

# LA ADMINISTRACIÓN PESQUERA: HACIA UNA VISIÓN ECOSISTÉMICA

JOSÉ IGNACIO FERNÁNDEZ MÉNDEZ\*

## PRESENTACIÓN

Es innegable la importancia que para el ser humano tienen los ecosistemas marinos y la magnitud de las presiones que éste ejerce sobre ellos. Alrededor de 85% de los recursos pesqueros capturados mundialmente se encuentran en grado máximo de explotación, o sobreexplotados, y el nivel de capturas está, en el mejor de los casos, estancado desde mediados de la década de 1980 (FAO, 2016:39). Adicionalmente, las actividades que se llevan a cabo en los mares, como el transporte marítimo, la exploración y explotación de energéticos, el turismo y el desarrollo costero, entre otros, impactan sobre los ecosistemas marinos por medio de la contaminación, la eutrofización y la destrucción de hábitats amenazando, así, el futuro de los ecosistemas marinos y los beneficios que proporcionan.

La administración tradicional, tanto de la pesca como de otros sectores económicos ha sido, aparentemente, insuficiente para proteger los sistemas marinos de las presiones humanas. Estos fracasos afectan profundamente a los seres humanos que dependen de estos recursos y de sus sistemas.

Parece ser que en las últimas décadas hay un consenso general, al menos entre la comunidad científica, sobre la necesidad de mejorar las prácticas de administración de los recursos naturales. Parte del cambio necesario para lograr esta mejoría se encuentra en la necesidad de reconocer e incorporar aspectos tales como la biodiversidad, la complejidad de los sistemas socioecológicos y la necesidad de participación en la administración de los actores que utilizan los recursos (Long *et al.*, 2015:53).

Estas consideraciones se reflejan, en cierta medida, en las propuestas de cambio hacia enfoques más holísticos o sistémicos que incluyan de mane-

\* Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura.

ra explícita consideraciones sobre los ecosistemas. No se considera que los ecosistemas mismos sean administrados, sino más bien que la administración debe intervenir sobre las actividades humanas que tienen un impacto en los ecosistemas y considerar estos efectos en la adopción de decisiones.

La administración de recursos naturales se compone del proceso de toma de decisiones de gestión y la investigación y monitoreo que da bases para el mismo. La experiencia profesional del autor de estas líneas es la evaluación de recursos pesqueros, asesorando el proceso de toma de decisiones. De esta experiencia nace la percepción de insuficiencia de los enfoques reduccionistas actuales, tanto de la investigación pesquera nacional y de los procesos de administración a los que apoya. De la inquietud e inconformidad que nace de esa percepción nace el deseo de exploración de posibles alternativas.

El presente trabajo tiene como objetivo hacer una breve presentación de principios generales sobre la “administración basada en ecosistemas” como una alternativa al esquema actual y un esbozo de metodologías que podrían apoyar ese sistema de administración.

Un dilema importante para el autor al escribir este trabajo residía en que la administración basada en ecosistemas es concebida como un esquema amplio y multisectorial, con visión más panorámica que la aplicada a la administración de una actividad particular, como la pesca. Esto es así, aun cuando en la literatura científica actual en este campo se propugna cada vez más por la adopción de un “enfoque ecosistémico” para la investigación y la administración pesquera. Otro problema es que, como el lector podrá concluir, la adopción de la administración basada en ecosistemas requeriría una reestructuración de la visión y actuación institucional tan profunda que bien podría considerarse como un ideal inalcanzable.

Otro problema reside, también, en la amplitud de la presentación, en particular sobre las metodologías examinadas. Como todo esbozo, la presentación hecha en este trabajo es parcial en dos sentidos. En primer lugar, la profundidad de la presentación de los métodos incluidos en la discusión es limitada (aunque las referencias de la literatura proporcionadas pueden servir de punto de partida para profundizar en los temas para el lector interesado). Esta presentación es también parcial en el sentido de que, por la inclinación y experiencia del autor, está dirigida a la búsqueda de alternativas metodológicas para la evaluación más que a la administración misma.

Asimismo, el análisis de los obstáculos institucionales actuales y las alternativas para superarlos presentadas en este trabajo es igualmente parcial, en los dos sentidos de la palabra aquí utilizados.

Como disculpa, se presenta el argumento que el principal objetivo del trabajo es estimular inquietudes para la discusión sobre estos temas.

Sin embargo, como se discutirá más adelante, algunos autores distinguen esquemas intermedios entre el aplicado actualmente para la administración pesquera y ese enfoque amplio e intersectorial, sobre lo cual se hará una breve discusión. Estos esquemas intermedios permiten presentar un escenario de evolución, más que de revolución. En este escenario, se puede percibir un camino gradual y, por lo tanto, más factible para la conciliación de la amplitud de objetivos y la factibilidad de cambio institucional. También, los métodos discutidos aquí pudieran ser aplicados en la escala y el contexto que permitiera ese escenario de evolución gradual.

## CONCEPTOS GENERALES

Un enfoque sistémico propugnado en las décadas recientes, como alternativa a los sistemas de gestión actuales de recursos naturales es, como ya se mencionó, la administración basada en ecosistemas. Long *et al.* (2015) presentan una recapitulación de la evolución de este concepto para los ecosistemas marinos en general, mientras que Link *et al.* (2011) hacen una presentación similar para la actividad pesquera en el Atlántico norte.

Desde la Cumbre de la Tierra de 1992, han surgido muchas definiciones de administración basada en ecosistemas, tanto en relación con ecosistemas marinos en particular como genéricas (Arkema *et al.*, 2006:525). Long *et al.* (2015) plantean la definición de administración basada en ecosistemas producida por la Asociación de Comunicación para la Ciencia y el Mar (Communications Partnership for Science and the Sea, Compass), formulada por más de doscientos expertos en ciencia y política en Estados Unidos como:

[...] un enfoque integrado de la administración que considera la totalidad del ecosistema, incluyendo los seres humanos. El objetivo de la Administración Basada en Ecosistemas es mantener el ecosistema en una condición sana, productiva y resiliente para que pueda proporcionar los servicios que los seres humanos desean y necesitan. La Administración Basada en Ecosistemas difiere de los enfoques actuales que suelen centrarse en una sola especie, sector o actividad o aspecto particular, y considera los impactos acumulados de diferentes sectores.

Arkema *et al.* (2006) y Long *et al.* (2015) citan como una dificultad en la aplicación de la administración basada en ecosistemas la falta de uniformidad de los criterios incluidos en planes de manejo que pretenden aplicarla. En revisiones de la literatura científica y planes de manejo que pretenden

aplicar dicha estrategia, estos grupos de autores encontraron un grupo de criterios comunes. En los cuadros 1, 2, 3 y 4 se muestran estos criterios, basándonos en lo reportado por ambos grupos, en aspectos generales y específicos para los ecosistemas, componente humano y del proceso de administración.

CUADRO 1

CRITERIOS COMUNES GENERALES ENCONTRADOS POR ARKEMA ET AL. (2006) Y LONG ET AL. (2015) EN REVISIÓN DE LA LITERATURA CIENTÍFICA Y PLANES DE MANEJO APOYADOS EN LA ADMINISTRACIÓN BASADA EN ECOSISTEMAS EN ESTADOS UNIDOS

<i>Tipo de criterio</i>	<i>Criterio</i>	<i>Comentario</i>
Generales	Resiliencia	Considera como objetivo el mantenimiento de la resiliencia de los componentes ecosistémicos y humanos.
	Sustentabilidad	Enfatiza la persistencia en el tiempo de los componentes y funciones del ecosistema.
	Inclusión de seres humanos en ecosistema	Reconoce a los seres humanos como parte del ecosistema (sistema socioecológico).
	Complejidad	Reconoce que los vínculos entre los componentes del sistema, como la estructura de la red trófica, las asociaciones de hábitats e interacciones entre las partes del componente humano, deberían incorporarse a las decisiones de administración.
	Dinamismo	Reconoce la naturaleza cambiante de los componentes del sistema.

CUADRO 2

CRITERIOS COMUNES ESPECÍFICOS PARA ECOSISTEMAS ENCONTRADOS POR ARKEMA ET AL. (2006) Y LONG ET AL. (2015) EN REVISIÓN DE LA LITERATURA CIENTÍFICA Y PLANES DE MANEJO APOYADOS EN LA ADMINISTRACIÓN BASADA EN ECOSISTEMAS EN ESTADOS UNIDOS

<i>Tipo de criterio</i>	<i>Criterio</i>	<i>Comentario</i>
Específicos de los ecosistemas	Biodiversidad	Reconoce el mantenimiento de la biodiversidad como objetivo de la administración.

CUADRO 2 (CONTINUACIÓN)

<i>Tipo de criterio</i>	<i>Criterio</i>	<i>Comentario</i>
	Escala temporal	Incorpora la escala temporal y el carácter dinámico de los ecosistemas.
	Escala espacial	Reconoce que los procesos de los ecosistemas operan en una amplia gama de escalas espaciales.
	Efecto en ecosistemas adyacentes	Reconoce que los efectos sobre ecosistemas adyacentes deben considerarse en la administración.

CUADRO 3

CRITERIOS COMUNES ESPECÍFICOS PARA EL COMPONENTE HUMANO  
 ENCONTRADOS POR ARKEMA *ET AL.* (2006) Y LONG *ET AL.* (2015)  
 EN REVISIÓN DE LA LITERATURA CIENTÍFICA Y PLANES  
 DE MANEJO APOYADOS EN LA ADMINISTRACIÓN BASADA  
 EN ECOSISTEMAS EN ESTADOS UNIDOS

<i>Tipo de criterio</i>	<i>Criterio</i>	<i>Comentario</i>
Específico del componente humano	Servicios ecosistémicos	Reconoce que los seres humanos usan y valoran los recursos naturales, como la calidad del agua, los productos explotados, el turismo y la recreación.
	Economía	Integra factores económicos en la visión del ecosistema.
	Papel de actores	Involucra a las partes interesadas en los procesos de planificación de la gestión para encontrar soluciones comunes.
	Equidad	Involucra principios de equidad como criterio en la administración.
	Cambio organizacional	Reconoce la necesidad del cambio organizacional para el logro de objetivos.
	Incentivos	Considera los incentivos a los actores como instrumento de la administración.

## CUADRO 4

CRITERIOS COMUNES ESPECÍFICOS DEL PROCESO DE ADMINISTRACIÓN ENCONTRADOS POR ARKEMA ET AL. (2006) Y LONG ET AL. (2015) EN REVISIÓN DE LA LITERATURA CIENTÍFICA Y PLANES DE MANEJO APOYADOS EN LA ADMINISTRACIÓN BASADA EN ECOSISTEMAS EN ESTADOS UNIDOS

<i>Tipo de criterio</i>	<i>Criterio</i>	<i>Comentario</i>
Crterios específicos de administración	Estratégica	Considera explícitamente objetivos de corto, mediano y largo plazos.
	Integrada	Considera explícitamente criterios multisectoriales y del ecosistema.
	Basado en la ciencia	Incorpora las decisiones de administración basadas en evidencias científicas.
	Definición de límites espaciales	Reconoce que los planes de administración deben definirse espacialmente.
	Apoiada en tecnología	Utiliza la tecnología científica e industrial como herramientas necesarias para monitorear el ecosistema y evaluar las acciones de manejo.
	Incertidumbre	Reconoce la incertidumbre y el riesgo asociado a ella, en las evaluaciones y la toma de decisiones.
	Adaptativa	Mejorar continuamente las acciones de administración mediante la evaluación sistemática.
	Comanejo	Promueve la responsabilidad compartida de la administración entre los múltiples niveles de gobierno y las partes interesadas.
	Enfoque precautorio	Manejo conservador cuando las amenazas al ecosistema son inciertas.
	Interdisciplinaria	La administración se basa en la comprensión científica de varias disciplinas (ecología, economía, sociología, etcétera).
	Monitoreo continuo	Realiza un seguimiento de los cambios en los componentes del ecosistema biótico, abiótico y humano con fines de ajuste en el manejo.
	Soluciones intermedias ( <i>trade-offs</i> )	Acepta la posibilidad de adoptar soluciones intermedias ante la imposibilidad de optimizar todos los objetivos de la administración.

La palabra “sistémico”, empleada en párrafos anteriores se usa en el sentido dado por la teoría de sistemas, como un enfoque analítico que representa al mundo natural como un conjunto de niveles y flujos regulados por una variedad de procesos de retroalimentación. Esta teoría ha sido ampliamente aplicada en ecología, considerando los sistemas ecológicos como conjuntos complejos de organismos interactuantes, embebidos en un entorno abiótico. La complejidad del sistema surge de interacciones “interespecíficas” (entre diferentes especies) e “intraespecíficas” (entre individuos de la misma especie), a través de niveles tróficos y las interacciones de los organismos con el entorno abiótico que funcionan a través de diferentes escalas espaciales y Temporales: distancias cortas y tiempos breves hasta distancias y periodos largos (Hartvigsen, 1998:427).

En este contexto, una especie explotada por una pesquería se encuentra dentro de una red trófica alimentándose y siendo presa de otras especies. Las especies dentro de esa red interactúan con su medio físico, modificándolo. Como ejemplo, especies de mangle y pastos marinos retienen sedimentos, aportan materia orgánica y crean hábitats para otras especies. Los efectos ejercidos sobre la especie explotada (por su extracción e indirectamente por la acción de las operaciones de pesca) pueden transmitirse a otras especies y su medio.

Los ecosistemas locales están embebidos en sistemas regionales más grandes y éstos a su vez en grandes ecosistemas (véase la figura 1). Los patrones y eventos que ocurren a grandes escalas (por ejemplo, grandes sistemas de corrientes marinas) influyen en las escalas inferiores. En el sentido opuesto, el conjunto de fenómenos que ocurren en escalas menores influyen en el comportamiento de los sistemas mayores en forma aditiva o patrones emergentes (presentes en el conjunto pero no en sus partes separadas).

A su vez, las comunidades humanas que explotan recursos pesqueros de esos ecosistemas locales forman parte de economías locales y regionales, contenidas en economías nacionales y globales, y se ven influidas por las tendencias de gran escala que ocurren en estas últimas (véase la figura 2). En cada nivel de la escala se encontrarán diferentes sectores de la economía con diferentes importancias, influencias y uso de recursos naturales.

Como resultado, ni los individuos ni los recursos pesqueros locales que componen una pesquería existen de forma aislada, sin afectar ni ser afectados por su entorno social, económico y ecológico. Dado que las sociedades humanas obtienen beneficios de los ecosistemas y las actividades humanas resultan frecuentemente en impactos negativos sobre éstos, recientemente se tiende a hablar de “sistemas socioecológicos”, en reconocimiento de esas interacciones (McLeod y Leslie, 2009:4).

FIGURA 1  
ECOSISTEMAS LOCALES, REGIONALES Y GRANDES ECOSISTEMAS

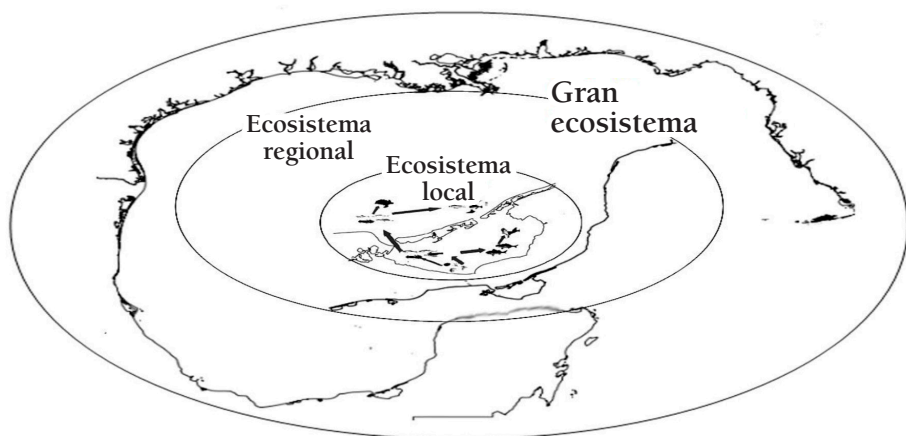
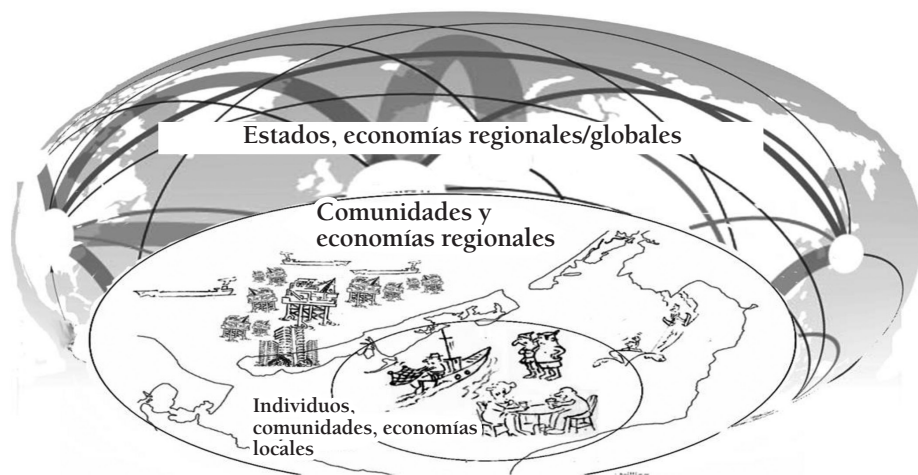


FIGURA 2  
COMUNIDADES Y ECONOMÍAS LOCALES, REGIONALES Y GLOBALES



También recientemente se ha tendido a hablar de los beneficios obtenidos, directa o indirectamente, de los ecosistemas en términos de “servicios ecosistémicos” (o ambientales), definidos como “componentes de la naturaleza, disfrutados directamente, consumidos o utilizados para producir bienestar humano” (Boyd y Banzhaf, 2007:619). Este concepto es central en los enfoques actuales de la administración basada en ecosistemas (Men-

zel *et al.*, 2013:507). El bienestar humano es producido utilizando tanto los servicios ecosistémicos como los bienes y servicios convencionales. Por ejemplo, la pesca requiere servicios ecosistémicos, incluyendo las aguas superficiales y las poblaciones de peces, y bienes y servicios convencionales que son los equipos, las embarcaciones, combustibles asignación de acceso al recurso y trabajo humano.

Muchos autores, entre ellos Daily *et al.* (2011), propugnan un papel central de los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones en la administración basada en ecosistemas. Por una parte, se discute que la estimación de las magnitudes y valor de los servicios ecosistémicos obtenidos bajo esquemas alternativos de administración ofrece una manera sistemática de incorporar información biogeofísica y socioeconómica objetiva y las necesidades (y opiniones) de grupos sociales en el proceso de instrumentar políticas y esquemas de administración, es decir, los autores proponen emplear la magnitud y el valor de los servicios ecosistémicos como un lenguaje y unidad de medida común para llevar a cabo el proceso de administración. Esto presentaría ventajas, como ser un método transparente para cuantificar los beneficios resultantes de varias alternativas de administración. Esto resultaría de que tanto los administradores como los usuarios de los recursos contarán con un conjunto común de conocimientos fundamentados en evidencia sobre los recursos explotados y una unidad de medida común sobre la cual basar negociaciones y la comunicación entre grupos sociales con intereses en competencia o diferentes visiones del mundo (Granek *et al.*, 2009:208-209). Sin embargo, los retos a vencer para lograr esto incluyen el tener la capacidad de predicción de cómo las intervenciones humanas afectarán a los ecosistemas, cómo estos cambios afectarán la provisión de servicios ecosistémicos y cómo los cambios en la provisión de esos servicios influirán en el bienestar de los diferentes grupos de la sociedad.

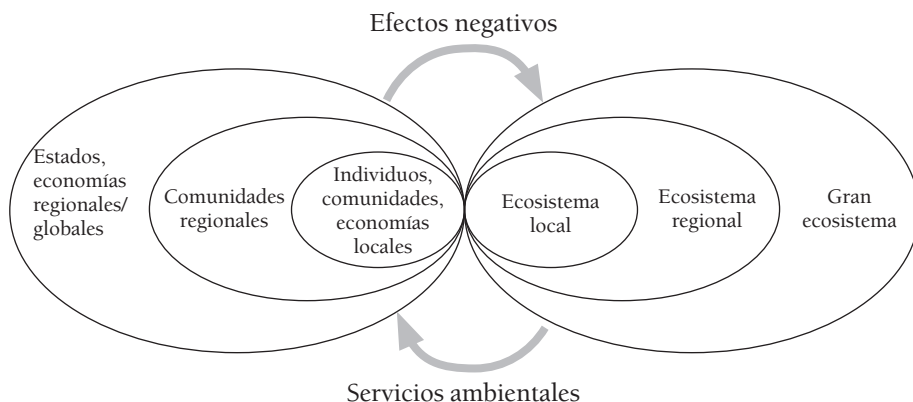
Daily *et al.* (2011) discuten, de manera optimista, que el conocimiento sobre la estructura y procesos de los ecosistemas han tenido avances suficientes como para que podamos modelar (aunque con incertidumbre) los impactos de decisiones alternativas de administración de los recursos en una amplia variedad de procesos ecosistémicos. Afirman también que ha habido avances que permiten hacer un modelado espacialmente explícito, esencial para el mapeo de servicios y sus flujos hacia la sociedad.

En cuanto a la valoración económica de los servicios ecosistémicos, Daily *et al.* (2011) afirman que los métodos de evaluación económica espacialmente explícita de los servicios ecosistémicos permiten, ahora, estimar el valor monetario de los beneficios resultantes y su distribución en varios segmentos de la sociedad. Asimismo, discuten que los métodos cualitativos y cuantitativos de otras ciencias sociales (además de la economía) propor-

cionan un fuerte apoyo para comprender mejor la dimensión social y la importancia cultural de los servicios ecosistémicos.

En todo caso, debe enfatizarse de manera muy importante que la provisión de los servicios ecosistémicos depende del funcionamiento del ecosistema dentro de los límites adecuados que permitan esa provisión. La actividad humana resulta muy frecuente en alterar el funcionamiento de los ecosistemas hasta límites que resultan en la disminución de la provisión de esos servicios. Las ideas presentadas en los párrafos anteriores se resumen gráficamente en la figura 3.

FIGURA 3  
SISTEMA SOCIOECOLÓGICO MOSTRANDO LA ESTRUCTURA ANIDADA  
DE LOS COMPONENTES HUMANOS Y ECOSISTÉMICOS  
Y LAS INTERACCIONES GENERALES ENTRE AMBOS



Dado que la provisión de servicios ecosistémicos depende de la estructura y función de los ecosistemas, un objetivo básico de la administración basada en ecosistemas es mantener esas funciones dentro de los límites que aseguren esa provisión. Un concepto central para ese objetivo es la resiliencia.

Una definición de resiliencia del ecosistema es la magnitud de la perturbación que puede experimentar antes de cambiar a un estado estable diferente (o dominio de estabilidad), al ser sometido a un cambio o presión y conservar la misma función, estructura, identidad y retroalimentaciones. Esa capacidad de reorganización dependerá fuertemente de las influencias de estados y dinámicas a escalas superiores e inferiores (lo que está incluida en la noción de “panarquía”, un conjunto de sistemas dinámicos anidados a través de escalas, como los mostrados en la figura 3). Por lo tanto, la resiliencia refleja el grado en que un sistema adaptativo complejo es capaz de autoorganización (frente a la falta de organización u organización forzada

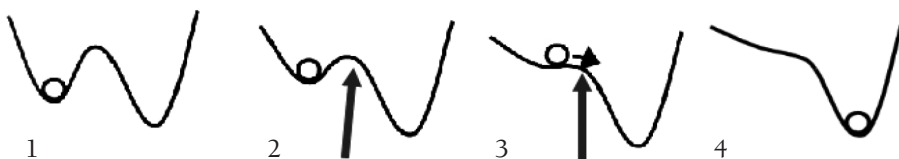
por factores externos) y el grado en que el sistema puede construir y aumentar la capacidad de aprendizaje y adaptación (Folke *et al.*, 2004: 558).

Aunque tradicionalmente el concepto de resiliencia se ha referido a ecosistemas, autores como Walker y Salt (2006) han propugnado su aplicación a sociedades humanas.

De acuerdo con Folke *et al.* (2004:559), los ecosistemas son sistemas complejos adaptativos, es decir, sus componentes están vinculados a través de muchas interconexiones y se comportan como un todo al ajustarse a cambios en el ambiente. Tienen una dependencia histórica, esto es, su estado actual depende de su estado previo. Su dinámica no es lineal, las reacciones del sistema pueden no guardar la misma proporción que los cambios ambientales. También presentan los llamados “efectos umbral”, donde el cambio se presenta súbitamente a partir de un punto y no gradualmente. Por último, presentan las llamadas “múltiples cuencas de atracción”, lo que significa que el sistema puede cambiar a varios estados posibles (“las cuencas”), donde tenderá a pertenecer estable por procesos homeostáticos (que actúan para mantener el sistema en un estado particular). Una característica importante es la limitada predictibilidad de la velocidad y grado de esos cambios.

Parte de las ideas anteriores pueden ilustrarse como se presenta en la figura 4 (modificada de Leslie y Kinzig, 2006: 55). Un sistema se encuentra en un estado dentro de una “cuenca de atracción” en el cual tiende a permanecer por procesos homeostáticos, si hay un pequeño movimiento hacia las paredes de la cuenca el sistema tenderá a regresar al estado original. Si los procesos homeostáticos se ven afectados por algún proceso externo al sistema (señalado en el esquema por la flecha negra gruesa) el sistema tenderá a cambiar a otro estado (otra “cuenca”) donde tenderá a permanecer.

FIGURA 4  
 UN SISTEMA DENTRO DE UNA “CUENCA DE ATRACCIÓN”  
 EN LA QUE TIENDE A PERMANECER POR PROCESOS HOMEOSTÁTICOS.  
 SI LOS PROCESOS HOMEOSTÁTICOS SE VEN AFECTADOS POR UN PROCESO  
 EXTERNO AL SISTEMA, EL SISTEMA TENDERÁ A CAMBIAR A OTRO  
 ESTADO DONDE TENDERÁ A PERMANECER



FUENTE: elaboración modificada de Leslie y Kinzig (2006).

Un ejemplo ampliamente citado, relacionado con la pesca, es el cambio de arrecifes dominados por corales a dominados por algas carnosas en las islas del Caribe (Folke *et al.*, 2004:564). Este cambio fue precedido por la disminución de las poblaciones de peces herbívoros y el aumento de la escorrentía de nutrientes y sedimentos desde tierra. La presencia de peces que se alimentaban de algas (que competían con los corales por espacio y luz) contribuía a la resiliencia del ecosistema coralino, manteniendo el sustrato abierto para la recolonización de larvas de coral después de disturbios tales como huracanes y otros.

La sobrepesca de las especies de peces llevó a la expansión de las poblaciones de erizo de mar como los herbívoros clave contra las algas invasoras. En ese estado, el arrecife dominado por los corales se mantuvo, aunque con baja resiliencia. El brote de una enfermedad que afecta a los erizos se extendió por todo el Caribe y redujo su número en órdenes de magnitud, lo que precipitó el cambio de los arrecifes al estado dominado por las algas que persiste en muchas áreas del mar Caribe (Meltvedt y Jadot, 2014:35). En otras áreas, las altas densidades de erizos erosionaron la matriz calcárea de los arrecifes lo que produjo una pérdida de macrofauna y la reducción de las poblaciones de peces.

Por otro lado, la alta sedimentación de materiales provenientes de tierra sofocó a los corales y los nutrientes presentes en las escorrentías, favoreciendo la presencia de algas.

En este ejemplo se presentan seis estados alternativos (“cuencas de atracción”) del sistema arrecifal. A partir de arrecifes dominados por corales duros (el estado “prístino” que produce la mayor cantidad y valor de servicios ambientales), el sistema puede evolucionar hacia estados menos deseados como consecuencia de la erosión de la resiliencia inducida por el ser humano por factores como la presión de pesca y la introducción de nutrientes y sedimentos (véase la figura 5).

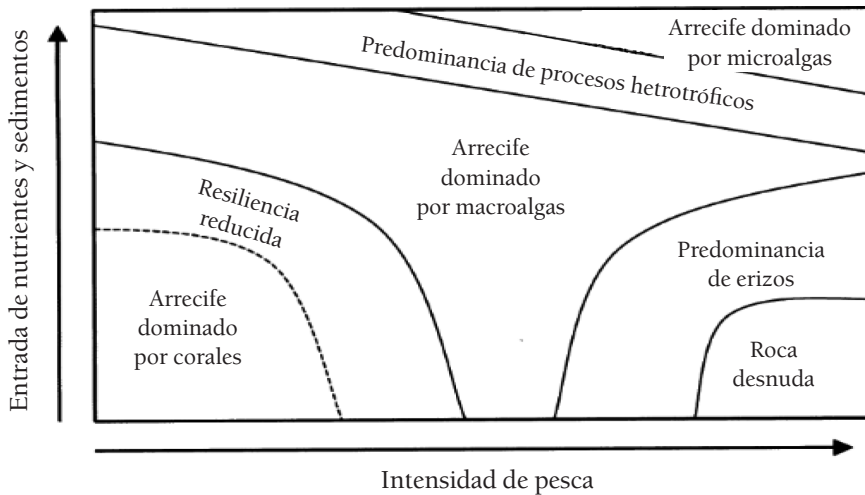
Aunque se ilustra para un sistema natural, debe pensarse también de la misma manera en los sistemas sociales y económicos humanos. Olsson *et al.* (2004) afirman que el paisaje institucional y organizacional debe ser abordado tan cuidadosamente como el ecológico con el fin de aclarar las características que contribuyen a la resiliencia de los sistemas socioecológicos (Olsson *et al.*, 2004:88).

#### ALGUNAS METODOLOGÍAS A CONSIDERAR EN LA DESCRIPCIÓN Y ANÁLISIS DE SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS

Para aplicar las ideas anteriores a un sistema socioecológico particular, como puede ser una pesquería y su entorno social y ecológico, un primer paso

FIGURA 5

ESTADOS ALTERNATIVOS DE UN SISTEMA ARRECIFAL. A PARTIR DE ARRECIFES DOMINADOS POR CORALES DUROS EL SISTEMA PUEDE EVOLUCIONAR HACIA ESTADOS MENOS DESEADOS COMO CONSECUENCIA DE LA EROSIÓN DE LA RESILIENCIA INDUCIDA POR FACTORES COMO LA PRESIÓN DE PESCA Y LA INTRODUCCIÓN DE NUTRIENTES Y SEDIMENTOS



FUENTE: elaboración modificada de Folke *et al.* (2004).

sería la delimitación y descripción del sistema a administrar. Después de la definición de los límites geográficos de lo que consideramos como el ecosistema local, se procedería a la descripción de sus estructuras y procesos, la definición de indicadores de estado y umbrales de cambio, la cuantificación de la magnitud y valor de sus servicios ecosistémicos y la detección de factores de cambio y sus efectos en el sistema. En los siguientes párrafos intentaremos hacer un esbozo de herramientas útiles en este proceso.

En cuanto a los recursos explotados, el desarrollo de la ciencia pesquera en el siglo XX se fundamentó en el uso de modelos mono-específicos (aplicables a la dinámica de una sola especie bajo explotación) sin considerar las relaciones con otras especies, en particular las interacciones tróficas. Por lo tanto, su uso exclusivo limita la amplitud y el alcance de los objetivos y estrategias de administración.

Una herramienta complementaria a los modelos mono-específicos (que conservarían un lugar como en análisis "tácticos" de alcance limitado) serían los modelos multi-específicos que describen y simulan las interacciones tróficas de las especies, explotadas o no, de un sistema en particular. Una

de las herramientas disponibles, y la de uso más difundido, es el sistema Ecopath/Ecosim/Ecospace, desarrollado en la Universidad de Columbia Británica (The University of British Columbia), en Canadá. Este sistema se compone por un modelo núcleo de balance de masas (Ecopath, que significa “Modelo Ecológico de Rutas”), es decir da una descripción de masas y flujos de materia o energía en una red trófica basada en conceptos ecológicos bien establecidos. Se considera que las cadenas alimenticias se basan en flujos tróficos entre niveles tróficos discretos. Las especies se asignan a distintos niveles tróficos y posiciones en una red trófica. Definidos la masa y los flujos de energía y materia del sistema se pueden desarrollar simulaciones dinámicas temporales y espaciales con los procedimientos contenidos en Ecosim y Ecospace. Esta herramienta ha sido ampliamente utilizada para describir cuantitativamente los sistemas acuáticos y los impactos ecosistémicos de la pesca (Heymans *et al.*, 2016).

Un modelo de Ecopath/Ecosim idealmente debe incluir las principales especies y niveles tróficos que están presentes en el ecosistema modelado y que sean de relevancia para la política de administración y debería, por regla general, incluir todo el hábitat de las principales especies de interés (aunque esto no siempre es posible con especies de hábitos migratorios). La línea de base de equilibrio desarrollada en Ecopath, y utilizada en la simulación dinámica en Ecosim, se apoya, generalmente, en una estimación de parámetros promedio. Para lograr una descripción adecuada de las variaciones en el tiempo como resultado de la simulación dinámica, se requiere un ajuste a series de datos temporales (como datos históricos de captura). Estas herramientas pueden ser utilizadas para:

1. Hacer un “mapa” de las especies en una red trófica dentro de un ecosistema y sus interacciones.
2. Identificar y cuantificar los principales flujos de energía en una red trófica dentro de un ecosistema.
3. Hacer análisis de escenarios factibles de los efectos de la pesca o aspectos particulares del medio ambiente.
4. Hacer análisis de escenarios factibles sobre la ubicación y el impacto de las áreas marinas protegidas, o predecir la bioacumulación de contaminantes persistentes.
5. Auxiliar en evaluar hipótesis sobre resiliencia, estabilidad y cambios de régimen.

Estas herramientas se centran en el modelado y simulación de la red trófica del ecosistema. Otra herramienta, de uso menos extendido y menos “amisto-

so para el usuario” pero de alcances más amplios, es el sistema Atlantis, considerado como un modelo de “extremo a extremo” porque simula todo el ecosistema desde el clima y la oceanografía, la red trófica y las actividades humanas. La base de código de Atlantis ha sido desarrollada por científicos de CSIRO, en Australia, e incluye submodelos que simulan la oceanografía (flujo de agua, temperatura y sal), biogeoquímica (principalmente el ciclo del nitrógeno), las interacciones de la red trófica y la pesca en un dominio tridimensional (Kaplan *et al.*, 2012:6).

En reconocimiento de que muchas veces los ecosistemas costeros sufren los efectos de las actividades humanas realizadas a muchos kilómetros tierra adentro, se han hecho esfuerzos por modelar y evaluar los factores de esas actividades (como explotaciones forestales, construcción de presas, etcétera) en pesquerías costeras. Por ejemplo, el proyecto Catchment2-Coast (Monteiro y Marchand, 2009), evaluó utilizando sistemas de modelación el efecto de actividades de explotación forestal y construcción de presas sobre la pesquería del camarón *Penaeus indicus* en Mozambique. En este caso se requirieron de herramientas de modelación hidrológica (tierra adentro) e hidrodinámica (en aguas costeras). Un trabajo similar en algunas costeras del Mar Báltico fue realizado por Bielecka *et al.* (2015), utilizando herramientas de modelación hidrodinámica e hidrológica con el sistema MOHID. Morais *et al.* (2013:143) desarrollaron un enfoque de modelado hidrodinámico que evaluaba el impacto de la descarga de agua de presas en la advección de las etapas larvarias de peces de importancia comercial de los estuarios y en las zonas costeras.

En el caso del componente humano de los sistemas socioecológicos, una herramienta para el mapeo de los actores y sus interacciones (que, conceptualmente, pudiera ser análogo al análisis de las redes tróficas) es el “análisis de actores” (Stakeholder Analysis). Reed *et al.* (2009:1933) discuten que el análisis de actores significa muchas cosas para diferentes personas y que varios métodos y enfoques se han desarrollado en diferentes campos con diferentes propósitos, lo que conduce a la confusión sobre el concepto y la práctica del análisis de las partes interesadas.

Para los fines de este trabajo manejaremos la definición propuesta por Chevalier (2001) y haremos un esbozo de los puntos considerados importantes de la metodología, siguiendo las propuestas de Renard (2004) y Abdrabo y Hassaan (2006). Una descripción detallada de los métodos puede encontrarse en la literatura sobre el tema.

En general, se define como actores a grupos de interés, grupos sociales o instituciones de cualquier tamaño que actúan en distintos niveles (local, regional, nacional, internacional) y tienen una participación significativa

y específica en la explotación de recursos naturales y pueden afectar o ser afectados por la administración de los mismos (Chevalier 2001).

Cuando se aplica a los problemas de administración de la explotación de recursos naturales, el análisis de actores sirve para identificar:

1. Los actores involucrados en la explotación de recursos naturales, los beneficios que obtienen de ella y sus múltiples intereses y objetivos.
2. Sus potenciales relaciones de competencia o conflicto.
3. La influencia, autoridad o el poder en el proceso de administración de los recursos naturales.
4. Los ganadores y perdedores, viabilidad distributiva y de impacto social en el proceso de administración de los recursos (y, de ahí, los riesgos y las necesidades de intervención).

Para identificar los actores involucrados en la explotación de los recursos naturales e identificados en el ecosistema de interés y los beneficios que obtienen de ella, pueden utilizarse tablas o matrices como la mostrada en la figura 6.

Identificados los recursos y los actores involucrados, se procede a definir el tipo de relación entre estos últimos con el fin de identificar situaciones potenciales o reales de conflicto o cooperación. Una forma de hacerlo es resumiendo la información en tablas como la mostrada en la figura 7.

La influencia, autoridad o el poder en el proceso de administración de los recursos naturales de los actores identificados pueden resumirse en tablas como las mostradas en la figura 8.

Además de la información anterior, es frecuente incluir el grado de involucramiento o resistencia al proceso de administración. La información arriba mostrada constituye un mapa cualitativo de los actores identificados y sus relaciones, su influencia en el proceso de administración que permitiría identificar problemas de viabilidad distributiva e impacto social de ese proceso. Lo anterior puede contribuir en la identificación de los riesgos en el ámbito social y económico a considerar en la adopción de decisiones y las necesidades de intervención para facilitar el proceso de administración.

Algunos autores han criticado la metodología de análisis de actores como subjetiva, “lineal e intuitiva”, afirmando que se suele omitir actores “ocultos” y pasar por alto interrelaciones e interdependencias, por lo que resulta insuficiente para abordar las complejidades de los procesos de administración de recursos naturales. Mok y Shen (2016: 298) proponen que las técnicas de análisis de redes pueden ser útiles en el análisis de actores al contribuir a:

FIGURA 6  
 TABLA CON LOS RECURSOS NATURALES IDENTIFICADOS EN EL ECOSISTEMA  
 DE INTERÉS, LOS ACTORES INVOLUCRADOS EN SU EXPLOTACIÓN  
 Y LOS BENEFICIOS QUE OBTIENEN DE ELLA

<i>Recurso</i>	<i>Funciones/ servicio ecosistémico</i>	<i>Actores</i>	<i>Beneficios obtenidos del recurso</i>
Recursos marinos explotados	Pesca	Pescadores de subsistencia	Alimentación, ingreso económico
		Pescadores comerciales	Ingreso económico
		Institución de administración de la pesca	
		Institución de investigación de la pesca	
Playas	Sitio de desembarque	Pescadores de subsistencia	Base de operaciones de pesca
		Pescadores comerciales	Base de operaciones de pesca
	Recreación	Turistas	Sitio de recreación
		Pobladores locales	Sitio de recreación
		Prestadores de servicios	Base de operaciones comerciales
		Comerciantes	Base de operaciones comerciales
Manglares	Hábitat de crianza de especies	Pescadores de subsistencia	Producción de recurso explotado
		Pescadores comerciales	Producción de recurso explotado
	Recreación	Turistas	Sitio de ecoturismo
		Pobladores locales	Sitio de ecoturismo
		Prestadores de servicios	Base de operaciones comerciales

FUENTE: elaboración modificada de Renard (2004) y Abdrabo y Hassaan (2006).

FIGURA 7  
 TABLA CON EL TIPO DE RELACIÓN ENTRE LOS ACTORES INVOLUCRADOS  
 EN LA EXPLOTACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES IDENTIFICADOS  
 EN EL ECOSISTEMA DE INTERÉS

	<i>Pescadores de subsistencia</i>	<i>Pescadores comerciales</i>	<i>Institución de administración de la pesca</i>
<b>Pescadores de subsistencia</b>	Competencia por zonas de pesca	Competencia por acceso al recurso	Escasa interacción
<b>Pescadores comerciales</b>		Competencia por acceso al recurso	Presión por otorgamiento de permisos
<b>Institución de administración de la pesca</b>	Escasa interacción	Presión por otorgamientos de permisos	
<b>Institución de investigación de la pesca</b>	Escasa interacción	Presión por opiniones favorables a otorgamientos de permisos	Relación asesor/ asesorado
<b>Turistas</b>	Competencia por sitios de playa	Escasa	Escasa
<b>Pobladores locales</b>	Competencia por sitios de playa	Escasa	Escasa
<b>Prestadores de servicios</b>	Relación comercial	Relación comercial	Escasa
<b>Comerciantes</b>	Relación comercial	Relación comercial	Escasa

FUENTE: elaboración modificada de Renard (2004) y Abdrabo y Hassaan (2006).

1. Identificar a los actores involucrados en el proceso y sus preocupaciones.
2. Evaluar de manera cuantitativa las interacciones sociales (por ejemplo, el intercambio de conocimientos) entre los actores y las relaciones de causa y efecto de esos intercambios.
3. Analizar matemáticamente las estructuras de la red e identificar a los actores clave basándose en sus roles y posiciones en la red.
4. Desarrollar acciones para involucrar a los actores y atender sus necesidades.

FIGURA 8  
 TABLAS QUE RESUMEN LA INFLUENCIA, AUTORIDAD  
 O EL PODER EN EL PROCESO DE ADMINISTRACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES  
 DE LOS ACTORES IDENTIFICADOS EN EL ECOSISTEMA DE INTERÉS

<b>Recursos marinos explotados</b>		
<i>Influencia en toma de decisiones</i>		
<b>Dependencia del recurso</b>	<i>Baja afluencia</i>	<i>Alta afluencia</i>
<b>Baja dependencia</b>		
<b>Alta dependencia</b>	Pescadores de subsistencia	Pescadores comerciales
<b>Playas</b>		
<i>Influencia en toma de decisiones</i>		
<b>Dependencia del recurso</b>	<i>Baja afluencia</i>	<i>Alta afluencia</i>
<b>Baja dependencia</b>	Pobladores locales	Turistas
<b>Alta dependencia</b>	Pescadores de subsistencia Pescadores comerciales, comerciantes	Prestadores de servicios

FUENTE: elaboración modificada de Renard (2004) y Abdrabo y Hassaan (2006).

Además de poder jugar un papel en el mapeo de los actores clave, el análisis de redes puede ser útil para analizar las características de comunidades que resultan en una administración sustentable de los recursos naturales. Bodin y Crona (2009) discuten que la estructura de las redes sociales puede ser más importante que la existencia de instituciones formales para la aplicación efectiva y el cumplimiento de las regulaciones ambientales.

Según estos autores, el patrón estructural de las relaciones (la topología) de una red social puede tener un impacto significativo en cómo actúan realmente los actores. Esto tiene claramente implicaciones para las capacidades de los actores para manejar los desafíos ambientales. Sus estudios muestran que pueden esperarse diferencias significativas en gobernanza entre redes sociales con diferencias estructurales en términos de densidad de relaciones, grado de cohesión, interconectividad de subgrupos y grado de centralidad de la red. Esto es consistente con lo discutido por Ostrom (2000: 148) sobre las características de comunidades que resultan en un manejo comunitario exitoso de los recursos naturales y da soporte cuantitativo a esas ideas. Esto tiene aplicación práctica en la promoción de formas de organización social que promuevan la sustentabilidad de la explotación. Ramírez-Sánchez (2011:119) y Crona y Bodin (2011:206) muestran ejemplos

de estos conceptos en comunidades pesqueras de México y África respectivamente.

De manera análoga al mapeo y simulación dinámica de las redes tróficas hechas con Ecopath/Ecosim, el mapeo de los actores hecho con las técnicas discutidas en párrafos anteriores, se puede pensar en técnicas como los modelos basados en agentes (que simulan la dinámica de sistemas adaptativos complejos formados por múltiples agentes individuales) para analizar escenarios factibles de comportamiento de los actores bajo diferentes opciones de administración. Bousquet y Le Page (2004:332) discuten que los investigadores en ecología y ciencias sociales pueden utilizar los modelos basados en agentes para analizar procesos de toma de decisiones y estudiar más profundamente y con mayor eficacia las diferentes formas de organización en la administración de recursos naturales. Como ejemplo, Shafer (2007) simuló la dinámica de pescadores recreativos en un arrecife bajo diversas restricciones personales, ambientales, sociales y regulatorias como un régimen de acceso abierto y manejo comunitario.

Las técnicas discutidas en las secciones anteriores tienen un objetivo descriptivo de los componentes y las relaciones entre ellos de las partes del sistema socioecológico que permita hacer el análisis de escenarios posibles. En los siguientes párrafos se esbozarán alternativas de técnicas de análisis de consecuencias económicas y de causas de esos escenarios.

Para analizar escenarios alternativos de producción de servicios ecosistémicos y su valor económico asociado, Tallis y Polasky (2011) proponen el método de “función de producción ecológica” (FPE), que predice el suministro de servicios ecosistémicos locales basándose en estimaciones de la cobertura espacial y atributos de los ecosistemas, el uso de la tierra y la demanda humana de servicios ecosistémicos. De acuerdo con estos autores, estas FPE son análogas a las que se usan en agricultura, que relacionan las cantidades de agua, fertilizantes y mano de obra con el rendimiento resultante de las cosechas. Una FPE específica la producción de servicios ecosistémicos proporcionados por un ecosistema dada su condición y procesos. Estas funciones varían espacialmente debido a las relaciones concretas del sitio y del ecosistema. Una vez que se especifica una FPE, los investigadores pueden cuantificar el impacto económico del cambio del ecosistema en el nivel de producción de los servicios ecosistémicos.

Un paso adicional es el análisis de los factores de cambio en el sistema y sus causas últimas o raíz. Un marco metodológico posible para este análisis es el llamado Drivers-Pressures-Stressors-State-Impacts-Response (factores impulsores, presiones, factores de estrés, estado, impactos, respuesta) propuesto por McKinney *et al.* (2011). Este enfoque combina aspectos de dos métodos:

1. El método Drivers-Pressures-State-Impacts-Response (factores impulsores, presiones, estado, impactos, respuesta), dirigido especialmente a la síntesis de indicadores científicos para informar a los tomadores de decisiones.
2. La evaluación de riesgo ecológico, que se centra en las relaciones causa-efecto entre los factores estresantes ambientales y los efectos ecológicos, y que se orienta especialmente a las comunidades científicas y de evaluación de riesgos.

En el marco conceptual de este método, se distinguen los siguientes elementos:

- *Los factores impulsores o causantes*: son las fuerzas fundamentales que afectan al medio ambiente, ya sean antropogénicos, como el desarrollo energético y demográfico, o los naturales, como los procesos climáticos y oceanográficos.
- *Presiones*: son las actividades humanas y los procesos naturales que causan estrés ambiental, como el desarrollo costero, la exploración y explotación de petróleo y gas, la pesca comercial y deportiva.
- *Factores de estrés*: son los que se manifiestan en el sistema ecológico, definidos como agentes químicos, físicos o biológicos que pueden causar efectos ecológicos como alteración del hábitat, cambios en el régimen de salinidad, aumento del nivel del mar, floraciones de algas nocivas, sustancias químicas tóxicas y exceso de nutrientes.
- *Estado*: es la condición del medio ambiente, que se mide en términos de indicadores, entendidos como valores de aquellos atributos ecológicos particulares que son importantes para los seres humanos, para el funcionamiento del propio ecosistema o ambos. Los ejemplos incluyen indicadores específicos para componentes particulares del sistema como el tamaño de poblaciones de especies pesqueras, especies carismáticas como mamíferos marinos, extensión de hábitats importantes como humedales, pastos marinos y arrecifes de coral. Los indicadores pueden referirse a aspectos generales del sistema por medio de índices compuestos que resumen varios aspectos específicos expresados conjuntamente. En general, este punto abarca la medición de la capacidad del sistema para proporcionar servicios ecosistémicos.
- *Impactos*: es una medida de hasta qué punto la condición del ecosistema está, en términos de los indicadores, en relación con una condición deseada (como la condición que existía antes de que ocurriera un derrame de petróleo) o una meta ambiental deseada (recuperación de hábitats críticos, etcétera).

- *Respuesta*: es lo que hace la sociedad para reducir, mitigar o adaptarse a los impactos en el sistema. A menudo las medidas de respuesta están encaminadas a reducir las presiones sobre el medio ambiente (controles de esfuerzo pesquero o capturas, controles de la contaminación, regulaciones sobre uso del suelo, conservación de calidad del agua, etcétera).

La figura 9 muestra un ejemplo hipotético de este tipo de análisis. En el contexto de lo discutido en este trabajo, el monitoreo constante de los indicadores de “estado” son un componente fundamental en el proceso de administración en dos aspectos:

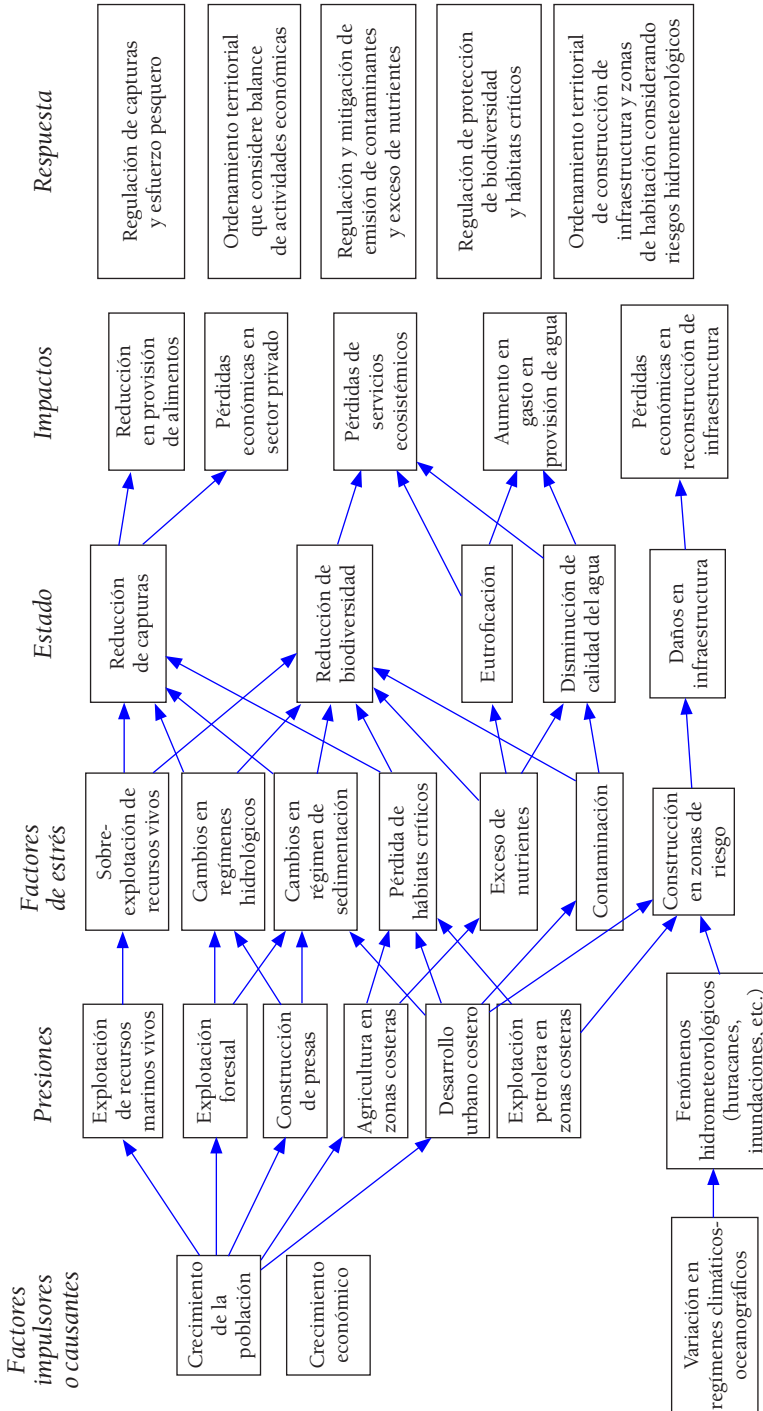
- A. Servirán de base para análisis de escenarios en relación con valores específicos de los mismos, considerados como “puntos de referencia” o a los umbrales detectados donde la resiliencia del sistema fuera afectada. De no conocerse esos umbrales el análisis de las tendencias de esos indicadores de estado, en cuanto a velocidad y magnitud, sería un mecanismo de alerta para la toma de acciones específicas.
- B. Proporcionarán la base para un manejo adaptativo, en el sentido de dar evidencia sobre si las respuestas adoptadas son efectivas o no, y modificarlas en consecuencia.

En una sección posterior se discutirá la naturaleza específica de estos indicadores de acuerdo con la amplitud de la aplicación de los criterios ecosistémicos en la administración. En este esquema, las respuestas estarán diseñadas para ejercer acciones correctivas o preventivas sobre las presiones identificadas.

Junto con el mapeo de componentes y relaciones entre ellos, realizado en una manera semejante a la discutida en secciones anteriores, se podrían identificar los componentes que requirieran particular atención en cuanto a su influencia sobre otros componentes del sistema, teniendo como objetivo (idealmente) conservar la resiliencia del sistema de manera preventiva, más que correctiva o reactiva.

Nótese que en el esquema de la figura 9 consideraremos desde la columna de “Presiones” hacia la derecha para nuestro sistema socioecológico local, objeto de nuestro esquema de administración. Sin embargo, los “Factores Impulsores o Causantes” pueden presentarse en las escalas superiores a lo local en nuestro esquema de la figura 3. El objetivo de la administración idealmente debería ser mantener o aumentar la resiliencia del sistema ante esos factores de cambio sobre los que se tiene poco o nulo control local.

FIGURA 9 EJEMPLO HIPOTÉTICO DE UN ANÁLISIS DE FACTORES IMPULSORES, PRESIONES, ESTADO, IMPACTOS Y RESPUESTA



## PASOS EN LA EVOLUCIÓN DESDE EL SISTEMA ACTUAL DE ADMINISTRACIÓN PESQUERA HACIA LA ADMINISTRACIÓN BASADA EN ECOSISTEMAS

Nótese también en la figura 9 que los impactos sobre el sector pesquero (reducción de capturas y pérdidas económicas) son causados en parte por factores dentro del control de las autoridades pesqueras como la tasa de explotación de los recursos. Sin embargo, otros factores potencialmente de igual importancia no lo están (como los cambios en el régimen hidrológico o pérdidas de hábitats críticos). La naturaleza de esos factores apunta hacia una atención multidisciplinaria y multisectorial del problema, que a la fecha no se ha aplicado. Este es un punto crítico de un dilema existencial de la administración basada en ecosistemas aplicada a las pesquerías.

El autor que mejor presenta y discute ese dilema es Jason Link (citado en Dolan *et al.*, 2015). Este autor define un gradiente entre la administración pesquera basada en especies (como la tradicional) hasta la administración basada en ecosistemas.

En la administración pesquera basada en especies, tanto los objetivos de administración como la investigación se apoyan en la estimación y uso de puntos de referencia biológicos (PRBs) referentes a especies particulares. El uso de los modelos de producción excedente ha modulado tanto la evaluación de los recursos como su administración, centrándolas en la estimación y uso de PRBs como el rendimiento máximo sostenible (RMS). Este enfoque ha sido ampliamente utilizado en la administración de pesquerías durante los últimos 70 años. La estimación del valor del RMS, como ejemplo de PRB es un proceso intensivo en uso de series de datos históricos de captura relativamente largas, así como información sobre el esfuerzo pesquero y otra información como estimaciones de mortalidad natural y capturabilidad. A pesar de su larga historia muchas pesquerías carecen directamente de PRBs, aunque en ocasiones se dispone de varios métodos apoyados en indicadores indirectos para estimar niveles sostenibles de captura. La agencia encargada de la administración tiene un enfoque estrecho dirigido sólo a estos recursos.

El enfoque ecosistémico para la administración de pesquerías (como lo define ese autor), ha tendido a ser adoptado, ya sea por necesidad, innovación o presiones externas. Las evaluaciones de poblaciones de los recursos explotados han comenzado a moverse más allá del contexto de una sola especie y consideran además factores ambientales y ecológicos que afectan la dinámica poblacional de la población explotada. En consecuencia, se desarrollan indicadores (puntos de referencia, PR) que incluyen información de esos factores. En algunos casos, existen modelos multiespecíficos que intentan capturar la dinámica y las interacciones de varias poblacio-

nes (pero no todas) dentro del ecosistema y producir PR conjuntos. En otros casos, las consideraciones de los ecosistemas no se incorporan directamente en los modelos de evaluación de stocks, sino que se utilizan para proporcionar un contexto con respecto a la incertidumbre alrededor de un PRB. Esencialmente las acciones de investigación y administración se centran en una sola especie, o grupo reducido de ellas, considerando factores adicionales. La agencia encargada de la administración es la misma que en el enfoque anterior.

La administración de pesquerías basada en ecosistemas adopta una perspectiva de las pesquerías como un componente dentro de un ecosistema. Inicialmente se buscó optimizar el rendimiento pesquero global de un ecosistema a lo largo del tiempo más que maximizar la producción de las especies por separado. Este enfoque difiere del anterior en que se centra en múltiples pesquerías dentro de un ecosistema y adopta un enfoque estratégico para proporcionar un mayor beneficio global. En este enfoque se utilizan PRBs agregados, basados en grupos de especies o zonas específicas. También se pueden usar modelos de redes tróficas (como Ecopath/Ecosim) para simular y estimar los PRBs en el nivel del sistema.

Un punto importante con respecto a este enfoque es que hay más criterios de decisión además de los relacionados con el rendimiento en volumen. Se pueden utilizar puntos de referencia sistémicos (PRS) que reconocen objetivos en el nivel del ecosistema, como la conservación, la resiliencia o las consideraciones socioeconómicas. El trabajo necesario para encontrar esos PRS requiere ser integrador y multidisciplinario. El uso de este enfoque no está muy extendido, pero se utiliza de manera informal en la mayoría de las regiones pesqueras de Estados Unidos. La agencia de administración de recursos pesqueros es la misma que en los enfoques anteriores. En caso de incluirse objetivos de protección de hábitats críticos o de otros fuera del alcance de la agencia administradora, se requerirían mecanismos de coordinación con otras instituciones gubernamentales.

La administración basada en ecosistemas es el ámbito más amplio del gradiente descrito por Link, que abarca la acción de múltiples sectores económicos dentro de un ecosistema y al que nos hemos referido en la primera parte de este trabajo. La adopción de este enfoque para la administración de los recursos costeros y oceánicos ha sido recomendada por varias comisiones oceánicas y agencias internacionales como la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

Dado que en la administración basada en ecosistemas se busca determinar la mejor combinación de bienes y servicios producidos por diferentes sectores y procesos de los ecosistemas, más que maximizar cada uno por separado, el monitoreo incluiría, junto con PRBs de especies particu-

lares, puntos de referencia sistémicos tanto para el ecosistema como para el componente humano del sistema (que agregarían indicadores de varios sectores económicos y sociales).

Como se discutió previamente, es notable que la adopción de una definición unificada y universalmente aceptada de este enfoque todavía se encuentra en proceso de darse. Es notable la tendencia de encontrar una definición operativa de la ABE en el contexto marino desde la perspectiva de la planificación espacial marina y costera en Estados Unidos. El que se den esas definiciones y se dé la reorganización institucional necesaria, la aplicación real y extendida de este enfoque permanece aún en el futuro.

#### REQUERIMIENTOS DE CAMBIO INSTITUCIONAL

Tanto en el caso particular de la administración de la pesca, como en el caso de la de otros sectores económicos, se puede pensar que el avance hacia aplicar una administración basada en ecosistemas en su sentido más amplio depende de una reorganización institucional importante hacia la adopción de objetivos intersectoriales amplios y de largo plazo que depende, tanto de voluntades como de capacidades. Mientras se ve si eso es posible, existen otras necesidades a cubrir para transitar a lo largo de este gradiente.

Según Cury *et al.* (2005:277), el desarrollo de una base operacional para un enfoque ecosistémico de la pesca enfrenta muchas dificultades. Desde el punto de vista de la administración, el desafío consiste en definir objetivos específicos adecuados a largo plazo relacionados con los ecosistemas. Desde el punto de vista de la investigación, lo anterior implica definir indicadores de referencia significativos y estimar los valores correspondientes para los estados deseables o indeseables del ecosistema. Esto implica desarrollar esquemas adecuados de recolección de datos, análisis y modelación. En ambos casos, el logro de estas definiciones depende, fuertemente, de aumentar la capacidad técnica institucional respecto al nivel actual en un contexto de las tendencias recientes de reducción de esas capacidades institucionales. Es de notarse que aun en un esquema de administración basado en especies, como el actual, para el cual (al menos en teoría) existe el marco institucional adecuado, se tienen dificultades para determinar valores precisos de puntos de referencia biológicos para la administración.

En las condiciones actuales de la administración e investigación pesqueras en particular en el país, y la estructura de la administración pública en general, un escenario factible para la adopción de enfoques con una visión ecosistémica más amplia en la administración de la pesca en el corto y mediano plazos es la adopción gradual de capacidades técnicas por parte de

las instituciones y una mayor cooperación interinstitucional con una posible adecuación del marco regulatorio, tanto en lo referente a la acción de las instituciones como para la implementación de ciertos aspectos particulares, como el comanejo. Queda por ver si en la dinámica sexenal de cambios institucionales, que en los últimos tres sexenios ha sido tan desfavorable para las instituciones del sector pesquero, ese tránsito pueda ser posible.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abdrabo, M.A. y Hassaan M.A. (2006), *Stakeholder Analysis*, CEDARE, disponible en <<http://www.wadi.unifi.it/methods.htm>>.
- Arkema, K.K.; S.C. Abramson y B.M. Dewsbury (2006), “Marine Ecosystem-Based Management: From Characterization to Implementation”, en *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 4, núm. 10, pp. 525–532.
- Bielecka, M.; Y. Tuchkovenko, J. Lloret, A.I. Lillebø, J.M. Dias, M. Robakiewicz, M. Zalewski, V. Krysanova, B. Chubarenko y P. Stålnacke (2015), “The Challenges to Improve Integrated Catchment and Lagoon Modelling in the Context of Climate Change”, en A.I. Lillebø; P. Stålnacke y G.D. Gooch (eds.), *Coastal Lagoons in Europe*, Londres, Integrated Water Resource Strategies (IWA) Publishing.
- Bodin, Ö. y B.I. Crona (2009), “The Role of Social Networks in Natural Resource Governance: What Relational Patterns Make a Difference?”, en *Global Environmental Change*, vol. 19, núm. 3, pp. 366-374.
- Bousquet, F y C. Le Page (2004), “Multi-Agent Simulations and Ecosystem Management: A Review”, en *Ecological Modelling*, vol. 176, núm. 3, pp. 313-332.
- Boyd, J. y S. Banzhaf (2007), “What are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units”, en *Ecological Economics*, vol. 63, núm. 2, pp. 616-626.
- Chevalier, J. (2001), “Guidelines for Stakeholder Identification and Analysis”, disponible en <<http://www1.worldbank.org/publicsector/politicalconomy/November3Seminar/Stakeholder%20Readings/SA-Chevalier.pdf>>.
- Cury, P.M.; C. Mullon, S.M. Garcia y L.J. Shannon (2005), “Viability Theory for An Ecosystem Approach to Fisheries”, en *ICES Journal of Marine Science*, vol. 62, núm. 3, pp. 577-584.
- Daily, G.C.; P.M. Kareiva, S. Polasky, T.H. Ricketts y H. Tallis (2011), “Mainstreaming Natural Capital Into Decisions”, en P. Kareiva; H. Tallis, G.C. Daily y S. Polasky (eds.), *Natural Capital Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford, Oxford University Press, pp. 34-49.

- Dolan, T.E.; W.S. Patrick y J.S. Link (2015), "Delineating the Continuum of Marine Ecosystem-Based Management: A US Fisheries Reference Point Perspective", en *ICES Journal of Marine Science*, doi: 10.1093/ices-jms/fsv242.
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2016), *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos*, Roma, FAO.
- Folke, C.; S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson y C.S. Holling (2004), "Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management", en *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, núm. 1, pp. 557-581.
- Granek, E.F.; S. Polasky, C.V. Kappel, D.J. Reed, D.M. Stoms, E.W. Koch, C.J. Kennedy, L.A. Cramer, S.D. Hacker, E.B. Barbier, S. Aswani, M. Ruczelhaus, G.M.E. Perillo, B.R. Silliman, N. Muthiga, D. Bael y E. Wolanski (2009), "Ecosystem Services as a Common Language for Coastal Ecosystem-Based Management", en *Conservation Biology*, vol. 24, núm. 1, 207-216.
- Heymans, J.J.; M. Coll, J.S. Link, S. Mackinson, J. Steenbeek, C. Walters y V. Christensen (2016), "Best Practice in Ecopath with Ecosim Food-Web Models for Ecosystem-Based Management", en *Ecological Modelling*, vol. 331, pp. 173-184.
- Hartvigsen, G.; A. Kinzig y G. Peterson (1998), "Use and Analysis of Complex Adaptive Systems in Ecosystem Science: Overview of Special Section", en *Ecosystems*, vol. 1, núm. 5, pp. 427-430.
- Kaplan, I.C.; P.J. Horne y P.S. Levin (2012), "Screening California Current Fishery Management Scenarios Using the Atlantis End-to-End Ecosystem Model", en *Progress in Oceanography*, núm. 102, pp. 5-18.
- Leslie, H.M. y A.P. Kinzig (2006), "Resilience Science", en K.L. McLeod y H.M. Leslie (eds.), *Ecosystem-Based Management for the Oceans*, Washington, Island Press, pp. 55-73.
- Link, J.S.; A. Bundy, W.J. Overholtz, N. Shackell, J. Manderson, D. Duplisea, J. Hare, M. Koen-Alonso y K.D. Friedland (2011), "Ecosystem-Based Fisheries Management in the Northwest Atlantic", en *Fish and Fisheries*, vol. 12, núm. 2, pp. 152-170.
- Long, R.D.; A. Charles y R.L. Stephenson (2015), "Key Principles of Marine Ecosystem-Based Management", en *Marine Policy*, vol. 57, pp. 53-60.
- McKinney, L.; W. Tunnell, M. Harwell, J. Gentile, H. Kelsey, B. Dennison (2011), *Gulf of Mexico Report Card Initiative*, Corpus Christi: Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, Texas A&M University-Corpus Christi.
- McLeod, K.L y H.M. Leslie (2009), "Why Ecosystem Based Management?", en K.L. McLeod y H.M. Leslie (eds.), *Ecosystem-Based Management for the Oceans*, Washington, Island Press, pp. 3-12.

- Meltvedt, A. y C. Jadot (2014), "Progression of the Coral-Algal Phase Shift in the Caribbean: A Case Study in Bonaire, Dutch Caribbean", en *Marine Technology Society Journal*, vol. 48, núm. 6, noviembre-diciembre, pp. 33-41.
- Menzel, S.; C. V. Kappel, B.R. Broitman, F. Micheli y A.A. Rosenberg (2013), "Linking Human Activity and Ecosystem Condition to Inform Marine Ecosystem Based Management", en *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 23, núm. 4, pp. 506-514.
- Mok, M.K.Y. y G.Q. Shen (2016), "A Network-Theory Based Model for Stakeholder Analysis in Major Construction Projects", en *Procedia Engineering*, vol. 164, pp. 292-298.
- Monteiro, P.M.S. y M. Marchand (2009), *Catchment2Coast: A Systems Approach to Coupled River-Coastal Ecosystem Science and Management*, vol. 2 Amsterdam, IOS Press (Deltares Select Series).
- Morais, P.; F. Martins, M.A. Chícharo, J. Lopes y L. Chícharo (2013), "MOHID As a Tool to Evaluate the Impact of Water Discharge from Dams on the Advection of Estuarine Fish Larval Stages", en M. Mateus y R. Neves (eds.), *Ocean Modelling for Coastal Management-Case Studies with MOHID*, Lisboa, IST Press.
- Olsson, P.; C. Folke y F. Berkes (2004), "Adaptive Comanagement for Building Resilience in Social-Ecological Systems", en *Environmental Management*, vol. 34, núm. 1, pp. 75-90.
- Ostrom, E. (2000), *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*, México, FCE/UNAM/CRIM.
- Ramírez-Sánchez, S. (2011), "Who and How: Engaging Well-Connected Fishers in Social Networks to Improve Fisheries Management and Conservation", en Ö. Bodin y C. Prell (eds), *Social Networks and Natural Resource Management. Uncovering the Social Fabric of Environmental Governance*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Reed, M.S.; A. Graves, N. Dandy, H. Posthumus, K. Hubacek, J. Morris, C. Prell, C.H. Quinn y L.C. Stringer (2009), "Who's in and Why? A Typology of Stakeholder Analysis Methods for Natural Resource Management", en *Journal of Environmental Management*, vol. 90, núm. 5, pp. 1933-1949.
- Renard, Y. (2004), *A Manual for Caribbean Natural Resource Managers and Planners*, Laventille, Caribbean Natural Resources Institute (Guidelines Series).
- Shafer, J.L. (2007), "Agent-Based Simulation of a Recreational Coral Reef Fishery: Linking Ecological and Social Dynamics", tesis de doctorado, University of Hawai'i, disponible en <<http://www.shafer-consulting.org/ABM/MASTER.pdf>>.

- Tallis, H. y S. Polasky (2011), “Assessing Multiple Ecosystem Services: An Integrated Tool for the Real World”, en P. Kareiva, H. Tallis, G.C. Daily y S. Polasky (eds.), *Natural Capital Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford, Oxford University Press.
- Walker, B. y D. Salt (2006), *Resilience Thinking: Sustaining Ecosystems and People in a Changing World*, Washington, Island Press.