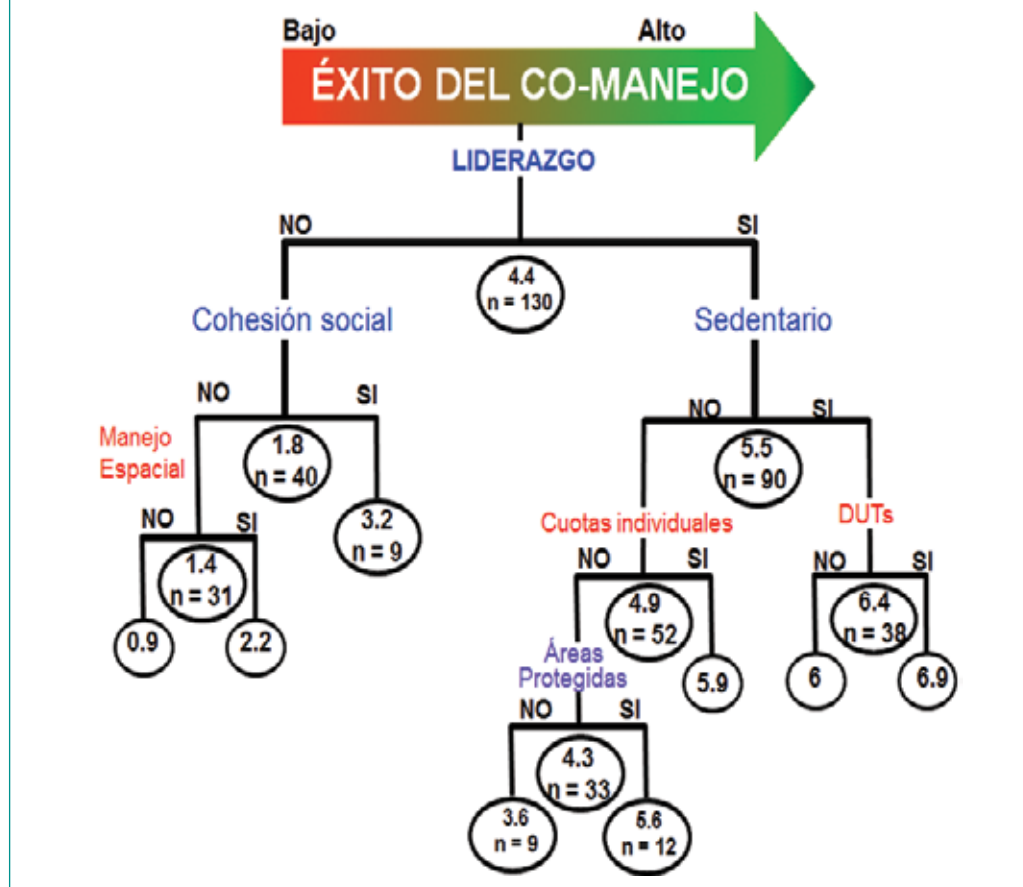
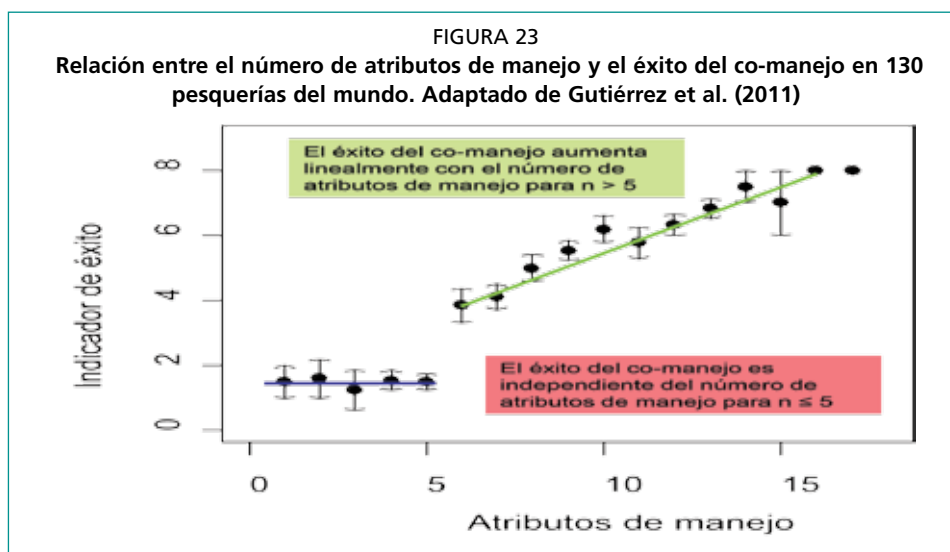


FIGURA 22

Árbol de regresión que muestra los atributos de co-manejo pesquero claves para su éxito. Se enumera en cada nodo el puntaje promedio de éxito y el número de pesquerías. Adaptado de Gutiérrez *et al.* (2011)



variables de contexto como las ambientales, pueden afectar la evaluación de hipótesis. En consecuencia, demostrar estadísticamente una conexión causal entre la estrategia de intervención y su éxito es problemática, pues en la mayoría de los casos se trata de estudios no experimentales en los cuales los tratamientos control y aleatorios no están siempre presentes. Asimismo, muchas veces no se dispone de información en periodos previos que permitan una comparación BACI (ver concepto desarrollado en este capítulo), por lo cual las aproximaciones estadísticas se limitan a comparaciones actuales (control vs. impacto, es decir, pesquerías de acceso abierto vs. pesquerías donde se implementó el EEP). Por tanto, una aplicación razonable, aunque limitada, consiste en comparar indicadores antes y después de la implementación del EEP, poniendo a prueba hipótesis mediante el uso de controles temporales (Castilla y Defeo, 2001; Defeo *et al.*, 2014). A pesar de que este tipo de comparaciones reflexivas sean menos apropiadas para evaluar el impacto de una estrategia de manejo específica, de un modo de gobernanza o del EEP, la situación de las pesquerías artesanales (calidad y cantidad de datos, idiosincrasia y singularidad de cada pesquería, diversidad de actores involucrados) restringen, ciertamente, el tipo de análisis a realizar. Tanto las comparaciones reflexivas como los controles construidos (es decir, otras pesquerías “similares” que pudieran ser utilizadas como control) constituyen diseños casi experimentales, que si bien pueden no considerarse una estrategia óptima, son válidos para ser llevados a la práctica. Es importante recalcar una vez más que la redundancia de indicadores bio-socioeconómicos facilita abordar distintas dimensiones de una problemática, lo cual permitirá evaluar los resultados de la implementación del EEP.



La percepción de los usuarios constituye otra forma válida y eficaz para evaluar el resultado del co-manejo en particular o bien del EEP en términos generales (Gelcich *et al.*, 2008b). Se evaluó el desempeño del manejo costero basado en la comunidad en 16 sitios de Filipinas mediante un meta-análisis y la evaluación de los cocientes de respuesta de ocho indicadores que representaron las percepciones de los usuarios de los recursos locales (Maliao *et al.*, 2009). Si bien los usuarios percibieron un impacto positivo significativo, el desempeño de cada uno de los indicadores no fue contundente. Aunque los programas de manejo comunitario de los sistemas costeros fueron percibidos como eficaces en las atribuciones de poder de las comunidades pesqueras locales, esta forma de intervención no generó una percepción positiva sobre el estado de los recursos pesqueros locales. Bajo una óptica similar pero empleando otras aproximaciones metodológicas, Gelcich *et al.* (2009) emplearon percepciones de distintos usuarios en la evaluación de programas de manejo ecosistémico costero en localidades de cuatro países de América del Sur (Argentina, Chile, Perú y Uruguay). Al igual que en el ejemplo anterior, estos autores mostraron que los patrones de respuesta variaron entre sitios y entre actores relevantes en el desarrollo de estos planes de manejo, incluyendo autoridades, academia, ONG, el sector turístico, agropecuario y pesquero. En consonancia con los principales conceptos desarrollados en este documento, ambos ejemplos ponen de relieve la importancia de considerar aspectos ecológicos y socioeconómicos para el desarrollo de un EEP, así como la necesidad de incluir a los actores relevantes desde el comienzo de la implementación de este enfoque.

4. ENFOQUE ECOSISTÉMICO PESQUERO EN PESQUERÍAS DE PEQUEÑA ESCALA EN AMÉRICA LATINA

Es difícil encontrar casos de pesquerías en pequeña escala en América Latina donde se mencione en forma explícita que se implementó un EEP. Sin embargo, muchas pesquerías exitosas en el tiempo han seguido las principales etapas del proceso de generación y aplicación del EEP detalladas en la Figura 6, que abarcan desde la definición de objetivos de alto nivel hasta el monitoreo y evaluación del desempeño de un plan de manejo específico para una pesquería determinada. Es importante remarcar que si bien los principios de EEP no han sido formal y explícitamente incluidos en muchos planes de manejo, la existencia de políticas nacionales y objetivos locales de ordenamiento pesquero, así como de estrategias particulares para su consecución, permite establecer una analogía con el EEP. Algunas estrategias particulares incluyen la planificación “bottom-up”, el establecimiento de planes de manejo sitio-específicos y el logro de consensos entre actores relevantes en diferentes instancias de la generación e implementación de dichos planes (Gelcich *et al.*, 2009).

Si bien es cada vez mayor la evidencia de los beneficios generados por la implementación del EEP y del co-manejo como el modo de gobernanza empleado para desarrollarlo, son escasas las aplicaciones que han sido validadas bajo un enfoque científico riguroso. Esto es evidente en el caso del EEP, quizás por ser más reciente que el co-manejo. Cuando este último ha sido implementado, las estructuras de manejo han diferido diametralmente, lo cual dificulta la generación de criterios generales de aplicación derivados de un cuerpo básico común de lecciones aprendidas (Begossi, 2010; Defeo y Castilla, 2005, 2012; Salas *et al.*, 2011; Basurto *et al.*, 2013). Esto es especialmente relevante, dada la actual crisis de confianza en el sub-sector pesquero artesanal, no solo en cuanto a las estructuras de gobernanza sino a todo el ciclo de manejo del sistema pesquero, donde se cuestiona inclusive la rigurosidad y legitimidad del conocimiento científico. Lo anterior es aún más importante en algunos recursos con alto precio en un mercado internacional cada vez más globalizado, como los invertebrados costeros (Defeo y Castilla, 2012).

Tal como ha sido mencionado a lo largo de este documento, la participación de los usuarios es un elemento crítico durante todas las etapas del EEP (Figura 6). Dicha participación es especialmente efectiva si se formalizan modos de gobernanza donde los usuarios estén identificados y claramente incluidos en el marco del EEP, y por tanto el co-manejo emerge como el modo de gobernanza idóneo para cumplir con los fines a los cuales el EEP ha sido concebido. Es decir, el co-manejo es factible de ser integrado en el EEP debido a la propia filosofía de ambas aproximaciones y a la compatibilidad en muchos de sus principios básicos, que incluyen:

- 1) la participación de los usuarios en todo el proceso de manejo y la promoción de integración entre los diferentes sectores que componen un SES pesquero bien definido en las escalas relevantes;
- 2) la consecución de la integridad del sistema pesquero en sus aspectos ecológicos y socioeconómicos;
- 3) la asignación de derechos de pesca y propiedad sobre el recurso pesquero;

- 4) la implementación de diferentes herramientas de manejo para lograr los objetivos trazados en los planes de manejo, incluyendo un marco de redundancia en las medidas de regulación y criterios de evaluación de su desempeño;
- 5) la naturaleza dinámica y adaptativa de ambos conceptos.

En este capítulo se proveen algunos ejemplos cercanos a la aplicación del EEP en pesquerías en pequeña escala de América Latina (Cuadro 5). Se evidencian en las pesquerías de invertebrados; y las pesquerías que cuentan o han contado con la formal o informal implementación del co-manejo como modo de gobernanza, teniendo en cuenta que el EEP necesariamente debe incluir una consulta continua a los actores principales, lo cual aumenta la sinergia entre el EEP y el co-manejo. Se evalúan ventajas y debilidades como resultado de la implementación de esquemas de manejo que contemplaron aspectos relacionados con el EEP o enfoques similares, así como las estructuras idóneas que pudieran llevar este enfoque a jugar un papel protagónico en América Latina.

CUADRO 5

Características generales de los esquemas institucionales y operacionales de manejo en las pesquerías de pequeña escala analizadas en este capítulo. En el caso de Uruguay se consideran dos periodos de análisis (ver texto para detalles)

	Brasil	Chile	Galápagos (Ecuador)	México	Uruguay	
					1990-1994	2008-2014
Objetivos normativos de alto nivel	Sí	Sí	Sí	Sí	No	Sí
Instrumentos legislativos	Sí	Sí	Sí	Sí	No	Sí
Plan de manejo	Sí	Sí	Sí	Sí	No	Sí
Periodo de transición	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Unidad funcional de manejo (ejemplos)	RESEX	AMERB	No	Campos	No	UFMEP
Año de implementación	1992	1993	1997-2002	1969	1988-90	2007-08
Planes de manejo	Sí	Sí	Sí	Sí	No	Sí
Modo de gobernanza	Co-manejo cooperativo	Co-manejo cooperativo	Co-manejo cooperativo	Co-manejo consultivo	Co-manejo instructivo	Co-manejo consultivo
Organización social	Varios	Uniones	Cooperativa	Cooperativa	Familias	Grupos
Cuotas globales de captura	No	Sí	Sí	No	Sí	Sí
Cuotas individuales por organización o pescador	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí
Derechos de uso territorial	Sí	Sí	No	Sí	Sí	Sí
Manejo espacialmente explícito	Sí	Sí	No	Sí	No	Sí
Tallas mínimas de captura	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí

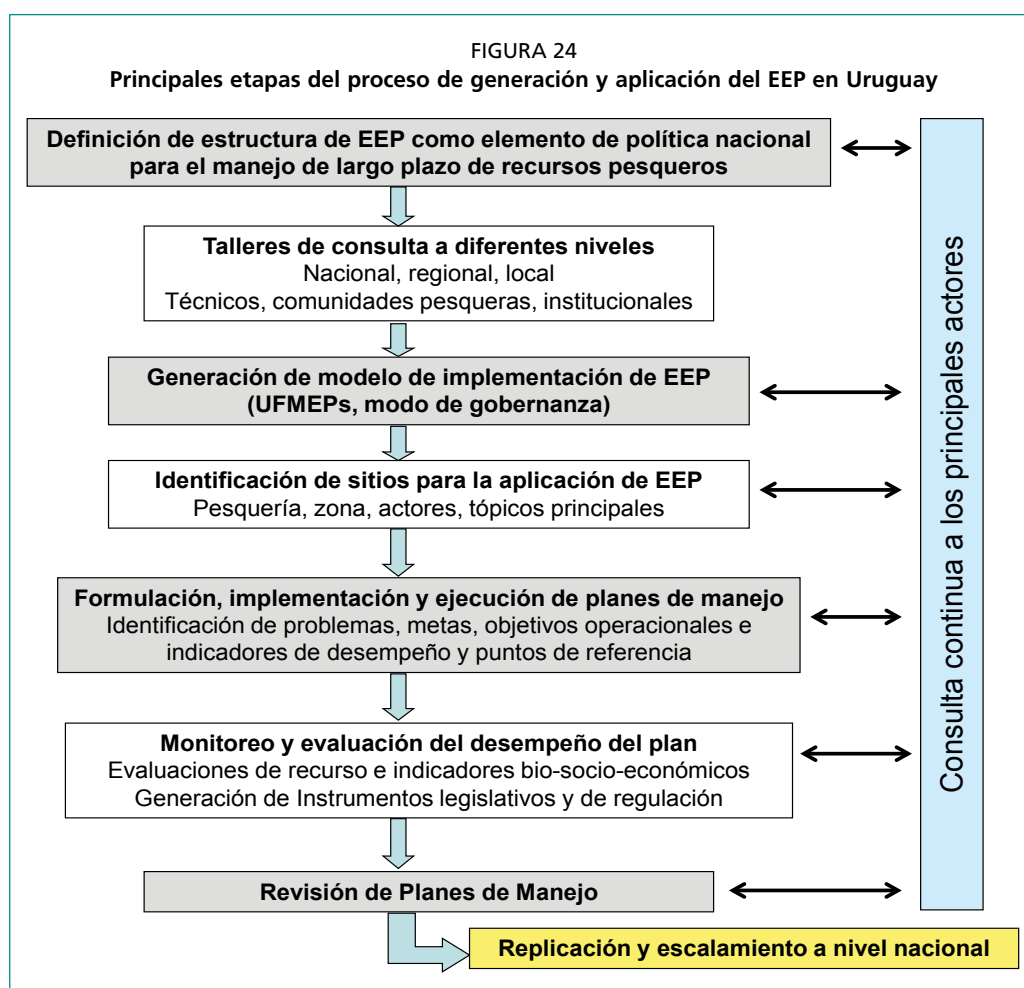
4.1 URUGUAY

4.1.1 Objetivos normativos de alto nivel

La generación de un EEP requiere de la formalización en la política pesquera nacional (Figura 6). A partir del año 2005, Uruguay, miembro signatario de la CBD, comienza una estrategia dirigida a generar una política a largo plazo en el manejo de los recursos pesqueros. A tales efectos elaboró en 2005-2006, un Programa de Gestión Pesquera

entre la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Uno de los objetivos de dicho Programa fue el reordenamiento de la pesca de pequeña escala, incluyendo la implementación de un modo de gobernanza definido (co-manejo) en el EEP a desarrollar (Figura 24). Los pasos iniciales incluyeron mecanismos de concertación con actores relevantes y concientización de la necesidad de promover un EEP como parte de la política de Estado. Los lineamientos básicos, objetivos principales y actividades del EEP mantienen vigencia en la actualidad (2014), es decir, la política pesquera en lo referido a pesquerías de pequeña escala fue consistente con los objetivos trazados durante los nueve años transcurridos.

La iniciativa detallada anteriormente permitió la generación del proyecto “Desarrollo de una aproximación ecosistémica para el manejo de recursos acuáticos de Uruguay”, financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF por su sigla en inglés), implementado por FAO y ejecutado por DINARA. Dicho proyecto contó con el interés tácito del gobierno uruguayo de desarrollar un EEP como forma de revertir, en la medida de lo posible, la situación que atravesaba la pesca artesanal de Uruguay (Figura 24). La fase inicial incluyó: a) el desarrollo de talleres con los actores principales del sector; b) la elección del modelo de gestión pesquera para la implementación de un EEP; c) la selección de los sitios piloto para ejecutar dicho modelo; y d) la formalización de la participación de las comunidades locales en la implementación del EEP. Como resultado de los talleres de discusión en diversos ámbitos, se desarrolló un concepto clave para la implementación del EEP en Uruguay, basado en la creación de Unidades Funcionales de Manejo Ecosistémico (UFMEP, ver Capítulo 2) en los sitios piloto a ser seleccionados en una instancia inmediata. Las UFMEP incluían AMP en sentido



amplio (p. ej. diferentes categorías de manejo) y su área de influencia (que incluyó puertos o asentamientos de pescadores que operan en la zona).

La selección del modelo de gestión (UFMEP) y la visión del organismo estatal acerca de las políticas de manejo y conservación, fueron tomadas en cuenta para la implementación del EEP. Por ejemplo, los conceptos de “ecosistema”, “co-manejo” y “consejos locales” formaban parte de la visión de una política de largo plazo por parte del Gobierno Nacional y fueron discutidos desde el comienzo con los actores relevantes. Como resultado, estos conceptos fueron incluidos en la Ley de Pesca Responsable y Fomento de la Acuicultura (Ley N° 19.175), aprobada en 2013. Esta retroalimentación positiva entre científicos, consultores, abogados y los que toman decisiones, en conjunto con los acuerdos generados con las comunidades pesqueras locales, facilitaron la adecuación del marco normativo y fortalecieron la implementación del EEP en el Uruguay.

La selección de los sitios piloto tuvo en cuenta criterios científicos, sociales y políticos. Entre los criterios científicos se tuvo en cuenta la disponibilidad de información histórica, así como la factibilidad de recabarla de fuentes primarias y secundarias para la evaluación de los planes de manejo. Algunos aspectos sociales consistieron en la historia y tradición de las comunidades locales en el desarrollo de actividades de pesca artesanal, su cohesión actual o potencial para emprender un EEP que incluía de forma central al hombre en la toma de decisiones, y su relación con la administración pesquera. Uno de los sitios piloto para la implementación del EEP fue la franja costera La Coronilla-Barra del Chuy, Rocha, donde se desarrolla la pesquería de la almeja amarilla *Mesodesma mactroides*.

4.1.2 La almeja amarilla *Mesodesma mactroides*

Mesodesma mactroides es un molusco bivalvo de corta vida (< de 4 años) que habita playas arenosas a lo largo de la costa atlántica en Brasil, Uruguay y Argentina (Fiori y Defeo, 2006). Este bivalvo ha sido explotado artesanalmente por medio de palas y a mano en estos tres países, en especial desde la década de 1940 (Defeo, 2003). En Uruguay (Cuadro 5), la almeja amarilla se encuentra principalmente en 22 km de playa (Barra del Chuy). A partir de 1994 se sucedieron mortandades masivas que diezmaron el recurso en todo su rango de distribución (Ortega *et al.*, 2012; Defeo *et al.*, 2013). La pesquería en Uruguay fue cerrada entre 1995 y 2008, cuando el recurso empezó a mostrar signos de recuperación. En 2008, la pesquería fue reabierto como un sistema de co-manejo, con base en una experiencia exitosa previa de este modo de gobernanza, implementado entre 1989 y 1994 (Defeo, 1996; ver Cuadro 6). Simultáneamente, se implementó un EEP (Defeo, 2014), siendo uno de los pocos ejemplos de pesquerías de pequeña escala en las cuales se implementó formalmente un EEP en un contexto de política gubernamental.

El Plan de Manejo de la UFMEP se planteó como un documento rector y flexible, producto de un proceso participativo entre los actores locales, la academia y las autoridades. Los indicadores seleccionados para su evaluación (ver ejemplos en Capítulo 2) fueron ecológicos (biomasa, tallas, riqueza de especies), pesqueros (CPUE) y socioeconómicos (precios, retornos económicos por pescador), pudiendo incluir eventualmente puntos de referencia derivados de la aplicación de modelos y reglas de decisión simples. También se incluyeron variables de contexto ambiental. La evaluación del desempeño de cada indicador fue continua y periódicamente actualizada.

Se implementaron diferentes estrategias de manejo en acuerdo con la comunidad pesquera local, incluyendo: a) un límite en la captura mensual total para la época estival de máxima demanda del recurso para su consumo en balnearios; b) un número limitado de permisos de pesca asignados a pescadores locales con extensa trayectoria en la actividad; c) una cuota individual por pescador; d) una talla mínima

comercializable; d) un sistema de zonificación espacial con límites precisos y acotados que distinguió zonas de pesca de zonas de recreación turística (Figura 25). Asimismo, se promovió la participación activa de las comunidades locales en programas de recolección de información biológico-pesquera, así como también en el apoyo del MCV de las regulaciones implementadas. El hecho de que las medidas de manejo fueran consensuadas entre la autoridad y la comunidad local aumentó la eficiencia de su MCV, disminuyendo al mismo tiempo los costos de dicha actividad, lo cual cobra especial significación dado que las agencias de manejo (DINARA) y fiscalización (Sub-Prefectura Nacional Naval) poseen un presupuesto reducido para cubrir dichas actividades. En esta fase juega un papel importante el Consejo Pesquero Local, figura legal amparada en la Ley, que constituye un mecanismo de consulta para lograr acuerdos entre los actores relevantes. La implementación de acuerdos internos en las comunidades pesqueras ha constituido un instrumento formal de participación. En tal sentido, las Cartas de Acuerdo generadas por la comunidad han producido un efecto catalizador de las medidas de manejo pesquero, y además han permitido establecer consensos en cuanto a, por ejemplo, los precios de comercialización de los productos pesqueros.

La evaluación del EEP en la pesquería de almeja amarilla se realiza en la actualidad mediante indicadores cuantitativos y a través de la percepción de los pescadores acerca del funcionamiento de la UFMEP. En lo concerniente a los indicadores, se han detectado tendencias positivas en los indicadores ecológico-pesqueros (Defeo, 2014), aunque la serie de tiempo disponible no permite arribar a resultados concluyentes. No obstante, se han observado incrementos en la abundancia, la CPUE, los retornos económicos por pescador y mejoras sustanciales en la trazabilidad y la calidad del producto. En

FIGURA 25
Zonificación consensuada del sitio La Coronilla-Barra del Chuy (Rocha, Uruguay) mostrando las zonas de pesca y aquellas destinadas a uso recreativo



este tópico específico, el porcentaje del producto destinado a carnada disminuyó a un mínimo, mientras que el producto destinado al consumo humano mostró un aumento importante y sostenido hacia el final del período de la implementación del EEP, hasta superar el 65 por ciento de las capturas totales (Gianelli, 2014). Otros indicadores permanecieron estables (p. ej. talla de las almejas). Asimismo, la zonificación de las actividades turísticas y pesqueras ha sido cumplida con el apoyo de las autoridades y de las comunidades locales, jugando un papel importante la adecuada difusión de esta estrategia a nivel local y regional (Figura 25). La generación de información por parte de la comunidad local y aquella derivada de los planes de investigación de la agencia de manejo (DINARA) y de proyectos de investigación conjuntos con la academia (Universidad de la República), ha sido clave para implementar instrumentos de manejo, así como para el monitoreo y evaluación del Plan de Manejo. La percepción de los pescadores acerca del EEP, evaluada a través de cuestionarios semi-abiertos dirigidos a evaluar diversos aspectos del Plan de Manejo y de la organización social, muestra en principio resultados alentadores.

Un componente importante relacionado con el EEP estuvo dado por la implementación de mecanismos amplios de difusión a otros actores de la sociedad, de manera de crear conciencia acerca de la importancia que tiene esta actividad en el manejo de recursos y en la conservación de la biodiversidad. En este contexto, la difusión a diferentes niveles de enseñanza (primaria, secundaria y terciaria) y en la sociedad civil incluyeron los elementos centrales del EEP implementado en los sitios piloto, transmitidos a través de diferentes medios audiovisuales. Otro elemento importante para afianzar la conciencia de la importancia de un EEP estuvo en la difusión a nivel nacional de los logros alcanzados por la implementación del EEP. De esta manera, a través de una campaña de prensa conteniendo los testimonios de los pescadores de los sitios piloto, se logró transmitir la importancia del enfoque y cómo pueden verse beneficiados en su actividad (Defeo, 2014).

4.1.3 El impacto de agentes externos

Los efectos negativos del cambio climático en la pesquería de la almeja amarilla incluyen el incremento de la temperatura superficial del agua de mar que ha generado mortandades masivas (Ortega *et al.*, 2012) así como un aumento de la intensidad y periodicidad de vientos hacia la costa, que reduce el número de días efectivos de pesca (Defeo *et al.*, 2013, Gianelli, 2014). Estos efectos han generado conciencia en la autoridad y en los usuarios, y por tanto el monitoreo es constante. Estos efectos negativos de la variabilidad climática en general, y del cambio climático en particular, han sido documentados para varias pesquerías en pequeña escala en América Latina (Badjeck *et al.*, 2009; Riascos *et al.*, 2009; Defeo *et al.*, 2013). El incremento en la ocurrencia, intensidad y periodicidad de mareas rojas, asociadas o no con el cambio climático, ha disminuido sensiblemente el número de días efectivos de pesca, debido a que DINARA clausuró la pesquería cuando ocurría dicho fenómeno. En 2014 la pesquería estuvo cerrada más de dos meses por dicho fenómeno, coincidiendo con el período de mayor demanda (verano).

La importación de mariscos también ha afectado la subsistencia económica de la comunidad local. Las condiciones favorables del mercado llevaron a un aumento exponencial de la importación de moluscos bivalvos congelados. La demanda de almeja amarilla cayó, ya que los minoristas y los consumidores optaron por productos del mar importados más baratos, y por lo tanto el producto local fue desplazado en parte del mercado. La comunidad local reaccionó y con el apoyo del Estado, mediante la diversificación de los productos pesqueros, tuvo éxito en la venta de almejas vivas frescas para consumo humano, especialmente en balnearios costeros (Defeo, 2014).

Si bien se ha desarrollado cierta capacidad institucional adaptativa para contender con estos agentes externos, los mismos aún representan amenazas latentes para la comunidad local.

4.2 CHILE

4.2.1 Objetivos normativos de alto nivel

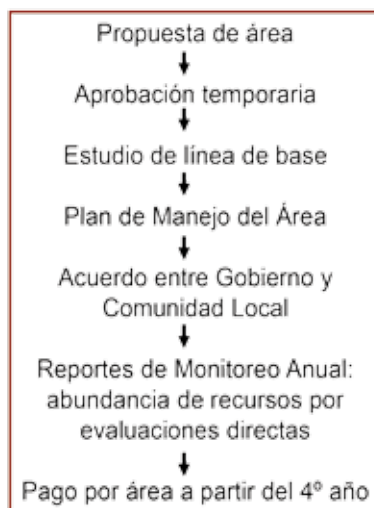
El colapso de varios stocks pesqueros, los procesos sociales (incluyendo el aprendizaje y la comunicación entre pescadores y científicos acerca de la dinámica de los ecosistemas) y las fuertes redes sociales (resultado del proceso de transición a la democracia en Chile a fines de la década de 1980 y principios de los años 90) proporcionaron elementos críticos para una transformación de la gobernanza de los recursos pesqueros en Chile (Gelcich *et al.*, 2010). Esto reafirma los conceptos vertidos en el Capítulo 2 acerca de la existencia de coyunturas críticas a partir de las cuales tanto la gobernanza como las políticas de ordenación se orientan hacia nuevas alternativas (Olsson *et al.*, 2008). En 1991 se aprobó la Ley de Pesca y Acuicultura N° 18.892, la cual diferenció los subsectores artesanal e industrial, estableció un esquema de zonación de ambas flotas a efectos de disminuir potenciales interdependencias tecnológicas y reformó los sistemas de acceso a los recursos pesqueros, introduciendo esquemas de zonación y derechos de uso (Castilla, 2010).

La ley incluyó una moratoria a la entrada de pescadores a pesquerías bentónicas de pequeña escala, así como cuotas de captura, clausuras espaciales y temporales y, en especial, el establecimiento de Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB) (Castilla, 1994). Dichas áreas, que conforman un esquema especial de asignación de DUT, fueron asignadas exclusivamente a comunidades artesanales organizadas mediante derechos de uso no transferibles (Castilla, 1994; Castilla y Fernández, 1998). Las AMERB pueden considerarse el instrumento de manejo más innovador incluido en la ley. Considerando todos los instrumentos de manejo incluidos en el marco legal, así como los objetivos a largo plazo estipulados a nivel nacional, esta revolución en el sector pesquero chileno es considerada en este documento como un análogo al EEP, y las AMERB pueden ser equiparadas a un caso especial de UFMERB. El sistema de evaluación del desempeño de las AMERB cuenta con una importante participación de la comunidad pesquera. En cada AMERB se realizan evaluaciones de stock y en base a éstas se determinan cuotas de extracción decretadas por la autoridad, en conjunto con otras medidas de manejo (Figura 26). Por esto, la responsabilidad en el diseño e implementación de los planes de manejo en cada AMERB, así como los sistemas de evaluación del recurso y de MCV son compartidas entre la autoridad gubernamental y las comunidades pesqueras.

4.2.2 Las pesquerías bentónicas como caso específico de análisis

Concholepas concholepas, “loco”, es un gasterópodo cuya distribución se restringe a las costas rocosas de Chile y sur de Perú. Económicamente es uno de los invertebrados más importantes de Chile, siendo extraído por más de 20 000 pescadores, incluyendo buzos profesionales “hookah” y un número desconocido de buzos a resuello y mariscadores que extraen el recurso durante mareas bajas en el litoral (Durán *et al.*, 1987). Luego de la sobreexplotación del loco *C. concholepas* (durante la década del 1980), fue impuesta la clausura de la pesquería en todo Chile entre 1989 y 1992 como resultado de la implementación de la Ley General de Pesca y Acuicultura. Actualmente, las AMERB constituyen las únicas zonas legales donde se permite la extracción de “loco” en Chile (Castilla *et al.*, 1998, 2007; Leiva y Castilla, 2002).

FIGURA 26
Etapas para la concesión de Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos en Chile, institucionalizadas en la ley chilena. En la actualidad se cuenta con casi 700 áreas en plena operación, con planes de manejo aprobados (Castilla, 2010).



La implementación del marco normativo a nivel nacional y la consecuente inclusión de las AMERB junto con otras medidas operacionales de manejo (Castilla *et al.*, 1998, 2007; Defeo y Castilla, 2005; Defeo *et al.*, 2014), trajeron aparejados los siguientes beneficios:

- 1) la CPUE del loco aumentó en el tiempo durante la fase de AMERB (1994-2012) con respecto a la fase de acceso abierto (1982-1992), así como en comparación con zonas de acceso abierto existentes;
- 2) la captura total efectuada durante la fase de AMERB en todo Chile fue baja, sostenible y a niveles similares a aquellos efectuados en la fase inicial de desarrollo pesquero;
- 3) el esfuerzo pesquero disminuyó en las AMERB;
- 4) las tallas individuales extraídas por los pescadores se mantuvieron estables en el tiempo, no solo en el caso del loco sino también en otros recursos extraídos por la comunidad pesquera tales como el erizo (*Loxechinus albus*) y diversas especies de lapas (*Fissurella* spp.), las cuales a su vez fueron mayores que en zonas de acceso abierto (Castilla y Fernández, 1998);
- 5) el precio unitario pagado por el producto se incrementó significativamente en las AMERB con respecto a aquellos logrados por los pescadores en áreas de acceso abierto. Como consecuencia de lo anterior, los retornos económicos por unidad de esfuerzo aumentaron sensiblemente durante este nuevo régimen normativo;
- 6) la riqueza de especies, biomasa y densidad de macroinvertebrados y peces fue mayor en AMERB y en AMP que en áreas de acceso abierto, generando comunidades faunísticas más diversas (Gelcich *et al.*, 2012).

Este estudio mostró que áreas de acceso abierto y AMERB con bajos niveles de cumplimiento de las medidas de manejo tuvieron menores densidades de invertebrados de importancia comercial que en AMERB con estricto cumplimiento de dichas normas y en AMP. Los resultados sugieren que las AMERB han resultado un instrumento adicional de conservación de la biodiversidad, es decir, que conjugan un uso sustentable de los recursos con la conservación de los ecosistemas y por tanto pueden ser consideradas como unidades funcionales que han catalizado la implementación de un EEP. La respuesta sistemática positiva de los indicadores pesqueros bioeconómicos tiene un importante sustento en el desarrollo e implementación de medidas de manejo

acordadas entre las autoridades y las comunidades locales que poseen las AMERB, en un marco de gobernanza definido por el co-manejo del recurso. En consecuencia estas tendencias positivas son el resultado de múltiples herramientas operacionales de manejo y de un marco de gobernanza dado que, en su conjunto, generan un marco de redundancia en el esquema de manejo (Caddy y Defeo, 2003).

A pesar de que las AMERB fueron concebidas inicialmente como una estrategia para el manejo del “loco”, las otras pesquerías de invertebrados referidas anteriormente son objetivos de pesca alternativos a dicho recurso. En consecuencia, los pescadores tienen la habilidad para manejar sus portafolios individuales por medio de la diversificación de sus capturas en una variedad de recursos bien conservados en sus áreas, mediante el empleo de artes de pesca adecuados.

La implementación de las AMERB ha demostrado el logro de objetivos ecológicos, económicos y sociales, siguiendo criterios y etapas definidas en un EEP. En tal sentido, se suscitó un cambio radical en el modo de gobernanza y se implementaron diversos instrumentos de manejo en un marco participativo concebido desde la fase inicial de la generación de una política nacional hasta la planificación de evaluaciones y recolección de información en un contexto sitio-específico (Castilla y Defeo, 2001; Gelcich *et al.*, 2010). En la actualidad, más de 700 AMERB han sido asignadas a asociaciones de pescadores en pequeña escala en todo Chile. En consecuencia, la institucionalización del co-manejo como modo de gobernanza, la combinación de derechos de propiedad espacial, el establecimiento de cuotas de captura y otras medidas operacionales, generaron un marco de manejo similar al teóricamente concebido para el desarrollo de un EEP (ver Figura 6) que impactó positivamente en los recursos pesqueros, en las comunidades pesqueras locales y en los ecosistemas (Castilla, 2010). Por tanto, esta aproximación desarrollada en Chile para pesquerías en pequeña escala es un ejemplo exitoso que muestra que la colaboración entre el gobierno y los usuarios es una estrategia esencial y necesaria en todas las etapas de concepción de planes de ordenamiento en estos SES complejos. En particular, el rol asignado a las comunidades pesqueras en la implementación de las estrategias de manejo ha facilitado el logro de objetivos comunes para las comunidades y el gobierno, y al mismo tiempo ha permitido más libertad a los pescadores para ajustar su forma de vida. La adopción de un marco flexible permite generar una mayor capacidad de adaptación del sistema de manejo y gobernanza a las tradiciones, usos o necesidades locales, permitiendo un sistema dinámico de aprendizaje sobre la marcha (Aburto *et al.*, 2013).

El éxito del sistema de las AMERB en Chile para el caso de la pesquería de “loco” dio lugar a su aplicación generalizada en diferentes recursos bentónicos con marcadas diferencias en su historia de vida, incluyendo la almeja *Mesodesma donacium* (conocida como “macha”), que habita el intermareal y submareal somero de playas arenosas. Esta especie constituye una metapoblación con una fase larval planctónica dispersiva que impone incertidumbre en la capacidad de repoblamiento de los bancos de poblaciones locales residentes en el bentos. En este caso se implementó un sistema de AMERB en la bahía de Tongoy en 1998 (Aburto y Stotz, 2013). Sin embargo, la pesquería colapsó después de tres años de éxito, debido a la falta de reclutamiento y a altos niveles de mortalidad natural que fueron atribuidas principalmente a los eventos de mortandades masivas que tuvieron lugar en el norte de Chile y Perú (Riascos *et al.*, 2009; Ortega *et al.*, 2012; Aburto y Stotz, 2013). Como resultado, los pescadores pasaron a otras actividades económicas o bien cambiaron de pesquería. Si bien el recurso mostró una moderada recuperación entre 2009 y 2010, como las capturas eran mucho más bajas que aquellas registradas en el sistema AMERB, la comunidad local perdió el interés en mantener el acuerdo de co-manejo (Aburto y Stotz, 2013; Aburto *et al.*, 2014). Esto demuestra que aún en el caso de sistemas exitosos como las AMERB, es necesario desarrollar planes específicos de manejo de acuerdo al recurso analizado (Figura 6 en Capítulo 2) en las etapas de concepción y desarrollo del EEP. En este contexto, es

imprescindible establecer en forma clara una correspondencia entre las escalas propias de la historia de vida de los recursos, del proceso pesquero, de los planes de manejo y de los modos de gobernanza (Defeo y Castilla, 2012).

4.2.3 El impacto de agentes externos

Muchos recursos bentónicos chilenos objeto de explotación en pequeña escala son muy valorados en los mercados nacionales e internacionales, en especial el recurso “loco”. El hecho de estar insertado en los mercados globales hace que las fluctuaciones en el precio del producto a nivel internacional puedan afectar los ingresos económicos de las comunidades locales. Por ejemplo, la crisis financiera global de la primera década del 2000 contrajo el consumo de este tipo de productos en los Estados Unidos y la Unión Europea, los cuales constituyen importantes mercados para muchos productos derivados de la explotación en pequeña escala en América Latina (Ortega *et al.*, 2012, Defeo *et al.*, 2013). La caída drástica en la demanda afectó los precios y el desempeño económico del “loco” en Chile (Castilla, comunicación personal), lo cual muestra la fuerte dependencia de la globalización de los mercados.

4.3 MÉXICO

4.3.1 Objetivos normativos de alto nivel

Los invertebrados bentónicos costeros (p. ej., camarones, ostras, abalones y langostas) que sustentan pesquerías de pequeña escala de México, han sido prioritariamente explotados por cooperativas, a las cuales se les ha otorgado derechos exclusivos para su extracción por medio de la Ley Federal de México de 1947. Aún cuando en 1992 se hicieron modificaciones a la ley que permite que todas aquellas organizaciones (no solo cooperativas) que han demostrado buenos resultados puedan aplicar para una concesión, las cooperativas continúan siendo el primer componente de extracción (Orensanz *et al.*, 2013). Los derechos sobre estos recursos de alto valor unitario en el mercado son conferidos por 20 años, y son renovables en la medida que se cumplan con las regulaciones y de que existan evidencias de una productividad sostenida en la(s) especie(s) objetivo. Las medidas de manejo siguen siendo tomadas por el Estado bajo un esquema centralizado. No obstante lo anterior, en México la asignación de derechos a las cooperativas no ha garantizado su éxito.

4.3.2. La langosta espinosa *Panulirus argus* en Punta Allen (Quintana Roo)

La langosta espinosa *Panulirus argus* de la Península de Yucatán es objeto de una de las pesquerías en pequeña escala de langostas más importantes a nivel mundial. La langosta espinosa *P. argus* tiene una amplia distribución, encontrándose en islas oceánicas, bancos submarinos y plataforma continental del Atlántico, desde Carolina del Norte, EUA y Bermudas hasta Río de Janeiro (Brasil) a través de Centroamérica y las Antillas. México ocupa un sitio de privilegio en la pesca de langosta espinosa a nivel regional. En los últimos años, la exportación de langosta ha generado ingresos anuales que se acercan a los 30 millones de dólares EE.UU., siendo uno de los principales productos de México en cuanto a ingresos por exportaciones.

La pesquería de langosta que se desarrolla en la Bahía de la Ascensión, Punta Allen, por medio de la Cooperativa Vigía Chico (CVC), aporta los mayores volúmenes de captura del Estado de Quintana Roo, en el Caribe Mexicano. La CVC ha sido catalogada como un ejemplo de éxito en esquemas de manejo y gobernanza a nivel mundial (Defeo y Castilla, 2005; Sosa-Cordero *et al.*, 2008; Orensanz *et al.*, 2013). El éxito de la CVC ha sido atribuido a la asignación de DUT entre los miembros de la misma,

quienes dividieron el área de pesca de unos 324 km² en “campos” individuales de unos 0,5 a 3,0 km² de extensión. Estos campos, asignados en general a familias con histórica participación en la pesquería, son heredables y han variado en número entre 150 (Seijo, 1993) y 101 (Orensanz *et al.*, 2013). Más allá de esta asignación interna de derechos de propiedad, la toma de decisiones formal es prerrogativa gubernamental, por lo cual se considera que el esquema de co-manejo es, en realidad, consultivo, aún cuando la reasignación de DUT es iniciativa de la cooperativa. Los DUT están complementados con otras herramientas operacionales de manejo que incluyen una temporada de pesca restringida entre julio y febrero, una talla mínima comercializable, y la prohibición de captura de hembras ovígeras y del uso de técnicas de buceo “hookah”. La cooperativa ha monitoreado su información espacial (por campos de pesca) de esfuerzo, capturas y retornos económicos por pescador.

Los mayores logros de esta pesquería incluyen el aumento de la población local de langosta; una disminución drástica de las prácticas de pesca ilegales y destructivas del medio ambiente; la introducción de campos de langosta, la captura de langostas vivas y liberación de langostas jóvenes; y la sustitución de las trampas de la palmera por cabinas de hormigón, lo que reduce el uso local de una especie de palma en peligro de extinción (FAO, 2014a). Un análisis comparativo a largo plazo de la CPUE de 4 cooperativas de la Península de Yucatán mostró que la CVC ha sostenido valores de CPUE y precios unitarios significativamente mayores que otras cooperativas cercanas (Defeo y Castilla, 2005; Defeo *et al.*, 2014). En efecto, en el contexto de un incremento sostenido en el precio del producto, los precios unitarios pagados a los pescadores de CVC fueron significativamente mayores que aquellos reportados en promedio para todo México, lo cual es considerado como un indicador de desempeño pesquero como resultado de productos de mayor peso y talla que en otras localidades pesqueras (Defeo *et al.*, 2009a). Por otra parte, el análisis de largo plazo de indicadores pesqueros ha mostrado una importante estabilidad de las capturas (Castilla y Defeo, 2001; Defeo *et al.*, 2014).

La organización interna de la cooperativa, con claras reglas de manejo y liderazgo (Sosa-Cordero *et al.*, 2008), ha sido una de las claves de su éxito en los últimos 50 años en los cuales se ha registrado un nivel sostenido de capturas que contrasta con variaciones marcadas observadas a nivel nacional (Castilla y Defeo, 2001). El esquema de organización incluye penalizaciones impuestas por reglas operacionales internas claramente definidas en un sitio con relativo aislamiento geográfico, promoviendo una alta motivación para el apoyo mutuo en el desarrollo de fuertes vínculos comunitarios. Esto explica en parte el éxito de la CVC y el fracaso de similares desarrollos pesqueros en otras regiones de México. El éxito de este emprendimiento a largo plazo ha significado que esta pesquería sea una de las pocas en pequeña escala en América Latina en obtener una certificación internacional por parte del Marine Stewardship Council (MSC). Dado que el árbol de evaluación del MSC incluye aspectos relacionados con la sustentabilidad del stock, con componentes ecosistémicos y aquellos referidos a la solidez de los planes de manejo y estructuras de gobernanza, se considera que la CVC ha logrado un EEP que pudiera ser un modelo de imitación a seguir por otras pesquerías de pequeña escala.

Otra pesquería muy exitosa ha sido la de la langosta espinosa *Panulirus interruptus* en la Península de Baja California (zona central), donde también se explotan los abalones *Haliotis corrugata* y *H. fulgens*. En este caso también se ha contado con el marco legal general y con la implementación de planes de manejo a nivel local que guardan consistencia con un EEP. Los mismos incluyen concesiones asignadas a una federación de unas 10 cooperativas pesqueras de Baja California (FEDECOOP), cada una de las cuales dispone de una concesión en las cercanías de las respectivas localidades pesqueras (Orensanz *et al.*, 2013). La langosta espinosa también ha logrado la certificación por parte del MSC en función de sus buenas prácticas pesqueras y sus sólidos esquemas de gobernanza.

4.3.3 El impacto de agentes externos

Algunos aspectos que han afectado a estos recursos pesqueros son recurrentes con respecto a aquellos mencionados para otras pesquerías, tales como la variabilidad climática, p. ej. El Niño Oscilación Sur (ENSO) en caso de las pesquerías de Baja California (Micheli *et al.*, 2012) y perturbaciones de pulso como huracanes (langosta de Punta Allen, Defeo y Castilla, 2005). Asimismo, la globalización de los mercados y la restricción en la demanda durante la crisis económica a finales de la primera década del 2000 impactó la pesquería de Baja California (Castrejón y Defeo, 2014). En todos los casos, estos sistemas pesqueros se mostraron resilientes a las perturbaciones producidas por estos agentes externos, a través de una importante capacidad adaptativa a nivel local, reforzada por estrategias institucionales adecuadas a nivel gubernamental (Castrejón y Defeo, 2014).

4.4 GALÁPAGOS (ECUADOR)

4.4.1 Objetivos normativos de alto nivel

A mediados de la década de 1990, el manejo de los recursos marinos de las islas Galápagos enfrentó diversos retos de carácter socioeconómico y político, incluyendo la rápida sobre-capitalización de la flota pesquera artesanal por el desarrollo de la pesquería del pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Castrejón, 2011). Como resultado de lo anterior se promulgó la Ley Orgánica de Régimen Especial para la Conservación y Uso Sustentable para la Provincia de Galápagos (LOREG) en marzo de 1998, concomitantemente con la creación de la Reserva Marina de Galápagos (RMG), una reserva de uso múltiple de 138.000 km² de superficie (Castrejón *et al.*, 2014).

Previo a esta fecha, los recursos marinos de las islas Galápagos eran manejados bajo un esquema de manejo centralizado y un régimen de acceso abierto (Castrejón, 2011). Sin embargo, a partir de la entrada en vigor de la LOREG, el gobierno estableció diversas medidas de manejo para controlar el acceso y nivel de explotación de los recursos pesqueros, particularmente en dos de las pesquerías de invertebrados económicamente más importantes: el pepino de mar *Isostichopus fuscus* y las langostas espinosas *Panulirus penicillatus* y *P. gracilis*. Dichas medidas de manejo se implementaron gradualmente entre 1998 y 2002 (Castrejón, 2011) incluyendo entre otras:

- 1) la prohibición de la pesca industrial dentro de los límites de la RMG;
- 2) el establecimiento de una moratoria para el ingreso de nuevos pescadores;
- 3) la asignación de derechos exclusivos de pesca, mediante el otorgamiento de licencias y permisos a pescadores con categoría de residente permanente en la provincia de Galápagos, los cuales debían estar afiliados a una de las cuatro cooperativas legalmente constituidas a la fecha de promulgación de la ley;
- 4) la extensión de los límites de la reserva de 28 a 74 km;
- 5) un esquema de zonificación (Castrejón y Charles, 2013).

Sin embargo, el cambio más importante fue de corte institucional, y estuvo dado por el cambio del modo de gobernanza de un manejo centralizado hacia uno de co-manejo (Baine *et al.*, 2007; Heylings y Bravo, 2007). Esto se logró mediante la creación e institucionalización de la Junta de Manejo Participativo (JMP) y la Autoridad Institucional de Manejo (AIM). Ambas entidades conformaron el Sistema de Manejo Participativo (SMP). Los actores locales relevantes, incluyendo pescadores, operadores turísticos y ONG, fueron aprobados para participar en el proceso de toma de decisiones conjuntamente con el Servicio del Parque Nacional Galápagos y el Ministerio del Ambiente, ambas instituciones responsables del manejo de la RMG. Los usuarios locales están representados en todos los niveles del SMP y de este modo

son corresponsables de las decisiones tomadas. Las decisiones en la JMP se toman por consenso, mientras que en la AIM se toman por mayoría de votos.

4.4.2 El pepino de mar *Isostichopus fuscus* y las langostas del Género *Panulirus*

Aún cuando el marco legal en Galápagos ha buscado crear un sentido de propiedad a través de la clara definición de límites territoriales, grupos de usuarios y derechos de uso, en la práctica dicho marco no ha producido resultados exitosos en el caso del pepino de mar. Los resultados provistos por Defeo *et al.* (2009a, 2014), Castrejón (2011) y Castrejón *et al.* (2014) muestran un incremento temporal significativo en el precio, concurrentemente con una disminución en la CPUE y la abundancia del recurso, estimada de evaluaciones directas realizadas en forma previa al inicio de cada temporada pesquera. El análisis conjunto de la CPUE y precio del producto, considerado como un indicador bioeconómico agregado del desempeño pesquero, siguió una relación negativa debido al aumento en el precio como consecuencia de la baja “oferta” o disponibilidad del recurso (referida tanto en lo atinente a CPUE como a abundancia). Esto repercutió negativamente en los retornos económicos por pescador. Estos resultados sugieren una sobreexplotación del recurso, hecho reflejado en la imposición de cuatro clausuras pesqueras entre 2005 y 2012. También se han observado efectos negativos en la langosta espinosa de Galápagos luego de la generación de marco legal implementado en 1998. No obstante, el recurso se ha recuperado en años recientes, lo cual se ha reflejado en una estabilización del esfuerzo de pesca y de altos valores de CPUE y retornos económicos por unidad de esfuerzo (Defeo *et al.*, 2014).

Las tendencias bioeconómicas negativas (precio, rendimientos pesqueros y densidad) en estas pesquerías de pequeña escala de Galápagos sugieren que el marco legal e institucional bajo un enfoque que integra muchos componentes del EEP no ha conseguido la óptima utilización de los recursos pesqueros ni ha asegurado el desarrollo sostenible del sector. Desde 2003 el gobierno ha fallado en “aterrizar” el marco legal en términos de referencia claros para los pescadores y en consecuencia en la negociación por el uso de los recursos (Heylings y Bravo, 2007; Castrejón, 2011; Castrejón *et al.*, 2014). La incertidumbre en la política del sector y la ausencia de una política de Estado han generado inseguridad de los usuarios con respecto a sus derechos y su capacidad de excluir a otros, transformando un marco legal plausible y maduro (al menos así plasmado en la ley) en un sistema errático (Castrejón, 2011 y referencias contenidas en éste).

Lamentablemente, el marco legal no fue aplicado a tiempo para limitar el nivel de acceso a las pesquerías de pepino de mar y langosta espinosa (Heylings y Bravo, 2007; Castrejón, 2011). A modo de ejemplo, la moratoria que prohibía la autorización de nuevos permisos de pesca, establecida en la LOREG en 1998, no fue estrictamente aplicada hasta el cierre del registro pesquero durante el año 2002, es decir, cuatro años después de haber sido aprobada. Esto generó un aumento drástico del esfuerzo de pesca que produjo niveles de explotación que determinaron una tendencia a la sistemática disminución de medidas directas (densidad) e indirectas (CPUE) de la abundancia. A mediados de 2006, se inició un proceso técnico y participativo (pescadores, científicos y las personas que toman decisiones) de revisión y evaluación del sistema de manejo pesquero de la RMG (ver última etapa del EEP en Figura 24), el cual permitió identificar algunas limitantes que enfrenta el sistema de manejo (Defeo *et al.*, 2009a; Castrejón, 2011). Estos limitantes son:

- 1) gobernanza reactiva y con una visión de corto plazo;
- 2) excesiva capacidad pesquera y ausencia de criterios adaptativos de manejo;
- 3) asignación poco clara de derechos de pesca;
- 4) débil cohesión y organización del sector pesquero artesanal;
- 5) escaso MCV de las medidas de manejo.

4.4.3 El impacto de agentes externos

El efecto combinado de las fuerzas de mercado, la variabilidad climática y la moratoria en la entrada de nuevos pescadores ha sido importante en la explicación de las tendencias observadas, por lo cual parte de los resultados puede explicarse por la implementación del nuevo esquema de manejo y gobernanza, pero un componente muy significativo de las tendencias a largo plazo está dado por agentes forzantes externos a la pesquería (Defeo *et al.*, 2013). En efecto, el aumento de la temperatura superficial del agua de mar favoreció un incremento en la abundancia de ambos recursos y promovió un incremento del esfuerzo y mayor desarrollo de la pesquería (Defeo *et al.*, 2013). Las biomasas de langostas espinosas y de pepinos de mar aumentaron después de El Niño de 1997-98, lo cual repercutió en los desembarques de estos invertebrados: dos y cinco años después de dicho evento, se registró un incremento máximo histórico en la producción de langosta y pepino, respectivamente.

A los factores climáticos y de gobernanza antes señalados, se le agrega un agente forzante generado por la globalización de los mercados. El déficit de oferta e incremento de la demanda procedente de países desarrollados donde invertebrados de gran importancia comercial han sido previamente sobreexplotados (p. ej. pepino de mar), ha potenciado un aumento sostenido del precio unitario de este tipo de recursos en América Latina. Esto ha provocado un aumento exponencial en el esfuerzo de pesca (incluso bajo tasas de captura decrecientes) debido a los bajos costos de inversión y operación, lo cual ha resultado en el colapso económico secuencial de varias pesquerías en pequeña escala de invertebrados de América Latina (Defeo y Castilla, 2012; Defeo *et al.*, 2013). Asimismo, la presencia de agentes mercantilistas externos ha promovido la extracción ilegal de recursos en muchas pesquerías de invertebrados con alto valor unitario (Castrejón y Defeo, 2014). Dichos agentes han estimulado la extracción ilegal al ofrecer altos precios de comercialización a comunidades locales escasas en recursos económicos y con limitadas o nulas fuentes de empleo alternativo. En este contexto, el comercio ilegal aceleró las tasas de agotamiento de los recursos, aprovechando las altas preferencias intertemporales en su uso y una insuficiente aplicación e ineficaz fiscalización de las medidas de manejo (Defeo y Castilla, 2012). Por ejemplo, aún en el caso de efectos positivos del clima, como en la pesquería de pepino de mar de Galápagos, la débil gobernanza facilitó la extracción ilegal que llevó a su sobreexplotación a corto plazo (Castrejón, 2011). Esto resalta la necesidad de desarrollar sólidos sistemas de gobernanza a través de la consolidación de instituciones fuertes que promuevan la resiliencia bajo escenarios de incertidumbre en los aspectos biofísicos y sociales (Gutiérrez *et al.*, 2011).

4.5 BRASIL

4.5.1 Objetivos normativos de alto nivel

En pesquerías costeras de Brasil, el co-manejo como modo de gobernanza asociado a esquemas de manejo sustentables que pudieran ser equiparados a un EEP, ha sido legitimado por diferentes mecanismos. Entre ellos destaca la designación de áreas protegidas de uso sostenible (Regulado por la Ley 9985/2000 que establece el Sistema Nacional de Unidades de Conservación), foros de pesca y acuerdos de pesca (Vasconcellos *et al.*, 2011). Estos últimos han sido regulados por la Norma N° 29/03 del Instituto Brasileño de Medio Ambiente y de Recursos Naturales Renovables (IBAMA). Uno de los tipos más utilizados de las áreas protegidas para su uso sostenible es la Reserva Extrativista (RESEX), implementada formalmente como política de ordenamiento pesquero nacional a fines de la década de 1980 y principios de los años 90. Una RESEX es un espacio territorial protegido por el poder público, a ser

explotado de forma sostenible por comunidades locales con tradición en la extracción de recursos y regulado por un plan de manejo aprobado por la institución federal a cargo de la política ambiental nacional (Glaser y Oliveira, 2004). El periodo 1989-1998 se distinguió por un cambio general en la ideología de la gobernanza pesquera, que viró de un concepto de producción de alimento y desarrollo a otro donde la protección ambiental era un eje fundamental (Silva *et al.*, 2013). La constitución de una RESEX debe seguir pasos formales (Glaser y Oliveira, 2004), entre los que cuentan:

- 1) la presentación de una solicitud formal de los residentes ante el IBAMA;
- 2) el desarrollo de normas para el uso del ambiente por parte de las comunidades locales;
- 3) la colección de información ecológica y socioeconómica que alimente un plan de gestión de recursos;
- 4) criterios asociativos de las comunidades a nivel regional (municipal);
- 5) la creación de un consejo deliberante con representantes del gobierno local y la sociedad civil, la agencia ambiental federal, expertos técnicos y políticos;
- 6) el análisis por parte de IBAMA de las normas de uso desarrolladas por los usuarios (etapa 2) y su aprobación como ley a través de la asignación de derechos de uso a los territorios en cuestión (derechos reales de uso) a las asociaciones residentes de la RESEX;
- 7) la elaboración de un plan de desarrollo sobre la base del plan de gestión de recursos.

En la actualidad existen unas 22 RESEX marinas en todo el país, la mayoría de las cuales están situadas en zonas costeras dominadas por manglares y estuarios. El co-manejo basado en la comunidad ha sido el modelo utilizado para la gestión de los recursos (Santos y Schiavetti, 2014). Teniendo en cuenta la secuencia en la creación de las RESEX, así como el carácter participativo de su modo de gobernanza, es posible establecer cierta analogía con un EEP.

4.5.2 RESEX: estudio de caso y visión general sobre su desempeño

La Cooperativa Cananéia de Productores de Ostras (conocida como COOPEROSTRA) en Mandira, costa sur de San Paulo (Brasil), fue creada en la década de 1990. Se apoyó a la comunidad en el establecimiento de nuevas normas y prácticas para conciliar la cosecha de ostras con la conservación de los manglares locales y su gran biodiversidad. En el año 2002 se formalizó la RESEX de Mandira, zona de gran importancia ecológica y fundamental para la productividad económica de la comunidad. En el plan de manejo se incluyen esfuerzos efectivos locales para la conservación del ecosistema y el manejo de la zona. La comunidad desarrolla procedimientos rigurosos para la cosecha de ostras para proteger el banco y la diversidad genética de las poblaciones endémicas. El lugar es también un laboratorio donde la comunidad lleva a cabo experimentos con nuevas técnicas, incluyendo estrategias de repoblamiento a través de la producción de semillas en condiciones semi-controladas. También incluye el desarrollo de acciones culturales, educativas y de salud (PNUD, 2012). A los cooperativistas se les permite tres cosechas al año, de las cuales logran retornos económicos por unidad de esfuerzo sensiblemente mayores que antes, cuando dependían de la intermediación para su comercialización (Diegues, 2008). Antes del establecimiento de la cooperativa, los intermediarios dominaban la cadena de comercialización de ostras sin atender las normas de saneamiento y de salud locales para la elaboración de mariscos. Luego del establecimiento de la RESEX, las ostras producidas por la comunidad local han mejorado la producción en cantidad y calidad e incluyeron productos con mayor valor agregado que han fomentado el desarrollo turístico (FAO, 2014a).

Recientemente, Santos y Schiavetti (2014) evaluaron el desempeño de 20 RESEX costeras distribuidas en tres ecosistemas marinos de amplias dimensiones ("large marine ecosystems") desde la perspectiva de los que toman decisiones, considerando

aspectos ambientales, económicos, sociales e institucionales. Los resultados del estudio difirieron entre ecosistemas, pero en términos generales indicaron que el manejo de estas áreas no ha sido del todo satisfactorio, sobre todo en términos económicos, mientras que los aspectos ambientales recibieron una valoración más positiva. Los autores enfatizaron la necesidad de implementar mecanismos dirigidos a generar ingresos alternativos para las comunidades locales de las RESEX a efectos de aumentar su resiliencia. Más importante aún, muchas de las RESEX evaluadas carecían de Planes de Manejo, tal cual es estipulado en la propuesta original de la creación de RESEX, lo cual crea dificultades para la gestión local. Es importante remarcar que éste es considerado como un paso crítico para la consolidación de un EEP. Santos y Schiavetti (2014) enfatizan que, dado que las RESEX son concesiones para las comunidades locales y el cuerpo de co-manejo asociado es una entidad federal, el Estado brasileño debe proporcionar un mayor apoyo institucional a estas zonas para cumplir con los objetivos para los que fueron creados. Un mayor involucramiento de las estructuras gubernamentales institucionales a múltiples escalas (nacionales, regionales y locales) en el apoyo de las comunidades locales ha sido resaltado por investigaciones recientes sobre las RESEX y otras estructuras de manejo en el territorio brasileño donde también se integran aspectos relacionados con múltiples usos de dichas zonas, en especial el turismo. Este aspecto relacionado con múltiples usos también ha sido remarcado en el caso de Uruguay (McLachlan *et al.*, 2013).

4.5.3 Otros ejemplos: territorios y reservas de desarrollo sostenible

No solo las RESEX son utilizadas como modelos de desarrollo en Brasil que directa o indirectamente incluyen un EEP con un fuerte componente participativo. Existen territorios o “fishing spots” como áreas concedidas a las comunidades locales donde se imponen reglas para los usuarios que los aprovechan con cierta exclusividad y se excluyen a otros miembros de la sociedad (Begossi, 2006; Begossi *et al.*, 2012). Esta estabilidad en el uso del espacio marino entre pescadores artesanales, adicionalmente a las normas locales, apoya el desarrollo del co-manejo en pesquerías de pequeña escala de Brasil (Seixas *et al.*, 2009 y referencias contenidas en éste) en el marco de programas generales de manejo que de una u otra manera se asemejan a un EEP.

Estas estrategias no solo han sido aplicadas a zonas costeras, sino que algunos casos muy exitosos incluyen el desarrollo de este tipo de esquemas en aguas continentales. Al respecto, un caso para resaltar es el de las zonas lacustres en la Amazonia en general, evidenciando en especial la pesquería en pequeña escala del pirarucú *Arapaima* spp. en la cuenca del Río Amazonas. La Reserva de Desarrollo Sostenible de Mamirauá (RDSM) fue creada en la década de 1990 para proteger la biodiversidad de una amplia zona de las llanuras inundables en la Amazonía Central de Brasil en conjunto con el Instituto de Desarrollo Sostenible de Mamirauá (IDSMA). El objetivo principal de esta asociación fue la participación activa de las comunidades locales en la gestión y conservación de los recursos (Queiroz, 2005). En 1996, la RDSM proporcionó a los residentes locales derechos de acceso definido a sus recursos, lo cual constituyó un hito en la inclusión de la población local en un área protegida en Brasil. Los principales objetivos fueron conciliar la protección de la biodiversidad con el bienestar de las comunidades locales a través de la capacitación y la educación y el manejo racional de los recursos desde un punto de vista bioeconómico así como el desarrollo de investigación y monitoreo participativo (Crampton *et al.*, 2004) cuyas características juegan un rol clave en el desarrollo de un EEP. También se desarrollaron otras actividades económicas a efectos de diversificar los ingresos. El manejo de los recursos incluyó medidas operacionales tales como ciclos rotativos de pesca en diferentes lagos (2 a 4 años) a efectos de permitir la reproducción y reclutamiento de pirarucú y de fomentar que otros peces usen estas áreas de inundación como refugio. Además del aumento sustancial en la abundancia,

las capturas y la CPUE del pirarucú (Castello *et al.*, 2009, 2011a, 2011b), también ha aumentado el número de pescadores (hombres y mujeres) que participan en el plan de gestión y se ha incrementado 8 veces el ingreso per cápita de los pescadores involucrados en el esquema de manejo. El aumento de los indicadores de la pesquería ha resultado de la gestión participativa, conjuntamente con la implementación de otras regulaciones pesqueras adoptadas en la RDSM, tales como el establecimiento de cupos de captura, vedas de pesca, restricciones al uso de redes de enmalle en los lagos y la exclusión de los pescadores comerciales fuera de llanuras de inundación (Castello *et al.*, 2011a, 2011b). Por tanto, el concepto de redundancia de las medidas de manejo nuevamente surge como relevante (Caddy y Defeo, 2003). Este esquema de gestión participativa se ha traducido en una mayor atribución de poder a la comunidad y un mejor cumplimiento de la normativa por parte de las comunidades locales. Un resultado similar del co-manejo que generó efectos positivos a nivel ecosistémico fue cuantificado recientemente por Silvano *et al.* (2014) para varias localidades de la zona amazónica.

4.5.4 El impacto de agentes externos

Tal como se ha mencionado en casos anteriores, la globalización de los mercados y efectos del cambio climático pueden afectar a los esquemas de manejo. Adicionalmente, la inestabilidad política en el componente de gobernanza es otro agente forzante (Hall, 2011) que puede supeditar el éxito de estos emprendimientos. Tal como lo mencionan Santos y Schiavetti (2014), el Estado es clave en proporcionar un mayor apoyo institucional para cumplir con los objetivos de los planes de manejo y por tanto es importante un mayor involucramiento de las estructuras gubernamentales institucionales a múltiples escalas (Kalikoski *et al.*, 2002).

4.6 EEP Y CO-MANEJO EN PESQUERÍAS DE PEQUEÑA ESCALA EN AMÉRICA LATINA: UN ANÁLISIS COMPARATIVO

Defeo *et al.* (2009a, 2014) analizaron información a largo plazo de algunas pesquerías en pequeña escala de invertebrados mencionadas anteriormente (Cuadro 6): a) el gasterópodo “loco” *Concholepas concholepas* de Chile; b) la langosta espinosa *Panulirus argus* de México; c) el pepino de mar *Isostichopus fuscus* y d) las langostas espinosas *Panulirus penicillatus* y *Panulirus gracilis* de Islas Galápagos (Ecuador); y e) la almeja amarilla *Mesodesma mactroides* de Uruguay. En los primeros casos (Chile, México y Ecuador) el co-manejo estaba formalizado de alguna manera en una ley, mientras que en Uruguay no estaba formalmente definido para el horizonte de tiempo en el cual se analizó (años 1982-1994, ver Castilla y Defeo, 2001). Las fuentes principales de información referidas a estadísticos de captura, esfuerzo, CPUE, precio unitario y abundancia de los recursos y de las comunidades faunísticas provinieron de los datos recabados de diversas publicaciones y fuentes originales provistas por los autores. El análisis tomó en cuenta consideraciones metodológicas incluidas en el Capítulo 3, incluyendo las comparaciones BACI, es decir, antes y después de implementada la intervención de manejo; y comparando zonas con o sin dicha intervención, es decir, zonas de acceso abierto con respecto a zonas donde dicha intervención fue implementada. Si bien los autores mencionan que su evaluación tuvo como eje fundamental la implementación del co-manejo como modo de gobernanza, se considera que la comparación es válida en un contexto de EEP debido a la clara analogía de las secuencias implementadas en cada caso.

Los resultados detallados por Defeo *et al.* (2009a, 2014) (ver también Defeo y Castilla, 2012 y Castrejón *et al.*, 2014) mostraron que la intervención de manejo per se no garantizó el éxito de las pesquerías analizadas, ni siquiera en aquellos casos en los cuales existían objetivos de alto nivel validados y acordados en el marco de una política

nacional, como por ejemplo en Galápagos (Castrejón, 2011; Castrejón *et al.*, 2014). En especial, el manejo pesquero fue exitoso en presencia de comunidades con cohesión interna, normas y reglas de uso de los recursos, así como cuando fue aplicado en conjunto con la asignación de DUT y de cuotas comunitarias de captura, las cuales son eventualmente reasignadas por familia (Cuadro 6). Estos resultados resaltan nuevamente la necesidad de establecer un marco de redundancia en las medidas de manejo, es decir, apoyar la implementación de modos de gobernanza participativos como el co-manejo con la asignación de DUT y la aplicación de medidas operacionales como controles de tallas y restricciones de la captura y esfuerzo pesqueros. Algunos factores que han debilitado o hecho fracasar el co-manejo han sido la carencia de políticas de Estado, la falta de un adecuado marco legal, la débil cohesión de las comunidades locales, la escasa capacidad de MCV y la ausencia de capital social (Castrejón, 2011). Asimismo, se resalta la importancia de implementar planes espaciales de manejo, necesarios en este tipo de recursos sedentarios (Defeo y Castilla, 2012; Castrejón y Charles, 2014).

CUADRO 6

Evaluación del desempeño del co-manejo como modo de gobernanza en algunas pesquerías de pequeña escala de invertebrados bentónicos de América Latina. Adaptado de Defeo *et al.* (2009a)

País	Chile	Ecuador	México	Uruguay
Especie principal	Loco	Langostas/ Pepino de mar	Langosta espinosa	Almeja amarilla
Región/localidad	El Quisco	Galápagos	Punta Allen	Barra del Chuy
Tipo de hábitat	Rocoso	Rocoso	Fondo blando	Playa de arena
Tipo de pesca principal	Buceo	Buceo	Buceo	Palas
Número de pescadores	22,000	940	76	40
Mercado principal	Externo	Doméstico/Externo	Doméstico	Doméstico
Retornos (\$EE.UU.) por unidad de esfuerzo	280/pescador/h	51/110 pescador/h	366/bote/día	21/pescador/h
Esquema de manejo				
Tipo de co-manejo	Cooperativo	Cooperativo	Consultivo	Instructivo
Co-manejo en ley	Sí	Sí	Sí	No
Organización social	Uniones	Cooperativas	Cooperativas	Familias
Cuotas globales de captura	Sí	Sí	No	Sí
Cuotas individuales por organización o pescador	Sí	No	No	Sí
DUT	Sí	No	Sí	Sí
Manejo espacialmente explícito	Sí	No	Sí	Sí
Tallas mínimas	Sí	Sí	Sí	Sí
Evaluación del co-manejo				
Diseño de evaluación	BACI	B-A	C-I	B-A
Periodo de evaluación	1981-2009	1982-1994	1997-2008	1982-1994
Indicadores de éxito				
Aumento del stock	Sí	No	Sí	Sí
Incremento de la CPUE	Sí	No	Sí	Sí
Aumento de retornos por unidad de esfuerzo	Sí	No	Sí	Sí
Capturas sostenibles	Sí	No	Sí	No
Mayor estabilidad en política pesquera	Sí	No	Sí	No
Conservación de biodiversidad	Sí	No	Sí	Sí

La implementación múltiple y coordinada de un modo de gobernanza participativo (co-manejo) en conjunto con la asignación de cuotas de captura y/o DUT, mostró tendencias comunes para tres de los casos analizados (Chile, México y Uruguay:

Cuadro 6): incrementos del precio unitario del producto pagado a los pescadores, capturas sostenibles (escalas nacional y local) similares a aquellas obtenidas en las fases iniciales de desarrollo pesquero, y CPUE significativamente más altos que en los escenarios de libre acceso. Concurrentemente con estos indicadores positivos de desempeño pesquero, se observaron tendencias positivas en indicadores ecológicos (Cuadro 6) tales como a) el aumento de la abundancia del recurso, estimado a través de evaluaciones directas p. ej. Chile (Castilla *et al.*, 1998) y Uruguay (Defeo, 1998); b) beneficios en la conservación de recursos simpátricos no explotados y en la biodiversidad en general en Chile (Gelcich *et al.*, 2008a, 2012), Uruguay (Defeo y de Álava, 1995; Defeo, 2003) y Brasil (Silvano *et al.* 2014).

4.7 LECCIONES APRENDIDAS Y PERSPECTIVAS DEL EEP EN AMÉRICA LATINA

Los ejemplos aportados a lo largo de este capítulo, incluyendo el análisis de los patrones a largo plazo de las diferentes pesquerías, mostraron diferencias en la calidad de los esquemas de manejo basados explícita o implícitamente en un marco de EEP. El análisis comparativo muestra importantes lecciones aprendidas, incluyendo fortalezas y debilidades (ver ejemplos en el Cuadro 7):

- 1) Existen algunos obstáculos para la aplicación efectiva del EEP, tales como:
 - a) ausencia de un marco institucional y legal adecuado; b) una poco clara delimitación de los límites del ecosistema, así como conflictos de escalas espacio-temporales entre los objetivos del EEP y las actividades humanas en la zona; c) alta incertidumbre ambiental, socioeconómica, política y estadística (fuentes de información) acerca de las interacciones entre la pesca y los ecosistemas y de la respuesta de los diferentes componentes ecosistémicos a medidas concretas de manejo; d) recursos económicos y humanos insuficientes para hacer frente a las nuevas exigencias de ordenación pesquera bajo un EEP; e) limitadas capacidades para implementar medidas de manejo espacialmente explícitas como parte de un EEP; f) participación insuficiente o ineficaz de las partes interesadas en el proceso de ordenación y dificultades para conciliar objetivos de las múltiples partes interesadas; y g) educación y sensibilización insuficientes en todos los sectores de la sociedad acerca del EEP y los requisitos para su aplicación.
- 2) La existencia de objetivos normativos de alto nivel o bien de modos de gobernanza explícitamente contenidos en una ley no es condición suficiente para el éxito del EEP (p. ej. Galápagos). El reconocimiento informal de cierta autoridad a los pescadores por parte del gobierno (Uruguay, primera etapa del co-manejo entre 1990 y 1994) tampoco es suficiente para asegurar el éxito de derechos comunitarios mediante una implementación ad hoc de sistemas de co-manejo. La participación voluntaria de los pescadores en el desarrollo del sistema y en mecanismos de MCV no es suficiente si las políticas de Estado son inestables y de corto plazo. Los pescadores se sienten desprotegidos en un ambiente de incertidumbre, y por tanto cambian su conducta de explotación de un esquema aparentemente sólido a largo plazo por una estrategia de maximización de sus retornos económicos a corto plazo. Se necesita una gobernanza proactiva y una política a largo plazo que trascienda los gobiernos de turno, donde los pescadores estén legalmente representados en el esquema estratégico.
- 3) A efectos de desarrollar el EEP deben establecerse metas que incluyan la gama completa de servicios ecosistémicos, integrando todos los sectores de las actividades humanas. Esto implica involucrar a todos los actores relevantes, así como dar cuenta de impactos acumulativos generados por los diversos sectores. Resulta importante trabajar sobre una jerarquía de objetivos ecológicos y sociales, incluyendo objetivos generales del más alto nivel (política nacional) y trabajando a través de objetivos operativos a niveles más bajos (EEP de sitio).

CUADRO 7

Algunas fortalezas y debilidades identificadas en la implementación del EEP en algunas pesquerías en pequeña escala de América Latina

Fortalezas	Debilidades
• Incorporación de conceptos claves del EEP en la legislación nacional, incluyendo la institucionalización de diferentes tipos de co-manejo como modo de gobernanza. • Principios de EEP integrados en algunas pesquerías: reducción en la presión sobre recursos pesqueros y hábitats, con beneficios en el manejo de recursos y conservación de la biodiversidad y su hábitat. • Áreas núcleo incluidas como áreas protegidas de la explotación e incorporadas como herramientas de manejo pesquero dentro de unidades funcionales de manejo ecosistémico (UFMEP). • Planes de Manejo desarrollados en algunas pesquerías, incluyendo indicadores objetivos que permitieron evaluar el desempeño del EEP en el tiempo o bien con respecto a sitios empleados como control (p. ej. acceso abierto). • Aumento del sentido de pertenencia por parte de las comunidades locales que llevan a tratar a su sitio como una "granja en el mar". • Aumento de los retornos económicos por unidad de esfuerzo, mayor protagonismo de los pescadores en la producción y comercialización y aumento de productos con mayor valor agregado. • Aumento en la representatividad y protagonismo de las comunidades pesqueras en la toma de decisiones. • Reducción de los conflictos sociales en el uso de algunos recursos. • Aumento de conciencia pública acerca de la importancia de las pesquerías de pequeña escala y problemas asociados a éstas. Amplia difusión del EEP y sus componentes a diversos sectores de la sociedad. • En contados casos, adopción por parte de las instituciones de gobierno de acciones proactivas y efectivas para lidiar con el impacto combinado de la pesca y del cambio climático en el bienestar de las comunidades.	• Ausencia de objetivos normativos de alto nivel. Instituciones rígidas que no permiten el cambio del marco normativo ni la implementación de nuevas modalidades de manejo y gobernanza. Inestabilidad política impide establecer políticas de Estado. Gobernanza reactiva y de corto plazo, carente de una política pesquera. • Incompatibilidades en las agendas de las diferentes agencias gubernamentales y ausencia de estrategias para coordinar distintos tipos de uso en el ecosistema. • Pobre coordinación entre agencias gubernamentales en la implementación de EEP, en el MCV de las medidas de manejo o bien en la generación de sitios que incluyan áreas de manejo y AMP. Incongruencias en las escalas de manejo y los procesos ecológicos relevantes. • Ausencia de información bio-socioeconómica para generar líneas de base e ineficaz recolección de información tradicional a ser integrada en los planes de manejo. El conocimiento aislado de ambas partes no es acumulado debidamente. • Bajo presupuesto de las agencias gubernamentales para contratar personal técnico necesario para el seguimiento del EEP en cada sitio, así como para las tareas de MCV. • Controversias entre las agencias y las comunidades acerca de las medidas de manejo, su implementación y el debido MCV. • Ausencia de una clara asignación de derechos de propiedad a las comunidades locales. • Falta de organización interna y cohesión social en comunidades pesqueras locales que dificulta la implementación del EEP. Poca participación y reiterados conflictos. • Inadecuada difusión, educación y transmisión de conocimientos a todos los sectores de la sociedad. • Riesgos de que el EEP no sea sustentable, dados por la salida del personal técnico una vez finalizados los proyectos con asistencia externa, dejando insuficiente personal técnico en las agencias gubernamentales para cubrir las actividades desarrolladas y el nuevo marco institucional.

La ausencia de una definición precisa de límites para ejercer derechos para la pesca y las incongruencias entre las normas y las condiciones locales del medio ambiente y recursos han afectado la sostenibilidad de la pesca en pequeña escala en América Latina (Kalikoski *et al.*, 2002; Defeo y Castilla, 2012) y en consecuencia este aspecto debe ser tomado especialmente en consideración.

- 4) No hay un camino único para la implementación del EEP: se requerirá una mezcla de acciones a través de una clara definición de las escalas espaciales de análisis, dependiendo de la naturaleza y componentes del ecosistema abordado y aspectos jurisdiccionales relacionados, de las características económicas y sociales, y de las tradiciones locales. La implementación del EEP (y del modo de gobernanza respectivo) deberá adaptarse a las condiciones socioecológicas de cada sitio, de manera de proveer incentivos a los usuarios que permitan aumentar las probabilidades de éxito de los planes de manejo. Esto implica que el EEP debe ser dinámico y adaptativo, en consonancia con las características también dinámicas y variables de los recursos y del sistema pesquero y de las numerosas fuentes de incertidumbre inherentes a los subsistemas biofísico (variaciones en la abundancia debida a factores exógenos y endógenos), económico (mercado) y social (incluyendo variabilidad en la política pesquera). Existe un período de ajuste a la estructura que puede durar varios años y que puede generar conflictos y beneficios económicos bajos o nulos debido a ajustes del mercado (Gelcich *et al.*, 2010). Esta etapa de transición puede tener efectos más fuertes en uniones de pescadores donde su movilidad ocupacional se restrinja totalmente a la actividad y donde existan bajos niveles históricos de captura, y por tanto su capacidad de resiliencia sea mínima (Castilla *et al.*, 2007). Se sugiere generar: a) estructuras de manejo a largo plazo lo suficientemente flexibles que permitan ser revisadas y mejoradas en función de la adquisición de conocimientos; b) incentivos a los usuarios sobre gobernabilidad de los recursos; y c) esfuerzos sistemáticos de colaboración en la adquisición de conocimientos por parte del gobierno, la academia y los usuarios. Esto permitirá generar esquemas dinámicos de aprendizaje sobre la marcha, bajo condiciones de cambio, incertidumbre y complejidad, típicos de los SES de las pesquerías en pequeña escala de América Latina.
- 5) El EEP ofrece una oportunidad única para potenciar la sinergia entre aspectos de uso sostenible (largo plazo) y sustentable (socio-económicamente rentable a la sociedad) con la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas que la contienen. Los ejemplos vertidos en este capítulo sustentan la idea de combinar estratégicamente las AMP con áreas de explotación co-manejadas en el contexto de una UFMEP. Las AMP son relevantes como herramientas operacionales y espacialmente explícitas en un contexto del EEP y fortalece al co-manejo como modo de gobernanza (Bianchi, 2008; Costello y Kaffine, 2009; Castilla 2010; Gelcich *et al.*, 2012; Silvano *et al.*, 2014). Una categoría de AMP especialmente útil son las Áreas de Manejo Pesquero o Áreas Costeras con Recursos Manejados, definidas como una forma especial e internacionalmente reconocida de AMP (Defeo *et al.*, 2009b). Esta categoría de AMP busca conciliar el desarrollo económico y bienestar social con estrategias de uso responsable de los recursos y conservación de la biodiversidad, y por tanto es relevante en el marco de un EEP. Para ello, es necesario incrementar la calidad y cantidad de información científica, a fin de contar con bases sólidas para desarrollar esquemas de manejo adecuados y confiables, basados en políticas a largo plazo. Esto requiere la implementación de instancias participativas entre pescadores, autoridades gubernamentales y científicos. Todos estos aspectos constituyen un común denominador en la implementación del EEP en un contexto global que trasciende a un modo de gobernanza dado.
- 6) El EEP ha resultado particularmente útil cuando estuvo acompañado de un modo de gobernanza participativo, como el co-manejo. La efectiva inclusión de los pescadores en los esquemas institucionales de manejo constituye un elemento positivo e imprescindible para la consecución exitosa del EEP. Esto solo será posible en el marco de una política sectorial con una clara definición de estrategias de desarrollo, vinculando aspectos biológico-pesqueros, sociales y económicos. La efectividad del co-manejo como estructura institucional aumentará a través

del balance entre el grado de importancia asignado a la comunidad en el modo de gobernanza, y las estrategias operacionales de manejo, sustentadas en un sólido conocimiento científico de la biología y dinámica del recurso y la pesquería. Esto aportará elementos claves para evitar el colapso pesquero y revertir la crítica situación actual. Solo la consideración simultánea de aspectos ecológicos y sociales permitirá augurar un futuro promisorio en la manejo de pesquerías de pequeña escala de América Latina.

- 7) La cesión de DUT a grupos organizados de pescadores, junto con la asignación de permisos y cuotas de captura individuales no transferibles a un número conocido de pescadores representativos de las comunidades locales, han consolidado el co-manejo (Defeo y Castilla, 2005, 2012). Esto ha aumentado el poder de los pescadores y ha generado un sentido de pertenencia que incrementa su disponibilidad a cumplir con objetivos a largo plazo (capturas sostenibles) y con normas básicas de MCV. El desarrollo de prácticas de pesca por parte de las propias comunidades actúa como un precursor de mecanismos de autogestión, porque provee a los pescadores de suficientes incentivos como para cubrir los costos de generar una estructura de reglas y normas que sustente un sistema de autogestión sustentable (Basurto, 2008). Esta asignación de derechos de pesca ha promovido sólidos esquemas de gobernanza. En contraposición, la propiedad común sobre los recursos no siempre ha fortalecido los esquemas de manejo, aún cuando exista un marco legal con objetivos a largo plazo y una estructura de gobernanza institucionalizada, como en Galápagos (Castrejón, 2011, Castrejón *et al.*, 2014).
- 8) Los resultados indican la necesidad de establecer un esquema de redundancia en las medidas de manejo mediante el cual el EEP se vea beneficiado por medidas operacionales. En la medida de lo posible, especialmente en recursos bentónicos, dichas medidas deben contar con un fuerte contenido espacial que considere la naturaleza de distribución y dinámica espacial de los recursos y del sistema pesquero (p. ej. DUT, refugios reproductivos y de reclutamiento, rotación de áreas de pesca). Esto a su vez reviste indudable interés a la hora de: a) evaluar la variabilidad espacial en la estructura poblacional a efectos de detectar zonas sensibles de reclutamiento y proponer pautas espaciales de manejo; y b) definir puntos de referencia objetivo o límite en las reglas de decisión, basados en indicadores del recurso (abundancia) y de la pesquería (CPUE) (Caddy y Defeo, 2003; Castrejón y Charles, 2013). En estos casos, es importante seleccionar indicadores y puntos de referencia para evaluar el desempeño de un EEP, así como reglas de decisión para la aplicación de medidas de manejo. Esto implica desarrollar un plan de monitoreo específico para obtener la información necesaria para dicha evaluación. Los resultados disímiles en el éxito de las AMERB en Chile de acuerdo al tipo de recurso analizado demuestran que es necesario desarrollar planes específicos de manejo que establezcan en forma clara una correspondencia entre las escalas propias de la historia de vida de los recursos, del proceso pesquero, de los planes de manejo y de los modos de gobernanza (Defeo y Castilla, 2012).
- 9) La gobernabilidad de una pesquería no depende solo del modo de gobernanza, sino también de los atributos sociales de las organizaciones de pescadores, la calidad de las interacciones entre el gobierno y los actores, y la capacidad de adaptación institucional a los agentes forzantes externos. Las instituciones con fuerte cohesión social, organización y liderazgo, así como voluntad de cambiar y de generar acciones de colaboración y cooperación, muestran una mayor capacidad institucional para desarrollar un EEP y al mismo tiempo para adaptarse e innovar frente a crisis suscitadas en el sistema pesquero. En consecuencia, se requiere un proceso planificado, sistemático y de largo plazo, dirigido a fortalecer las estructuras sociales de los usuarios de los recursos. La ausencia de organización de las comunidades y un escaso o nulo apoyo gubernamental dificultan enormemente el éxito. Esta debilidad

se traduce en un debilitamiento de la capacidad local para tomar decisiones sobre temas conflictivos (p. ej. establecimiento de la captura total permitida, cierres de áreas de pesca) y es mayor en comunidades heterogéneas, artificialmente conformadas y con miembros con diferente identidad social, cultural y variable grado de dependencia de la pesca. En este sentido, es necesario que las comunidades pesqueras posean cohesión, estén debidamente organizadas y cuenten con un definido liderazgo de sus representantes, no solo ante la autoridad sino también ante los propios integrantes de la estructura social local (ejemplos de Chile, México). Se requiere fomentar estructuras organizativas sólidas de los pescadores artesanales. La implementación de mecanismos participativos efectivos debe constituir un primer paso hacia la integración de las necesidades de los pescadores y de los diferentes actores sociales, lo cual a su vez deberá ser complementado con la implementación conjunta y consensuada de las medidas tradicionales de manejo en un marco de redundancia, concepto desarrollado en este documento. La conformidad en la consecución de las medidas de un EEP a nivel social es más probable de efectivizarse cuando los tomadores de decisión y los usuarios crean, conjuntamente, bases sólidas e institucionalizadas dirigidas a implementar derechos de uso, sistemas locales de gobernanza y de atribución de poderes y finalmente, incentivos para cumplir con las normas, en un marco congruente de escalas espacio-temporales relevantes para los recursos, el ecosistema y el sistema pesquero (Ostrom, 2009; McClanahan *et al.*, 2009).

- 10) El EEP ha sido particularmente exitoso cuando considera todas las formas de información relevante, incluido el conocimiento científico y tradicional, así como innovaciones y prácticas consuetudinarias por parte de las comunidades locales. En lo referido al conocimiento científico, debe existir un esfuerzo sostenido a largo plazo por parte de los investigadores de múltiples disciplinas a efectos de transmitirlo de manera efectiva a las comunidades, así como contar con el compromiso a largo plazo de la autoridad central en la sostenibilidad de los programas de investigación. El caso de Chile, con activa participación estatal y del sector académico, tanto en el diseño de monitoreo como en la evaluación de los planes de manejo y desarrollo de la comunidad pesquera artesanal (Castilla, 1994, Castilla *et al.*, 1998, Gelcich *et al.*, 2010), constituye un ejemplo a seguir. El desarrollo de estrategias de incorporación de los pescadores para la generación de información científica relevante (p. ej. muestreos participativos) juega un papel fundamental en el marco de un EEP, reduciendo costos de monitoreo y aumentando la veracidad y legitimidad de la información recabada. La incorporación del conocimiento tradicional en los planes de manejo de pesquerías de pequeña escala ha sido históricamente subestimada y debe jugar un papel esencial para complementar los sistemas de información, particularmente en este tipo de pesquerías pobres en datos (FAO, 2014b).
- 11) La difusión de la información debe hacerse de manera que sea asimilada en forma práctica y efectiva por las comunidades pesqueras locales. Esto debe complementarse con la implementación de mecanismos amplios de difusión a otros sectores de la sociedad, de manera de crear conciencia acerca de la importancia del EEP en el manejo de recursos y en la conservación de la biodiversidad (Defeo, 2014).
- 12) Diferentes tipos de agentes forzantes externos al sistema generan un marco de incertidumbre acerca del desempeño del EEP a largo plazo. Los estudios detallados en este documento muestran un efecto importante del cambio climático, la globalización de los mercados y la inestabilidad en los sistemas de gobernanza a diferentes escalas. El incremento del precio unitario de muchos invertebrados analizados en este documento, de alto valor económico a nivel mundial, suple con creces los síntomas de agotamiento de dichos recursos y justifican salir a pescar aún en escenarios de baja abundancia, lo cual aumenta significativamente la probabilidad de fracasar en los planes inicialmente trazados, aún en presencia de una

política de Estado con la definición explícita de objetivos normativos de alto nivel. La variabilidad climática y el cambio climático producen impactos significativos en las pesquerías en pequeña escala, que varían en función del ciclo de vida y la distribución geográfica de las especies objetivo, así como con las características oceanográficas de cada región. Por tanto, el desarrollo de un EEP en pesquerías de pequeña escala de América Latina debe considerar las interacciones entre los factores que afectan los subsistemas biofísicos y sociales. En este contexto, la débil gobernanza, conjuntamente con la erosión de los sistemas tradicionales de uso de los recursos, el libre acceso, la pobreza, la falta de empleo alternativo y el fácil acceso a los stocks con bajos costos operativos, ha promovido la sobrepesca, socavado los sistemas de gobernanza y aumentado la vulnerabilidad de las comunidades al cambio climático. Las instituciones de gobierno han sido incapaces de adoptar acciones proactivas y efectivas para lidiar con el impacto combinado de la pesca y la variabilidad climática en el bienestar de las comunidades. En consecuencia, para hacer frente a la creciente incertidumbre generada por el efecto de múltiples agentes externos, se necesitan instituciones sólidas y normas de manejo efectivas que garanticen pesquerías sustentables bajo un adecuado EEP.

La consideración simultánea de aspectos ecológicos y sociales bajo un EEP permitirá augurar un futuro promisorio en la conservación y el uso sostenible de los recursos pesqueros de América Latina. Se han dado los pasos iniciales para la consolidación del proceso de implementación del EEP, pero es de suma importancia extender este trabajo a pesquerías industriales, adecuándolo a las características propias inherentes de dicha actividad y teniendo en cuenta las particularidades de cada sistema pesquero. Las características móviles de los recursos, el hecho de que muchos recursos sean compartidos con países lindantes con diferencias en los modos de gobernanza, así como a la hora de establecer pautas de manejo y ordenamiento pesquero, surgen como retos ineludibles para implementar un EEP a una escala transfronteriza. Esto resulta una necesidad impostergable para mejorar la situación de los recursos en América Latina. Se deben capitalizar los logros en la materia para consolidar un enfoque de relevancia para los recursos y para la sociedad.

REFERENCIAS

- Aburto, J. y Stotz, W. 2013. Learning about TURFs and natural variability: Failure of surf clam management in Chile. *Ocean and Coastal Management* 71: 88-98.
- Aburto J., Gallardo G., Stotz, W., Cerda C., Mondaca-Schachermayer, C. y Vera, K. 2013. Territorial user rights for artisanal fisheries in Chile e intended and unintended outcomes. *Ocean and Coastal Management* 71: 284-295.
- Aburto, J., Stotz, W. y Cundill, G. 2014. Social-ecological collapse: turf governance in the context of highly variable resources in Chile. *Ecology and Society* 19(1): 2.
- Adger, W.N., Brown, K. y Tompkins, E.L. 2005. The political economy of cross-scale networks in resource co-management. *Ecology and Society* 10(2): 9.
- Arkema, K.K., Abramson, S.C. y Dewsbury, B.M. 2006. Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 525-532.
- Armitage, D., Berkes, F. y Doubleday, N. 2007. *Adaptive co-management: collaboration, learning and multi-level governance*. Vancouver, UBC Press, 344 pp.
- Armitage, D., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R.I., Charles, A.T., Davidson-Hunt, I.J., Diduck, A.P., Doubleday, N.C., Johnson, D.S., Marschke, M., McConney, P., Pinkerton, E.W. y Wollenberg, E.K. 2009. Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 95-102.
- Badjeck, M.C., Mendo, J., Wolff, M. y Lange, H. 2009. Climate variability and the Peruvian scallop fishery: the role of formal institutions in resilience building. *Climatic Change* 94: 211-232.
- Baine, M., Howard, M., Kerr, S., Edgar, G. y Toral, V. 2007. Coastal and marine resource management in the Galapagos Islands and the Archipelago of San Andres: issues, problems and opportunities. *Ocean and Coastal Management* 50: 148-173.
- Basurto, X. 2005. How locally designed access and use controls can prevent the tragedy of the commons in a Mexican small-scale fishing community. *Society and Natural Resources* 18: 643-659.
- Basurto, X. 2006. Commercial diving and the callo de hacha fishery in Seri territory. *Journal of the Southwest* 48: 189-209.
- Basurto, X. 2008. Biological and ecological mechanisms supporting marine self-governance: the Seri callo de hacha fishery in Mexico. *Ecology and Society* 13: 20.
- Basurto, X., Gelcich, S. y Ostrom, E. 2013. The social-ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. *Global Environmental Change* 23: 1366-1380.
- Begossi, A. 2006. Temporal stability in fishing spots: conservation and co-management in Brazilian artisanal coastal fisheries. *Ecology and Society* 11(1): 5.
- Begossi, A. 2010. Small-scale fisheries in Latin America: management models and challenges. *Maritime Studies* 9: 7-31.
- Begossi, A. 2014. Ecological, cultural, and economic approaches to managing artisanal fisheries. *Environment, Development and Sustainability* 16: 5-34.
- Begossi, A., Salyvonchik, S., Nora, V., Lopes, P.F. y Silvano, R.A.M. 2012. The Paraty artisanal fishery (southeastern Brazilian coast): ethnoecology and management of a social-ecological system (SES). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 8: 22.
- Berkes, F. 1994. Co-management: bridging the two solitudes. *Northern Perspectives* 22(2-3): 18-20.
- Berkes, F. y Folke, C. 1998. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Nueva York, Cambridge University Press.

- Berkes, F., Mahon, R., McConney, P., Pollnac, R. y Pomeroy, R. 2001. Managing small-scale fisheries. Alternative directions and methods. *International Development Research Centre*, Ottawa, 309 pp.
- Berkes, F., Hughes, T.P., Steneck R.S., Wilson, J.A., Bellwood, D.R., Crona, B., Folke, C., Gunderson, L.H., Leslie, H.M., Norberg, J., Nyström, M., Olsson, P., Österblom, H., Scheffer, M., y Worm, B. 2006. Globalization, roving bandits, and marine resources. *Science* 311: 1557-1558.
- Bianchi, G. 2008. The concept of the Ecosystem Approach to Fisheries in FAO. En G. Bianchi y H.R. Skjoldal, eds. *The Ecosystem Approach to Fisheries*, pp. 20-38. FAO-CABI. Roma, FAO.
- Bianchi, G. y Skjoldal, H.R., eds. 2008 *The Ecosystem Approach to Fisheries*. FAO-CABI. Roma, FAO, 363 pp.
- Blaber, S.J.M. Cyrus, D.P., Albaret, J.J., Ching, C.V., Day, J.W., Elliott, M., Fonseca, M.S., Hoss, D.E., Orensanz, J., Potter, I.C. y Silvert, W. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 590-602.
- Branch, T.A., Watson, R., Fulton, E.A., Jennings, S., McGilliard, C.R., Pablico, G.T., Ricard, D. y Tracey, S.R. 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468: 431-435.
- Branch, T.A., Jensen, O.P., Ricard, D., Ye, Y. y Hilborn, R. 2011. Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology* 25: 777-786.
- Bundy, A., Bohaboy, E.C., Hjermann, D.O., Mueter, F.J., Fu, C. y Link, J.S. 2012. Common patterns, common drivers: comparative analysis of aggregate surplus production across ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 459: 203-218.
- Caddy, J.F. 1999. Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9: 1-43.
- Caddy, J.F. y Agnew, D.J. 2004. An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 43-112.
- Caddy, J.F. y Defeo, O. 2003. Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish and other marine invertebrate resources. FAO Fisheries Technical Paper No. 448. Roma, FAO. 159 pp.
- Carocci, F., Bianchi, G., Eastwood, P. y Meaden, G. 2009. Geographic information systems to support the ecosystem approach to fisheries: status, opportunities and challenges. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 532. Roma, FAO. 101 pp.
- Castello, L., Viana, J.P., Watkins, G., Pinedo-Vasquez, M. y Luzadis V.A. 2009 Lessons from integrating fishers of arapaima in small-scale fisheries management at the Mamirauá Reserve, Amazon. *Environmental Management* 43: 197-209.
- Castello, L., McGrath, D.G. y Beck, P.S.A. 2011a. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fisheries Research* 110: 356-364.
- Castello, L., Stewart, D.J. y Arantes, C.C. 2011b. Population dynamics and conservation of arapaima in the Amazon. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 21: 623-640.
- Castilla, J.C. 1994. The Chilean small-scale benthic shellfisheries and the institutionalization of new management practices. *Ecological International Bulletin* 21: 47-63.
- Castilla, J.C. 2010. Fisheries in Chile: small pelagics, management, rights, and sea zoning. *Bulletin of Marine Science* 86: 221-234.
- Castilla, J.C. y Defeo, O. 2001. Latin-American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 1-30.
- Castilla, J.C. y Defeo, O. 2005. Paradigm shifts needed for world fisheries. *Science* 309: 1324-1325.
- Castilla, J.C. y Fernández, M. 1998. Small-scale benthic fisheries in Chile: on co-management

- and sustainable use of benthic invertebrates. *Ecological Applications* 8: S124-S132.
- Castilla, J.C., Gelcich, S. y Defeo, O. 2007. Successes, lessons, and projections from experience in marine benthic invertebrate artisanal fisheries in Chile. En T. McClanahan y J.C. Castilla, eds. *Fisheries Management: Progress Towards Sustainability*. pp. 25-42. Blackwell Publishing, Reino Unido.
- Castilla, J.C., Manriquez, P., Alvarado, J., Rosson, A., Pino, C., Espoz, C., Soto, R., Oliva, D. y Defeo, O. 1998. Artisanal "Caletas" as units of production and co-managers of benthic invertebrates in Chile. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Special Publication 125: 407-413.
- Castrejón, M. 2011. Co-manejo pesquero en la Reserva Marina de Galápagos: tendencias, retos y perspectivas de cambio. México, Fundación Charles Darwin/ Kanankil/ Plaza-Valdés.
- Castrejón, M. y Charles, A. 2013. Improving fisheries co-management through ecosystem-based spatial management: the Galapagos Marine Reserve. *Marine Policy* 38: 235-245.
- Castrejón, M. y Defeo, O. 2014. Co-governance of small-scale shellfisheries in Latin America: Institutional adaptability to external drivers of change. En S. Jentoft y R. Chuenpagdee, eds. *Governing the Governance of Small-Scale Fisheries*. Berlín, MARE Series, Springer, (en prensa).
- Castrejón, M., Defeo, O., Reck, G. y Charles, A. 2014. Fishery science in Galapagos: from a resource-focused to a social-ecological systems approach. En J. Denkinger y L. Vinuesa, eds. *The Galapagos Marine Reserve: a dynamic social-ecological system. Social and ecological sustainability in the Galapagos Islands*, pp. 159-185. Nueva York, Springer Science+Business Media.
- Chuenpagdee, R. y Jentoft, R. 2007. Step zero for fisheries co-management: What precedes implementation. *Marine Policy* 31: 657-668.
- Chuenpagdee, R. y Sumaila, R. 2010. Fisheries governance and governability. *Fish and Fisheries* 11: 234.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L.E., Maxwell, S.M., Norse, E.A. y Pauly, D. 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 517-524.
- Cinner, J.E., McClanahan, T.R., MacNeil, M.A., Graham, N.A.J., Daw, T.M., Mukminin, A., Feary, D.A., Rabearisoa, A.L., Wamukota, A., Jiddawi, N., Campbell, S.J., Baird, A.H., Januchowski-Hartley, F.A., Hamed, S., Lahari, R., Morove, T. y Kuange, J. 2012 Co-management of coral reef social-ecological systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 109: 5219-5222.
- Cochrane, K.L. ed. 2005. *Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación*. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 424. Roma, FAO. 231pp.
- Convention on Biological Diversity 2006. Ecosystem approach principles. En <http://www.biodiv.org/programmes/cross-cutting/ecosystem/principles.asp>. CBD
- Cook, P.A. y Gordon, H.R. 2010. World abalone supply, markets, and pricing. *Journal of Shellfish Research* 29: 569-571.
- Costello, C. y Kaffine, D.T. 2009. Marine protected areas in spatial property-rights fisheries. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 54: 321-341.
- Costello, C., Gaines, S.D. y Lynham, J. 2008. Can catch shares prevent fisheries collapse? *Science* 321: 1678-1681.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S.D., Deschenes, O. y Lester, S.E. 2012. Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science* 338: 517-520.
- Crampton, W.G.R., Viana, J.P., Castello, L., y Damasceno, J.M.B. 2004. Fisheries in the Amazon varzea: historical trends, current status, and factors affecting sustainability. En K. Silvius, R. Bodmer y J.M.V. Fragoso, eds. *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*, pp. 99-122. Columbia University Press, Nueva York.

- De Young, C., Charles, A y Hjort, A. 2008. Human dimensions of the ecosystem approach to fisheries: an overview of context, concepts, tools and methods. FAO Fisheries Technical Paper No 489. Roma, FAO. 152 pp.
- Defeo, O. 1996. Experimental management of an exploited sandy beach bivalve population. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 605-614.
- Defeo, O. 1998. Testing hypotheses on recruitment, growth and mortality in exploited bivalves: an experimental perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Special Publication 125: 257-264.
- Defeo, O. 2003. Marine invertebrate fisheries in sandy beaches: an overview. *Journal of Coastal Research*, SI 35: 56-65.
- Defeo, O. 2014. Enfoque Ecosistémico Pesquero: conceptos fundamentales y su aplicación en Uruguay. Reporte Técnico. *Piloting of an Ecosystem-based Approach to Living Aquatic Resources Management*, Proyecto GCP/URU/030/GFF Montevideo, Uruguay. 102 pp.
- Defeo, O. y de Álava, A. 1995. Effects of human activities on long-term trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series* 123: 73-82.
- Defeo, O. y Castilla, J.C. 2005. More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal Latin American shellfisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15: 265-283.
- Defeo, O. y Castilla, J.C. 2012. Governance and governability of coastal shellfisheries in Latin America and the Caribbean: multi-scale emerging models and effects of globalization and climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4: 344-350.
- Defeo, O., McClanahan, T. y Castilla, J.C. 2007. A brief history of fisheries management and societal roles. En T. McClanahan y J.C. Castilla, eds. *Fisheries Management: Progress Towards Sustainability*, pp 3-21. Blackwell Publishing.
- Defeo, O., Castilla, J.C. y Castrejón, M. 2009a. Pesquerías artesanales de invertebrados en América Latina: paradigmas emergentes de manejo y gobernanza. Memorias II Foro Iberoamericano de los Recursos Marinos y la Acuicultura. pp. 87-117. Cumaná, Venezuela.
- Defeo, O., Horta, S., Carranza, A., Lercari, D., de Álava, A., Gómez, J., Martínez, G., Lozoya, J.P. y Celentano, E. 2009b. *Hacia un manejo ecosistémico de pesquerías: Áreas Marinas Protegidas en Uruguay*. Facultad de Ciencias-Dinara, 122pp. Montevideo, Uruguay.
- Defeo, O., Castrejón, M., Ortega, L., Kuhn, A., Gutiérrez, N.L. y Castilla J.C. 2013. Impacts of climate variability on Latin American small-scale fisheries. *Ecology and Society* 18 (4): 30.
- Defeo, O., Castrejón, M., Pérez-Castañeda, R., Castilla J.C., Gutiérrez, N.L., Essington, T.E. y Folke, C. 2014. Co-management in Latin American small-scale shellfisheries: assessment from long-term case studies. *Fish and Fisheries*: DOI: 10.1111/faf.12101.
- Diegues, A.C. 2008. Marine protected areas and artisanal fisheries in Brazil. Samudra Monograph. Chennai, India, International Collective in Support of Fishworkers. 68 pp.
- Durán, R., Castilla, J.C. y Oliva, D. 1987. Intensity of human predation on rocky shores at Las Cruces in Central Chile. *Environmental Conservation* 14: 143-149
- Ernst, B., Manríquez, P., Orensanz, J.M., Roa, R., Chamorro, J. y Parada, C. 2010. Strengthening of a traditional territorial tenure system through protagonism in monitoring activities by lobster fishermen from the Juan Fernández Islands, Chile. *Bulletin of Marine Science* 86: 315-338.
- Essington, T.E. 2010. Ecological indicators display reduced variation in North American catch share fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 754-759.
- Essington, T.E. y Punt, A.E. 2011. Implementing ecosystem-based fisheries management: advances, challenges and emerging tools. *Fish and Fisheries* 12: 123-124.

- FAO. 1993. Reference Points for fishery management: their potential application to straddling and highly migratory resources. FAO Fisheries Circular No. 864. Roma, FAO. 52 pp.
- FAO. 1995. *Precautionary approach to fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper No. 350 (Part 1). Roma, FAO. 47 pp.
- FAO. 2003. *La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca*. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 4, Supl. 2. Roma, FAO. 133 pp.
- FAO. 2006. Aplicación práctica del enfoque de ecosistemas en la pesca. Roma, FAO. 85 pp.
- FAO. 2008. *La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca. 2.1 Mejores prácticas en la modelación de ecosistemas para contribuir a un enfoque ecosistémico en la pesca*. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 4, Supl. 2, Add. 1. Roma, FAO. 88 pp.
- FAO. 2010. *La ordenación pesquera. 2. El enfoque ecosistémico de la pesca. 2.2 Dimensiones humanas del enfoque ecosistémico de la pesca*. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 4, Supl. 2, Add. 2. Roma, FAO. 94 pp.
- FAO. 2012. Report of the Workshop on International Guidelines for Securing Sustainable Small-Scale Fisheries. FAO Fisheries and Aquaculture Report. No. 1004. Roma, Italia, 7-10 febrero 2012. 44 pp.
- FAO. 2014a. *The state of world fisheries and aquaculture 2014*. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Roma, FAO. 233 pp.
- FAO. 2014b. *Fishers' Knowledge and the Ecosystem Approach to Fisheries Management*. FAO/OSPESCA Workshop on Fishers' Knowledge and the Ecosystem Approach to Fisheries Management. Panamá, 14-18 Octubre 2013. FAO Fisheries Technical Paper, FAO, Roma (en prensa).
- Fay, G., Punt, A.E. y Smith, A.D.M. 2011. Impacts of spatial uncertainty on performance of age structure-based harvest strategies for blue eye trevalla (*Hyperoglyphe antarctica*). *Fisheries Research* 110: 391-407.
- Fay, G., Large, S.I., Link, J.S. y Gamble, R.J. 2013. Testing systemic fishing responses with ecosystem indicators. *Ecological Modelling* 265: 45-55.
- Fletcher, W.J. y Bianchi, G. 2014. The FAO-EAF toolbox: making the ecosystem approach accessible to all fisheries. *Ocean and Coastal Management* 90: 20-26.
- Foley, M.M., Halpern, B.S., Micheli, F., Armsby, M.H., Caldwell, M.R., Crain, C.M., Prahler, E., Rohr, N., Sivas, D., Beck, M.W., Carr, M.H., Crowder, L.B., Duffy, J.E., Hacker, S.D., McLeod, K.L., Palumbi, S.R., Peterson, C.H., Regan, H.M., Ruckelshaus, M.H., Sandifer, P.A. y Steneck, R.S. 2010. Guiding ecological principles for marine spatial planning. *Marine Policy* 34: 955-966.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5: 86-91.
- Fulton, E.A. 2010. Approaches to end-to-end ecosystem models. *Journal of Marine Systems* 81: 171-183.
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M. y Punt, A. 2005. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science* 62: 540-551.
- Garaway, C.J. y Arthur, R.I. 2004. Adaptive learning: a practical framework for the implementation of adaptive co-management — lessons from selected experiences in South and Southeast Asia. Londres, MRAG Ltd. 44 pp.
- Garcia, S.M. 1994. The precautionary principle: its implications in capture fisheries management. *Ocean and Coastal Management* 22: 99-125.
- Garcia, S.M. 1996. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. En FAO Fisheries Technical Paper No. 350/2. *Precautionary Approach to Fisheries. Part 2: Scientific papers*. pp. 1-75.
- Garcia, S.M. y Cochrane, K.L. 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science* 62: 311-318.

- García, S.M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi T. y Lasserre, G. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper No.443. Roma, FAO. 71 pp.
- Gelcich, S., Godoy, N., Prado, L. y Castilla, J.C. 2008a. Add-on conservation benefits of marine territorial user rights fishery policies in Central Chile. *Ecological Applications* 18: 273-281.
- Gelcich, S., Kaiser, M.J., Castilla, J.C. y Edwards-Jones, G. 2008b. Engagement in co-management of marine benthic resources influences environmental perceptions of artisanal fishers. *Environmental Conservation* 35: 36-45.
- Gelcich, S., Defeo, O., Iribarne, O., Del Carpio, G., DuBois, R., Horta, S., Isaach, J.P., Godoy, N., Peñaloza, P.C. y Castilla, J.C. 2009. Marine ecosystem-based management in the Southern Cone of South America: stakeholder perceptions and lessons for implementation. *Marine Policy* 33:801-806.
- Gelcich, S., Hughes, T., Olsson, P., Folke, C., Defeo, O., Fernández, M., Foale, S., Gunderson, L., Rodríguez-Sickert, C., Scheffer, M., Steneck, R. y Castilla, J.C. 2010. Navigating transformations in governance of Chilean marine coastal resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, EE.UU. 107: 16794-16799.
- Gelcich, S., Fernández, M., Godoy, N., Cánepa, A., Prado, L. y Castilla, J.C. 2012. Territorial user rights for fisheries as ancillary instruments for marine coastal conservation in Chile. *Conservation Biology* 26: 1005-1015.
- Gianelli, I. 2014. Impacto del co-manejo en la pesquería de la almeja amarilla de Uruguay, en base a indicadores bioeconómicos. Universidad de la República, Uruguay (tesis de licenciatura). 45 pp.
- Gilardoni, D. y Defeo, O. 2010. El Sistema Nacional de Áreas Protegidas y los recursos acuáticos: la visión de DINARA. Agosto 2010: 1-4.
- Glaser, M. y Da Silva, R. 2004. Prospects for the co-management of mangrove ecosystems of the North Brazilian coast. *Natural Resources Forum* 28: 224-233.
- Grafton, R.Q. 2005. Social capital and fisheries governance. *Ocean and Coastal Management* 48: 753-766.
- Gutiérrez, N.L., Hilborn, R. y Defeo, O. 2011. Leadership, social capital and incentives promote successful fisheries. *Nature* 470: 386-389.
- Hall, M.A. 1996. On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 319-352.
- Hall, S. J. 2011. Climate change and other external drivers in small-scale fisheries: practical steps for responding. En R.S. Pomeroy y N.L. Andrew, eds. *Small-scale fisheries management: Frameworks and approaches for the developing world*, pp. 132-159. CAB International, Cambridge, Reino Unido.
- Halls, A.S., Arthur, R.I., Bartley, D., Felsing, M., Grainger, R., Hartmann, W., Lamberts, D., Purvis, J., Sultana, P., Thompson, P. y Walmsley, S. 2005. *Guidelines for designing data collection and sharing systems for co-managed fisheries*. Part 1: Practical guide. FAO Fisheries Technical Paper No. 494/1. Roma, FAO. 42 pp.
- Halliday, R.G., Fanning, L.P. y Mohn, R.K. 2001. *Use of the Traffic Light Method in fishery management planning*. CSAC Research Document 108: 41 pp.
- Halpern, B.S., Lester, S.H. y McLeod, L. 2010. Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, EE.UU. 107: 18312-18317.
- Hedges, L.V., Gurevitch, J. y Curtis, P.S. 1999. The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology* 80: 1150-1156.
- Heylings, P. y Bravo, M. 2007. Evaluating governance: a process for understanding how co-management is functioning, and why, in the Galapagos Marine Reserve. *Ocean and Coastal Management* 50: 174-208.

- Heymans, J.J., Coll, M., Libralato, S., Morissette, L. y Christensen, V. 2014. Global patterns in ecological indicators of marine food webs: a modelling approach. *PLoS ONE* 9(4): e95845.
- Hilborn, R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fisheries Research* 108: 235-239.
- Hilborn, R. y Peterman, R.M. 1996. The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. *En Precautionary Approach to Fisheries*. Part 2: Scientific papers. FAO Fisheries Technical Paper No 350/2. Roma, FAO. Pp. 77-101.
- Hollingworth, C.E. ed. 2000. Ecosystem effects of fishing. Proceedings of an ICES/SCOR Symposium. *ICES Journal of Marine Science* 57: 465-792.
- Höltermann, A. 2005. Further Development of the "Ecosystem Approach" of the Convention on Biological Diversity in Selected Forest Biosphere Reserves. *En German MAB National Committee, ed. Full of Life. UNESCO Biosphere Reserves, Model Regions for Sustainable Development*, pp. 141-143. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag.
- Horta, S. 2012. Análisis macroecológico y ecosistémico de la biodiversidad costera en Uruguay: implicancias para la conservación y el manejo de los recursos pesqueros. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, PEDECIBA (tesis de maestría).
- Horta, S. y Defeo, O. 2012. The spatial dynamics of the whitemouth croaker artisanal fishery in Uruguay and interdependencies with the industrial fleet. *Fisheries Research* 125-126: 121-128.
- Jørgensen, S.E., Fath, B., Bastianoni, S., Marques, J.C., Muller, F., Nielsen, S.N., Patten, B.D., Tiezzi, E. y Ulanowicz, R.E. 2007. *A New Ecology: Systems Perspective*. Amsterdam, Elsevier. 275 pp.
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M. y Lavkulich, L. 2002. Fitting institutions to ecosystems: the case of artisanal fisheries management in the estuary of Patos Lagoon. *Marine Policy* 26: 179-196.
- Kalikoski, D. C., Neto, P.Q. y Almudi, T. 2010. Building adaptive capacity to climate variability: the case of artisanal fisheries in the estuary of the Patos Lagoon, Brazil. *Marine Policy* 34: 742-751.
- Kooiman, J. y Bavinck, M. 2013. Theorizing governability: The interactive governance perspective. *En M. Bavinck, R. Chuenpagdee, S. Jentoft y J. Kooiman, eds. Governability of fisheries and aquaculture: theory and applications*. pp. 9-30. Dordrecht, Springer, Países Bajos.
- Leslie, H.M. y McLeod, K.L. 2007. Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 540-548.
- Leiva, G. y Castilla, J. 2002. A review of the world marine gastropod fishery: evolution of catches, management and the Chilean experience. *Fish Biology and Fisheries* 11:283-300.
- Link, J.S., Megrey, B.A., Millar, T.J., Essington, T., Boldt, J., Bundy, A., Moksness, E., Drinkwater, K.F. y Perry, R.I. 2010. Comparative analysis of marine ecosystems: international production modelling workshop. *Biology Letters* 6: 723-726
- Livingston, P.A., Aydin, K., Boldt, J., Ianelli, J. y Jurado-Molina, J. 2005. A framework for ecosystem impacts assessment using an indicator approach. *ICES Journal of Marine Science* 62: 592-597.
- Maliao, R.J., Pomeroy, R.S. y Turingan, R.G. 2009. Performance of community-based coastal resource management (CBCRM) programs in the Philippines: A meta-analysis. *Marine Policy* 33: 818-825
- Manson, F.J. y Die, D.J. 2001. Incorporating commercial fishery information into the design of marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*. 44:517-530
- Marín, A., Gelcich, S., Castilla, J.C. y Berkes, F. 2012. Exploring social capital in Chile's coastal benthic co-management system using a network approach. *Ecology and Society* 17: 13.

- Martins, I.M., Medeiros, R.P. y Hanazaki, N. 2014. From fish to ecosystems: The perceptions of fishermen neighboring a southern Brazilian marine protected area. *Ocean and Coastal Management* 91: 50-57.
- McClanahan, T., Castilla, J.C., White, A. y Defeo, O. 2009. Healing small-scale fisheries by facilitating complex socio-ecological systems. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 19: 33-47.
- McConney, P., Pomeroy, R. y Mahon, R. 2003. Guidelines for coastal resource co-management in the Caribbean: Communicating the concepts and conditions that favour success. Caribbean Coastal Co-management Guidelines Project. Caribbean Conservation Association, Barbados. 56 pp.
- McLachlan, A., Defeo, O., Jaramillo, E. y Short, A. 2013. Sandy beach conservation and recreation: guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean and Coastal Management* 71: 256-268.
- Micheli, F., Saenz-Arroyo, A., Greenley, A., Vazquez, L., Espinoza Montes, J.A., Rossetto, M. y De Leo, G.A. 2012. Evidence that marine reserves enhance resilience to climatic impacts. *PLOS ONE* 7: e40832
- Monnereau, I. y Helmsing, A.H.J. 2011. Local embedding and economic crisis: comparing lobster chains in Belize, Jamaica and Nicaragua. En A.H.J. Helmsing y S. Vellema, eds. *Value chains, inclusion and endogenous development. Contrasting theories and realities*, pp. 178-197. Nueva York, Routledge.
- Murawski, S.A. 2007. Ten myths concerning ecosystem approaches to marine resource management. *Marine Policy* 31: 681-690.
- Olsson, P., Folke, C. y Berkes, F. 2004. Adaptive co-management for building resilience in social-ecological systems. *Environmental Management* 34: 75-90.
- Olsson, P., Folke, C. y Hughes, T.P. 2008. Navigating the transition to ecosystem-based management of the Great Barrier Reef, Australia. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105: 9489-9494.
- Orensanz, J.M. y Jamieson, G. 1998. The assessment and management of spatially structured stocks. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 125: 441-459.
- Orensanz, J.M., Parma, A.M., Jerez, G., Barahona, N., Montecinos, M. y Elías, I. 2005. What are the key elements for the sustainability of 'S-fisheries'? Insights from South America. *Bulletin of Marine Science* 76: 527-556.
- Orensanz, J.M., Cinti, A., Parma, A.M., Burotto, L., Espinosa-Guerrero, S., Sosa-Cordero, E., Sepúlveda, C. y Toral-Granda, V. 2013. Latin American rights-based fisheries targeting sedentary resources. En J.M. Orensanz y J.C. Seijo, eds. *Rights-based management in Latin American fisheries*, pp. 1-69. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 582. Roma, FAO.
- Ortega, L., Castilla, J.C., Espino, M., Yamashiro, C. y Defeo, O. 2012. Large-scale and long-term effects of fishing, market price and climate on two South American sandy beach clam species. *Marine Ecology Progress Series* 469: 71-85.
- Ortega, L., Celentano, E., Finkl, C. y Defeo, O. 2013. Effects of climate variability on the morphodynamics of Uruguayan sandy beaches. *Journal of Coastal Research* 29: 747-755.
- Ostrom, E. 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104: 15181-15187.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325: 419-422.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. y Torres, F. 1998. Fishing down marine foods webs. *Science* 279: 860-863.
- Pauly, D., Christensen, V., Guenette, V., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R. y Zeller, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695.

- Pauly, D., Alder, J., Bennett, E., Christensen, V., Tyedmers, P. y Watson, R. 2003. The future for fisheries. *Science* 302: 1359-1361.
- Perry, R.I., Ommer, R.E., Barange, M. y Werner, F. 2010. The challenge of adapting marine social-ecological systems to the additional stress of climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2: 356-363.
- Pikitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E.D., Link, J., Livingston, P.A., Mangel, M., McAllister, M.K., Pope, J. y Sainsbury, K.J. 2004. Ecosystem-Based Fishery Management. *Science* 305: 346-347.
- Pincinato, R.B.M. y Gasalla, M.A. 2010. Priceless prices and marine food webs: Long-term patterns of change and fishing impacts in the South Brazil Bight as reflected by the seafood market. *Progress in Oceanography* 87: 320-330.
- Pitcher, T.J. y Cheung, W.W.L. 2013. Fisheries: hope or despair? *Marine Pollution Bulletin* 74: 506-516.
- Pitcher, T.J., Kalikoski, D., Short, K., Varkey, D. y Pramod, G. 2009. An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 Countries. *Marine Policy* 33: 223-232.
- Pontecorvo, G. y Schrank, W.E. 2014. The continued decline in the world catch of marine fish. *Marine Policy* 44: 117-119.
- Prince, J.D. 2003. The barefoot ecologist goes fishing. *Fish and Fisheries* 4: 359-371.
- Queiroz, H.L. 2005. A reserva de desenvolvimento sustentavel Mamiraua. *Estudos Avançados* 19: 183-203.
- Ramírez, J., Castrejón, M. y Toral-Granda, M.V. 2012. Mejorando la pesquería de langosta en la Reserva Marina de Galápagos. World Wildlife Fund, Quito, Ecuador.
- Reid, W.V., Mooney, H.A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S.R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Kumar Duraiappah, A., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R.M., McMichael, A.J., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R.T., Zakri, A.H., Shidong, Z., Ash, N.J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M.J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J. y Zurek, M.B. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being*. World Resources Institute, Synthesis Report Washington, DC. 137 pp. Island Press.
- Riascos, J.M., Carstensen, D., Laudien, J., Arntz, W.E., Oliva, M.E., Güntner, A. y Heilmayer, O. 2009. Thriving and declining: climate variability shaping life-history and population persistence of *Mesodesma donacium* in the Humboldt Upwelling System. *Marine Ecology Progress Series* 385:151-163.
- Rueda, M. y Defeo, O. 2003. Linking fishery management and conservation in a tropical estuarine lagoon: biological and physical effects of an artisanal fishing gear. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 935-942.
- Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J.C. y Charles, A. (eds.) 2011. *Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 544. Roma, FAO. 430 pp.
- Sainsbury, K.J., Punt, A.E. y Smith, A.D.M. 2000. Design of operational management strategies for achieving fishery ecosystem objectives. *ICES Journal of Marine Science* 57: 731-741.
- Santos, C.Z. y Schiavetti, A. 2014. Assessment of the management in Brazilian Marine Extractive Reserves. *Ocean and Coastal Management* 93: 26-36.
- Schoeman, D.S., Schlacher, T.A. y Defeo, O. 2014. Climate-change impacts on sandy-beach biota: crossing a line in the sand. *Global Change Biology* 20: 2383-2392.
- Seijo, J.C. 1993. Individual transferable grounds in a community managed artisanal fishery. *Marine Resource Economics* 8: 78-81.
- Seijo, J.C., Defeo, O. y Salas, S. 1998. *Fisheries bioeconomics. Theory, modelling and management*. FAO Fisheries Technical Paper No. 368. Roma, FAO. 108 pp.

- Seixas C.S., Minte-Vera, C.V., Ferreira, R.V., Moura, R.I., Curado, I.B., Pezzuti, J., Thé, A.P.G. y Francini-Filho, R.B. 2009. Co-managing commons: Advancing aquatic resources management in Brazil. *En* P. Lopes y A. Begossi, eds. *Current Trends in Human Ecology*, Chapter 7, pp. 156-182. Cambridge Scholars Publishing, Cambridge, Reino Unido.
- Silva, C.N.S., Broadhurst, M.K., Medeiros, R.P. y Dias, J.H. 2013. Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid trawl-fishery through adaptive co-management. *Marine Policy* 42: 133-141.
- Silvano, R.A.M., Hallwass, G., Lopes, P.F. Ribeiro, A.R., Lima, R.P. Hasenack, H., Juras, A.A. y Begossi, A. 2014. Co-management and spatial features contribute to secure fish abundance and fishing yields in tropical floodplain lakes. *Ecosystems* 17: 271-285.
- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J. y Stevens, R.A. 1999. Implementing effective fisheries-management systems—management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *ICES J Journal of Marine Science* 56: 967-979.
- Sosa-Cordero, E., Liceaga-Correa, M.A. y Seijo, J.C. 2008. The Punta Allen lobster fishery: current status and recent trends. *En* R. Townsend, R. Shotton y H. Uchida, eds. *Case Studies in Fisheries Self-Governance*, pp.149-162. FAO Fisheries Technical Paper No 504. Roma, FAO.
- Sumaila, U.R. et al. 2011. Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change* 1: 449-456.
- UNDP. 2012. Oyster Producers' Cooperative of Cananéia, Brazil. Equator Initiative Case Study Series. Nueva York. 14 pp.
- UNEP/GPA 2006. Ecosystem-based management: markers for assessing progress. UNEP/GPA, La Haya. 49 pp.
- Vasconcellos, M., Diegues, A.C. y Kalikoski, D.C. 2011. Coastal fisheries of Brazil. *En* S. Salas, R. Chuenpagdee, A. Charles y J.C. Seijo, eds. *Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean*, pp. 73-116. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 544. Roma, FAO. 430 pp.
- Watson, R.A., Cheung, W.W.L., Anticamara, J.A., Sumaila, R.U., Zeller, D. y Pauly, D. 2013. Global marine yield halved as fishing intensity redoubles. *Fish and Fisheries* 14: 493-503.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., Fulton, E.A., Hutchings, J.A., Jennings, S., Jensen, O.P., Lotze, H.K., Mace, P.M., McClanahan, T.R., Minto, C., Palumbi, S.R., Parma, A.M., Ricard, D., Rosenberg, A.A., Watson, R. y Zeller, D. 2009. Rebuilding global fisheries. *Science* 325: 578-585.

Los ecosistemas acuáticos continúan degradándose como consecuencia de las actividades humanas, afectando su capacidad de proveer servicios claves para el hombre, incluyendo alimento. El Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP) proporciona un acercamiento valioso para el manejo sostenible de los recursos acuáticos. Este documento resume conceptos fundamentales del EEP, resalta el rol de la participación de los usuarios en dicho esquema, en especial el co-manejo como modo de gobernanza, y resume algunas aplicaciones prácticas y lecciones aprendidas del EEP en pesquerías de pequeña escala en América Latina.

ISBN 978-92-5-308817-1 ISSN 2070-7037



9 7 8 9 2 5 3 0 8 8 1 7 1

14775S/1/06.15