

**ESTIMACIÓN DE LA IDONEIDAD DE LOS CRITERIOS DE LA CITES PARA
LAS LISTAS DE ESPECIES ACUÁTICAS DE EXPLOTACIÓN COMERCIAL**



Los pedidos de copias de las publicaciones FAO
pueden ser dirigidos a:

Grupo de Ventas y Comercialización
Dirección de Información
FAO

Viale delle Terme di Caracalla
00100 Roma, Italia

Correo electrónico: publications-sales@fao.org

Fax: +39 06 570 53360

**ESTIMACIÓN DE LA IDONEIDAD DE LOS CRITERIOS DE LA CITES PARA
LAS LISTAS DE ESPECIES ACUÁTICAS DE EXPLOTACIÓN COMERCIAL**

**ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN
Roma, 2000**

Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, juicio alguno sobre la condición jurídica de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites.

Reservados todos los derechos. No se podrá reproducir ninguna parte de esta publicación, ni almacenarla en un sistema de recuperación de datos o transmitirla en cualquier forma o por cualquier procedimiento (electrónico, mecánico, fotocopia, etc.), sin autorización previa del titular de los derechos de autor. Las peticiones para obtener tal autorización, especificando la extensión de lo que se desea reproducir y el propósito que con ello se persigue, deberán enviarse a la Dirección de Información, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Roma, Italia.

© FAO 2000

PREPARACIÓN DEL DOCUMENTO

Este borrador de documento sobre los criterios de inclusión empleados por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) para proteger de la extinción a las especies acuáticas explotadas por las pesquerías, ha sido preparado por la Secretaría de la FAO, con la ayuda de los consultores de la FAO R. Mahon, J. Pope y J. Rice como base para el estudio del tema por el Comité de Pesca de la FAO (COFI). El documento será examinado exhaustivamente en una Consulta Técnica especial de la FAO (que se celebrará a mediados del 2000) antes de su presentación al COFI (en marzo del 2001). Será enviado también a la CITES por anticipado para información y examen en su propio proceso de análisis de los criterios de inclusión. Los fondos para la preparación e impresión de este documento han sido aportados por el Gobierno de Japón a través del proyecto GCP/INT/715/JPN.

FAO.

Estimación de la idoneidad de los criterios de la CITES para las listas de especies acuáticas de explotación comercial.

FAO Circular de Pesca. No. 954. Roma, FAO. 2000. 75p.

RESUMEN

En este documento se examinan las características de los organismos acuáticos objeto de explotación ante el peligro de que puedan llegar a extinguirse. Abarca un examen de casos de especies que se han extinguido o que corren un alto peligro de extinción, y de regiones que han sufrido pérdidas de biodiversidad. Se estudian las propiedades de los ciclos vitales, los hábitat de las especies acuáticas y las características de las pesquerías que las explotan. Para evaluar los peligros se analizan los criterios que emplean varios grupos de expertos. Se pone de relieve el contraste entre los criterios empleados para evaluar el peligro de las especies terrestres y los utilizados en el caso de las especies acuáticas. El documento contiene asimismo una visión sinóptica del abanico de instituciones y mecanismos de gestión y conservación de las pesquerías y de los ecosistemas para esclarecer el contexto general en el que tendrán que funcionar los criterios de la CITES. Por último, en el informe se hace una evaluación minuciosa de la aplicabilidad de los criterios de inclusión de la CITES, sus definiciones, directrices, etc., para las especies marinas que son objeto de explotación.

Las Circulares de Pesca de la FAO son un medio para distribuir notas breves o efímeras, listas, etc., en particular textos provisionales de documentos que aparecerán más tarde editados en otras series.

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Antecedentes	1
1.2	Información detallada sobre este documento.....	2
2	PELIGRO DE EXTINCIÓN PARA LOS ORGANISMOS ACUÁTICOS	3
2.1	Diversidad en las propiedades ecológicas de los organismos acuáticos.....	3
2.2	Diversidad en hábitats acuáticos.....	5
2.3	Diversidad según tipos de pesquerías	6
2.4	Consideraciones sobre las pesquerías de especies únicas o múltiples.....	8
2.5	Reseña de las publicaciones sobre extinciones y peligro de especies	10
2.6	Evaluación del peligro de extinción de especies acuáticas.....	16
2.7	Resumen de los contrastes entre peces e invertebrados acuáticos y vertebrados terrestres	18
3	CONTEXTO DE LA CITES EN LOS SISTEMAS DE CONSERVACIÓN MARINA	20
3.1	Arreglos institucionales para fomentar la conservación marina.....	20
3.2	Objetivos y técnicas de las pesquerías y ordenación de los ecosistemas.....	24
3.3	Especies para las que la inclusión en la CITES es prioridad.....	29
4	EVALUACIÓN DE LOS CRITERIOS DE LA CITES POR LO QUE RESPECTA A SU APLICABILIDAD A LAS ESPECIES MARINAS EXPLOTADAS.....	36
4.1	Criterio de evaluación.....	36
4.2	Criterios que se ocupan del comercio	37
4.3	Examen del criterio A.....	39
4.3.1	Enunciación del criterio.....	39
4.3.2	Puntualizaciones derivadas de las definiciones	40
4.3.3	Evaluación del criterio	40
4.4	Examen del criterio B	42
4.4.1	Enunciación del criterio	42
4.4.2	Puntualizaciones derivadas de las definiciones	42
	Área de distribución	42
	Fragmentación.....	42
4.4.3	Evaluación del criterio	43
4.5	Examen del criterio C	43
4.5.1	Enunciación del criterio.....	43
4.5.2	Puntualizaciones derivadas de las definiciones	44
4.5.3	Evaluación del criterio	44
4.6	Examen del Criterio D	46
4.6.1	Enunciación del Criterio	46
4.6.2	Puntualizaciones derivadas de las definiciones	46
4.6.3	Evaluación del Criterio	46
4.7	Criterios para la inclusión de especies en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2a del Artículo II de la CITES	46
4.7.1	Enunciación del Criterio	47
4.7.2	Evaluación del Criterio	47
4.8	Criterios para la inclusión de especies en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2b del Artículo II de la CITES.....	48
4.8.1	Enunciación del Criterio	48
4.8.2	Evaluación del Criterio	48

4.9	Temas relativos a las inclusiones divididas y a los taxones superiores	49
4.10	Cuestiones relativas a las medidas precautorias	49
4.11	Cuestiones relativas a las definiciones.....	50
4.12	Concordancia de los criterios de la UICN y de la CITES.....	51
5	POBLACIONES Y SUBPOBLACIONES	52
6	PUNTOS BIOLÓGICOS DE REFERENCIA DE LAS PESQUERÍAS Y PELIGRO DE EXTINCIÓN.....	53
7	PRINCIPALES CUESTIONES DE INTERÉS Y CONCLUSIONES	54
8	REFERENCIAS	56
	Anexo 1: Resumen por clase, orden y familia de las especies incluidas en la lista roja de la UICN de 1996 por categorías	60
	Anexo 2: Concordancia de los criterios de inclusión de la CITES y de la UICN	63
	Anexo 3: Criterios biológicos para la inclusión de especies en el Apéndice I de la CITES (según aparece en la Resolución 9.21 de la Conferencia de las Partes en la CITES COP, 1994, Anexo 1).....	66
	Anexo 4: Sugerencias sobre una nueva redacción de los criterios biológicos para inclusión de especies en el Apéndice I de la CITES	67
	Anexo 5: Definiciones, notas y directrices que figuran en la Resolución 9.21 de la Conferencia de las Partes en la CITES, 1994, Anexo 5.....	70
	Anexo 6: Glosario.....	73

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

La finalidad que persigue la CITES es afrontar y tratar de reducir el riesgo, en términos de probabilidad de extinción de especies, mediante restricciones del comercio. Se consigue incluyendo en las listas especies que se consideran amenazadas de extinción, con arreglo a determinados criterios. Las especies pueden incluirse en cualquiera de los tres Apéndices. Para las especies incluidas en el Apéndice I, está prohibido su comercio. Para las que figuran en el Apéndice II es posible el comercio sólo con certificados y licencias. Las inclusiones en el Apéndice III son de carácter voluntario por parte de países que procuran el apoyo internacional para controlar el comercio de especies que son para ellos de interés.

Hasta principios de la década de los noventa, las listas de la CITES eran fundamentalmente de especies distintas de los peces o invertebrados acuáticos objeto de explotación. A todo lo largo de los años noventa, los intentos de incluir en esas listas peces marinos explotados plantearon cuestiones sobre la conveniencia de los criterios para la inclusión de esas especies.

La atención a la aplicabilidad de los criterios de inclusión de especies marinas en la CITES ha corrido parejas con la reciente atención de la UICN a la conveniencia de aplicar sus criterios para la inclusión de peces y a la información pertinente (Hudson *et al* 1997, Isaac y Mace 1998, Mace 1999). La UICN ha sido una fuente primordial de aportación técnica al proceso de la CITES para elaborar criterios y adoptarlos. En la Octava Conferencia de las Partes en la CITES en Kyoto, Japón, a la UICN se le encargó un documento de trabajo sobre los criterios, definiciones y directrices para la inclusión de especies en los Apéndices de la CITES, que sería examinado en la Novena Conferencia de las Partes en la CITES, que se celebraría en Fort Lauderdale, EE.UU. La Novena CP de la CITES debatió y revisó las propuestas de la UICN y aprobó los criterios, definiciones y directrices revisados para inclusión en las listas.

Durante la Décima reunión de la Conferencia de las Partes en las CITES (CP 10, Harare, Zimbabwe), se presentó una propuesta de creación de un grupo de trabajo para las especies marinas que se ocupara de abordar la preocupación de que algunas especies de peces explotadas en gran escala y objeto de comercio internacional pudieran reunir las condiciones necesarias para su inclusión en los anexos de la CITES. Se expresó, no obstante, también preocupación por el hecho de que los criterios generales de la CITES tal vez no fueran apropiados para tratar de recursos pesqueros objeto de explotación y gestión. Dicha preocupación se sometió a la atención del Subcomité del COFI sobre Comercio Pesquero, celebrado en Bremen (Alemania, junio de 1998), donde *“Sudáfrica propuso que se solicitara a la FAO la designación de un Grupo de Trabajo ad hoc, que sugiriera de qué forma puede hacerse efectivo un proceso de revisión científica de esta índole, que conduzca tal vez a propuestas de enmienda y/o interpretación apropiada de los criterios de la CITES en el contexto de las especies marinas explotadas comercialmente en gran escala... La propuesta contó con un amplio apoyo y fue aprobada.”*¹

¹ Informe de la Sexta reunión del Subcomité del COFI sobre Comercio Pesquero, Bremen, Alemania, 3-6 de junio de 1998, párr. 12 y Apéndice F.

El Grupo Especial se reunió en Ciudad de El Cabo el 20 de noviembre de 1998 de conformidad con lo solicitado por el Subcomité del COFI sobre Comercio Pesquero para que la FAO iniciara un examen científico de los actuales criterios de la CITES para las inclusiones de especies en los Apéndices I y II en el marco de especies marinas objeto de explotación comercial en gran escala.

La finalidad de la reunión fue permitir que la Secretaría de la FAO recabara sobre la propuesta opiniones técnicas y científicas de varios expertos en la materia, para así poder preparar un documento informativo apropiado sobre la cuestión para someterlo al examen del COFI en 1999. Como consecuencia, la reunión:

- estudió la propuesta realizada por el Subcomité del COFI sobre Comercio Pesquero para iniciar el examen científico; y
- propuso medidas para un examen científico en profundidad de dichos criterios en este contexto, en el que los productos de ese examen podrían incluir, si se considera necesario, propuestas relativas a enmiendas y/o interpretaciones apropiadas de los criterios de la CITES.

El lugar y la fecha de la reunión permitieron a la FAO recoger, extraoficialmente, algunas opiniones científicas sobre el problema aprovechando la presencia de muchos expertos en la materia en el Simposio del CIEM sobre cómo afrontar la incertidumbre en la evaluación y aplicación de sistemas de ordenación pesquera (Ciudad de El Cabo, Sudáfrica, 16-19 de noviembre de 1998). Asistieron a la reunión un total de 14 expertos técnicos, además de un representante de la Secretaría de la CITES, y dos miembros de la Secretaría de la FAO.

En su 23º período de sesiones, celebrado en Roma en febrero de 1999, el Comité de Pesca de la FAO (COFI) aprobó el informe de la consulta del Grupo Especial de Expertos de la FAO sobre criterios para la inclusión de especies marinas en las listas de la CITES (FAO, 1998) y se mostró de acuerdo con sus recomendaciones sobre el enfoque a seguir para examinar los criterios de inclusión en las listas. Por lo que respecta a las fechas del trabajo que se le proponía, se indicó que era necesario informar preliminarmente sobre ello a la 11ª Conferencia de las Partes en la CITES. Algunas delegaciones manifestaron su opinión de que, al examinar los criterios de inclusión en la CITES, la FAO debería tener debidamente en cuenta las disposiciones pertinentes de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar en relación con los recursos marinos vivos.

Respondiendo a lo solicitado, la Secretaría de la FAO, asistida por tres consultores, abordó los temas planteados en el informe de la Reunión del Grupo Especial de Expertos de la FAO sobre criterios para la inclusión de especies marinas en las listas de la CITES, y preparó este documento a modo de documento de trabajo para su examen en una consulta abierta de expertos sobre este tema en el año 2000. Junto con los informes de las reuniones de la Ciudad de El Cabo y del COFI, el documento de trabajo podrá presentarse a la Conferencia de las Partes en la CITES (CP) 11, como información preliminar sobre el procedimiento seguido por la FAO.

1.2 Información detallada sobre este documento

El presente informe comienza examinando en la Sección 2 las características de los organismos acuáticos objeto de explotación, especialmente en cuanto esas características se refieren al peligro de que puedan extinguirse. Comprende un examen de casos de especies que se han llegado a extinguir o que corren alto peligro de ello, y regiones que han sufrido pérdida de

biodiversidad. Se estudian las propiedades del ciclo vital de los peces y los hábitats de especies acuáticas, así como las características de las pesquerías que las explotan. Se tienen en cuenta los enfoques seguidos para evaluar los peligros según varios grupos de expertos, sobre todo en contraposición a las especies terrestres.

El informe continúa en la Sección 3 con una sinopsis del abanico de instituciones y mecanismos de gestión y conservación de las pesquerías y ecosistemas. Se hace así para ofrecer un contexto que sirva al examen del cometido singular de la CITES en lo que se refiere a la conservación de las especies acuáticas.

Por último, en sus Secciones 4 y 5 ofrece el informe una evaluación minuciosa de los criterios de inclusión en la CITES, definiciones, directrices y cuestiones conexas por lo que respecta a su aplicabilidad a las especies marinas objeto de explotación.

2 PELIGRO DE EXTINCIÓN PARA LOS ORGANISMOS ACUÁTICOS

Las especies acuáticas varían notablemente respecto de muchas características de su ciclo vital y otras condiciones ecológicas que cabría esperar influyan en su vulnerabilidad en punto a extinción. Las características de sus hábitats, y en el caso de las especies objeto de captura, las pesquerías que las explotan, afectan también a la vulnerabilidad de las especies acuáticas a la extinción por diversas causas. La diversidad de los ciclos vitales, los hábitats y las pautas de explotación presentan muchas condiciones que son raras entre los animales terrestres o que no se dan en ellos. Por lo tanto, los criterios que podrían dar lugar a unas evaluaciones firmes y eficaces del peligro de extinción para aves y mamíferos, podrían fallar cuando se aplican a especies con condiciones de ciclo vital muy diferentes, explotadas en formas que se dan raras veces en poblaciones de vertebrados terrestres. El examen de la diversidad de propiedades de los organismos acuáticos ayuda a comprender los distintos tipos de problemas con que se tropieza al tratar de evaluar sus verdaderos peligros de extinción.

Hay no cabe duda una gran interrelación entre esas propiedades, pero para mayor comodidad se resumen en las tres categorías siguientes. Mientras que el interés primordial está en poblaciones de organismos acuáticos explotados por pesquerías convencionales de captura, vale la pena observar que, si se tiene en cuenta la explotación de peces para cebo y acuarios, las especies procedentes de toda la gama de propiedades ecológicas son explotables en potencia. Por lo tanto, conviene abarcarlas a todas en el estudio de las consecuencias de esas propiedades.

2.1 Diversidad en las propiedades ecológicas de los organismos acuáticos

La amplia gama de características en materia de ciclo vital y de otras propiedades ecológicas de los organismos acuáticos tiene grandes repercusiones para evaluar su vulnerabilidad a la extinción. Los peces cuando llegan a adultos oscilan de talla entre menos de un centímetro a más de 10 metros de longitud. Los tipos de ciclo vital, incluso dentro del mismo ecosistema, van de una madurez temprana, una alta fecundidad y poco cuidado parental a las características opuestas (Balon 1975, Breder y Rosen 1966). La incorporación de los mamíferos marinos y de las tortugas de mar en el abanico de animales acuáticos objeto de estudio amplía la escala de características del ciclo vital con miras a las estrategias reproductivas de mayor magnitud y más complejas, y ofrece casos más parecidos a los mamíferos y aves terrestres, en los que se han aplicado casi siempre los criterios de la CITES. La inclusión de los invertebrados

marinos amplía, sin embargo, la escala de las características de ciclo vital hacia tamaños mas pequeños y algunas veces a estrategias reproductivas y de ciclo vital plurifásicas muy complejas.

Las estrategias de apareamiento de los peces y elasmobranquios van desde la fecundación interna (tiburones, rayas, ciprinodóntidos) pasando por el desove en pareja (la mayoría de las especies) para llegar al desove colectivo (especies en cardúmenes), a veces en grandes agregaciones (meros, Dadovy 1997, Johannes 1997). Se dan hermafroditas simultáneos aunque es poco frecuente. Son comunes los hermafroditas secuenciales, la mayor parte casi siempre en sistemas con múltiples hembras que se aparean con un único macho terminal. En esos sistemas (p. ej., en los meros y en los lábridos), la eliminación del macho desencadena un cambio de sexo en una de las mayores hembras (Breder y Rosen 1966).

La mayoría de las especies, sobre todo las de múltiples huevos pequeños, no muestran ningún tipo de cuidado parental. En las especies donde esto se da, el cuidado parental comprende toda la gama de actividades: ocultación de los huevos, custodia y asistencia de los huevos en substratos abiertos; construcción de nidos, su custodia y asistencia; empolladura por boca y en bolsa, y preñez. En las especies con una elevada inversión individual en crías individuales, los mecanismos protectivos pueden comprender fundas de huevos y estrategias complejas de ocultación (Balon 1975).

Las escalas de distribución de las poblaciones y subpoblaciones de animales marinos van desde la interoceánica, por ejemplo, delfines, grandes tiburones blancos, a las muy localizadas en una única bahía.

Las pautas de movimiento varían también desde la migración interoceánica a otras muy sedentarias (p. ej., caracolas, orejas de mar) e incluso sésiles (p. ej., corales negros, bivalvos fijos). Para los peces, las trayectorias migratorias raras veces se conocen con alguna exactitud, si se exceptúan las especies más valiosas y visibles. Incluso para el atún del Atlántico, su recorrido migratorio sigue siendo una hipótesis y continúa discutiéndose la estructura de las subpoblaciones que se utiliza a efectos de ordenación. Esto contrasta fuertemente con las trayectorias migratorias de la mayoría de los animales terrestres, que están por lo general muy bien documentadas.

El medio acuático ofrece oportunidades para una dispersión pasiva a grandes distancias durante las primeras fases de sus vidas en que tienen escasa capacidad para una migración activa. Oportunidad ésta que con frecuencia se incorpora en los ciclos vitales de los organismos acuáticos, especialmente en el medio marino. Sirve para ampliar la escala en la que puede verificarse la recolonización así como para reducir la probabilidad del aislamiento genético de subpoblaciones que pueden estar separadas como adultos. La mayoría de los animales terrestres no cuentan con oportunidades comparables para la dispersión pasiva, pero sí las plantas, por su adaptación a la dispersión eólica.

Las amplias áreas de distribución, las migraciones extensivas y las oportunidades de dispersión pasiva de muchas especies dan lugar frecuentemente a situaciones complejas de subpoblaciones que raras veces son bien conocidas. En las pesquerías, generalmente se las denomina existencias pesqueras. Por ejemplo, en la langosta común del Caribe, los adultos se reducen al hábitat de la plataforma coralina y el talud, lo que da lugar a unidades claramente discretas en toda la región. El largo ciclo vital planctónico de las larvas (4-6 meses) ofrece la oportunidad para el intercambio de reclutas entre poblaciones adultas. Los argumentos que actualmente se aducen sobre la importancia del transporte larval han puesto de relieve el cometido de la circulación en pequeña escala al retener a los reclutas en las zonas nativas de las

poblaciones (Boehlert 1996). Por lo tanto, tras largas investigaciones, sigue sin resolverse la cuestión de si existe una población de langosta pancaribeña o muchas poblaciones separadas asociadas con grandes manchas de hábitat. Esta poca claridad también predomina por lo que se refiere a otras especies con primeras fases vitales planctónicas, por ejemplo, peces de arrecifes, caracolas, erizos de mar. También aquí, por contraste por lo que se refiere a la mayoría de los animales terrestres, están relativamente bien documentadas las respuestas que se dan a esos tipos de preguntas.

La mayoría de los animales acuáticos son de sangre fría (poikilotérmicos) y crecen sin interrupción a lo largo de sus vidas (con un crecimiento indeterminado); lo que repercute en el grado en que la importancia ecológica del animal en su ecosistema puede ser notablemente distinta en las diversas fases de su vida (diferenciación de nichos ontogenéticos). Estas propiedades tal vez no afecten directamente a cómo varía el peligro de extinción con el número de individuos maduros. Sin embargo, crean una oportunidad para que se ciernen diferentes amenazas a las especies marinas en distintas fases de su vida; por eso la aplicación de los criterios que invocan “amenazas procedentes de factores extrínsecos” puede resultar mucho más compleja que para los vertebrados terrestres.

La complejidad de la interpretación de estos criterios por lo que respecta a la diferenciación de nichos ontogenéticos es importante. Por una parte, cabría alegar que las diferencias ecológicas entre las fases del ciclo vital de un organismo marino deben contemplarse como una propiedad que aumenta su vulnerabilidad al exponer las especies a una serie más amplia de peligros (p. ej., de destrucción del hábitat). Por otra parte, cabe alegar que es una propiedad que aumenta la resistencia al permitir que los reservorios de una especie persistan en una mayor diversidad de sitios. En los casos en que se destruya de forma permanente un hábitat, como ocurre con el desmonte de un bosque de manglares en el litoral o la desviación de la corriente de un río, muchos más tipos de especies acuáticas que terrestres podrán quedar expuestas a peligro debido a que una mayor diversidad de especies podrían utilizar el hábitat en algún momento de su vida. En cambio, un evento ecológico estocástico que haga que un hábitat se vuelva temporalmente inapropiado podrá plantear menos amenazas para los organismos acuáticos que para los terrestres dada la existencia de reservorios de animales acuáticos en otras fases de su vida y en otros hábitat.

La capacidad de los peces de responder a una abundancia menor a causa de la explotación con un aumento de su crecimiento y una madurez más temprana (dependencia-densidad) da a las especies marinas una cierta resistencia a la explotación; constituye también un componente fundamental de casi toda la teoría de la dinámica de las poblaciones pesqueras (Jennings *et al* 1998). Concretamente, las que tienen una fecundidad alta poseen una especial capacidad para resistir a unas altas tasas de explotación. Los vertebrados terrestres registran una menor capacidad por lo que se refiere a estos rasgos, pero combinada con la variación en la producción de crías (en cuanto a tamaño de nidada o de camada), muestran por lo general oportunidad para la dependencia-densidad en procesos dinámicos de población (Emlen 1992).

2.2 Diversidad en hábitats acuáticos

Los hábitats acuáticos varían bastante en sus características, lo que tiene grandes consecuencias sobre su vulnerabilidad a la extinción de las especies que las habitan (Angermeier 1995, Leidy y Moyle 1998. Powles *et al.* en prensa). Entre estas características destacan las siguientes:

- tamaño (superficie y profundidad), en cuanto guarda relación con la probabilidad de que los habitantes queden eliminados por un suceso localizado;
- exposición a la alteración del hábitat por actividades humanas que pueden dar lugar a la destrucción del hábitat o a su contaminación; y
- grado de fragmentación del hábitat y aislamiento respecto de otros hábitat análogos a partir de los cuales podría producirse la recolonización.

Los hábitat acuáticos pueden, según se observa, presentar una continuidad por lo que respecta a esas características, en que las aguas de cabecera de corrientes someras y los estanques representarían las unidades de hábitat más pequeñas con el mayor grado de exposición a alteraciones y aislamiento. Los hábitat más profundos y más aguas afuera en el océano representan el otro extremo de la continuidad. En general, los hábitat marinos tenderán a ser mayores, menos aislados y menos expuestos a las alteraciones que los de aguas dulces. Sin embargo, hay un alto grado de superposición entre los hábitat de aguas dulces y marinas por lo que respecta a esas características en lo que se refiere a impactos humanos en hábitat cercanos a la costa y costeros, e incluso en mares cerrados.

Otra característica que equivale aproximadamente a la continuidad arriba indicada es la probabilidad de que un hábitat sirva de apoyo a poblaciones que puedan sostener una pesca comercial. Para una determinada serie de propiedades del ciclo vital, los tamaños de las poblaciones y subpoblaciones podrán previsiblemente corresponderse positivamente con el tamaño del hábitat, factor que puede tenerse en cuenta directamente al evaluar la amenaza que plantea la explotación de poblaciones y subpoblaciones concretas.

2.3 Diversidad según tipos de pesquerías

Existe muchísima diversidad en la forma en que se explotan los recursos acuáticos, aunque presenten un espectro continuo. Se han propuesto varios sistemas de clasificación de las pesquerías y a fines de debate conviene considerar las siguientes categorías: pesquerías comerciales/industriales en gran escala; pesquerías comerciales/artesanas en pequeña escala; y pesquerías de subsistencia. Estrictamente hablando, prácticamente todas las pesquerías son de tipo comercial porque existen poquísimas pescas en las que de algún modo no se comercie (o canjee) parte de la captura.

Gran parte de la captura mundial de peces corresponde a las pesquerías comerciales en gran escala (denominadas también pesquerías industriales) procedentes de un número relativamente exiguo de poblaciones o subpoblaciones). De ahí que tengan como objeto poblaciones abundantes y ampliamente distribuidas. Son pesquerías muy mecanizadas que utilizan barcos y equipo grandes y tecnológicamente avanzados y casi siempre comprenden la elaboración a bordo. Esta categoría está representada por pesquerías de:

- grandes especies pelágicas de amplio radio y oceánicas, en las que se utilizan normalmente palangres, redes de cerco, etc.;
- peces demersales de plataformas y taludes muy productivos, con la utilización normalmente de arrastres;
- pequeños peces pelágicos en cardúmenes como clupeoides y caballas de sistemas muy productivos de afloración y afectados por descargas de ríos, utilizándose normalmente en ellas redes de cerco o arrastres pelágicos; y

- camarones de plataformas tropicales afectadas por descargas de ríos, empleándose normalmente en ellas arrastre.

Son éstos los tipos de pesquerías a los que se han dedicado los mayores esfuerzos de investigación y para los que se dispone de las mayores cantidades de datos y que, por lo tanto, deberán ser las mejor conocidas. Para estas pesquerías normalmente también se han desarrollado al máximo los instrumentos y los procesos de gestión. Se han desarrollado primero en los países desarrollados pero, desde principios de los años sesenta, han tenido una gran difusión también en el mundo en desarrollo, bien como pesquerías de base local o a través de acuerdos de acceso con flotas de gran radio de acción.

Las modernas pesquerías comerciales en pequeña escala explotan muchas de las mismas poblaciones que las grandes pesquerías comerciales, pero también aprovechan un vasto número de poblaciones menores. Pueden también estar mecanizadas, y ser incluso tecnológicamente complejas. Como ejemplos de esta categoría de pesquerías podemos citar las de:

- peces demersales profundos de plataformas continentales tropicales, empleando normalmente redes, líneas y nasas;
- grandes peces pelágicos costeros, con la pesca al curricán con pequeños palangres;
- peces demersales costeros de plataformas templadas y fiordos empleando chiqueros, redes y palangres, explotando a menudo las mismas poblaciones que las grandes pesquerías de arrastre que faenan a más altura, pero que con frecuencia tienen como objeto distintas fases del ciclo vital;
- pequeñas pesquerías de pequeños peces pelágicos en cardúmenes, empleando embarcaciones y redes menores a las equivalentes de gran escala.

Las pesquerías artesanas tradicionales aprovechan muchas de las poblaciones que faenan las pesquerías comerciales arriba expuestas, y también explotan una variedad incluso mayor de poblaciones muy pequeñas. Estas pesquerías pueden estar mecanizadas pero suelen utilizar aparejos de pesca tradicionales como pequeñas redes, chiqueros, líneas, arpones y diversos métodos de captura a mano. Ejemplos de esta categoría de pesquerías son las de:

- peces e invertebrados de arrecifes coralinos, con la utilización normalmente de nasas, arpones, líneas y a mano;
- peces e invertebrados de lagunas y estuarios costeros, con el característico empleo de redes;
- pesquerías de corrientes y ríos; y
- pesquerías de especies de acuarios en todos los hábitat.

Las pequeñas pesquerías suelen predominar especialmente en las zonas tropicales menos desarrolladas así como en islas, y son de más difícil gestión. Sin embargo, son también comunes y a veces son muy mal comprendidas en países desarrollados. El valor total (distinto del valor unitario) de las pequeñas poblaciones que explotan puede no ser suficiente para justificar sistemas eficaces de compilación y ordenación de datos.

Las pequeñas pesquerías son comunes en zonas costeras y tropicales del mundo donde la biodiversidad alcanza una cota máxima y suelen explotar todo el amplio espectro de especies existentes, con una gran variedad de artes y prácticas de pesca, recolectando así una mayor variedad de especies que las pesquerías comerciales mayores y más especializadas.

Este tipo de pesquería puede tener repercusiones en el peligro de extinción que corren las especies explotadas.

- Las pesquerías comerciales en gran escala explotan generalmente grandes poblaciones de especies de amplia distribución en zonas productivas. Los datos suelen recogerse con más facilidad y, por ello, son a menudo especies para las que se dispone del mayor volumen de información y para las que se ha estudiado más la dinámica de poblaciones y ecosistemas. En la mayor parte de los casos se dispone de datos que permitirán una evaluación cuantitativa del estado de la especie en relación con los criterios de inclusión de la CITES, con una cierta estimación de la fiabilidad de las evaluaciones. Estas pesquerías son objeto generalmente de sistemas de gestión operativa ya acreditados que aspiran a mantener la población a un nivel óptimo y, por lo tanto, muy por encima del nivel en el que el peligro de extinción (en sentido estricto) alcanza alguna importancia, aunque casi siempre no han conseguido impedir la explotación excesiva. En esos casos, las tendencias en las poblaciones podrán seguirse normalmente y podrán detectarse pronto las situaciones que pueden suscitar preocupación.
- Las pequeñas pesquerías comerciales pueden también estar bien documentadas, especialmente cuando explotan poblaciones que sirven también de apoyo a grandes pesquerías comerciales, y reciben, por lo tanto, especial atención de los científicos y administradores. Muchas de las pesquerías pequeñas cuando no la mayoría (desde las comerciales a las de subsistencia) están, sin embargo, mal documentadas y el control que sobre ellas se ejerce es a base de sistemas de gestión flojos o inexistentes, especialmente cuando han fracasado los sistemas preexistentes tradicionales de gestión (de base comunitaria). En esas situaciones de explotación sin vigilancia ni control, e incluso aunque la información suela mejorar cuando los productos de esas pesquerías se comercian internacionalmente, los datos existentes para evaluar el estado de las poblaciones a efectos de gestión y también para aplicar los criterios de inclusión de la CITES serán pobres o inexistentes. Además, por las mismas razones y con contadas excepciones, como los caballitos de mar y algunas especies comerciales de acuarios, las especies de estas pesquerías no atraen mucho la atención de conservacionistas y por eso tienden a tener un menor perfil público que el de las especies más visibles.

2.4 Consideraciones sobre las pesquerías de especies únicas o múltiples

En las siguientes situaciones que se dan con respecto a las cantidades de especies que son objeto de captura, desembarque y comercio por las distintas pesquerías, es el elemento del comercio el que reviste especial interés en el actual contexto.

- i. Explotar especies únicas y obtener poca o ninguna captura incidental (p. ej., las pesquerías de nasas del bogavante en América del Norte, las pesquerías de buceo para la caracola, la oreja de mar, el erizo de mar, las pesquerías de artes de cerco para especies monotípicas en cardúmenes, pesquerías selectivas de peces de acuario).
- ii. Explotar una o más especies y obtener una captura incidental que es de valor insuficiente o nulo para su desembarque (p. ej., capturas incidentales de peces en algunas pesquerías de camarones o cefalópodos).
- iii. Explotar una o más especies y obtener capturas incidentales que se desembarcan y pueden ser objeto de comercio internacional.

- iv. Explotar todo un conjunto de especies que en su totalidad son de valor y pueden ser objeto de comercio (p. ej., pesquerías de nasas y de redes para peces de arrecifes coralinos, peces de plataformas tropicales).

En el caso i), sólo las especies explotadas quedan afectadas negativamente por la pesquería. Por consiguiente, es probable que los controles en el comercio eviten o reduzcan la explotación y puedan ser eficaces como medio para reducir el peligro de extinción.

En el caso ii), los controles comerciales serán eficaces sólo para las especies explotadas, ya que no se comercian las especies que no lo son, y la CITES no se extiende hasta controlar el comercio de las especies explotadas para conservar las especies que no son objeto de la explotación y que corren peligro por la pesca de aquéllas.

En el caso iii), pueden utilizarse controles comerciales para reducir el peligro de extinción tanto de las especies que son objeto de explotación como de las que no lo son. Sin embargo, si se imponen esos controles debido a la existencia de una especie no objeto de explotación, la respuesta probable en esa pesquería será descartarla en la misma mar, guardarla para la venta interna o mantenerla para el consumo personal. Si se descarta en el mar, el efecto de la prohibición dependerá del grado en que sobrevivan las especies desechadas, que puede variar de cero a casi 100% según el tipo de pesquería (Alverson *et al.* 1994).

El caso iv) es similar al caso iii) por lo que respecta a la eficacia de las prohibiciones comerciales pero difiere por cuanto este tipo de pesquería lleva casi inevitablemente a una sobreexplotación en grado extremo de unas pocas especies. Una pauta típica para pesquerías de muchas especies que utilizan artes no selectivas para explotar asociaciones y en que todas las especies se desembarcan y tienen un valor comercial, es la de eliminar progresivamente las especies mayores y menos resistentes del sistema (Jennings *et al.* 1999). Por lo tanto, la composición del sistema por especies y la captura pasa a las especies menores, normalmente menos valiosas y más resistentes. Sin embargo, aunque las especies menos resistentes pueden quedar reducidas a tamaños de población pequeños, siguen estando expuestas a niveles elevados de esfuerzo pesquero. Las pesquerías de arrecifes coralinos nos ofrecen el ejemplo clásico de esta pauta (Koslow, *et al.* 1988). En estas especies, los pargos y meros son rápidamente eliminados del sistema pero, debido a su alto valor, incluso cuando su abundancia es muy baja, son especies que se siguen comercializando cuando se capturan. El resultado probable de una prohibición del comercio en estos casos sería el que esas especies se retendrían para la venta interna o el consumo personal. Sin embargo, en algunos casos podría haber un aumento de los descartes de esos peces, en cuyo caso la supervivencia de las especies descartadas constituiría un problema crítico.

Por consiguiente, la eficacia de las restricciones al comercio cuando se trate de reducir el peligro de extinción debido a la explotación pesquera será máxima para las especies objeto de pesca comercializadas. Restricciones éstas que darán lugar a un trastorno social y económico mínimo cuando la pesca es monoespecífica. Las restricciones del comercio de especies que no son objeto de explotación serán eficaces sólo cuando éstas se descarten y sobrevivan. En esas pesquerías, es necesario centrar la atención en el empleo de artes o estrategias de pesca más selectivas, de suerte que se reduzca al mínimo la captura de especies que no son objeto de explotación. Se trata de una cuestión de interés para los administradores pesqueros, porque el empleo de más artes y estrategias específicas para una especie facilita la optimización del rendimiento especie por especie.

2.5 Reseña de las publicaciones sobre extinciones y peligro de especies

En escalas temporales geológicas, muchas especies de peces e invertebrados han desaparecido de forma natural de los hábitat acuáticos, al igual que muchas especies se han ido perdiendo en todos los tipos de ecosistemas. Sin embargo, según conjeturas, los actuales índices de extinción de las especies acuáticas son mucho mayores que los índices de referencia de extinción (Caims y Lackey 1992, Malakoff 1997, Roberts y Hawkins 1999). Dado que los índices acuáticos de extinción parecen ser elevados por encima de las tasas históricas precedentes, las preocupaciones en materia de conservación exigen una indagación de sus causas y consecuencias. Todo ello plantea algunas cuestiones.

- ¿Cuántas especies de peces e invertebrados se han extinguido realmente en tiempos geológicamente recientes?
- ¿Qué características comparten y qué es lo que causa sus pérdidas?
- ¿Qué medidas de conservación contribuirían a invertir la tendencia descendente de la biodiversidad acuática?

Las respuestas a estas preguntas ayudarán a esclarecer el cometido correspondiente de los organismos relacionados con el comercio al tratar de aplicar medidas para la conservación de especies en peligro de extinción.

En esta sección, se pasa reseña a las publicaciones sobre frecuencia y pautas de extinción en especies acuáticas para responder a las preguntas arriba señaladas y determinar si indican qué peligros de extinción pueden pronosticarse partiendo de las propiedades ecológicas de las especies y de las características de sus hábitat, según se apunta en el capítulo anterior y por varios autores (p. ej., McKinney 1997, McDowall 1999). El grado en que esto parece posible determinará la viabilidad de practicar un enfoque cuantitativo de predicción, como el que ya ha explorado Angermeier (1995) y Parent y Schrimi (1995), para los peces de Virginia y la región de los Grandes Lagos Laurentinos.

Antes de emprender esta reseña, es importante hacer varias advertencias. Como han subrayado muchos autores (p. ej., Reaka-Kudla 1997, Roberts y Hawkins 1999), el análisis de pautas en extinciones documentadas puede llevar a engaño, debido a que las extinciones documentadas pueden infravalorar el número real de extinciones por varios motivos. Científicamente hablando, documentar la extinción de una especie es demostrar que algo no existe ya, cosa que es lógica, práctica y filosóficamente más difícil que probar la existencia de algo (Diamond 1987, Miller *et al.* 1989). Por lo tanto, es posible que algunas especies adscritas a una categoría de alto riesgo puedan estar ya extintas, aunque científicos diligentes siguen admitiendo todavía la posibilidad de que en futuros muestreos puedan todavía descubrirse poblaciones remanentes. Un criterio precautorio consistiría en sugerir que, cuando la existencia actual de una especie ofrece dudas, la carga de la prueba debe recaer en los que alegan que la especie no está extinta. Sin embargo, este criterio no asegura que todas las extinciones que se han producido hayan aparecido reflejadas en la literatura científica. Por otra parte, algunas especies de peces que se dan por extintas, a veces por largos períodos, se han vuelto a descubrir o por accidente (*Latimeria chalumnae*, Bruton 1995b) o como resultado de una búsqueda diligente (*Cyprinodon radiosus*, Miller y Pister 1971, *C. nevadensis shoshone*, Taylor *et al.* 1988). Es complejo el problema de estimar los índices auténticos de extinción para los organismos acuáticos porque además las faunas de peces e invertebrados acuáticos de muchas partes del mundo están mal muestreadas, especialmente en los mares (Upton 1992, Bruton 1995, Moyle y

Leidy 1998). Por otro lado, las taxonomías de algunos grupos, especialmente de los invertebrados marinos, están también resueltas pero sólo en parte, aunque en algunos grupos de especies son difíciles de resolver algunas de ellas, especialmente sobre la base exclusivamente de criterios morfológicos aplicables a colecciones históricas (Reaka-Kudla 1997, Roberts y Hawkins 1999). Por consiguiente, hay que examinar seriamente la posibilidad de “criptoextinciones”, es decir, de especies perdidas sin nunca haber constado su existencia.

Sin embargo, esta reflexión puede contribuir poco al diálogo científico, ya que no existen datos que manejar. Incluso estimaciones en base a modelos de criptoextinciones de organismos terrestres, en que la incertidumbre de la taxonomía y la insuficiencia de muestreo son menos graves que en los hábitat acuáticos, comúnmente varían en un orden de magnitud, por ejemplo de 100 a 1 000 especies de insectos por año (Burgman *et al* 1993). Por fortuna, partiendo de las perspectivas de la ordenación de las pesquerías y de la reglamentación del comercio, las criptoextinciones de especies comerciales objeto de pesca no serían un gran motivo de preocupación, porque en casi todos los casos las capturas comerciales gestionadas y el comercio serán con productos alimenticios o productos de acuario, cuyas identidades de especie son conocidas. Posibles preocupaciones por las criptoextinciones como resultado de pesquerías se darían casi con toda probabilidad en pequeñas pesquerías, por ejemplo, que tuvieran por objeto conjuntos de gran diversidad o que correspondiesen a especies como los raros invertebrados bénticos que mueren a causa de actividades pesqueras o cuyo hábitat queda destruido por ellas. Es también probable que el peligro sea mayor cuando las especies ya no resulten identificables en el producto pesquero final, p. ej., aceite de ballena o harina de pescado dentro de unas poblaciones demersales de gran diversidad (afortunadamente muy raras).

En los ecosistemas marinos son poquísimos los casos documentados de recientes extinciones de especies de peces e invertebrados, aunque bien es verdad que se han perdido una serie de mamíferos y aves marinos (Baillie y Groombridge 1996, Ruckleshaus y Hays 1998, Roberts y Hawkins 1999). La lapa de la gran zosteria en las orillas del noroeste del Atlántico (*Lottia alveus*) está aceptada como extinta (Carlton *et al* 1991) y otros dos (Roberts y Hawkins 1999) o tres invertebrados (Carlton 1993) (una lapa; *Collisella edmittchelli*, y un bígaro, *Littoraria flammea*; ambos raros y conocidos por algunas colecciones de museo, y un gusano *Certhidea fuscata*) se citan como probablemente extintas. Ninguna de estas especies se han pescado para fines comerciales o han sido objeto de una gran mortalidad como pesca incidental; por lo tanto en ellas no ha tenido impacto directo el comercio. La población de la lapa de la gran zosteria se colapsó cuando su hábitat obligatorio, las grandes zosterias costeras, quedaron diezmadas por enfermedad, y aunque en algunas de estas zonas se recuperaron los hábitat, en estas últimas décadas no se ha vuelto a encontrar nunca más dicha lapa. Tanto la *C. edmittchelli* como la *C. fuscata* habían reducido sus distribuciones costeras al litoral y en las zonas entre mareas del sur de California. La pérdida de hábitat se achacó a actividades de urbanización y humanas en la zona costera y se ha presentado como la causa de la pérdida de ambas especies (Carlton 1993, Taylor 1991), habiéndose perdido probablemente la primera en el siglo anterior; nunca hubo comercio de las especies extintas o de partes.

Las especies de aguas dulces se han perdido a ritmos mucho mayores. Por lo que se refiere a los Estados Unidos, donde las faunas de peces han sido objeto de un seguimiento relativamente exhaustivo, Bruton (1995a) enumera 18 especies de aguas dulces como extintas o extintas "con casi toda certeza", con un total global de 34 especies. Se trata de un total desde luego bajo, ya que casi todas las 80 especies de peces enumerados en la lista roja de la UICN de 1996 son especies de aguas dulces. Sólo en el Lago Victoria, algunos expertos han estimado que

hasta 200 haplecrominas endémicas del conjunto original de 300 o más especies pueden haberse extinguido, y han atribuido esas extinciones a los efectos, primero, de una pesca excesiva y luego de la introducción de la perca del Nilo (*Lates niloticus*) y de la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*), (Witte *et al.* 1992, Ogutu-Ohwayo *et al.* 1997). Se ha aducido que otros grandes lagos africanos han sufrido en proporción pérdidas análogas en número de especies aunque de grupos de especies algo menores (Ogutu-Ohwayo *et al.* 1997). Para estos grupos de especies endémicas, su captura excesiva fue un factor importante que contribuyó a las grandes reducciones de su abundancia. Sin embargo, el paso de una abundancia muy reducida a la extinción se achaca a los efectos del predador introducido y posiblemente a su competidor la tilapia.

Se ha invocado una secuencia análoga de factores causales para la extinción de varios coregónidos (*Coregonis alpenae*, *C. johanna*, *C. kiyi orientalis*, y *C. negripennis*) y del lucio azul (*Stizostedion vitreum*) de los Grandes Lagos de Norteamérica (Miller *et al.* 1989), aunque en el caso de los Grandes Lagos norteamericanos la extinción fue causada por la lamprea parasítica (*Petromyzon marinus*) que invadió los lagos, más bien que a un predador. El entrecruzamiento con otros arenques del lago también se invoca como factor determinante de las extinciones de los coregónidos. Pero al igual que lo que ocurrió en los grandes lagos africanos, la pesca excesiva e intensiva durante un largo período agotó considerablemente las poblaciones antes de que intervinieran los otros factores de extinción.

Esta secuencia de una explotación excesiva seguida de las introducciones de especies no es el único medio para la extinción y ni siquiera posiblemente el más común. De las 40 especies y subespecies que se enumeran como extintas en Canadá, México y los Estados Unidos en Miller *et al.* (1989), 29 tenían una distribución limitada, pues estaban presentes normalmente en sólo un lago o cuenca pequeña. En su resumen, Miller *et al.* (1989) aducen como causa en el 73% de las extinciones la alteración del hábitat físico e invocan la alteración del hábitat químico y la hibridización como causas, cada una de ellas en el 38% de los casos. En cambio, señalaron los efectos de la introducción de especies en el 68% de las extinciones y la captura excesiva en un 15%. Aunque algunas especies de salmónidos (*Oncorhynchus* y *Salvalinus*) y de ventosas (*Chasmistes*) fueron objeto de recolección con fines recreativos o incluso comerciales, la mortalidad por pesca directa o incidental no tuvo que ver con la extinción de la gran mayoría de las 29 especies, que en un principio eran de distribución limitada.

En estudios más recientes sobre características de las especies acuáticas que se han perdido por extinción, las causas de extinción y los tipos de hábitat que ocupan han tendido a no separar las especies que se han extinguido de las que corren un peligro de extinción o de extirpación de porciones de sus áreas de distribución anteriores (ex. Leidy y Moyle 1998, Ruckelshaus y Hays 1998, McDowall 1999). Sin embargo, los análisis que se harán luego en esta Sección abordan estas pautas para las listas de extinciones de peces más actualizadas.

Esta preocupación por las extirpaciones de poblaciones de peces concuerda con la importancia de la conservación de la biodiversidad acuática a escala local y regional y también mundial (Cairns & Lackey 1992). Los inventarios de reducción de la biodiversidad acuática a nivel de cuencas o regiones muestran unas pautas coherentes de pérdidas sustanciales (p. ej., Hughes y Noss 1992, Moyle y Leidy 1992). Los expertos han invocado generalmente la alteración física del hábitat, la fragmentación de cuencas idóneas y la simplificación en cascada de las comunidades (donde la pérdida de una especie puede desencadenar ulteriores cambios en la viabilidad de especies que fueron predatoras o que fueron presa de las especies que originalmente se perdieron) como causas de la pérdida de biodiversidad. La interpretación de

estos parámetros se complica, sin embargo, por el conocimiento tan desigual de la biodiversidad de muchas regiones geográficas y grupos taxonómicos (Leidy y Moyle 1998, Roberts y Hawkins 1999).

Partiendo de que los detalles de cualquier aspecto de la biodiversidad acuática sobre la base de la información de que se dispone actualmente no es probablemente representativo de la verdadera situación global de la biodiversidad acuática, hay algunas pautas que son bastante claras. Las especies anádromas y estuarinas parecen especialmente vulnerables a las pérdidas locales y regionales (Jonsson *et al.* 1999, McDowall 1999). Probablemente, el grupo de especies estudiado más a fondo en la escala más precisa de las poblaciones de especies es la de los salmónidos en el noroeste del Pacífico de América del Norte. Las extirpaciones de poblaciones de especies de salmónidos anádromos han quedado censadas en Nehlsen *et al.* (1991), Slaney *et al.* (1996), y Baker *et al.* (1996).

Se han hecho conjeturas de que por lo menos 106 poblaciones de salmones del Pacífico habían quedado extirpadas en la región continental de los Estados Unidos (Nehlsen *et al.* 1991), aunque por desgracia en el informe no está claro el número total de poblaciones estudiadas. En las cuencas canadienses adyacentes hacia el norte, Slaney *et al.* (1996) señalaron que de las 5 487 poblaciones sobre las que había datos suficientes para estimar su situación, pueden haber quedado extirpadas hasta 142 poblaciones. En las cuencas de Alaska, sin embargo, habían quedado extirpadas sólo dos poblaciones, de un total de más de 4 000 sobre las que se disponía de datos suficientes para evaluar su situación actual.

Esta reducción en el índice de extirpación corre pareja con la reducción de la densidad y el impacto de los seres humanos. En los tres estudios de las poblaciones de salmónidos de la parte del Pacífico de América del Norte, las causas principales de la reducción y de la extirpación de las poblaciones hasta ahora habidas se asociaron todas ellas con actividades humanas. Muchas de las extirpaciones se achacaron a la degradación de los hábitats de aguas dulces o a la destrucción completa de corrientes a causa de la urbanización o de bloqueos debido a la construcción de centrales hidroeléctricas. Las reducciones de la calidad del hábitat se asociaron también con las prácticas de aprovechamiento de la tierra, problemas de calidad del agua y evacuación de aguas, y a la mortalidad asociada con el tránsito de salmones jóvenes o el retorno de adultos a través de la presas.

A pesar de que las tres evaluaciones detalladas de pérdidas de poblaciones de salmónidos centran su atención en la pérdida de hábitat, los tres equipos de autores reconocieron que una excesiva explotación pudo haber tenido su importancia por lo menos en la reducción de poblaciones a una menor abundancia, cuando no definitivamente a su extirpación. En todos los casos se señaló que las poblaciones menos productivas pudieron haber sufrido una mortalidad insosteniblemente elevada en las pesquerías en el mar o cerca de la costa, donde el salmón de muchas poblaciones diferentes se mezclaba junto con otros, aún cuando el índice de explotación para el complejo de poblaciones mixtas fuera apropiado para la productividad media del complejo. Además, las bajas más recientemente notables de algunos conjuntos de salmónidos, como el salmón coho o plateado en ríos del interior de la Columbia Británica, Canadá, se han producido en regiones donde la calidad del hábitat de agua dulce no se ha degradado mucho. En esos casos, las bajas (que pueden incluir algunas extirpaciones locales) han sido causadas, según conjeturas, en gran parte por la reducción de los índices de supervivencia marina, que derivan a su vez de variaciones de las condiciones marítimas y de una pesca excesiva en las pesquerías de poblaciones mixtas (Bradford 1995, 1998).

Se conoce menos la estructura de las poblaciones de la mayoría de otras especies que la de los salmónidos. Sin embargo, la pérdida progresiva de biodiversidad a través de extirpaciones regionales es preocupante en muchas zonas (Angermeier 1995, Leidy y Moyle 1998, Ruckleshaus y Hays 1998). Muchas especies de esturiones también han sufrido grandes reducciones en su área de distribución y varias están extirpadas de muchas cuencas donde antes medraban (Musick 1998, Baillie y Groombridge 1996).

A escala de población, las pérdidas de biodiversidad son manifiestas. Bruton (1995b) llega a la conclusión de que 122 de las 200 especies nativas de Europa estaban incluidas en la Convención de Berna como necesitadas de protección especial y miles de poblaciones individuales habían quedado extirpadas. En Australia, 65 especies (34%) se consideran dentro de algún grado de peligro y varias especies se hallan a punto de extinción. En Nepal, las autoridades científicas incluían 13 de 130 especies nativas en alguna categoría de peligro, y en Japón se catalogaban 45 como especies en peligro. Los grupos taxonómicos con áreas de distribución costeras y estuarinas como la oreja de mar (*Haliotis*), los caballitos de mar (Familia de las Syngnathidae), y el mero (Familia Serranidae) están frecuentemente representados en las listas de especies que corren peligro de extinción o de poblaciones extirpadas en grandes partes de sus áreas históricas de distribución (Baillie y Groombridge 1996, Powles *et al* en prensa). En cuanto a las plataformas continentales, la documentación de las extirpaciones regionales tal vez sea óptima para tiburones y rayas, en un tiempo extendidas, como la raya común (*Raja batis*) en el Mar de Irlanda (Brander 1981) y la *Raja laevis* en los grandes bancos de Terranova (Casey y Myers 1998).

Esos inventarios de especies perdidas por extinción, o extirpadas en grandes sectores de sus áreas históricas de distribución, o que corren peligro de extinción, confirman claramente la necesidad de adoptar medidas de protección para defender la biodiversidad en múltiples escalas. Sin embargo, se necesitan ulteriores análisis para aclarar qué tipos de medidas podrían ser los más positivos. Estos análisis se están llevando a cabo (incluso aquí), pero pueden iniciarse con una información sólo muy somera sobre rasgos de vida, información sobre áreas de distribución e historias pesqueras de especies que presentan interés. Tampoco, como ya se dijo más arriba, las especies que preocupan no son probablemente muestras representativas de las comunidades de peces marinos, estuarinos, anádromos o de aguas dulces. Hay una gran oportunidad para llevar a cabo más a fondo los análisis. No obstante, incluso los análisis iniciales a que hacemos referencia más abajo arrojaron una cierta luz sobre los tipos de especies que más preocupaban y ayudaron a aclarar la importancia de la explotación comercial como amenaza a especies en peligro actual o potencial.

De la anterior reseña de la literatura se desprende que la mayoría de los autores han llegado a la conclusión de que el peligro de extinción de especies acuáticas guarda una estrecha relación con sus propiedades ecológicas, las características de sus hábitat y a través de ello con su vulnerabilidad a factores antropogenéticos. Más abajo se ofrecen otras dos perspectivas sobre las especies que se consideran en mayor peligro analizando dos series de datos:

- las especies que figuran incluidas en la serie "Peces amenazados del mundo" en la revista *Biología ecológica de los peces*, presentada por Bruton (1995b);
- las especies de peces enumeradas por la UICN en siete categorías de situación (véase Anexo 1 de este documento), (Baillie y Groombridge 1996).

Sus autores contribuyen voluntariamente con sus artículos sobre "Peces amenazados del mundo" como medio para llamar la atención sobre las especies. Constituyen pues un eco de la

preocupación que tienen los expertos, mas bien que un intento de trazar un cuadro completo de la situación. El resumen del Cuadro 1 muestra que de las 63 especies de la serie la mayoría habitan en aguas dulces y casi todas son especies pequeñas. Las dos grandes especies marinas son el celacanto y el jaquetón blanco.

Cuadro 1. Resumen de las características de las especies marinas incluidas en la serie "Peces amenazados" de la revista Biología ecológica de los peces.

Categoría de tamaño	Marinos	Salobres	Anádromos	Agua dulce	Total
Grandes (>30 cm)	2		3	2	7
Medianos (10-30 cm)	1			13	14
Pequeños (<10 cm)	1	6		35	42
Total	4	6	3	50	63

En el Anexo 1 de este documento aparece un resumen de los datos sobre peces que aparecen en la lista roja de la UICN de 1996 (Baillie y Groombridge 1996). No se informa sobre el tamaño pero éste puede en muchos casos deducirse a grandes líneas de los conocimientos que se tengan sobre la familia o el género. La utilización de las clasificaciones de la UICN de 1996 no supone la aceptación por los autores de este informe, de la evaluación absoluta del peligro en cada caso, ya que la base para muchos de estas clasificaciones son actualmente objeto de examen (informes de los talleres de Londres y Tokyo). No obstante, la tabulación de las conclusiones de la UICN permite investigar las pautas ecológicas entre especies que considera en peligro dicha Organización.

Por lo que respecta a la extinción en general y también a la extinción en la vida silvestre, la lista comprende 91 especies de agua dulce y dos de aguas marinas. Las de agua dulce proceden de 12 familias, en las que predominan los cíclidos (49 spp.), los ciprínidos (16 spp.) y los ciprinodóntidos (9 spp.). Curiosamente ambas especies marinas de la lista son esturiones.

Igualmente para las especies de las tres categorías de peligrosidad² preponderan los peces de agua dulce (620 especies de agua dulce frente a 138 de aguas marinas). Dentro de estas categorías, la proporción de especies que corren peligro crítico es relativamente superior en el caso de los peces de agua dulce (24% para estas especies frente al 10% para las marinas). Los ciprínidos (161 spp.) y los cíclidos (88 spp.) son también las familias de agua dulce más destacadas, seguidas por los ciprinodónticos (31 spp.) y los pércidos (33 spp.). Esta última familia se compone fundamentalmente de especies de eteostomatinos (27 spp.) que son pequeños y con ciclos vitales especializados y una distribución reducida en pequeñas corrientes. Los ciprinodóntidos tienen también vidas especializadas y ocupan hábitat restringidos como sistemas de charcos en el desierto. El caso de los cíclidos de los Grandes Lagos africanos ya ha quedado examinado. En estas tres categorías figuran incluidas 20 especies de salmónidos.

Entre las especies marinas en peligro, predominan los signátidos (36 spp., todas incluidas en la categoría vulnerable) seguidos por los esturiones (23 spp., 16 en la categoría de peligro), y los serránidos (16 spp., 13 en la categoría vulnerable). Aparte del caso especial de los esturiones, la mayoría de las especies marinas citadas que son objeto de explotación se capturan en pequeñas

² CR = Críticamente en peligro; EN = En peligro, y VU = Vulnerables.

pesquerías tropicales y artesanas para consumo (serránidos, lutjánidos, lábridos) y en los comercios de alimentación y acuario en vivo (muchas familias; véase también Sadovy 1997). El grupo más nutrido, el de los signátidos (34 de ellos caballitos de mar), son también objeto de gran demanda por sus presuntas propiedades medicinales (p. ej., Pajaro y Vincent 1996).

Pocas de las especies citadas sostienen una pesquería comercial en gran escala. Entre las que sí pueden sostenerla figuran el pez espada, cuatro especies de túnidos (el patudo del Atlántico, el atún común del norte y del sur, y el atún blanco), dos gádidos (el bacalao y el eglefino del Atlántico) y dos peces planos (el fletán del Atlántico y la limanda) e incluso en situaciones reducidas estas especies tienen poblaciones muy superiores a cualquier peligro de extinción inminente. Para el atún blanco del Atlántico Norte, la estimación de la biomasa de población en desove en 1997 es de unas 20 000 toneladas métricas. Para el patudo del Atlántico, la biomasa de población en desove en 1997 era de unas 150 000 toneladas métricas. Para el atún común del Atlántico occidental, el número de individuos maduros se estimaba en unos 30 000 (ICCAT 1999). Aunque estos números indican que la gestión pesquera no ha llegado a conservar estas poblaciones en niveles aceptables, no indican que las mismas se hallen en peligro inminente de extinción.

2.6 Evaluación del peligro de extinción de especies acuáticas

Las publicaciones y las dos perspectivas que ofrecen la serie de "Peces amenazados" y la Lista roja de la UICN indican que la distribución de especies observadas o consideradas en peligro está muy agregada entre la población global de las especies ícticas, y que esa agregación guarda estrecha relación con las propiedades ecológicas y las características del hábitat. Estos parámetros ayudan a esclarecer qué tipos de especies se hallan probablemente en peligro de extinción, y qué conocimientos pueden a su vez ayudar a esclarecer en qué situaciones ciertas medidas como las restricciones al comercio pueden contribuir más a reducir ese peligro.

Antes de tratar de resumir estas características, hay que decir que las agregaciones de especies reseñadas parecen también reflejar la distribución que interesa a los conservacionistas e incluso tanto más la distribución de capacidad técnica para evaluar el peligro de extinción. Por ejemplo, existe un número relativamente elevado de listados para la fauna íctica de agua dulce de América del Norte que se halla bien estudiada, y un número relativamente bajo respecto de las faunas ícticas de aguas dulces tropicales en India, Asia, América del Sur y (con la excepción de los cíclidos lacustrinos) en África. No obstante, las agregaciones de especies incluidas coinciden también con las regiones que han registrado un desarrollo máximo y posiblemente con la mayoría de las modificaciones y destrucciones de hábitat.

La reseña de los datos sobre extinción y especies en peligro de extinción indica que hay una variedad de factores que pueden servir de indicadores de peligro. Parecen razonables las siguientes observaciones generales:

- a) especies grandes, de vida larga y de maduración tardía, con fecundidad tanto alta como baja, aunque más la última, y que son vulnerables a la explotación, corren relativamente un gran peligro de extinción por explotación;
- b) las especies pequeñas de vida corta que tienen un área de distribución restringida en hábitat aislados corren un peligro relativamente elevado de extinción por la acción humana no explotadora como destrucción del hábitat y su degradación o eventos catastróficos localizados (p. ej., derrames de petróleo);

- c) las especies pequeñas y de vida corta, con una especialización en materia de reproducción que determina un índice intrínseco bajo de aumento de su población y que tienen una zona de distribución restringida en hábitat aislados, corren un peligro relativamente alto de extinción por explotación y también por la acción humana de carácter no explotador;
- d) las especies de hábitat de agua dulce correrán con más probabilidades que las de hábitat marinos el peligro de destrucción y degradación del hábitat;
- e) la proximidad a grandes poblaciones humanas suele exponer las especies a un peligro mayor, o hacer más probable que los peligros se identifiquen y se señalen en las publicaciones.

Otra cuestión relativa a la evaluación del peligro en especies acuáticas es la disponibilidad de datos. Esto influirá en si una especie puede tenerse en cuenta, o no, para su inclusión, y, en caso positivo, qué propiedades se evaluarán. La Lista Roja de la UICN de 1996 incluye bastantes especies de peces para permitir análisis que son muy indicadores en este sentido. En el Cuadro 2 se resume el empleo de cada uno de los criterios de inclusión de la UICN para los peces marinos y de agua dulce en sus tres categorías de peligrosidad (CR = Críticamente en peligro; EN = En peligro; y VU = Vulnerable).

El Cuadro 2 indica que el criterio de disminución (A) se emplea con mucha más frecuencia para los peces marinos que para el agua dulce. Esto responde probablemente al hecho de que generalmente se dispone de más datos sobre la distribución y abundancia de especies de agua dulce que sobre especies marinas, de tal suerte que puede evaluarse con más frecuencia la situación en relación con la abundancia y la distribución.

Los factores enumerados pueden utilizarse de forma heurística para determinar las especies que pueden hallarse en peligro máximo de extinción, para así poder centrar la conservación en las necesidades de esas especies. Sin lugar a dudas esa es la forma en que la mayoría de los conservacionistas abordan actualmente el tema.

Otra alternativa es que la información sobre estos factores pudiera utilizarse para elaborar un modelo cuantitativo plurifacético de predicción que identifique las especies o grupos de especies que se hallarían en peligro máximo de extinción, como hicieron a escalas regionales Angermeier (1995) y Parent y Schrimi (1995). Están en marcha proyectos de este tipo, tanto a escala oceánica como mundial con algunas organizaciones internacionales de conservación. El objetivo de todos estos análisis es agrupar las especies en grupos con series análogas de características, y determinar cómo variaría el peligro de extinción entre esos grupos y con arreglo a las características que sirvieron para definirlos. Un sistema de este tipo sería útil tanto para establecer prioridades entre especies a fines de evaluación de su situación, como para sugerir tipos de medidas de conservación más adecuados para las amenazas concretas con las que probablemente tendrán que enfrentarse las distintas especies. El análisis de viabilidad de población (Casilla 1), instrumento analítico básico de la biología de la conservación, podría utilizarse también a nivel de grupo. La finalidad sería identificar directrices numéricas adecuadas para evaluar el peligro de los distintos tipos de especies, y conseguir algún grado constante de protección contra la extinción a través de la diversidad de peces y de invertebrados acuáticos.

Cuadro 2. Resumen de criterios empleados para enumerar las especies de peces marinos y no marinos en las categorías que corren peligro

El por qué de la inclusión (1)	Número de especies en la categoría			Total	Porcentaje del total
	CR	EN	VU		
No marinas					
A	41	30	81	152	24.5
AB	53	39	27	119	19.2
ABC	6	2	1	9	1.5
ABCD			3	3	0.5
ABD			7	7	1.1
AC	5	3		8	1.3
ACD			1	1	0.2
AD	2		11	13	2.1
ADCD			1	1	0.2
AE		1		1	0.2
B	35	34	19	88	14.2
BC	1	4	0	5	0.8
BD			8	8	1.3
BE	2			2	0.3
C	3	3	2	8	1.3
CD			2	2	0.3
D		1	192	193	31.1
	148	117	355	620	
Marinas					
A	27	62		89	65.4
AB		3		3	2.2
AD		1		1	0.7
B	1	1		2	1.5
C	1			1	0.7
D		28		28	20.6
NT			12	12	8.8
TOTAL	29	95	12	136	

(1) A = Población en disminución (pasada o prevista); B = Pequeña distribución y disminución o fluctuación; C = Pequeño tamaño de la población y disminución; D = Población muy pequeña y distribución muy reducida; E = Análisis cuantitativo (p. ej., análisis de viabilidad de la población); NT = De próxima amenaza

2.7 Resumen de los contrastes entre peces e invertebrados acuáticos y vertebrados terrestres

Casi todas las estrategias de ciclo vital que se dan en los vertebrados terrestres pueden hallarse en los invertebrados acuáticos e ícticos, y si se agregan los mamíferos y las aves marinas a la lista de especies acuáticas se aumenta aún más la superposición. Sin embargo, no es verdad lo contrario, pues una amplia gama de tamaños de adultos, unas pautas de vida más complejas, con larvas, juveniles y adultos ecológicamente distintos, estilos de vida diádromos y muchas otras características especializadas de las estrategias de vida se hallan presentes en la diversidad de especies de peces e invertebrados acuáticos. La propia diversidad de estrategias de vida de los

peces e invertebrados acuáticos significa que los criterios para evaluar los peligros de extinción, que son sólidos para la diversidad de los vertebrados terrestres, seguramente no proporcionan unas evaluaciones comparablemente sólidas del peligro de extinción de todos los organismos acuáticos. Sin embargo, las diferencias pueden actuar en ambas direcciones, pues unas vidas complejas pueden hacer que las especies resulten más resistentes a algunos tipos de amenazas para su supervivencia y más vulnerables a otros.

CASILLA 1: ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE POBLACIÓN

El análisis de viabilidad de población (AVP) es un término que se aplica a una serie de métodos de modelado del análisis de población, que tienen en común que las trayectorias de población estocástica se proyectan al futuro, sobre la base de los conocimientos actuales de calendarios de mortalidad y fecundidad y escenarios sobre posibles circunstancias en el futuro (Groom y Pascal 1998). Muchos, si no todos, se basan en los métodos de matrices de Leslie o Lefkowitz para proyecciones de poblaciones estructuradas según edad o ciclo vital. El resultado se expresa por lo general o como el peligro de que una población baje a cero (o a algún valor arbitrariamente pequeño en el que se considera improbable la recuperación) dentro de un intervalo de tiempo específico, o los intervalos de distribución del tiempo antes de que las proyecciones de familia de población bajen a cero o al umbral de no recuperación. Ambas series de resultados pueden interpretarse fácilmente en el marco del peligro de extinción de la población que es objeto de modelado.

Los métodos actuales casi siempre incorporan una incertidumbre en muchos factores, incluida la incertidumbre sobre procesos de población y valores de parámetros y estocasticidad en las condiciones ambientales del futuro. Los detalles de cómo abordar la incertidumbre en el AVP varían ampliamente entre aplicaciones individuales y no resulta un único tratamiento que se pueda recomendar universalmente, o incluso preferirse decididamente (Burgman *et al* 1993, Groom y Pascal 1998). No obstante, lo que tiene mayores efectos en los resultados del AVP son muchas veces las opciones que se adopten entre fórmulas alternativas de procesos de población, como la dependencia-densidad de los índices de crecimiento de la población, o el desfase de la tasa de mortalidad con la de la reproducción con baja abundancia (muchas veces denominada el "efecto aliado") (Courchamp *et al* 1999, Stephens y Sutherland 1999), o las hipótesis sobre la magnitud de las correlaciones interanuales de las tensiones ambientales (Gilpin 1990, Ferson y Burgman 1995).

Como ha explicado convincentemente Caughley (1994), la fuerza del AVP radica en proyectar los posibles destinos de poblaciones que son lo bastante pequeñas como para que una estocasticidad medioambiental o demográfica, o ambas a la vez, puedan repercutir en la probabilidad de que una población pueda perdurar durante un intervalo de décadas a siglos. Una vez se ha vuelto pequeña una población, muchos fenómenos teóricos en la genética de la población cuantitativa contribuyen considerablemente a estimar el peligro de extinción debido a factores demográficos como una depresión endogámica, desequilibrios estocásticos en las proporciones de sexo, etc. Esta teoría no ayuda tanto cuando se trata de la vulnerabilidad por catástrofes ecológicas, donde poco puede reemplazar al conocimiento sobre cómo varían los entornos específicos (Tuljapurkar 1990, Caughley 1994). Del mismo modo, el grado en que se reduce un potencial reproductivo cuando una población es pequeña, o lo que puede representar un valor "pequeño" para determinados tipos de especies tiene un gran efecto en la viabilidad estimada de las poblaciones, sin embargo los parámetros de dependencia de una población – relaciones de reclutas (es decir, cuánto, si no del todo, la producción reproductiva per cápita desciende cuando la abundancia es bajísima) figuran por lo general entre los parámetros más difíciles de estimar en la mayoría de las especies (Burgman *et al* 1993), e incluso cuando los datos permiten su estimación, poseen en especial una alta incertidumbre (Liermann y Hilborn 1997).

Los peces y los invertebrados acuáticos también muestran una mayor fecundidad máxima y una mayor diversidad en las estrategias de dispersión de los productos reproductivos que los vertebrados terrestres. Estas características hacen que las repercusiones de la fragmentación de la población y el potencial de recuperación respecto de una abundancia agotada sea mucho más variable entre los organismos acuáticos. Estas consideraciones significan también que unos

criterios suficientemente firmes para que puedan aplicarse a todos los vertebrados terrestres tal vez no proporcionen unas evaluaciones adecuadas para todas las especies acuáticas. Una mayor fecundidad y dispersión en potencia tenderían a convertir a las especies acuáticas en más resistentes a su agotamiento y darían lugar a un menor peligro de extinción, mientras que con bajas densidades de peces en desove o reclutas, la dependencia reproductiva (el "efecto aliado" antes mencionado) puede colocar a la especie acuática en mayor peligro. (Hacemos notar que las plantas, al igual que los organismos acuáticos, tienen una amplia gama de vidas y potenciales reproductivos en comparación con los vertebrados terrestres, y es probable que una serie de criterios aplicables a evaluar el peligro de extinción de todas las especies vegetales no permita obtener unas evaluaciones igualmente firmes del peligro para cada especie de vegetal.

La explotación de peces e invertebrados acuáticos es también muy variable en contraste con la explotación de vertebrados terrestres. Las pesquerías pueden estar muy mecanizadas y capturar grandes cantidades de peces muy agregados con una sola redada. Las capturas de peces de especies mixtas pueden también dar paso a que se mantenga la mortalidad pesquera (como mortalidad incidental) sobre especies que se han vuelto muy raras, incluso cuando la especie no tenga valor comercial o éste sea pequeño. En cambio, los vertebrados terrestres suelen capturarse por separado o al menos en número mucho más pequeño por tiro de escopeta o por trampa pero también puede detectarse más fácilmente, incluso a niveles muy bajos de abundancia.

Si se repasa lo publicado sobre extinciones y especies que se consideran actualmente en peligro resulta que las amenazas al hábitat plantean las máximas amenazas tanto a los organismos terrestres como acuáticos. La asociación entre peligro de extinción y peligro para el hábitat es especialmente fuerte para especies acuáticas de agua dulce y hábitat de zonas costeras, así como en mares cerrados. Fuera de algunas especies de mamíferos marinos y aves del mar que resultaban muy vulnerables a una captura sin control, fundamentalmente todas las extinción o extirpaciones en gran escala de organismos acuáticos han ido asociadas con alteraciones o degradación sustanciales de sus hábitat.

3 CONTEXTO DE LA CITES EN LOS SISTEMAS DE CONSERVACIÓN MARINA

3.1 Arreglos institucionales para fomentar la conservación marina

Dado que la CITES está concebida para ayudar a la conservación de especies en peligro de extinción, constituye un instrumento de conservación de última instancia. Por consiguiente, al evaluar las consecuencias de los criterios revisados de la CITES para organismos acuáticos en general, y las pesquerías marinas en particular, es indispensable estudiar primero todos los mecanismos disponibles para favorecer la conservación del medio ambiente marino y de los recursos vivos. Los cimientos consisten en la legislación nacional que promulgan los países para la debida conservación de recursos en sus aguas continentales, aguas territoriales y en sus zonas económicas exclusivas (ZEE). Sin embargo, muchos recursos marinos y diádromos y algunos recursos de agua dulce tienen áreas de distribución que abarcan aguas de varios países y algunos recursos habitan parcial o totalmente en aguas internacionales. Por lo tanto, su captura es compartida. Por otra parte, las aguas de los mares y algunas aguas continentales son también compartidas y los problemas que derivan de la contaminación, la polución, la eutrofización, la introducción de especies, etc., son a menudo problemas también compartidos. De ahí que, además de la legislación nacional haya muchas organizaciones internacionales e instrumentos

cuya finalidad es lograr la conservación de los recursos marinos y otros recursos acuáticos . Algunos de ellos son jurídicamente vinculantes para los países, mientras otros sólo son acuerdos en principio y su aplicación depende de la voluntad y capacidad de los gobiernos nacionales para hacerlos valer.

Para las pesquerías marinas, la acción internacional se basa en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS, Naciones Unidas (1983)). Además, existe toda una serie de convenciones internacionales más específicas, así como acuerdos y arreglos para la conservación marina (véase Anexo 2 de FAO 1996a). Todos los instrumentos internacionales relativos a las pesquerías (incluido el Programa 21 de la CNUMAD) reconocen el importante cometido que desempeñan las organizaciones regionales de ordenación pesquera para la racionalización de las pesquerías, especialmente de alta mar, para las poblaciones transzonales y las especies altamente migratorias.

La mayoría de los numerosos órganos internacionales con responsabilidad por lo que respecta a la conservación y ordenación marinas ya llevan establecidos varias décadas. De los órganos con responsabilidad directa en las pesquerías, la Comisión Ballenera Internacional (CBI) es de alcance mundial. La mayoría de los otros órganos son regionales o subregionales, p. ej.: la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA); la Organización de Pesquerías del Atlántico Norte (NAFO); la Comisión del Atún para el Océano Índico (IOTC), y la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT).

Hay varias otras organizaciones cuyo mandato versa sobre la ordenación ecológica marina y el control de la contaminación. Entre otros ejemplos cabe citar los siguientes: la Comisión de Oslo y París sobre Contaminación Marina (OSPAR); convenciones y acuerdos regionales elaborados en virtud del Programa de los Mares Regionales del PNUMA y elementos de los subórganos regionales de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO.

A lo largo de los últimos años ochenta y principios de los noventa se vio con claridad que muchos de los recursos pesqueros más importantes del mundo se hallaban totalmente explotados, varios bastante explotados y algunos se habían agotado. Era algo ampliamente reconocido y se había convertido en una cuestión central de la ordenación pesquera internacional. En 1991, el Comité de Pesca de la FAO reclamó nuevos conceptos que llevaran a una pesca sostenible responsable. La Conferencia Internacional sobre la Pesca Responsable, celebrada en 1992, pidió a la FAO que preparara un Código de Conducta para abordar todas estas cuestiones.

La Conferencia de las Naciones Unidas de 1992 sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CNUMAD) dio impulso a la conservación de los recursos marinos y del medio ambiente con su Programa 21, Capítulo 17, sobre los mares (Naciones Unidas 1992), y a través de la adopción del principio de precaución. Estas cuestiones tuvieron ulterior seguimiento en lo que respecta a los pequeños estados insulares en desarrollo (PEID) en la Conferencia Mundial para el Desarrollo Sostenible de los PEID en Barbados durante 1994.

El Código de Conducta de la FAO para la Pesca Responsable (FAO 1995) se desarrolló a lo largo de varios años con objeto de hacer frente a la creciente preocupación a nivel mundial por el impacto de las pesquerías en los recursos acuáticos vivos objeto de explotación y en sus ecosistemas. Establece principios y objetivos básicos de conservación para el empleo sostenible de las poblaciones y ecosistemas explotados: imparte directrices para conseguir esos objetivos en cada una de sus seis áreas de interés y para la aplicación del criterio de precaución (FAO 1996b).

El Código de Conducta es un acuerdo internacional que no es jurídicamente vinculante, aunque son muchos los países que están en vías de incorporarlo a su política y legislación nacionales. En la Declaración de Roma sobre la Aplicación del Código de Conducta para la Pesca Responsable, aprobado por la Reunión Ministerial de la FAO sobre la Pesca en marzo de 1999, reconoció la importancia del Código de Conducta y pidió a la FAO que procurara urgentemente su aplicación. En la Declaración, los Estados se comprometieron también a colaborar con otros países y organizaciones intergubernamentales y no gubernamentales para la aplicación del Código de Conducta.

El Acuerdo de Poblaciones Ícticas de las Naciones Unidas es un instrumento de alcance mundial e internacionalmente vinculante que establece la responsabilidad de los Estados que participan en su explotación de cooperar en la ordenación de los recursos transzonales (Naciones Unidas 1995). Desarrolla la disposición del Derecho del Mar para la ordenación de las poblaciones transzonales y altamente migratorias. En virtud de dicho Acuerdo, los Estados deben colaborar en la ordenación de los recursos pesqueros a través de los órganos ya existentes o, cuando no existan, establecerlos.

La Comisión de las Naciones sobre Desarrollo Sostenible analiza con regularidad la marcha de la aplicación del Programa 21, Capítulo 17, que es el Programa de acción de los PEID y las diversas pesquerías e instrumentos de conservación marina e informa al respecto.

CASILLA 2: CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA

En el artículo 1 del Convenio se fijan los objetivos del mismo como “ [...] la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y el reparto justo y equitativo de los beneficios [...].”

En otros artículos se trata de la necesidad de conservar los ecosistemas para afrontar problemas en los planos nacional e internacional y de colaborar con los organismos nacionales e internacionales según corresponda.

Por lo que respecta a la utilización sostenible, en el Convenio se establece que estas consideraciones habrán de integrarse en la adopción de decisiones a nivel nacional.

La perspectiva global sobre la pesca arriba expuesta, junto con los instrumentos internacionales de conservación medioambiental como el Convenio sobre la Biodiversidad, 1992 (Casilla 2), prevé un mandato ampliado para las administraciones nacionales de pesca y para los órganos de gestión y conservación de las pesquerías nuevas y de las ya establecidas. Para guardar coherencia con la serie de instrumentos y acuerdos internacionales relativos a la conservación del medio ambiente, es necesario que las organizaciones de pesquerías incorporen estos conceptos en la planificación y control de la gestión de la pesca. Así se está haciendo activamente en muchos países como parte de los planes de acción sobre la biodiversidad y el desarrollo de métodos de ordenación de ecosistemas (p. ej., el Plan de Acción del Reino Unido sobre la Biodiversidad, la Directiva de la UE sobre hábitat, las modificaciones de los EE.UU., en 1996, a la Ley de Conservación y Ordenación Pesquera Magnuson-Stevens). También se está haciendo así a nivel internacional dentro de los marcos ya existentes, como el CIEM, que ha creado grupos de trabajo que se ocupan de los impactos de las pesquerías en los ecosistemas marinos y los criterios para la gestión a nivel de ecosistemas. En los mares en torno al Antártico, la Comisión para la Conservación de los Recursos Marinos del Antártico fue creada expresamente para afrontar la explotación y la conservación a nivel de ecosistemas (Casilla 3).

A pesar de los mandatos claros encaminados a asegurar que las pesquerías sean sostenibles y que los recursos vivos se conserven, muchos organismos de ordenación de la pesca

no han logrado conseguir la conservación de todos los recursos que se encuentran bajo su jurisdicción (García y Newton 1997). Desde luego, la respuesta a los fracasos hasta ahora habidos en materia de ordenación pesquera para conservar de forma adecuada los recursos objeto de explotación y la mayor concienciación que existe sobre los efectos de la explotación en los ecosistemas ha determinado la intensificación de una serie de instrumentos e instituciones para el uso sostenible de esos ecosistemas. A medida que se desarrolla y comprueba este nuevo rumbo, surgirán problemas que habrán de resolverse y circunstancias indeseables en las que será necesario establecer salvaguardias.

CASILLA 3: CONVENCION SOBRE LA CONSERVACION DE LOS RECURSOS VIVOS MARINOS ANTARTICOS (CCAMLR)

El objetivo de la CCAMLR es la conservación de los recursos marinos vivos del Antártico definiéndose la conservación de tal suerte que incluya su aprovechamiento racional. La conservación que se establece en la Convención exige que:

- i) no se permita que las poblaciones explotadas disminuyan a un tamaño inferior a un nivel aproximado al que asegura el mayor incremento anual neto;
- ii) habrán de reponerse las poblaciones agotadas hasta alcanzar esos niveles;
- iii) se mantendrá la relación ecológica entre especies recolectadas, dependientes y afines; y
- iv) habrán de reducirse al mínimo los peligros de cambios en el ecosistema marino que no sean potencialmente reversibles en el lapso de dos o tres decenios.

Estos rígidos principios enuncian lo que se ha denominado criterio ecosistemático de la conservación de los recursos vivos y coloca la Convención fuera de otros regímenes de ordenación marina. La ordenación de la pesca no sólo debe conservar las especies que son objeto de pesquería sino tener también en cuenta el impacto que tiene la pesca de animales que son predadores de esas especies y compiten con ellas. Para su interpretación, la Convención exige que en la acción de gestión se tenga en cuenta el impacto de las actividades en todos los organismos vivos del Antártico o de sus subsistemas.

El área de aplicación de la Convención era la de acercarse, lo más estrechamente posible, a la Convención Antártica, un límite oceanográfico que está constituido donde la circulación de las aguas frías del Antártico se encuentran con las más cálidas del norte. La Convergencia constituye una barrera biológica efectiva: son poquísimas las especies que migran a través de ella. Por lo tanto constituye una frontera natural dentro de la cual se pueden ordenar los recursos del Antártico.

Cuando se creó la CCAMLR se reconoció que para regular los recursos marinos vivos del Antártico de acuerdo con el "criterio ecosistemático" incorporado en el Artículo II, el efecto de esas capturas sobre las especies dependientes tendría que ser objeto de seguimiento. Los animales a que se refiere fundamentalmente la expresión "especies dependientes" utilizada en este contexto son aquéllos que, como las aves y las focas, son predadores de las especies recolectadas (actualmente krill y peces).

La CCAMLR comenzaba planificando su Programa de Seguimiento del Ecosistema de la CCAMLR con los objetivos siguientes:

- i) detectar y registrar cambios significativos en los componentes críticos del ecosistema, para servir de base en la conservación de los recursos marinos vivos del Antártico; y
- ii) distinguir entre cambios debidos a la recolección de especies comerciales y a la variabilidad medioambiental, tanto física como biológica.

El mayor componente del programa es el seguimiento de las especies dependientes (predadores) pero, para distinguir entre los cambios debidos a las capturas y los debidos a la variedad ecológica, el programa también vigila las especies capturadas, las estrategias de captura y los parámetros ecológicos.

3.2 Objetivos y técnicas de las pesquerías y ordenación de los ecosistemas

Los objetivos de la ordenación pesquera se definen perfectamente como la consecución de varios objetivos económicos y sociales sostenibles dentro de los límites impuestos por la biología de las especies objeto de explotación. La ordenación de los ecosistemas amplía esos objetivos para incluir la necesidad de mantener un ecosistema sano como contexto para el uso humano. Lo cual incluye también el mantenimiento de las funciones de biodiversidad y medio ambiente.

CASILLA 4: TIPOS DE REGÍMENES DE ORDENACIÓN

Ordenación convencional de las pesquerías: Régimen de gestión que utiliza medidas convencionales para asegurar una explotación sostenible del recurso reglamentando las operaciones de pesca a través de controles de las capturas y del esfuerzo, así como con restricciones de los aparejos de pesca. Normalmente se centra en un número único o limitado de poblaciones importantes. Cuando es eficaz, logra alcanzar los objetivos sociales y económicos sostenibles dentro de los límites que impone la biología de las especie explotadas que se identifican como las más importantes. A este respecto, el término ordenación funcional de la pesquería se refiere a un régimen de gestión que se ha demostrado eficaz para conseguir sus metas de sostenibilidad.

Ordenación precautoria. De acuerdo con el criterio de precaución, es un régimen de gestión que tiene en cuenta la incertidumbre propia de los recursos y del sistema pesquero para minimizar la probabilidad de resultados negativos. Al constituir partes integrantes de la ordenación pesquera la incertidumbre y el peligro en cualquier fase de desarrollo de una pesquería, las prácticas de ordenación con criterio de precaución no deben contemplarse como medidas sólo para circunstancias extraordinarias, sino que deben constituir parte integrante de una "buena práctica de ordenación" en todas las modalidades de pesquerías y ordenación de ecosistemas que recomienda el Código de Conducta de la FAO para la Pesca Responsable y directrices conexas. Sin embargo, la precaución debe aumentar a medida que disminuyen las poblaciones.

Ordenación de ecosistemas: Es una extensión de la ordenación pesquera convencional que comprende la ordenación pesquera convencional y se centra en el mantenimiento de un ecosistema sano como contexto para una explotación sostenible de un recurso. Toma especialmente en consideración: la necesidad de mantener la biodiversidad; de ordenar por lo que respecta a las especies dependientes y asociadas así como a las especies objeto de pesca; mantener/rehabilitar el hábitat; y tener en cuenta las fluctuaciones medioambientales naturales y la degradación. A este respecto, el término ordenación funcional de los ecosistemas se refiere a un régimen de ordenación de ecosistemas que se haya demostrado eficaz para conseguir sus objetivos de sostenibilidad.

Ordenación pesquera: más allá de los puntos límite de referencia: Es un régimen de ordenación especial que requiere medidas extraordinarias de gestión cuando el recurso se ha visto arrastrado por debajo de unos puntos límite de referencia, como consecuencia, por ejemplo, de unas malas condiciones medioambientales, una excesiva mortalidad pesquera o ambas cosas. En una ordenación pesquera eficaz se evalúan las probabilidades de que esto suceda y se prevé cuándo va a suceder. Cuando así ocurra, se aplican las medidas de ordenación pertinentes y extraordinarias y los sistemas ideados para esa eventualidad. Sin embargo, en muchos casos las medidas extraordinarias se aplican demasiado tarde, cuando la pesquería ya se ha convertido en antieconómica ("extinción" económica).

Con el paso del tiempo la ciencia pesquera ha desarrollado varios puntos de referencia biológicos y de otro tipo para ayudar a conseguir unos objetivos de ordenación. Éstos han sido casi exclusivamente establecidos para especies únicas que son el objeto de las pesquerías comerciales. En la práctica, casi todos los puntos de referencia biológicos se han definido como limitaciones biológicas (o puntos límite de referencia, PLR), e indican el límite por encima del cual la situación de la población y/o de la pesquería se considera poco conveniente. Esos puntos, expresados normalmente en biomasa de desove o en número de reclutas producidos por desovante, podrían también establecerse para muchas otras propiedades (indicadores) de poblaciones. Como se analiza en el próximo capítulo, podrían también establecerse para factores sociales y económicos, como el ingreso por unidad de pesca, o la captura por unidad de pesca. Pueden establecerse también PLR en función de la presión pesquera como, por ejemplo, F_{\max} o F_{RMS} , es decir, como umbrales de presión pesquera más allá de los cuales la probabilidad de fallos en el reclutamiento, mediante reducciones en la biomasa de los desovantes, aumenta hasta

alcanzar un grado inaceptable. La ordenación debe afanarse por mantener el sistema pesquero dentro de los límites fijados por esos puntos de referencia. Los puntos indicativos de referencia (PIR) son valores en los que la situación de las pesquerías se considera deseable y la ordenación debe aspirar a mantener una población a ese nivel por término medio. Corresponden a objetivos y se fijan en regiones de alta productividad y gran probabilidad de sostenibilidad. La ordenación debe tratar de mantener las poblaciones cercanas a esos puntos. En el caso de puntos límite de referencia y puntos indicativos de referencia, al estimar tanto los puntos de referencia como la situación anual de las situaciones en función de esos puntos deben tenerse plenamente en cuenta todas las fuentes de incertidumbre sobre el estado de la población, el funcionamiento pesquero y la dinámica del sistema.

La noción de rendimiento sostenible máximo (RSM) incorporada en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (véase antes) ha llevado a la adopción de un RSM como punto de referencia importante y convenido oficial e internacionalmente. Calculado convencionalmente y utilizado como medida de producción potencial máxima de una población, se empleó de facto durante décadas (desde los años cincuenta a los ochenta) como punto de referencia indicativo explícito e implícito para el desarrollo (es decir, el objetivo del desarrollo consistía en llegar a esa producción máxima). A raíz del reconocimiento en los años setenta y ochenta de las limitaciones de este concepto como consecuencia de la incertidumbre sobre el valor real del RSM y el nivel de esfuerzo correspondiente, así como la inestabilidad respectiva de muchos recursos sometidos a tal presión, ha comenzado a cambiar el criterio del RSM como PIR y la tendencia actual (que se recoge en el Acuerdo de Nueva York y en el Código de Conducta de la FAO) es considerarlo como punto límite de referencia para el desarrollo (es decir, como nivel que hay que evitar alcanzar) y un nivel uniforme mínimo de biomasa en las estrategias de reconstitución de poblaciones.

En Mace (1994), Caddy y Mahon (1995) y en el CIEM (1998) se dispone de análisis más completos sobre la diversidad de puntos de referencia biológicos potenciales y sobre los problemas que entraña el estimarlos y aplicar planes de ordenación basados en ellos.

En la Figura 1 aparece una ilustración de los planes de ordenación y recuperación pesqueras en un gráfico de tasas de mortalidad pesquera y tamaños de población. También indica en qué grado podrían invocarse las disposiciones de la CITES. Hay que señalar que a nivel de población se aplicaría la ordenación funcional de la pesquería mientras que la ordenación de la CITES se aplicaría a nivel de especies. La figura también indica que la aplicación de las normas de la CITES ha de ir acompañada de medidas adecuadas de ordenación pesquera y ecosistemática para asegurar su éxito. Dado que las normas de la CITES se invocarían por lo general a niveles muy bajos de peces maduros, la población aparece en escala logarítmica (orden de magnitud). La ordenación pesquera de precaución (FAO 1995, FAO 1996a) es apropiada a todo lo largo de la serie de población, siendo mayores grados de precaución cuando la población se halla reducida. La ordenación funcional de las pesquerías y, cuando proceda, la ordenación del ecosistema, debe pasar de esos regímenes a una ordenación más allá de los puntos límites de referencia cuando la población madura disminuya por debajo de P_{loss} (Figura 1). La ordenación para situaciones más allá de los puntos límite de referencia implicaría medidas extraordinarias y llevaría consigo un plan de recuperación destinado a restablecer los recursos en niveles por encima de los PLR, fijados sobre bases biológicas, y la pesquería a niveles dentro de los PLR fijados en base a los resultados sociales y económicos. Entre las medidas idóneas para conseguirlo podrían incluirse el control de un esfuerzo extraordinario y las de reducción, incluida una moratoria, respaldada, en caso necesario por zonas y/o estaciones de veda, y posiblemente

por medidas sociales y económicas para reorientar el esfuerzo de pesca y las inversiones y, en los casos apropiados, desalentar el seguir la explotación al propio tiempo que se protege la subsistencia de la comunidad costera. Sin embargo, antes de que se alcance esa abundancia relativamente "baja", las interpretaciones comunes de una ordenación con criterio de precaución indican que la tasa de mortalidad pesquera debe reducirse progresivamente a medida que la población o poblaciones se acercan a ese nivel. F_{choque} indica la tasa de mortalidad pesquera que, si se aplica durante un largo período, previsiblemente llevará al colapso la población. $F_{\text{límite}}$ es el punto límite de referencia para una tasa de mortalidad pesquera por debajo de F_{choque} .

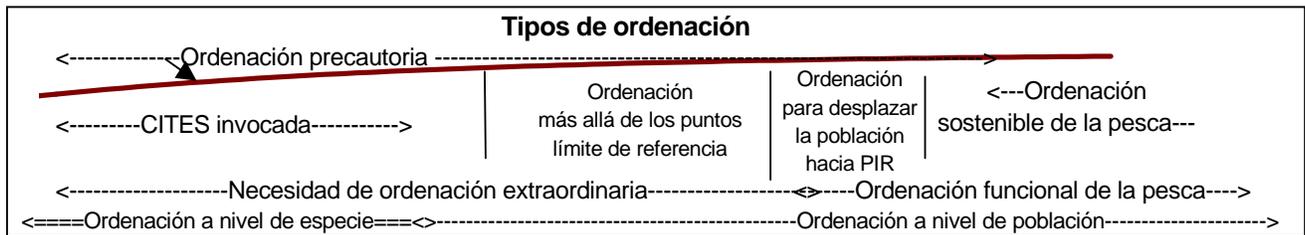
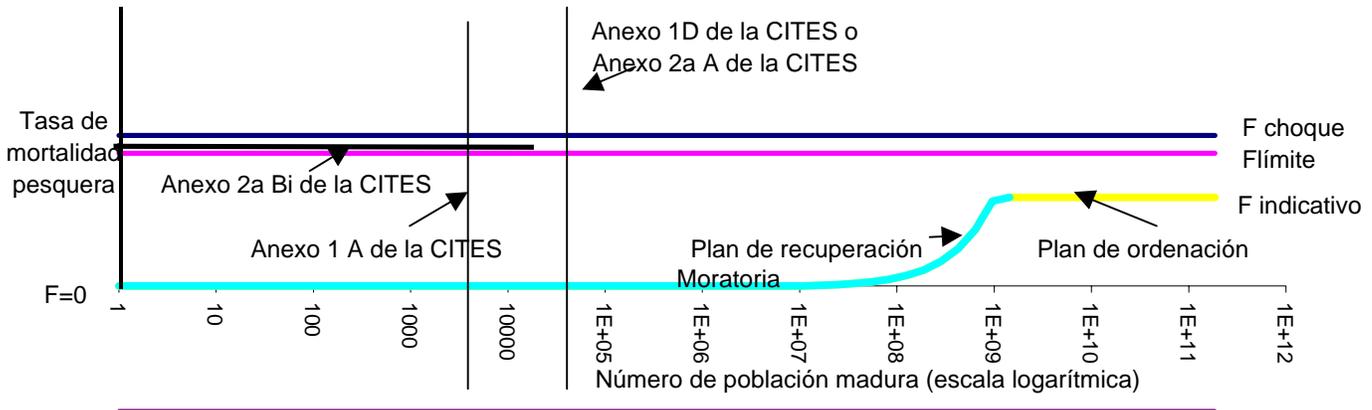


Figura 1. Ilustración de varios criterios de ordenación que podrían aplicarse a especies explotadas como el bacalao del Atlántico Norte en varios niveles de abundancia, biomasa y tasa de mortalidad pesquera. Los números reales para los diversos puntos de referencia biológicos se aplicarían al nivel de población y variarían de una población a otra. Los que aparecen en esta figura sólo lo son a efectos ilustrativos.

Conforme a lo que se infiere del párrafo 7.6.10 del Código de Conducta de la FAO (FAO 1995), los planes de ordenación pesquera deberían prever que los recursos y/o el sistema pesquero caerá, en algunas ocasiones, fuera de los PLR, como consecuencia de factores naturales, errores del sistema de ordenación o su ineficacia o ambos efectos combinados. Un plan eficaz de ordenación debería también incluir, por lo tanto, una serie de medidas extraordinarias según las analizadas más arriba, que se aplicarían tan pronto como la población disminuya por debajo de los PLR, o se proyecte que así lo hará en el futuro inmediato. Habrán de concebirse estas medidas extraordinarias para reducir o eliminar la mortalidad pesquera de suerte que se permita a la población recuperar los niveles deseables. La pesquería de pequeños pelágicos en

África austral podría servir de ejemplo de incorporación de las medidas que habrán de tomarse cuando el sistema supere los PLR especificados en el plan de ordenación (Cochrane *et al.* 1998). Cuando se fija una captura total admisible (CTA) para la anchoa sudafricana, si la población se halla por encima del PLR está garantizada una CTA mínima, pero cuando la biomasa de la anchoa caiga por debajo de este PRL, el plan permite una reducción rápida de la CTA, sin un mínimo garantizado, dependiendo de cuánto haya caído la biomasa por debajo del PLR. La inclusión de estas normas y medidas pertinentes en un plan de ordenación debería impedir una crisis, o al menos reducir al mínimo la probabilidad y la amplitud de una crisis, el tiempo de respuesta necesario y el grado de sus consecuencias biológicas, sociales y económicas.

Las pesquerías funcionan normalmente en base a unos recursos de propiedad común y, sin ordenación, están sujetas a una tendencia propia a llegar a su excesiva explotación tanto económica como muchas veces biológica. La ordenación pesquera ha desarrollado varios instrumentos para luchar contra esta tendencia. Entre las medidas de ordenación funcional (para su empleo cuando se cumplan en líneas generales los objetivos pesqueros), podrían figurar:

- medidas directas de conservación destinadas a restringir la explotación tales como límites a la captura y al esfuerzo de pesca (producto de la capacidad de pesca y utilización);
- medidas técnicas de conservación pensadas para modificar las pautas de explotación a fin de evitar la captura de estadios en el ciclo vital por debajo de la edad o vulnerables como reglamentación de redes, volúmenes mínimos de desembarque, zonas de veda, temporadas de veda y restricciones de artes;
- medidas económicas de conservación destinadas a afrontar las causas económicas de una explotación excesiva como tasas de extracción, derechos de propiedad individual (p. ej., cupos individuales transferibles) y formación del consumidor;
- medidas sociales de conservación destinadas a incrementar el cumplimiento de reglamentos como derechos de uso tradicionales, cogestión y formación de pescadores.

Una ordenación ecosistemática extiende las preocupaciones de la gestión de las pesquerías a la salud de todo el sistema, independientemente de que varios componentes sean objetivos, o no, de explotación. Dado el menor conocimiento que se tiene sobre las especies que no son objeto de pesca y por lo tanto una mayor incertidumbre, la ordenación de ecosistemas ejerce una mayor presión sobre la necesidad de un criterio de precaución y una ordenación que se ajuste a las circunstancias cambiantes. Considera las actividades humanas como parte integral del ecosistema y recalca la necesidad de la intervención de todos los interesados. Las medidas funcionales de gestión del ecosistema (para su empleo cuando no se cumplan en general los objetivos de los ecosistemas) incluyen las empleadas por la ordenación pesquera pero con intenciones más amplias y una aplicación más rápida y más rigurosa:

- medidas de conservación directas destinadas a limitar la explotación tanto en su extensión total como geográfica, tales como límites del esfuerzo de pesca (el producto de la capacidad pesquera y de la utilización y superficie), y una captura-objetivo limitada por la captura de especies incidentales;
- medidas de conservación técnicas destinadas a modificar las pautas de explotación de suerte que se reduzca la captura de especies vulnerables o en fases de su vida

vulnerables, como zonas de no captura, parques marinos, restricciones de equipo, adaptaciones de éste y prácticas de pesca;

- medidas de conservación económicas destinadas a afrontar las causas económicas de la degradación de los ecosistemas como tasas de extracción y educación del consumidor (para actuar a través de las opciones del consumidor que influyen en el mercado);
- medidas de conservación sociales destinadas a que las presiones sociales centren la atención en los problemas relacionados con el medio ambiente marino como derechos tradicionales de uso, cogestión, educación de los pescadores.

Estas medidas vienen al caso cuando las poblaciones ícticas y los ecosistemas se consideran que se hayan en forma razonable o al menos sin peligro de colapso, y que procede continuar explotándolos, es decir, cuando el sistema se halla cercano a sus PIR y bastante dentro de sus PLR. Medidas que deberán ser reforzadas con otras más o de carácter alternativo cuando el sistema esté fuera de los PLR o se acerque rápidamente a ellos (ordenación fuera de los puntos límite de referencia). Las medidas más rigurosas (y más discutibles) en este tipo de ordenación para su posible aplicación más allá de los PLR son las moratorias, pero podrán ser convenientes unos medios menos drásticos si los recursos no están muy fuera de los puntos límite de referencia. La propagación artificial puede ofrecer un paliativo para reducir la reproducción de poblaciones pero por varias razones no es una solución a la explotación excesiva.

Así pues, las especies acuáticas pueden estar protegidas por varios posibles arreglos de gestión. Éstos necesitarán de voluntad nacional de dictar leyes y aplicarlas y una disposición por parte de los interesados a acatarlas. Sin embargo, ambos requisitos son expectativas razonables de sociedades que permiten la explotación de sus recursos acuáticos vivos, y estos arreglos de gestión deben ser la primera y mejor serie de instrumentos para conservar las especies y los ecosistemas.

3.3 Especies para las que la inclusión en la CITES es prioridad

Al examinar los criterios de la CITES para la inclusión de especies acuáticas objeto de explotación, es menester analizar el presunto cometido de la CITES y cómo se corresponde éste con otros instrumentos y sistemas de ordenación pesquera con funciones superpuestas. Con la ordenación pesquera se pretende conservar recursos que son objeto de explotación y proporcionar beneficios sociales y económicos de ellos. Si un determinado sistema de gestión funciona como se pretende, lo que se denominaría aquí una ordenación funcional de las pesquerías, tenderá a mirar por aquellas especies que se capturan para fines comerciales (y por lo tanto tienen un valor humano directo) o por su subsistencia. Probablemente el sistema tendrá más éxito con especies que son razonablemente fuertes ante su explotación (que pueden sostenerse bajo una presión pesquera bastante sustancial) y cuando sus normas son lo suficientemente bien aplicadas y su cumplimiento es elevado. Lo propio podría decirse de una ordenación funcional del ecosistema, aunque también en este caso se trata de cuidar de especies que, aunque estén posiblemente afectadas por las pesquerías o que mueran por ellas no se comercializan ni se consumen y como tales no tienen valor en el comercio. En el análisis que sigue, la palabra "valor" se emplea para aludir al valor en el comercio o para la subsistencia. Las especies pueden, o no, tener valor directo para los seres humanos pero sí para la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Por otra parte, las medidas de ordenación de los ecosistemas pueden a veces aplicarse y cumplirse más fácilmente (p. ej., zonas marinas protegidas, al menos en las zonas

costeras), especialmente cuando no tienen un impacto negativo sustancial en las operaciones y la rentabilidad.

Conviene señalar que el Código de Conducta de la FAO (FAO 1995) exige que la ordenación pesquera responsable incluya la conservación del ecosistema. Por ejemplo, en el párrafo 6.6 de dicho Código se establece que "Deberían continuar perfeccionándose y aplicándose, en la medida de lo posible, artes y prácticas de pesca selectivas y ambientalmente seguras a fin de mantener la biodiversidad y conservar las estructuras de las poblaciones, los ecosistemas acuáticos...". También se pueden encontrar otras referencias a un criterio ecosistemático en otros lugares, sobre todo, en los párrafos 6.8, 7.2.2, 7.2.3 y 7.6.9. Por lo tanto en el contexto moderno la ordenación funcional de las pesquerías debería siempre incorporar una ordenación funcional de los ecosistemas. Sin embargo, habrá casos en que la ordenación funcional de los ecosistemas se dé pero sin aplicación de la ordenación funcional de las pesquerías más tradicional y más centrada en las poblaciones (véanse Figuras 2 y 3).

Estos dos sistemas de ordenación permiten que los organismos de gestión regulen los impactos sobre las especies marinas, atendiendo así a las necesidades humanas y de los ecosistemas, cuando las poblaciones acuáticas (y su mortalidad) se mantienen a niveles sostenibles. Cuando se reducen las poblaciones más allá de sus límites biológicos, cuando los niveles de mortalidad se han vuelto excesivos o cuando los beneficios sociales y económicos que se están obteniendo de la pesca se salen de unos límites razonables y sostenibles, la ordenación de la subpoblaciones correspondientes de peces (es decir, existencias pesqueras) deben pasar a una ordenación fuera de los puntos límite de referencia. En la práctica, estas medidas más rigurosas casi siempre se vuelven necesarias cuando los objetivos y límites de ordenación convencional (y precautoria) se han violado sistemáticamente o se han fijado de forma poco apropiada, lo que generalmente se da bastante antes de que una especie entre en peligro de extinción *stricto sensu*. Es indispensable una aplicación oportuna y eficaz de las medidas correctoras (en particular el restablecimiento del hábitat y estrategias de reconstrucción de la población para poder así restablecer los beneficios que potencialmente ofrece el sistema y cumplir las exigencias de conservación.

Surgen problemas cuando unos niveles elevados de rentabilidad (o la falta de oportunidades alternativas) fomentan la violación sistemática de las normas de ordenación funcional y de ordenación más allá de los puntos límite de referencia para especies que son vulnerables bajo el aspecto biológico (con baja resistencia) y en casos en que los sistemas pesqueros no estén en condiciones de asegurar el cumplimiento de las normas de ordenación. En esos casos, la ordenación convencional por sí sola puede fracasar y procederá adoptar medidas complementarias, que vayan más allá de la jurisdicción normal de la ordenación pesquera, como el mecanismo de la CITES para limitar el comercio y por lo tanto reducir el valor. De aquí que las especies en mayor peligro de extinción y para las que podrían examinarse por lo tanto más cerca los criterios de inclusión dentro de la CITES serían aquellas:

- que permiten unas operaciones especialmente rentables (altos precios y/o bajos costos);
- que son muy vulnerables a la explotación debido a su ciclo vital; y
- para las que no existen o sistemáticamente se violan reglas normales de ordenación.

En el Cuadro 3 se ilustran algunas características de estos distintos regímenes para gestionar las especies marinas.

A título ilustrativo, las magnitudes del cuadro podrían corresponder a tres grandes factores que son:

- **vulnerabilidad:** con referencia a la incapacidad (por motivos bioecológicos) de una especie para sostener los niveles de explotación a los que podría someterse, factor éste que también podría denominarse **peligro bio-ecológico**.
- **violabilidad:** en referencia al grado en que pueden burlarse las medidas de ordenación convencional, factor éste que podría también denominarse **peligro de cumplimiento**.
- **valor:** en referencia a la rentabilidad de la explotación de la especie, factor que también podría llamarse **peligro económico**.

Si se clasifican las tres fuentes de peligro partiendo de "bajo" a "alto" y si suponemos que se suman (o se refuerzan entre sí), el peligro general derivado de su interacción puede representarse teóricamente en un espacio de peligro tridimensional delimitado por el peligro bioecológico, el de cumplimiento y el económico (Figura 2). En esta figura se ilustra el hecho de que el peligro combinado global a que se expone el recurso (y en definitiva la pesquería) aumenta desde el extremo izquierdo bajo al extremo derecho alto del diagrama.

Cuadro 3: Algunas de las características de los distintos regímenes de ordenación de especies marinas

Régimen de ordenación	Captura • Objetivo • No objetivo y descartes	Población	Valor	Reglas	Niveles viables de % de extracciones	Niveles actuales de extracciones
Ordenación funcional de las pesquerías	• Alto • Regulada directa o indirectamente	Población-objetivo viable y estimable	Actúa cuando el valor comercial va de moderado a alto	Cumplidas en grado razonable	Normalmente muy elevados	Sin superar el nivel viable estimado
Ordenación funcional de ecosistemas	• Alto • Regulada	Población de varias especies viable. Mantenimiento de la biodiversidad	Actúa para conservar el valor ecológico más bien que centrarse en el valor comercial	Cumplidas en grado razonable	Variable, en relación con el medio ambiente y la productividad	Sin rebasar el nivel viable estimado
Ordenación fuera de los puntos límite de referencia	• Bajo a cero • Bajo a cero	Reducida más allá de los puntos límite de referencia	Actúa cuando las poblaciones están dañadas y amenazadas. Su valor comercial puede ser todavía elevado	Más estrictas y más rigurosas (p. ej., moratorias)	Bajo o nulo (prioridad a la recuperación de la población)	Bajo o nulo (cumplimiento más estricto)
Medidas internacionales (CITES)	Ambas dependen de la demanda local ya que no hay comercio internacional	Amenaza creciente y real de extinción de las especies	Actúa cuando existe un alto valor potencial del comercio residual	Sólo está regulado el comercio internacional	Cero o muy bajo. Sin embargo, no está regulado directamente por la CITES	Depende de la demanda sin comercio internacional. Peligro de captura y comercio ilegal

Teóricamente, todas las especies objeto de explotación pueden colocarse a lo largo del eje de "vulnerabilidad" según la dinámica de su población y las características de su ciclo vital. Su dependencia de hábitat críticos influirán también en su grado de vulnerabilidad. Por ejemplo, las pequeñas especies pelágicas se darán cerca del extremo más bajo de la categoría de vulnerabilidad mientras que, por ejemplo, las ballenas, los esturiones, los corales preciosos o los bogavantes estarán cerca del extremo más alto. Hay que señalar que el lugar "intrínseco" de las especies en el eje de vulnerabilidad pasará por lo general a un punto superior de vulnerabilidad aumentando las tasas de explotación, sobre todo cuando los recursos se hallan deprimidos por debajo de sus límites teóricamente aceptables en cuanto al número de clases de edades supervivientes, la zona de distribución o simplemente la reducción de su abundancia. Por consiguiente, la vulnerabilidad es una propiedad dinámica, no una característica estática. Cuando se considera una especie o población dentro de una pesquería o varias pesquerías y por lo tanto dentro de un contexto socioeconómico o de ordenación específico, el complejo de pesquerías por

especies ocupará un puesto específico dentro del espacio de peligro tridimensional representado por la Figura 2. Las especies de baja vulnerabilidad evitarán el ángulo derecho superior de peligro más elevado del diagrama, mientras que las especies con alta vulnerabilidad y valor correrán mayor peligro de pasar a esa zona a causa de la explotación. Es evidente que el peligro máximo para los recursos (y al extremo, el peligro de extinción) y la zona de mayor eficacia potencial de las medidas de comercio internacional estará donde confluyan los tres factores en su nivel máximo.

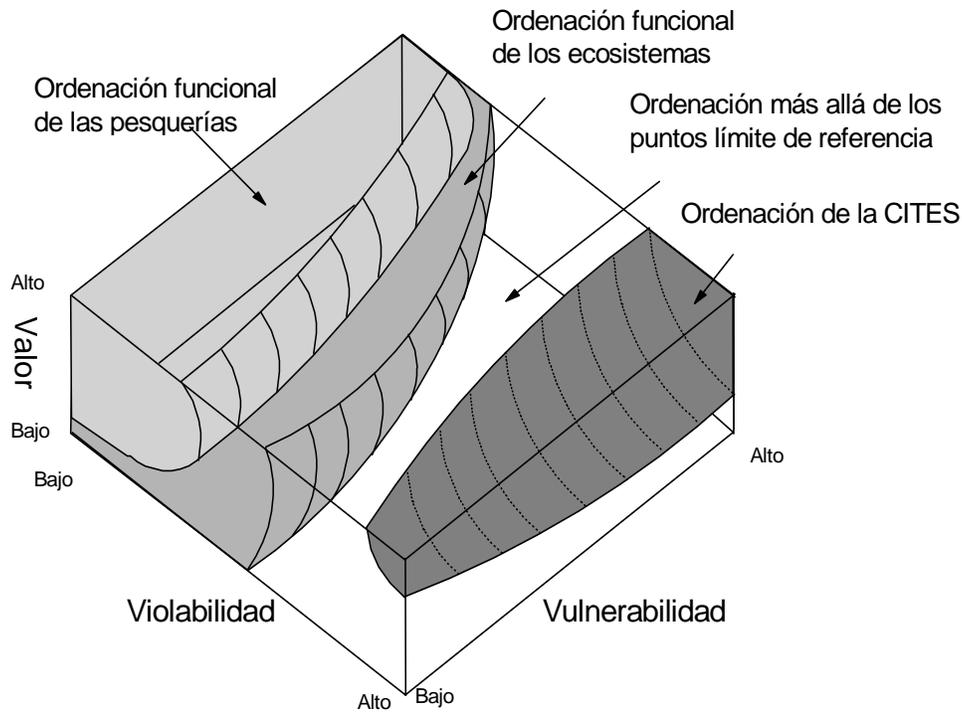


Figura 2. Área teórica de importancia para la ordenación funcional, ecosistemática y crítica eficaz, y restricciones al comercio internacional sobre la base del peligro que corre el recurso, en que el peligro total está representado por la suma de la vulnerabilidad, el valor y la violabilidad. La figura se aplica a recursos objeto de explotación.

Con la Figura 3 se pretende facilitar la interpretación de la Figura 2. Con ella se ilustra claramente que, aunque la ordenación funcional de las pesquerías es parte de la ordenación funcional de los ecosistemas, puede resultar menos pertinente y eficaz con un valor bajo del recurso (cuando el incentivo económico es bajo o nulo). También se recoge en las figuras que, a medida que aumenta el valor, aumenta también la eficacia tanto de la ordenación de las pesquerías como de los ecosistemas al aumentar el interés por las especies e incrementarse los rendimientos que derivan de aplicar igualmente su efectiva ordenación. Sin embargo, en valores muy elevados aumenta el incentivo para apartarse de las normas, lo que daría lugar a una menor eficacia. Esta última propiedad refleja claramente una correlación entre el valor y la violabilidad. De las cifras también resulta que, cuando fallan ambos tipos de ordenación y la población y la pesquería se salen de los puntos de referencia definidos, la especie pasa a una zona que requiere medidas más rigurosas, la zona de ordenación fuera de los puntos límite de referencia. Por

último, muestra que, como medida excepcional dictada por unas condiciones también excepcionales, las medidas de comercio constituyen una forma extrema de ordenación con una función importante que desempeñar cuando el peligro compuesto es máximo.

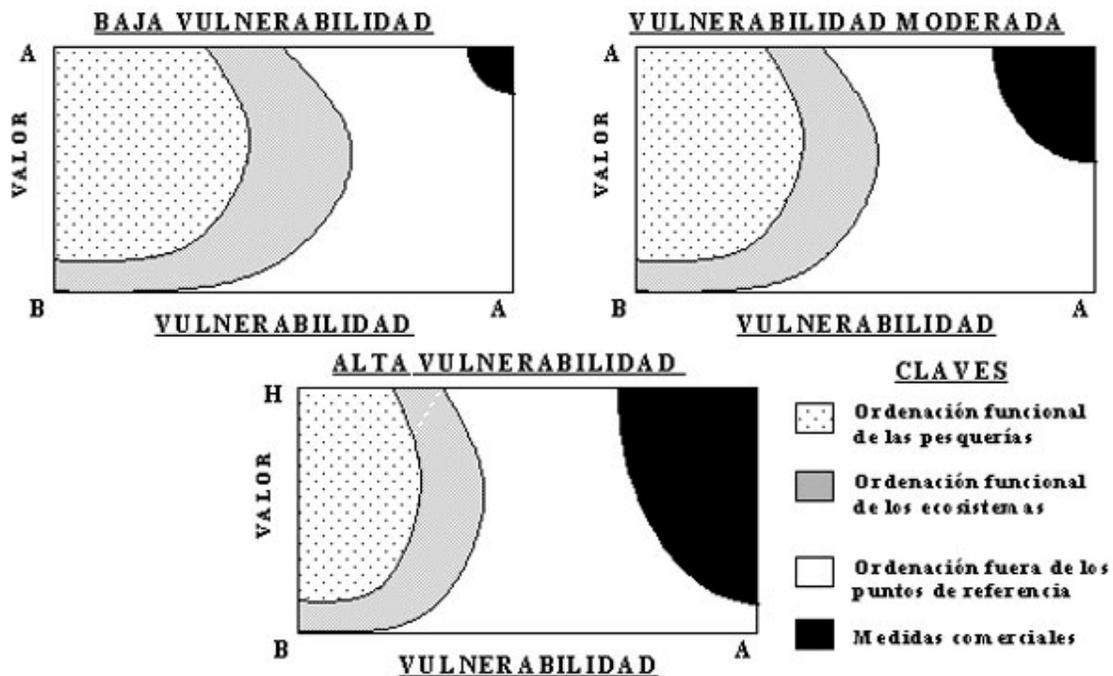


Figura 3. Secciones bidimensionales a lo largo del eje de "vulnerabilidad" del espacio tridimensional de peligro que aparece en la Figura 2, lo que indica las importancias respectivas de la ordenación funcional de las pesquerías y de los ecosistemas, de la ordenación más allá de los puntos límite de referencia y de la importancia de las medidas comerciales, según el peligro total para una especie o población.

Como se recoge en las figuras 2 y 3 el modo funcional de la ordenación de las pesquerías y de los ecosistemas funciona mejor cuando las especies son menos vulnerables y el cumplimiento de las normas es bueno. Sin embargo, la ordenación de las pesquerías puede tal vez no ser muy eficaz para especies con un valor comercial muy bajo o nulo (como las especies descartadas), que se tratan mejor mediante una ordenación de ecosistemas como parte del paquete de conservación de la biodiversidad y del medio ambiente. Las medidas ecosistemáticas (p. ej., zonas marinas protegidas) podrían ser más eficaces para proteger las especies cuando es bajo el cumplimiento de las medidas convencionales (p. ej., normas sobre tamaño de mallas). El modo de ordenación más allá de los puntos límite de referencia, con unas medidas aplicadas de forma excepcional y más rigurosa, es necesario cuando las especies han pasado o han sido llevadas a una zona de peligro más elevada a causa de una mala ordenación (ordenación convencional o ecosistemática no funcional) o de factores ecológicos o la combinación de ambas causas. Sin embargo, es probable que su eficacia decazca a medida que el incentivo para violar

las normas aumenta con el valor de las especies (impulsado por la escasez). Aquellas poblaciones para las que los tres factores son elevados (de forma natural o por la presión pesquera) y que presentan un notable peligro de extinción requerirían más incentivos para asegurar un mejor cumplimiento, tales como restricciones al comercio internacional.

Esta descripción implica que las poblaciones o existencias pesqueras pasarán sólo a las zonas de peligro suficientemente alto de vulnerabilidad, violabilidad y valor para garantizar unas medidas de comercio internacional si se da un fallo en la ordenación pesquera o ecosistemática en su caso. Este modelo teórico se considera aplicable a la inmensa mayoría de poblaciones y existencias pesqueras de recursos acuáticos vivos. Sin embargo, también se reconoce que en algunas circunstancias excepcionales, un alto grado de vulnerabilidad, unido a un valor muy elevado y a la oportunidad de violaciones puede significar que incluso en su estado primitivo una población requeriría medidas comerciales para su protección. Son casos rarísimos, pero como ejemplo podrían servir los corales rojos, que tienen un valor altísimo, unos niveles muy bajos de producción y se hallan generalmente en hábitat fácilmente accesibles.

Además, hay que señalar a la atención las deficiencias comunes; en la práctica, en el caso de una ordenación fuera de los puntos límite de referencia. Debería quedar claro por la definición de esta zona y los argumentos arriba aducidos, que una vez entre en esta zona un conjunto de especies pesqueras, deben automáticamente aplicarse una ordenación y unos reglamentos especialmente rigurosos, teniendo como objetivo prioritario máximo la recuperación de los recursos a niveles que sobrepasen los PLR. Sin embargo, son muchas las pesquerías que no tienen unos PLR bien definidos o la ordenación los ignora cuando la población cae por debajo de ellos y sigue aplicando medidas normales de ordenación, pretendiendo tal vez rendimientos que mantengan el *status quo*, en lugar de favorecer la recuperación de las poblaciones agotadas.

Otra actitud común con poblaciones que se han ido agotando durante varios años, es llegar a considerar la nueva situación de agotamiento como el nivel normal o indicativo y proceder a un reajuste gradual para tratar de hacer realidad la utilización máxima de la producción pesquera al nivel bajo. Estos reajustes en previsión de los rendimientos de la población eternizan el problema de una explotación excesiva, no permitiendo suficientemente a la producción contribuir al crecimiento de la población para fomentar la recuperación. El peligro aquí es desde luego que el peligro es mucho mayor que cuando se actúa dentro de los puntos límite de referencia. Desde ese punto de vista, haría falta sólo unos pocos años de reclutamiento pobre o varios errores de evaluación relativamente menores para que la población sucumba a un nivel más bajo y puede convertirse en una preocupación real de peligro de extinción. En este sentido, vale la pena referirnos al código de conducta que especifica, "los Estados y las organizaciones y arreglos... de ordenación pesquera... deberían adoptar medidas referentes a los recursos agotados y a aquellos recursos en peligro de agotamiento a fin de facilitar la recuperación sostenida de dichas poblaciones" (párrafo 7.6.10).

Por consiguiente hay peligro de que la zona de ordenación fuera de los puntos límite de referencia pueda convertirse en una zona de funcionamiento normal, con el consiguiente alto peligro para los recursos. En esos casos, puede existir la tentación de ampliar la zona de reglamentación mediante medidas comerciales para incluir esas pesquerías. En última instancia, y si el comercio internacional constituye parte significativa de la pesquería, eso podría estar justificado. Sin embargo, dadas las limitaciones de las restricciones comerciales para llevar a cabo un aprovechamiento sostenible, sería una senda mucho más eficaz el que las organizaciones de ordenación pesquera se atuvieran al Código de Conducta y adoptaran las medidas necesarias,

que se exigen en una ordenación fuera de los puntos límite de referencia, para fomentar la recuperación de las poblaciones agotadas.

Por ese razonamiento debe quedar claro que las restricciones internacionales al comercio (es decir, a través de su inclusión en la CITES) sería sumamente pertinente cuando las tres V (y los peligros consiguientes) sean elevados y las poblaciones correspondientes se hallen bastante por debajo de los niveles de seguridad con una gran probabilidad de extinción. En general, muchas combinaciones de pesquerías de especies que poseen todas esas características han resultado en realidad muy susceptibles a una explotación excesiva, y por lo tanto, deben considerarse como casos prioritarios para su evaluación con los criterios de la CITES para su inclusión en las listas. Por consiguiente, debido a la incertidumbre inherente de los sistemas marinos abiertos, en casos en que conste que las tres V son elevadas, hay que interpretar generosamente las directrices para los criterios que determinan su proximidad a la extinción (véase Sección 4) (es decir, en un modo precautorio). A la inversa, en el caso de especies amenazadas que tienen un escaso valor comercial, su inclusión en la CITES, aunque puede dar alguna fuerza moral complementaria a la exigencia de su conservación, probablemente será de eficacia limitada a la hora de proporcionar una mayor protección y podrían entonces hacer falta otros mecanismos extremos de conservación. Por ejemplo, un criterio más eficaz podría ser una legislación nacional de especies amenazadas, impulsada por incentivos educacionales y económicos para su conservación (p. ej., que fomente una reducción del impacto).

4 EVALUACIÓN DE LOS CRITERIOS DE LA CITES POR LO QUE RESPECTA A SU APLICABILIDAD A LAS ESPECIES MARINAS EXPLOTADAS

4.1 Criterio de evaluación

La CITES está concebida para proteger especies amenazadas de extinción en que el comercio de la especie en peligro contribuye o puede contribuir al mismo, perpetuarlo o incrementarlo. La CITES actúa normalmente a nivel de especie, mientras que la ordenación de las pesquerías actúa normalmente a nivel de poblaciones individuales.

En los documentos de la CITES (CITES, 1994) se dan criterios para incluir especies y, por lo tanto, para restringir su comercio. Son criterios que se apoyan en una serie de definiciones de palabras clave. Los criterios y las definiciones se pueden ver por separado en los Anexos 1 y 5, respectivamente. Resulta imposible evaluar lo adecuado de esos criterios para los organismos marinos sin conocer cómo se definen las palabras clave en los criterios; en este estudio se analizan aspectos de las definiciones junto con los propios criterios. En efecto, algunos matices de la terminología contenida en las definiciones del Anexo 5 de la CITES son bastante importantes para interpretar el propósito y la aplicabilidad de los criterios, de forma que deberán tenerse en cuenta al incorporar los elementos de las definiciones de dicho Anexo 5 directamente en los criterios de inclusión en el Anexo 1 de la CITES. Esto aclararía el propósito de los criterios y permitiría a sus usuarios sentirse más seguros en sus interpretaciones de casos concretos, lo que sería especialmente importante a la vista del debate en la Sección 3 sobre la distinción entre utilizar listas para ejercer realmente impacto en lugar de simplemente señalar una fuerte preocupación.

Estos criterios se han aplicado hasta ahora casi siempre a grandes mamíferos, aves y reptiles. Al considerar en qué forma podrían adaptarse estos criterios para utilizarlos con

animales acuáticos objeto de explotación, se hace primero necesario estudiar cómo se aplicarían en su forma actual y qué tipos de problemas se derivarían en su caso. Los posibles problemas llevarían a los usuarios a las modificaciones necesarias para adaptar los criterios a las circunstancias especiales del medio ambiente acuático. Concretamente, unos criterios perfectos asignarían siempre especies en peligro de extinción a categorías que asegurasen que el comercio de esas especies fuera restringido. Además, debido a que el comercio es una actividad humana importante, unos criterios perfectos evitarían también clasificar a especies que no están en peligro de extinción a categorías que exigiesen restricciones comerciales innecesarias. Dado que el mundo es imperfecto, cualquier criterio estaría expuesto a producir falsas alarmas (clasificar especies que no corren peligro de extinción como una categoría que requiere restricciones comerciales). Y omisiones (dejar de clasificar especies en peligro en categorías que les brindan la protección necesaria del comercio). Unos buenos criterios reducirán al mínimo ambas fuentes de error, por lo que se evalúan los criterios teniendo en cuenta este particular.

Al evaluar los posibles errores en la aplicación de los criterios debe tenerse en cuenta, sin embargo, que las consecuencias de los errores no son simétricas ni tampoco se distribuyen por igual entre todos los interesados los costos de esos errores. Las falsas alarmas ofrecen protección a una especie que no está verdaderamente en peligro de extinción, pero como se señala en la Sección 3 podría no obstante estar sujeta a una mala gestión pesquera. Para los que propugnan los fines de conservación, eso podría no considerarse malo. Sin embargo, la prevención innecesaria del comercio puede tener graves consecuencias económicas para los agentes pesqueros o los Estados costeros, especialmente cuando pueden ser limitadas las fuentes alternativas de comercio o cuando puede perderse indefinidamente la oportunidad comercial. Las disposiciones parecidas pueden multiplicar considerablemente las consecuencias negativas de una falsa alarma, si se aplican luego restricciones comerciales a las especies afines así como a poblaciones de la misma especie en otra parte. Los fallos, en cambio, permitirían que el comercio continúe en una especie con peligro de extinción, y la mortalidad conexas o las extracciones de peces vivos de la población podría dar lugar a que la población descendiese a un tamaño que no fuera viable. La extinción consiguiente constituiría una pérdida tanto en el ámbito de la conservación de la biodiversidad como de todo su futuro valor económico. Este coste extremo de los fallos está recogido en el Anexo 4A de la CITES, que sigue el principio de precaución al reconocer que "...en caso de duda... las Partes actuarán dando prioridad a la conservación de la especie". Se realiza la siguiente evaluación de criterios conociendo esa importante asimetría en los costos y en las consecuencias de los fallos y de las falsas alarmas.

4.2 Criterios que se ocupan del comercio

Los criterios de la CITES que se ocupan del comercio se basan en varios artículos de la Convención. En el Artículo 1 se define el Comercio como exportación, reexportación, importación o introducción procedente del mar (Casilla 5). En el Artículo II se indica el grado en que debe estar involucrado el comercio para que una especie pueda incluirse en la Convención (Casilla 6).

CASILLA 5: DEFINICIÓN TOMADA DEL ARTÍCULO 1

Para los fines de la presente Convención, y salvo que el contexto indique otra cosa:

- a) "Especies" significa toda especie, subespecie o población geográficamente aislada de una u otra;
- b) "Comercio" significa exportación, reexportación, importación o introducción procedente del mar;
- c) "Reexportación" significa la exportación de todo espécimen que ha sido previamente importado;
- d) "Introducción procedente del mar" significa el traslado a un Estado de especímenes de cualquier especie capturados en el medio marino o fuera de la jurisdicción de cualquier Estado;

CASILLA 6: ARTÍCULO II DE LA CITES

Principios fundamentales

1. El Apéndice I incluirá todas las especies en peligro de extinción que son o pueden ser afectadas por el comercio. El comercio en especímenes de estas especies deberá estar sujeto a una reglamentación particularmente estricta a fin de no poner en peligro aún mayor su supervivencia y se autorizará solamente bajo circunstancias excepcionales.

2. El Apéndice II incluirá:

a) todas las especies que, si bien en la actualidad no se encuentran necesariamente en peligro de extinción, podrían llegar a esa situación a menos que el comercio en especímenes de dichas especies esté sujeto a una reglamentación estricta a fin de evitar utilización incompatible con su supervivencia; y

b) aquellas otras especies no afectadas por el comercio, que también deberán sujetarse a reglamentación con el fin de permitir un eficaz control del comercio en las especies a que se refiere el subpárrafo a) del presente párrafo.

3. El Apéndice III incluirá todas las especies que cualquiera de las Partes manifieste que se hallan sometidas a reglamentación dentro de su jurisdicción con el objeto de prevenir o restringir su explotación, y que necesitan la cooperación de otras Partes en el control de su comercio.

4. Las Partes no permitirán el comercio en especímenes de especies incluidas en los Apéndices I, II y III, excepto de acuerdo con las disposiciones de la presente Convención.

En la resolución de 1994 (Fort Lauderdale) se esclarece de nuevo la definición de especies afectadas por el comercio (Casilla 7).

CASILLA 7: NOVENA REUNIÓN DE LA CONFERENCIA DE LAS PARTES EN LA CITES (Ft. Lauderdale, CITES 1994)

RESUELVE que, al examinar las propuestas de enmienda a los Apéndices I y II, se aplique lo siguiente:

a) toda especie que es o puede ser afectada por el comercio deberá incluirse en el Apéndice I si cumple al menos uno de los criterios biológicos mencionados en el Anexo 1;

b) una especie "es o puede ser afectada por el comercio", si:

i) se sabe que es objeto de comercio; o

ii) es probable que sea objeto de comercio, pero se carece de pruebas definitivas; o

iii) hay posibilidades de que exista una demanda internacional de especímenes; o

iv) es probable que sea objeto de comercio si no estuviese sujeta a las medidas de control previstas en el Apéndice I;

En la resolución de 1994 también se aclaran las especies similares. La evaluación de los criterios para disposiciones parecidas se trata en la subsección 4.6 *infra*. Sin embargo, es menester considerar el grado en que el término "en el comercio" se interpreta o puede interpretarse. En la Sección 2 se observa que los dos tipos principales de especies marinas para los que es probable que la explotación contribuya considerablemente al peligro de extinción son:

- especies objetivo de alto valor que son procuradas directamente por la pesca; y
- especies asociadas que son vulnerables porque son capturadas como pesca incidental o sufren una mortalidad incidental durante la explotación de otras especies objeto de pesca.

Las especies del primer grupo son idóneas claramente para su inclusión en los Apéndices I o II de la CITES. Igualmente, las especies del segundo grupo están cubiertas claramente por las listas de la CITES si, cuando se pescan por casualidad, se comercializan. Sin embargo, el comercio que pone en peligro principalmente el segundo tipo de especie es la captura y la ulterior comercialización de las especies-objetivo de la pesquería en la que la especie en peligro constituye una captura incidental secundaria o que se desecha.

Se debate en algunos círculos la cuestión de si el comercio de esas especies-objetivo debe incluirse en una lista de especies sometida a restricciones comerciales con objeto de ofrecer una protección importante a la especie que estando en peligro es pescada como captura incidental. De un análisis detallado de esta cuestión se llegaría a la conclusión de que las derivaciones de este criterio para la inclusión en las listas podrían ampliarse tanto que harían inoperables las normas del comercio a efectos de conservación. Una interpretación así de los criterios de inclusión tendría también considerables consecuencias para las listas terrestres y marinas. Por consiguiente, se llega a la conclusión de que la práctica de incluir sólo las especies en peligro de extinción y en los casos necesarios las especies "similares" no debería extenderse a las especies objeto de pesca no amenazadas y cuya explotación pone en peligro otras especies. Son problemas que deberían tratarse valiéndose de instrumentos que no sean las restricciones al comercio internacional.

4.3 Examen del criterio A

4.3.1 Enunciación del criterio

El criterio A para la inclusión de una especie como especie en peligro de extinción exige que:

A. La población silvestre es pequeña y presenta al menos una de las características siguientes:

- una disminución comprobada, deducida o prevista del número de individuos o de la superficie y la calidad del hábitat; o*
- cada una de sus subpoblaciones es muy pequeña; o*
- la mayoría de los individuos están concentrados en una subpoblación durante una o más etapas de su vida; o*
- una gran fluctuación a corto plazo del número de individuos; o*
- una alta vulnerabilidad a causa de la biología o comportamiento de la especie (incluida la migración).*

4.3.2 *Puntualizaciones derivadas de las definiciones*

En todos los criterios de la CITES, por población se entiende el número total de las especies y por subpoblación lo que en términos de gestión pesquera se consideraría habitualmente como población o existencia pesquera.

Una importante cuestión en relación con los subcriterios de población "pequeña" es el significado de biológicamente "pequeño" para las especies de peces e invertebrados acuáticos, y "muy pequeño" para cada subpoblación. Se sugieren los valores de 5 000 y 500 ejemplares en las directrices y definiciones de la CITES (obsérvese que se denominan directrices y no umbrales).

4.3.3 *Evaluación del criterio*

Hay mucha literatura sobre el tema de qué niveles de población deben mantenerse para que una especie pueda evitar el peligro de extinción en un corto período de tiempo. En Caughley (1994) podrá leerse una exposición especialmente clara de estos niveles. El concepto de población viable mínima (PVM) se desarrolla a partir de la consideración de tres procesos principales que podrían dar lugar a la extinción de pequeñas poblaciones. Son:

- estocasticidad demográfica (p. ej., por fluctuaciones aleatorias una pequeña subpoblación que sólo produce crías machos y que por lo tanto está desapareciendo);
- estocasticidad ambiental (es decir, índices vitales que varían con los cambios ecológicos);
- consideraciones genéticas (p. ej., endogamia).

Aunque las cifras de 500 y 5 000 ejemplares son claramente pequeñísimas con arreglo a la mayoría de las normas de gestión pesquera, se basan en resultados generales derivados de lo publicado sobre biología de la conservación. De ahí que puedan aceptarse como apropiados generalmente para las especies marinas, en el marco específico de que son lo suficientemente grandes para indicar una probabilidad suficientemente baja de extinción debido a la estocasticidad demográfica y medioambiental. Sin embargo, hay características de sistemas marinos que tienen que tenerse en cuenta de forma más cabal cuando se evalúan casos específicos relativos a las directrices de la CITES para números de ejemplares. Concretamente, hay que tener en cuenta la diversidad de las estrategias de ciclos vitales que se dan en las especies marinas (Sección 2) y las dificultades para la toma de muestras de peces e invertebrados acuáticos, en comparación con las poblaciones de muestreo de los vertebrados terrestres. Tendrán normalmente que afrontarse varias preocupaciones específicas cuando se aplique el criterio A a los peces e invertebrados acuáticos.

En primer lugar, han de tomarse los números en cuanto se aplican a organismos maduros con una oportunidad razonable de reproducirse. El interés por la estocasticidad demográfica puede exigir mayores poblaciones mínimas cuando la especie muestra unos sistemas de reproducción en extremo especializados. En algunas especies que acuden a sitios de reunión son poquísimos los ejemplares maduros de un sexo que tienen la oportunidad de reproducirse (la morsa). En especies que cambian de sexo con la edad, un sexo puede ser mucho más raro que el otro (algunos camarones, peces de arrecife). Una u otra situación pudiera producir atascos genéticos cuando el número total de ejemplares maduros van de centenares a algunos miles (Burgman *et al.* 1993).

En segundo término, las dificultades para estimar los tamaños de poblaciones de organismos marinos significan que uno no puede presumir una precisión igual al estimar los

números de peces, si se compara con aves o mamíferos. En los números bajos indicados por las directrices, muchas especies marinas se volverían casi imposibles de contar y las estimaciones de los números tendrían unos márgenes de error muy grandes. Como ejemplo de las dificultades para toma de muestras, una especie de peces desaparecería básicamente de los reconocimientos normales cuando su abundancia está todavía muy por encima de cualquier umbral razonable para una población "pequeña". Por eso, si ha de confiarse en que existe un peligro aceptablemente pequeño de extinción debido a factores estocásticos, sería mejor tomar los valores de inclusión de la directriz de <5 000 para la población y <500 para las subpoblaciones como límites inferiores de intervalos de confianza o perfiles de probabilidad, más bien que como estimación media del tamaño de la población.

En tercer lugar, las poblaciones en el mar pueden estar extendidas. Por lo tanto, esos números dan la posibilidad de la dilución de una población de amplio radio a densidades muy bajas a lo largo de su área de distribución. Para algunas especies, los números muy superiores a cualesquiera valores de directrices para poblaciones "pequeñas" se hallarán en densidades tan bajas que es improbable un apareamiento satisfactorio, lo que ocurriría especialmente con las especies sedentarias (p. ej., la oreja de mar).

En cuarto término, existen problemas especiales a la hora de interpretar el segundo apartado del criterio Aii). Debe considerarse atentamente qué es lo que se entiende por "cada" frente a "cualquiera" (véase también con relación al criterio B). Aunque 5 000 ejemplares pueden ofrecer un margen suficientemente cómodo para la especie, las subpoblaciones de 5 000 parecen demasiado pequeñas salvo para las especies mayores de criaturas marinas. Hay varias razones para ello. El comportamiento social de las aves y mamíferos significa que los ejemplares pueden beneficiarse de una menor probabilidad de mortalidad cuando hay miembros de grupos de hasta 500 ejemplares. Lo cual no es tan probable que sea verdad para los peces e invertebrados. La explotación (y por lo tanto el comercio, razón por la cual la CITES interviene en todo ello) de aves y mamíferos será probablemente para los ejemplares; las especies marinas pueden explotarse en grupos (cardúmenes, agregaciones de peces en desove, etc.). Por lo tanto, los grupos, y por consiguiente las subpoblaciones, pueden necesitar ser mayores que en el caso de los animales terrestres, con el fin de que tengan igual probabilidad de que un determinado porcentaje sobreviva a un fenómeno de explotación. Además, la mortalidad causada por el medio ambiente guardará correlación más probablemente a lo largo de subpoblaciones de especies marinas que de especies terrestres (Dickson *et al.* 1998, Francis *et al.* 1998). Del análisis de viabilidad de la población (AVP) se desprende que, a medida que la correlación de los fenómenos estocásticos ambientales pasa a través de metapoblaciones, aumenta también el peligro de extinción. De ahí que, para mantener cualquier peligro de extinción en niveles aceptablemente bajos, se sugiere que el tamaño mínimo de la subpoblación se incremente para las especies marinas. Tal vez sería conveniente una directriz de 2 000, pero este valor es el resultado de criterios profesionales y no de un análisis propiamente dicho.

Por consiguiente, la principal inquietud que suscita el criterio A de la CITES, como se ha escrito, es que en algunos casos puede permitir fallos peligrosos. Si las directrices se aplican de forma tan rígida que fijen demasiado alto un mínimo de ejemplares para las especies que tienen ciclos de vida muy vulnerables, ello podría impedir la inclusión de especies que se hallan en peligro de extinción. Es más, cabría sospechar que para las especies marinas la condición de la cláusula inicial podría muchas veces considerarse suficiente para la inclusión, si se supiera con claridad qué se entiende por "pequeño" para la especie de que se trate.

4.4 Examen del criterio B

4.4.1 Enunciación del criterio

El criterio B para incluir una especie amenazada de extinción exige que:

*B. La población silvestre tiene un área de distribución restringida y presenta **al menos una** de las características siguientes:*

- i) una fragmentación o se encuentra en muy pocos lugares; o*
- ii) una fluctuación importante en el área de distribución o el número de subpoblaciones; o*
- iii) una alta vulnerabilidad a causa de la biología o comportamiento de la especie (incluida la migración); o*
- iv) una disminución comprobada, deducida o prevista en alguno de los aspectos siguientes: el área de distribución; el número de subpoblaciones; el número de ejemplares; la superficie o la calidad del hábitat; o la capacidad de reproducción.*

4.4.2 Puntualizaciones derivadas de las definiciones

Área de distribución

El área de distribución se define como la superficie comprendida entre los límites continuos imaginarios más cortos que puedan trazarse para abarcar todos los lugares conocidos, deducidos o previstos de existencia de la especie, excepto los casos de animales errantes (si bien la determinación del área de distribución basada en deducciones o previsiones debería realizarse con sumo cuidado y con cautela). No obstante, el área comprendida entre los límites imaginarios no incluye áreas significativas en las que no haya la especie, de modo que, al definir el área de distribución, deben tomarse en consideración discontinuidades o separaciones en la distribución espacial de la especie. En el caso de una especie migratoria, el área de distribución es la superficie más pequeña en cualquier fase de su ciclo vital que es necesaria la supervivencia de dicha especie (por ejemplo, sitios de anidación de las colonias, lugares de alimentación de taxones migratorios, etc.). En el caso de algunas especies objeto de comercio sobre las cuales se dispone de datos para establecer estimaciones, se ha considerado que una cifra inferior a 10 000 km² constituye una orientación adecuada (no un umbral) sobre lo que ha de entenderse por "área de distribución restringida". No obstante, esta cifra sólo se da como ejemplo, ya que resulta imposible presentar valores numéricos aplicables a todos los taxones. En muchos casos esta orientación numérica no vendrá al caso.

Fragmentación

La fragmentación se refiere a los casos en que la mayoría de los ejemplares comprendidos en un taxón forman parte de subpoblaciones pequeñas y relativamente aisladas, lo que hace aumentar la probabilidad de que esas subpoblaciones se extingan y limita las posibilidades de repoblación. En el caso de algunas especies objeto de comercio sobre las cuales se dispone de datos para establecer estimaciones, se ha considerado que un área de distribución de 500 km² o menos para cada subpoblación constituye una orientación adecuada (no un umbral) acerca de lo que ha de entenderse por fragmentación. No obstante, esta cifra sólo se indica como

ejemplo, ya que resulta imposible presentar valores numéricos aplicables a todos los taxones. En muchos casos esta orientación numérica no será pertinente.

4.4.3 Evaluación del criterio

Aunque en la definición se afirma que una directriz sobre área común de distribución no puede aplicarse a todos los taxones, la orientación de 10 000 km² pudiera considerarse demasiado pequeña para muchas especies marinas. Un acatamiento demasiado rígido de esa directriz podría dar lugar por lo tanto a fallos, quedando sin incluir especies amenazadas de extinción. Este peligro de fallos pudiera agravarse para las especies con distribuciones discontinuas, como en torno a montañas marinas, islas oceánicas o arrecifes de corales. En esos casos, una superficie de hasta 100 000 km² pudiera incluir un pequeñísimo hábitat adecuado para la especie de que se trata, y esas manchas de hábitat pudieran hallarse separadas por grandes zonas de mar abierto poco idóneo. El reconocimiento de que el peligro de extinción puede incrementarse cuando la distribución de una especie se halla muy fragmentada viene a menudo muy bien para evaluar la situación de especies marinas. En cambio, algunos peces e invertebrados marinos son desovadores de dispersión (véase Sección 2), capaces de diseminar ampliamente los huevos fertilizados mediante el aprovechamiento de las corrientes marinas. Lo complejo de esta situación forma es parte de lo que determina la vulnerabilidad de especies a su agotamiento. Como se señaló en la Sección 3, y en el análisis del Criterio A, la vulnerabilidad de la especie que está potencialmente en peligro es uno de los factores importantes para determinar hasta qué punto deben interpretarse estrictamente o generosamente las directrices sobre área (y abundancia).

Aunque hay inquietud sobre la posibilidad de fallos con una interpretación normal de las directrices, no es probable que este criterio dé lugar a muchas falsas alarmas, incluyendo especies para las que no existe peligro apreciable de extinción. Es más, lo mismo que ocurre con el Criterio A de la CITES, la condición inicial de un área muy limitada bastaría casi para desalentar la captura de una especie marina, a menos que se conozca mucho de su biología y haya confianza en que la gestión sería eficaz (es decir, habría una baja violabilidad). También en este caso, al igual que con el análisis del criterio A de abundancia, la baja posibilidad de falsas alarmas tendrá que contemplarse en el marco de las dificultades de muestreo de poblaciones marinas. En reconocimientos normales de peces marinos, las especies no comunes pueden hallarse presentes en poquísimas muestras. La conclusión de que una especie ha dejado realmente de estar presente en un área que ocupaba antes debe basarse en un empeño suficiente de reconocimiento para así tener una probabilidad razonable de detectar la especie que interesa si estuviera allí. Se han desarrollado métodos analíticos para estimar esas probabilidades, pero no se aplican con frecuencia en el análisis de los datos de reconocimientos de pesquerías, que serían importantes cuando se utilizan datos de reconocimiento para evaluar una especie en función de varias consideraciones sobre los criterios B4 de la CITES: una reducción observada, deducida o prevista en el área de distribución o en varias subpoblaciones.

4.5 Examen del criterio C

4.5.1 Enunciación del criterio

El criterio C para incluir una especie como amenazada de extinción exige que:

C: Una disminución del número de ejemplares en la naturaleza, que se haya bien sea:

i) comprobado que existe en la actualidad o ha existido en el pasado (pero con probabilidad de reiniciarse); o

ii) deducido o previsto, atendiendo a alguno de los aspectos siguientes:

una disminución de la superficie o la calidad del hábitat; o

los niveles o los tipos de explotación; o

las amenazas debido a factores extrínsecos tales como los efectos de los agentes patógenos, las especies competidoras, los parásitos, los depredadores, la hibridación, las especies introducidas y los efectos de los residuos tóxicos y contaminantes; o

una disminución de la capacidad de reproducción".

4.5.2 Puntualizaciones derivadas de las definiciones

Partiendo de las definiciones y directrices, unas disminuciones del 50% en los ejemplares de las especies en su conjunto, o un 20% de pequeñas unidades de población se sugieren como orientaciones, y se admite que estos porcentajes no deben utilizarse como umbrales rígidos. En las definiciones se señala expresamente que las fluctuaciones naturales no han de considerarse disminuciones, ni tampoco reducciones de la abundancia que son parte de regímenes de gestión planificados.

4.5.3 Evaluación del criterio

Es el criterio C de disminución el que crea los mayores problemas en su aplicación a especies marinas objeto de pesca. Algunos de los problemas son simplemente dificultades de aplicación, mientras que otros lo son de principio. La preocupación central en este caso es que el criterio de disminución dará lugar probablemente a demasiadas falsas alarmas. Incluso dejando un margen para reservas en las definiciones, probablemente hay muchas especies marinas que se considerarán que han registrado reducciones lo suficientemente grandes como para justificar su inclusión pero frente a las cuales la población sigue manteniéndose en un tamaño donde el peligro de extinción biológica es despreciable. El incluir esas especies podría provocar trastornos sociales y económicos innecesarios y debilitaría la fuerza moral de la CITES cuando incluya especies que sí que se hallan realmente en peligro de extinción. Por otra parte, la disposición similar de la CITES podría agravar muy bien el error, ya que los productos finales en el comercio de muchas especies ícticas son de difícil diferenciación salvo aplicando técnicas especializadas.

Hasta cierto punto, las preocupaciones sobre el criterio de disminución provienen de que no se tome suficientemente en serio o del temor de que otros no lo tomen, la advertencia de que las disminuciones que sean fluctuaciones naturales o que se deban a capturas planificadas de biomasa permanente acumulada no están cubiertas por la "disminución". No obstante, estos fallos y temores no están del todo injustificados dada la complejidad de la dinámica de las poblaciones marinas, y las instrucciones que figuran en las definiciones y directrices en el sentido de que "una disminución observada no debe considerarse parte de una fluctuación natural a menos que haya prueba de ello". En la práctica, estos dos factores pueden hacer que se deje de aplicar este criterio sacándolo del campo de un discurso científico objetivo. Aún cuando se hayan gastado millones de dólares en investigaciones y seguimientos directos, tal vez sea imposible desenmarañar la variedad de posibles causas de disminuciones dramáticas en la abundancia de poblaciones ícticas (DFO 1999). El determinar que hay "pruebas" de que una disminución

responde a una fluctuación natural y cuánta "prueba" hace falta invita al debate entre los defensores de interpretaciones divergentes por lo que se refiere a disminuciones de población.

Sin embargo, los problemas con el criterio de disminución no son simplemente problemas de una investigación científica no concluyente sobre las causas de una disminución. Según se aplica en la Sección 2, las diferencias en los esquemas de supervivencia y en la fecundidad potencial de peces e invertebrados marinos pueden servir para poner un cierto orden a la hora de interpretar qué significa una disminución de cualquier porcentaje fijo para una especie. Cuánto más bajos sean los números totales de ejemplares de una especie, más graves serán las consecuencias de una determinada disminución para la viabilidad de la población (Burgman *et al.* 1993, Yablokov y Ostroumov 199?). Sin embargo, el considerar simplemente un 50 y un 20% como orientaciones especialmente endebles no mejora los problemas de aplicación de un criterio de disminución. Raras veces ocupa el centro de un debate la magnitud de una disminución observada o deducida. Los desacuerdos podrán más bien centrarse en lo que ha causado esa disminución, si se han controlado debidamente las causas y qué significa esa disminución para la viabilidad de la población.

A pesar de los problemas que se plantean tanto con el concepto de un criterio de inclusión basado exclusivamente en la disminución de la población y con su aplicación, existe la posibilidad de que haya casos válidos donde no se puede echar mano de otro criterio. En algunos supuestos, la única información de que se dispone sobre una especie es la frecuencia con la que hace su aparición en un mercado internacional. Un ejemplo sería una especie que se conoce sólo como originaria de la costa del Pacífico Sur, que se vende en un mercado especializado de acuarios. En ese caso, nada podría saberse de dónde exactamente se captura la especie, lo extendida que está o estaba, y cuál ha sido alguna vez su verdadera abundancia. Si su frecuencia de disponibilidad en el mercado bajó de muchos individuos disponibles diariamente a ejemplares que aparecen con poca frecuencia, cabría deducir que se trata de una especie amenazada y que podría ser un instrumento de conservación deseable y eficaz el imponer restricciones a su comercio. Por eso, el abandono total de un criterio de disminución – en este caso una disminución deducida sobre la base de estadísticas comerciales- cierra el paso a un instrumento de conservación valioso (y tal vez único).

De aquí que haya un dilema con la norma de disminución. Es decir, en muchos casos esta regla de disminución podría dar lugar a incluir especies que no están amenazadas de extinción, pero con su abandono se correría el peligro de dejar de incluir algunas especies que muy bien podrían hallarse en peligro. Por fortuna, el aclarar cuándo el criterio de disminución es un instrumento adecuado – y sólo lo es cuando no se dispone de ninguna otra información sobre una especie -, se sugiere así un criterio posible para afrontar su propiedad indeseable de desencadenar demasiadas falsas alarmas.

Para las especies marinas objeto de explotación, se propone que dicho criterio se modifique con arreglo a la justificación siguiente. Si una especie es susceptible de evaluación con arreglo a los criterios A y/o B de la CITES y no se cualifica en virtud de uno u otro criterio como especie que se halla expuesta a un peligro inaceptable de extinción, entonces no debería reunir las condiciones para su inclusión sólo en función del criterio de la disminución. En cambio, si no hay datos para aplicar el criterio A o B, entonces las evaluaciones fundadas en sólo el criterio C se basarían en la mejor información científica a disposición.

Este enfoque tiene varias propiedades convenientes. Concuera con el criterio precautorio. Cuando hay una gran incertidumbre sobre la situación de una especie, esto permite

el tomar medidas de conservación antes de que se haya resuelto esa incertidumbre. Al propio tiempo, a medida que se adquiere más información sobre la abundancia y distribución real de una especie que se captura, este método pone el acento en utilizar plenamente esa información. Además, anima a recoger los datos apropiados para estimar el tamaño mínimo de la población y/o el área de distribución, de tal suerte que las especies pueden evaluarse con arreglo a los criterios A y/o B de la CITES. Claramente, este enfoque echa sobre los hombros de los gerentes de pesca, a nivel nacional o internacional, la carga de compilar información sobre las pesquerías comprendidas en su jurisdicción, y les recompensa con un menor peligro de inclusiones no apropiadas en la CITES cuando se da esa información.

El método arriba propuesto sugiere que hay que aquilatar más los criterios de inclusión, lo que podría ser de útil exploración. En particular, podría convenir fijar unos umbrales algo más elevados para las estimaciones de límites inferiores de los criterios A y B (pequeños números o zonas de distribución) cuando no se utilizan esos factores para excluir de la enumeración una especie que de lo contrario reuniría las condiciones del criterio C de la CITES. Independientemente de que serían necesarios diferentes umbrales para mantener algún grado convenido de aversión al peligro respecto de la extinción, cuando se hubiera documentado una disminución de, pongamos por caso, un 50% a lo largo de 10 años, esto exigiría estudios de simulación que no es posible hacer en el tiempo de que disponemos para esta reseña. No obstante, como mínimo el criterio debería enunciarse de suerte que el empleo de la cláusula de excepción ponga a las instituciones de gestión en conocimiento de que tendrían que aportar pruebas de que se habría controlado una tendencia descendente que los justificaría. Si no fuera ese el caso, podrían aplicarse las cláusulas Bi o Bii del criterio D y la especie podría incluirse en el Apéndice 2.

4.6 Examen del Criterio D

El Criterio D permite que las especies que no cumplen los Criterios A-C puedan quedar incluidas, no obstante, en el Apéndice I de acuerdo con el Artículo II.

4.6.1 Enunciación del Criterio

“La situación de la especie es tal que si ésta no se incluye en el Apéndice I es probable que cumpla uno o más de los criterios citados supra en un período de cinco años”.

4.6.2 Puntualizaciones derivadas de las definiciones

Véanse comentarios en A-C

4.6.3 Evaluación del Criterio

Los términos del Criterio D establecido partiendo de los Criterios A-C y de los comentarios precedentes que se han hecho cuando se ha hablado de éstos también se aplicarían a las inclusiones propuestas en el Apéndice II.

4.7 Criterios para la inclusión de especies en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2a del Artículo II de la CITES

Estos criterios permiten la inclusión en el Apéndice II cuando se prevé que:

- Los Criterios A-C del Apéndice I se van a cumplir en un próximo futuro (de más de cinco años), o
- Las condiciones de explotación se salen de unos niveles sostenibles.

4.7.1 Enunciación del Criterio

Una especie deberá incluirse en el Apéndice II cuando cumpla cualquiera de los criterios siguientes:

A. Se sabe, deduce o prevé que, salvo que el comercio de la especie se someta a una reglamentación estricta, en el próximo futuro cumplirá al menos uno de los criterios que figuran en el Anexo I (véase Anexo II de este documento).

B. Se sabe, deduce o prevé que la recolección de especímenes del medio silvestre destinados al comercio internacional tiene, o puede tener, un impacto perjudicial sobre la especie ya sea:

i) excediendo, durante un período prolongado, el nivel en que puede mantenerse indefinidamente; o

ii) reduciendo su población a un nivel en que su supervivencia podría verse amenazada por otros factores.

4.7.2 Evaluación del Criterio

El texto del Anexo 2a Bi, que se refiere a que la captura haya superado, durante un período amplio, el nivel en que puede mantenerse indefinidamente, no presenta problemas nuevos teóricamente por lo que respecta a las cuestiones examinadas en virtud de los criterios para la inclusión en el Apéndice I. Sin embargo, al igual que con las cuestiones que se analizaron con respecto al Apéndice I, para reducir al mínimo tanto las falsas alarmas como los fallos con este criterio se exige un buen criterio y buena fe a la hora de interpretar un "período prolongado" y "que pueda mantenerse indefinidamente".

Hay muchas razones por las que, retrospectivamente hablando, uno podría llegar a la conclusión de que la mortalidad de una especie causada por la pesca haya excedido probablemente una tasa sostenible durante varios años (Sinclair *et al.* 1991). El debate sobre incluir esa especie en el Apéndice II con arreglo a este Criterio daría la debida ponderación a las medidas de gestión que se hayan aplicado para reducir la tasa de explotación, en los casos en que haya sido excesiva durante varios años. Si las medidas de gestión tienen una probabilidad razonable de controlar las capturas, es decir, si la violabilidad es baja o sólo moderada, entonces tal vez no estuviera justificada su inclusión en el Apéndice II. Por otra parte, si la gestión ha sido ineficaz a la hora de controlar la tasa anterior excesiva de capturas, la disposición 2aBi podría ser una fuente importante de protección para las especies muy vulnerables con un historial de explotación excesiva. Por otra parte, en esos casos, el Anexo 2aBi del Criterio podría ofrecer oportunidad para utilizar las restricciones del comercio en ayuda de la gestión pesquera antes de que la especie haya alcanzado un punto en que el peligro de extinción sea inaceptablemente elevado. Este enfoque ofrece a las jurisdicciones nacionales un gran incentivo para gestionar eficazmente las pesquerías, de suerte que puedan documentar qué períodos anteriores de capturas excesivas en función de unas tasas sostenibles no se mantendrían necesariamente en el futuro.

Por lo que respecta al Anexo 2aBii, las preocupaciones biológicas se consideran que han quedado plenamente tratadas en el debate de los criterios del Anexo I. Si se aplica el criterio (A)

de una "población pequeña" de forma que afecte a los peces e invertebrados marinos, la directriz para lo que es una "población pequeña" debe tener suficientemente en cuenta las amenazas que presentan "otros factores". Expresamente, se señaló que con respecto al Anexo I el adjetivo "pequeña" debe interpretarse en relación con el ciclo vital concreto de la especie de que se trate. Aquéllas especies cuyos ciclos vitales, incluido el caso de agregaciones migratorias o de reproductores, las hagan especialmente vulnerables, exigirían una interpretación generosa de lo que constituye una población "pequeña". Además, el mantener algún peligro aceptablemente bajo de extinción puede asegurar que la población es lo bastante grande para no poder ser amenazada por fenómenos estocásticos demográficos o medioambientales, y estas dos categorías deberían abarcar lo que podría considerarse "otros factores". Por consiguiente, no es probable que se tropiece a menudo con oportunidades en que el Anexo 2aBii fuese un instrumento adecuado para invocar la conservación de peces e invertebrados marinos.

4.8 Criterios para la inclusión de especies en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2b del Artículo II de la CITES

Este Anexo a los criterios de Fort Lauderdale se denomina comúnmente como la disposición "similar".

4.8.1 Enunciación del Criterio

Una especie deberá incluirse en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2 b) del Artículo II si cumple uno de los criterios siguientes.

A. Los especímenes son parecidos a los de una especie incluida en el Apéndice II con arreglo a las disposiciones del párrafo 2 b) del Artículo II, o en el Apéndice I, de tal forma que es poco probable que una persona no experta pueda, haciendo un esfuerzo razonable, diferenciarlas.

B. La especie pertenece a un taxón cuyas especies están incluidas, en su mayoría, en el Apéndice II con arreglo a las disposiciones del párrafo 2a) del Artículo II, o en el Apéndice I, y las especies restantes deben incluirse en uno de estos Apéndices para someter el comercio de especímenes de las otras especies a un control eficaz.

4.8.2 Evaluación del Criterio

El problema planteado a las pesquerías comerciales por el criterio del Anexo 2bA ya se han mencionado varias veces en este informe, especialmente en la Sección 3, que versa sobre instrumentos para conseguir la conservación en los ecosistemas marinos. Los productos de las pesquerías comerciales se comercializan muy comúnmente en forma elaborada, como filetes, barritas de pescado, surimi o sin cabezas, aletas y órganos internos. Algunas medidas de elaboración son a menudo de carácter no cosmético. Son más bien necesarias para preservar la calidad del producto y su comerciabilidad. No obstante, bajo esa forma la especie y en muchos casos incluso el género o la familia de origen del producto resulta imposible de identificar sin unas pruebas bioquímicas, que son complejas y costosas. Unas restricciones rigurosas al comercio aunque sólo sea en un pequeño número de peces marinos que producen filetes de pescado blanco o atún congelado sin cabeza ni aletas puede trastocar un comercio que vale miles de millones de dólares a nivel internacional, y dar al traste con las economías ribereñas de países tanto desarrollados como subdesarrollados. Son consecuencias que merecen que se piense

seriamente en ellas antes de aplicar criterios con un alto peligro de producir falsas alarmas para evaluar el peligro que se cierne sobre especies explotadas comercialmente.

La posibilidad de que se puedan invocar las disposiciones similares sugerirían que los gestores de las pesquerías debieran:

- preocuparse colectivamente en especial de que las poblaciones no desciendan a la situación en que es aplicable la inclusión en el Apéndice I, asegurando incluso una reposición apropiada de la capacidad para la buena gestión de las especies afectadas en toda su área de distribución geográfica;
- estudiar individualmente la utilidad de sumarse o desarrollar algún plan de certificados de origen de los productos pesqueros que les preocupan, con objeto de minimizar así la alteración que la inclusión de cualquier especie podría acarrear para el comercio de otras especies.

Las disposiciones análogas podrían también trastocar el comercio de peces vivos para acuarios, aunque las consecuencias económicas serían de menor magnitud y menos difusas. Sin embargo, al depender de las especies que se incluyen en las listas, las consecuencias podrían recaer de forma desproporcionada en los Estados costeros poco desarrollados, donde el comercio de acuarios es una fuente importante de comercio exterior. Anteriormente ha habido situaciones parecidas, por ejemplo cuando se invocó la disposición similar para proteger especies de orquídeas que corren peligro de extinción. En ese caso, se llegó claramente a la conclusión de que los beneficios de la conservación compensaban los costos económicos y se aplicaron requisitos generales para los permisos y la documentación que debían acompañar a las orquídeas en el comercio internacional. La compensación comparable entre beneficios y costos para el comercio de acuarios en materia de peces no puede hacerse sin conocer qué especies de peces se incluirían en los Apéndices I y II (Artículo II, párrafo 2a), y qué especies se considerarían suficientemente análogas para poder ser incluidas en esa disposición.

4.9 Temas relativos a las inclusiones divididas y a los taxones superiores

En el Anexo 3 a las resoluciones que se adoptaron en la 9ª reunión de la Conferencia de las Partes, celebrada en 1994 en Fort Lauderdale, EE.UU. (CITES 1994), se trata de casos especiales. En general se insta a evitar complicaciones en las inclusiones que crean problemas de aplicación aunque permite algunas inclusiones divididas cuando así sea indispensable. La cuestión de las inclusiones divididas de una especie va unida estrechamente a cómo la CITES y la gestión tradicional de las pesquerías difieren en su criterio sobre la conservación a nivel de población en lugar de a nivel de especie. En las Secciones 3 y 7 de este informe se trata de las consideraciones pertinentes. El reconocimiento de que, debido a las dificultades de aplicación, las restricciones comerciales actuarán generalmente a nivel de población sólo para una serie reducida de especies marinas, fundamentalmente mamíferos marinos y unas cuantas especies pelágicas circuntropicales de gran tamaño, no debe en modo alguno interpretarse como que se merma la importancia de conservar todas las poblaciones ícticas y gestionar las pesquerías de forma sostenible, población por población.

4.10 Cuestiones relativas a las medidas cautelares

El Anexo 4 de las resoluciones acordadas en la 9ª reunión de la Conferencia de las Partes, celebrada en 1994 en Fort Lauderdale, se ocupa de la aplicación de medidas cautelares. La cláusula A del Anexo es una declaración general del principio precautorio que debe aplicarse a

las inclusiones mientras que la Cláusula B se refiere expresamente a la revisión de las inclusiones en los Apéndices I y II. Las disposiciones de la Cláusula B son reglas sensibles y prudentes que se aplican por igual a las especies marinas y a las terrestres. La Cláusula A podría aducirse en ayuda de conatos equivocados de incluir las especies objeto de pesca no amenazadas de pesquerías que cobran capturas incidentales de especies amenazadas. Se reitera (véase 4.2. *supra*) que esta interpretación tendería a socavar la base y la credibilidad de emplear las reglamentaciones comerciales para orientar la aportación directa del comercio a los intereses de una conservación auténtica.

4.11 Cuestiones relativas a las definiciones

El Anexo 5 de las resoluciones adoptadas en la 9ª reunión de la Conferencia de las Partes, celebrada en 1994 en Fort Lauderdale, ofrece definiciones. Son las que se examinan a continuación.

Área de distribución: La definición del Anexo es generalmente aceptable. La orientación propuesta para zona restringida es objeto de análisis en la Sección 4.4.3. Para las especies migratorias de agregación, la definición sería más práctica si dijera: "el área más pequeña esencial para la supervivencia de la especie en su fase más dispersa o disgregada". Y ello porque algunas especies ícticas forman cardúmenes muy densos o agregaciones de desove, y la evaluación de su situación en materia de conservación no debe basarse exclusivamente en esa área tan limitada de distribución.

Disminución: Esta definición tiene grandes consecuencias para las especies acuáticas objeto de explotación. Se analizan en la Sección 4.3. Los distintos indicadores de disminución (p. ej., recuentos de población, índices de captura, captura total) pueden tener distintas propiedades y dar lugar a diferentes interpretaciones. Hay que examinar con más minuciosidad estas diferencias y sus consecuencias para la conservación. Lo ideal sería que las estimaciones de disminución se basaran en estimaciones de población. Sin embargo, si se dispone de estimaciones de población, debería utilizarse el Criterio A para evaluar la situación de la especie. Por consiguiente, lo más probable es que este criterio se utilice con índices como la tasa de captura o la captura total, y sólo cuando no se sepa nada más sobre la situación de la especie. Los índices propuestos parecen pertinentes teniendo presente que al Criterio C se aplica la tasa del 50%, mientras que al Criterio A se aplica la del 20%.

Período prolongado: Esta definición (empleada sobre la inclusión en el Apéndice II, Sección 4.7) deja un buen margen para la interpretación, dada la variedad de características biológicas que se dan en los peces.

Fragmentación: La definición de fragmentación que se da parece razonable. Sin embargo, ante la amplia variedad de pautas de distribución y de ciclos vitales que muestran los peces, para emplear la fragmentación en el Criterio B tendrá decisiva importancia una interpretación razonable y flexible de la orientación. Véase también Sección 4.4.

Generación: Es una definición razonable. Como se señala en la Sección 2, el tiempo de generación se reducirá normalmente en condiciones de explotación. Por lo tanto, debe utilizarse el tiempo de generación para la población poco explotada.

Fluctuaciones importantes: Como quiera que las fluctuaciones se emplean junto con otros Criterios (Criterios A y B), las definiciones y las directrices que se dan parecen razonables. Sin embargo, las poblaciones acuáticas son muy variables y algunas poblaciones (p. ej., muchos

pequeños pelágicos como el arenque, la sardina y la anchoa) pueden registrar tanto disminuciones precipitadas, en que el cese de la captura puede hacer poco para alterar esa disminución, como aumentos explosivos, a veces tras décadas de depresión de la abundancia. Para algunas especies anuales, por ejemplo, el pez volador, o especies con fases en su ciclo vital temprano resistentes a la sequía, la población adulta puede reducirse frecuentemente a cero, información que habrá de recibir plena atención en las reseñas sobre situación de la especie.

Población: Esta definición se analiza en la Sección 4.3.

Posiblemente extinguidas: Esta definición parece razonable.

Subpoblaciones: Esta definición se analiza en la Sección 4.4. y en la Sección 5.

En peligro de extinción: Esta definición se considera razonable.

4.12 Concordancia de los criterios de la UICN y de la CITES

La comparación de los criterios de inclusión empleados por la CITES con los correspondientes criterios utilizados por otras organizaciones de conservación pudieran arrojar alguna luz más sobre su carácter completo y práctico. Dado que se revisaron casi al mismo tiempo en que se adoptaron los criterios actuales de la CITES, los criterios empleados para definir el libro rojo de la UICN se consideraron especialmente apropiados para esa comparación. Las categorías relativas al peligro de extinción son: "en peligro crítico" (PC), "en peligro" (EP) y "vulnerables" (VU). Los Criterios "A" a "E" empleados para clasificar las especies son:

- A. disminución de la población (anterior o prevista)
- B. pequeña distribución y disminución o fluctuación
- C. pequeño tamaño de la población y disminución
- D. población muy pequeña y distribución muy restringida
- E. análisis cuantitativo (p. ej., análisis de viabilidad de la población)

En el Anexo 2 del presente documento aparecen los criterios de la UICN y los criterios de la CITES del Anexo I (1994)³. Los criterios y las definiciones de la CITES podrán encontrarse en su texto completo en las subsecciones 4.3-4.4 *supra* y en los Anexos 3 a 5 de este informe). Las tres categorías de especies en peligro adoptadas por la UICN aplican criterios descritos con las mismas palabras pero se distinguen por el número, índices y áreas que se emplean para cuantificar los criterios. De ahí que para mayor claridad solamente su categoría de vulnerable figura en el Anexo 2. Cada criterio de la CITES se acopla con su criterio más comparable de la UICN.

Una diferencia general de método es que los números empleados con los criterios de la UICN son vinculantes, mientras que los adoptados por la CITES son orientaciones (no umbrales). Como orientaciones, los criterios de la CITES permiten una interpretación útil según las características biológicas y las circunstancias de una especie. Sin embargo, mientras los números de la UICN se refieren a animales maduros, los de la CITES se refieren a todos los

³ Cuando éstos se dividen en subcláusulas con romanitos, éstos se dan en número arábigos progresivos, es decir, la tercera subcláusula de la cláusula IV del Criterio B se cita como subcláusula 3 Biv.

individuos. Para las especies marinas que producen fases larvales abundantes pero de gran mortalidad, sería más prudente centrar la atención en los individuos maduros.

En general, los criterios de la CITES se equiparan muy de cerca con los criterios A-C de la UICN cuando se tienen en cuenta las diferencias indicadas de interpretaciones. La equiparación al criterio D no es tan estrecha ya que se consideran un tamaño o un área críticamente pequeños razón suficiente para su clasificación mientras que la CITES establece un número mayor pero no lo acepta sin que se cumplan también otras subcláusulas. En la práctica es difícil imaginar una especie con números bajos en la que no se apliquen una u otra de las subcláusulas de la CITES. Sin embargo, en nuevos análisis que se hagan para evaluar el grado en que los criterios A y B de la CITES aseguran una tasa muy baja de fallos, vale la pena investigar si un tamaño o un área de distribución muy pequeños pudieran ser motivos suficientes para su inclusión. Se necesitarían análisis muy especializados para decidir si unos criterios sobre tamaño no cualificado darían alguna mayor protección a la que ofrecen los criterios actuales y, en ese caso, cuáles serían los tamaños adecuados.

La CITES tampoco tiene un equivalente del criterio E de la UICN, que se basa en análisis cuantitativos. Semejante enfoque podría hallarse implícito en las cláusulas de los criterios de la CITES que no se ajustan a los criterios de la UICN (véanse renglones A3 y B4 del Anexo 2) pero podrían venir bien algunos criterios explícitos basados en un análisis científicamente sólido, tras un análisis más a fondo.

5 POBLACIONES Y SUBPOBLACIONES

Una de las principales esferas de interés expresadas por el Grupo Especial de Expertos de la FAO sobre Criterios de Inclusión de Especies Marinas en la CITES fue la de que, para la inclusión en los apéndices de la CITES, se centrara la atención en especies (denominadas por la CITES poblaciones), a diferencia de la atención normal que se presta en la ordenación de las pesquerías a las existencias pesqueras (denominadas por la CITES subpoblaciones). Por lo tanto, mientras la CITES pretende asegurar que en la Tierra o en un área geográfica siga habiendo suficientes individuos de una especie, la ordenación pesquera en general aspira a asegurar la sostenibilidad de todas las existencias pesqueras.

No obstante el empleo común en la CITES de los términos población y subpoblación arriba descritos, en el Artículo 1 de la Convención se establece que "*especie*" *significa toda especie, subespecie o población geográficamente aislada de una u otra*. Esto parece dejar abierta la opción para que la CITES aplique sus criterios a las subpoblaciones (o existencias pesqueras) amenazadas de extinción local. La existencia del Apéndice III, donde las jurisdicciones nacionales pueden incluir una especie de interés nacional y procurar la cooperación internacional para restringir el comercio de esa especie, sin considerar explícitamente la situación global de la especie, puede también aducirse para invitar a la CITES a actuar a escala de subpoblaciones o existencias pesqueras.

Dada la distribución sumamente amplia y la falta de datos sobre la estructura genética de poblaciones de algunas especies de peces (p. ej., especies muy migratorias) y mamíferos marinos, constituye una preocupación general en la investigación pesquera que una unidad de existencia pesquera (= una subpoblación de la CITES), no identificada como tal, pudiera ser objeto incidentalmente de una pesca excesiva. Grandes especies pelágicas circuntropicales como el rabil, el patudo, el listado y los delfínidos son ejemplos de peces en que pudieran darse

teóricamente esas situaciones. Los ejemplos de mamíferos marinos incluyen la ballena y la morsa. Si, como consecuencia de una pesca excesiva, la subpoblación pudiera llegar a extirparse y no hubiera ninguna posibilidad o poca de recolonización natural mediante otras subpoblaciones más sanas de las mismas cuencas marítimas o de las vecinas es pura estipulación en base a los conocimientos con que se cuenta actualmente.

A escala de una única cuenca marítima, cabe pensar que en las subpoblaciones de la plataforma continental o costeras que se hallan distribuidas a ambas orillas del mar, como el bacalao del Atlántico y el eglefino, la recolonización podría ser lenta pero posible, a raíz de la extirpación de todas las subpoblaciones en una orilla del mar. Sin embargo, está documentado normalmente el intercambio entre subpoblaciones adyacentes alrededor de la cuenca marítima (Lilly *et al.* 1998, Taggert 1997), lo que hace que sean improbables las extirpaciones totales de subpoblaciones costeras individuales, a menos que sus distribuciones estén separadas, como sucede con muchas especies anádromas durante el desove.

La inclusión de una especie en los apéndices de la CITES como el patudo en un mar donde podría demostrarse que se halla en peligro de extirpación local podría tener unas consecuencias sociales y económicas extremas para las pesquerías en otros mares donde haya una gestión eficaz y el peligro de extirpación local sea bajo. Una opción para abordar el problema de la extirpación local de una subpoblación sería tratar de restringir el comercio en la captura resultante de esa subpoblación únicamente. Salvo a las mayores escalas geográficas, es probable que la aplicación de este método sea tan problemático que lo haga ineficaz. Incluso a escala de cuencas marítimas, existe la posibilidad de que los barcos capturen la especie en un mar y lo desembarquen en otro como captura procedente de la subpoblación de esta última zona. La inclusión voluntaria de una especie en el Apéndice III por un país o países presenta problemas análogos de aplicación. La CITES reconoce estas dificultades potenciales, al afirmar en el Anexo 3 que *"En general, deberá evitarse la inclusión de una especie en un Apéndice habida cuenta de los problemas de aplicación que ocasiona. ... Normalmente no deben autorizarse inclusiones divididas en las que algunas poblaciones de una especie figuren en los Apéndices y las restantes queden fuera de ellos"*.

La dificultad de aplicar otras restricciones que no sean las de un comercio global, y la alteración potencial de orden social y económico que representará para los explotadores que tienen ya en marcha una gestión eficaz, sirve para subrayar que las restricciones comerciales deben considerarse como una medida de conservación en última instancia. Salvo en circunstancias excepcionales, la mejor manera de conseguir la conservación de los recursos pesqueros marinos es reforzando los instrumentos de gestión nacional e internacional de las pesquerías y de los ecosistemas.

6 PUNTOS BIOLÓGICOS DE REFERENCIA DE LAS PESQUERÍAS Y PELIGRO DE EXTINCIÓN

Los puntos biológicos de referencia y su importancia central para la gestión pesquera son objeto de análisis en la Sección 3.2. En unas grandes pesquerías comerciales con buena vigilancia, los datos suelen bastar para permitir la estimación de puntos biológicos de referencia en cuanto a biomasa y tasas de explotación, que pueden servir así de base para una explotación sostenible de las poblaciones de peces o invertebrados objeto de pesca. Como resultado del valor total normalmente inferior de los desembarques en pesquerías individuales de pequeña escala, éstas están con menos frecuencia bien vigiladas, aunque son excepciones. Los puntos de

referencia que se emplean en determinados casos varía con la jurisdicción nacional, las características biológicas de la especie que se captura y su ciclo vital. Los puntos de referencia pueden establecerse en términos de biomasa de desove o mortalidad pesquera en asociación con un rendimiento máximo sostenible, porcentaje de biomasa no explotada, reclutas máximos producidos por desovador, posibilidad de colapso de la especie u otros parámetros. Sin embargo, en todos los casos el objetivo de los puntos de referencia empleados en la ordenación pesquera es mantener la subpoblación en una situación muy productiva, y mantener la probabilidad de colapso por debajo de unos niveles comercialmente viables muy bajos.

Por desgracia, no todas las pesquerías son objeto de una buena vigilancia, e incluso unos buenos programas de seguimiento tal vez no registren datos sobre especies capturadas incidentalmente. Cuando las pesquerías son objeto de mal seguimiento, ya sea por que la jurisdicción legal está poco clara o ausente o simplemente por la insuficiencia de recursos destinados a la vigilancia y la gestión, los datos tal vez no basten para estimar los puntos de referencia basados en unos modelos biológicos y en datos sólidos. En esos casos, aún cuando los puntos de referencia se hayan estimado con la mejor información científica disponible, no hay tanta confianza en que los puntos de referencia aseguren que la gestión pretende mantener las poblaciones en situaciones muy productivas con una baja probabilidad de colapso, y logre conseguirlo. Teóricamente, para mayor coherencia con el criterio precautorio, los puntos de referencia deben ser moderados para tener en cuenta la incertidumbre adicional. Sin embargo, no siempre es así.

El análisis de viabilidad de la población es el término corriente para una familia de análisis destinados a estimar el peligro de extinción de las especies. El AVP se describe en la Casilla 1. Como ya se señala en esa casilla, generalmente el AVP resulta importante cuando una población es tan pequeña que las fluctuaciones estocásticas en la dinámica de la población, la genética de la población o las condiciones del medio ambiente provocan también fluctuaciones perceptibles en el peligro estimado de extinción. Salvo en especies de valor muy alto, estas cifras de población son muy inferiores a las abundancias en que las poblaciones se considerarían que están en situación de colapso, y por lo tanto muy por debajo de cualesquiera puntos biológicos de referencia utilizados en la ordenación de las pesquerías comerciales. Por consiguiente, en la mayoría de los casos, el peligro de extinción biológica se convertiría sólo en una preocupación importante, con una probabilidad mayor más que despreciable de que se produzca, mucho tiempo después de que se hubieran violado todos sus puntos de referencia empleados en la gestión pesquera. Las excepciones a esta generalización son las pesquerías de especies de valor y vulnerabilidad extraordinariamente altos, y las pesquerías de aquellas especies donde la información disponible sea tan escasa que sólo se pueden estimar al principio sustitutos burdos de puntos biológicos de referencia. En esos casos, debe prestarse especial atención a la sostenibilidad de las tasas conseguidas de explotación, aun cuando la explotación parezca ajustarse a los objetivos de gestión.

7 PUNTOS PRINCIPALES Y CONCLUSIONES

- El peligro de extinción es una preocupación legítima en relación con la conservación de especies de peces e invertebrados acuáticos.
- La actual flexibilidad de los criterios de la CITES, cuando se interpretan con sus directrices y definiciones, son una característica importante y positiva. Con una sola modificación importante, los criterios y directrices actuales tienen una flexibilidad suficiente que permite

un enfoque razonable de las propuestas individuales para inclusión en las listas, siempre que el proceso de evaluación se lleve a cabo de forma científicamente sólida y transparente y tenga en cuenta las características peculiares de cada caso.

- Dada la importancia social, económica y para la nutrición humana de las pesquerías comerciales, la inclusión en las listas de especies marinas que en realidad son falsas alarmas pueden tener consecuencias muy graves.
- Las directrices para los Criterios A y B deben interpretarse en sentido amplio por lo que respecta a los tamaños de subpoblaciones y áreas de distribución necesarios para asegurar un peligro bajo de extinción.
- La utilización del Criterio C, el criterio de disminución, por sí solo, puede dar lugar a muchas falsas alarmas, justificando erróneamente la inclusión de muchas especies con un peligro despreciable de extinción.
- El Criterio C debe utilizarse como base para incluir una especie marina o de agua dulce objeto de explotación sólo si los datos son insuficientes para permitir la evaluación de la misma por lo que respecta a los Criterios A y B. Sin embargo, cuando se emplean los Criterios A y B para eximir a una especie que reúne las condiciones para su inclusión en base al Criterio C, las orientaciones sobre números y/o área deben interpretarse en sentido amplio, de suerte que haya una confianza razonable de que la población ni es pequeña en número ni restringida en cuanto a su área de distribución.
- Dado que muchos productos ícticos se desembarcan en forma elaborada, la cláusula "similar" debe utilizarse con suficiente circunspección para evitar el caos de las pesquerías comerciales.
- La CITES es muy apropiada para la protección de especies acuáticas que son de alto valor económico (**valor**) vulnerables a una explotación excesiva debido a sus características biológicas o de fácil captura (**vulnerabilidad**), y que se capturan en pesquerías donde es difícil asegurar el cumplimiento de los planes de gestión (**violabilidad**).
- La CITES debe considerarse como instrumento de conservación en última instancia, y los fines de conservación normalmente estarán mejor servidos reforzando la capacidad para la gestión de las pesquerías y de los ecosistemas. Concretamente, una práctica eficaz de gestión de pesquerías y de ecosistemas permite la adopción de unas medidas apropiadas de conservación antes de que una especie esté en peligro de extinción.
- Las especies que tienen un bajo índice en cuanto a valor, vulnerabilidad o violabilidad no es probable que requieran su inclusión en la CITES o que se beneficien sustancialmente de ella.
- El peligro de extinción entre especies acuáticas guarda más relación con las características biológicas y ecológicas que con las afinidades taxonómicas, aunque desde luego las especies que se corresponden taxonómicamente son a menudo similares en características biológicas y en ecología.
- El vincular muy rígidamente los criterios de evaluación del peligro de extinción a unas características taxonómicas o biológicas expone al peligro de comprometer la actual flexibilidad tan útil de los criterios de la CITES, y podría empeorar las cosas más que mejorarlas.
- La reseña bibliográfica sobre extinciones, extirpaciones y clasificaciones del peligro en materia de peces da a entender que la pérdida y degradación del hábitat ha sido una amenaza

mucho mayor para la supervivencia de las especies que las capturas comerciales, especialmente para especies de agua dulce y de zonas costeras. No obstante, las capturas han sido un factor importante que ha llevado a una disminución y extinciones radicales de algunos cetáceos, pinnípedos y aves marinas, incluidas las pequeñas pesquerías sobre recursos utilizados para consumo local.

- Especialmente cuando se estiman partiendo de unos buenos datos biológicos y pesqueros, los puntos biológicos de referencia utilizados como indicativos y como límites en la gestión pesquera son muy superiores a los tamaños mínimos seguros de población que podrán probablemente estimarse con un análisis de viabilidad de la población.
- La ordenación pesquera trata de asegurar la sostenibilidad a escala de poblaciones individuales, mientras que con la CITES se pretende en general actuar sólo para proteger las especies. Se tropezaría con enormes problemas de aplicación si se pretendiese aplicar las medidas de la CITES a nivel de población. En las directrices de la CITES sobre poblaciones divididas se reconocen estos problemas.

8 REFERENCIAS

- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski S.A. y Pope J.G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Documentos Técnicos de Pesca N° 339; 233 págs.
- Angermeier, P.L. 1995. Ecological attributes of extinction-prone species: loss of freshwater fishes of Virginia. *Conservation Biol.* 9:143-158.
- Baillie, J., y B. Groombridge (ed.). 1996. IUCN Red List of threatened animals. Comisión de la UICN sobre Supervivencia de Especies, UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Baker, T.T. y 8 coautores. 1996. Status of Pacific salmon and steelhead escapements in southeastern Alaska. *Fisheries* 21:6-18.
- Balon, E.K. 1975. Reproductive guilds of fishes a proposal and definition. *J. Fish Res. Board Can.* 32:821-864.
- Boehlert, G.W. 1996. Larval dispersal and survival in tropical reef fishes. Pp. 61-84, In: N.V.C. Polunin and C.M. Roberts [eds.]. *Reef fisheries*. Chapman and Hall, Londres.
- Bradford, M.J. 1995. Comparative review of Pacific salmon survival rates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:
- Bradford, M.J. 1998. Risk assessment for Thompson River coho salmon. *Pacific Stock Assessment Review Committee Working Paper 98-18*, 25págs.
- Brander, K. 1981. Disappearance of common skate *Raia batis* from Irish Sea. *Nature* 290: 48-49.
- Breder, C.M. Jr. y D.E. Rosen. 1966. *Modes of reproduction in fishes*. Natural History Press, Nueva York, 941 págs.
- Bruton, M.N. 1995b. Threatened fishes of the world: *Latimeria chalumnae*. *Environmental Biology of Fishes*. 43:104.
- Bruton, M.N. 1995. Have fishes had their chips? The dilemma of threatened fishes. *Environmental Biology of Fishes* 43: 1-27
- Burgman, M.A., S. Ferson, y H.R. Akcakaya. 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. Chapman and Hall. Nueva York.
- Caddy, J.F. y R. Mahon. 1995. *Fishery Management Reference Points*. FAO Documentos técnicos de pesca N° 347: 87 págs.
- Cairns, M. y R.T. Lackey. 1992. Biodiversity and management of natural resources: the issues. *Fisheries* 17: 6-10.
- Carlton, J. T. 1993. Neotinctions in marine invertebrates. *Am. Zool.* 33: 499 - 507.
- Carlton, J. T., G. J. Vermeij, D. R. Lindberg, D. A. Carlton, y E. C. Dudley. 1991. The first historical extinction of a marine invertebrate in an ocean basin: the demise of the eelgrass limpet *Lottia alveus*. *Biol. Bull.* 180: 72-80.

- Casey, J. M. y R. A. Myers. 1998. Near extinction of a large, widely distributed fish. *Science* 281: 690-692.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol.* 63: 215-244.
- CITES, 1994. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, Novena Reunión de la Conferencia de las Partes, Ford Lauderdale (Estados Unidos de América), 7 a 18 de noviembre de 1994. Resolución 9.24 de la Conferencia de las Partes.
- Cochrane, K.L., D.S. Butterworth, J.A.A. de Oliveira y B.A. Roel. 1998. Management procedures in a fishery based on highly variable stocks and with conflicting objectives: experiences in the South African pelagic fishery. *Rev.Fish Biol.Fish.* 8, 177-214.
- Courchamp, F., T. Clutton-Brock, y B. Grenfell. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology and Evolution.* 14: 405-410.
- Diamond, J.M. 1987. Extant unless proven extinct? Or extinct unless proven extant? *Conservation Biology* 1: 77-79.
- Dickson, R.R., J Lazier, J. Meinke, P., Rhines, y J. Swift. 1998. Long term coordinated changes in convective activity of the North Atlantic. *Progress in Oceanography* 36: 241-295.
- DFO. 1999. Stock Status Report for Northern Cod. CSAS SSR 98-A01.
- Emlen, J.M. 1992. *Ecology: An Evolutionary Perspective.* 3rd Edition. Academic Press.
- FAO. 1996a. Enfoque precautorio para la pesca de captura y las introducciones de especies. FAO Orientaciones técnicas para la pesca 2, 54 págs.
- FAO. 1996b. Fishing operations. FAO Orientaciones técnicas para la pesca 1, 86 págs.
- FAO. 1998. Informe de la Reunión del Grupo Especial de Expertos de la FAO sobre Criterios para la Inclusión de Especies Amenazadas en la Lista de la CITES, El Cabo, Sudáfrica, 20 de noviembre de 1998. COFI/99/Inf.16 Part II. 11 págs.
- FAO. 1995. Código de Conducta para la Pesca Responsable. FAO, Roma, 39 págs..
- Ferson, S. y M.A. Burgman. 1995. Correlations, dependency bounds and extinction risks. *Biological Conservation.* 73: 101-105.
- Francis, R.C., S.R. Hare, A.B. Hollowed, y W.S. Wooster. 1998. Effects of interdecadal climate variability on the oceanic ecosystems of the Northeast Pacific. *Fisheries Oceanography* 7: 1-21.
- García, S.M. y C. Newton. 1997. Current situation, trends and prospects in world capture fisheries. Pp. 3-27 In: E.K. Pikitch, D.D. Huppert, and M.P. Sissenwine [eds.]. *Global trends: fisheries management.* American Fisheries Society Symposium 20, Bethesda, Maryland.
- Gilpin, M.E. 1990. Extinction of finite metapopulations in correlated environments. In S. Shoorocks, ed. *Life in a Patchy Environment.* Oxford University Press.
- Groom, M.J. y M.A. Pascual. 1998. The analysis of population persistence: An outlook on the practice of viability analysis. pp 6-28 in P.L. Fiedler and P.M. Kareiva, eds. *Conservation Biology for the Coming Decade.* Chapman and Hall, Nueva York.
- Hudson, E.J., Baillie, J., Hall, H., Mace, G.M., Punt, A., Roberts, C., Sadovy, Y., Safina, C., Sobel, J., y A. Vincent 1997. Applying the ICUN Red List Criteria to Marine Fish: a summary of initial guidelines. *Species* (June 1997) p.18-19.
- Hughes, R.M. y R.F.Noss. 1992. Biological Diversity and Biological Integrity: Current Concerns for Lakes and Streams. *Fisheries* 17:11-19.
- ICCAT. 1999. Report for the biennial period, 1998-99. Part 1 (1998) – Vol. 2. Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico, Madrid, 289 págs.
- CIEM. 1998. Report of the Study Group on Implementation of the Precautionary Approach. ICES CM:1998/ACFM 1.
- Isaac, N. y G.M. Mace. 1998. *The IUCN Criteria Review: report of scoping workshop.* IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland. 34+págs.
- UICN. 1996. 1996 Lista roja de la UICN de animales amenazados. UICN, Gland, Suiza. 386 págs. + Intro pp + Annexes. (también citado como Baillie y Groombridge 1996).

- Jennings, S., S.P.R. Greenstreet, y J.D. Reynolds. 1999. Structural change in an exploited fish community : a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life-histories. *J. Anim. Ecol.* 68 : 617-627.
- Jennings, S., J.D. Reynolds y S. C. Mills. 1998. Life-history correlates of responses to fisheries exploitation. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 265 : 333-339.
- Johannes, R.E. 1997. Grouper spawning aggregations need protection. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin #3* – December 1997: 13-14.
- Jonsson, B., R.S. Waples, y K.D. Friedland. 1999. Extinction considerations for diadromous fishes. *ICES Journal of Marine Science* 56: 405-409
- Koslow, J.A., Hanley, F. y Wicklund, R. 1988. Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Marine Ecology Progress Series*, 43: 201-212.
- Leidy, R.A. y P.B. Moyle. 1998. Conservation status of the world's fish fauna: An overview. pp 187-227. in P.L. Fiedler and P.M. Karieva, eds. *Conservation Biology for the Coming Decade*. Chapman and Hall, Nueva York.
- Lierman, M. y R. Hilborn. 1997. Depensation in fish stocks: a hierarchic Bayesian meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 1976-1984.
- Lilly, G.R. y 6 coautores 1998. An assessment of the cod stock in NAFO Div. 2J+3KL. *NAFO Sci. Council Research Document* 98. 94 págs.
- Mace, G.M. 1999. Ed. *The IUCN Criteria Review: Report of the marine workshop*. Tokyo, Japón, 16-17 de enero de 1999.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Malakoff, D. 1997. Extinction on the high seas. *Science* 277: 486 - 488.
- McDowall, R. M. 1999. Different kinds of anadromy : different kinds of conservation problems. *ICES Journal of Marine Science*. 56:410-413.
- McKinney, M. L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* 28: 495-516.
- Miller, R. R., J. D. Williams y J. E. Williams. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries (Am. Fish. Soc.)* 14 (6): 22-38.
- Miller, R.R. y E.P. Pister. 1971. Management of the Owens pupfish, *Cyprinodon radiosus*, in Mono County, California. *Transactions of the American Fisheries Society*. 100:502-509.
- Moyle, P.B. y R.A. Leidy 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish fauna. pp. 127-169 in P.L. Fiedler and S.K. Jain, eds. *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. Chapman and Hall. Nueva York.
- Musick, J. A. 1998. Endangered marine fishes: criteria and identification of North American stocks at risk. *Fisheries, (Bethesda)* 23 (2): 28-30.
- Nehlsen, W., J.E. Williams y J.A. Lichatowich. 1991. Pacific salmon and the crossroads: stocks at risk from California, Oregon, Idaho and Washington. *Fisheries* 16(2):4-21.
- Ogutu-Ohwayo, R., R.E. Hecky, A.S. Cohen, y L. Kaufman. 1997. Human impacts on the African Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes* 50: 117-131.
- Pajaro, M.G. y A.C.J. Vincent. 1996. Seahorse conservation in the central Philippines: a community based approach. *Sea Wind* 10(4): 7-12.
- Parent, S. y L. M. Schrimi. 1995. A model for the determination of fish species at risk based upon life-history traits and ecological data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1768 - 1781.
- Powles, H.P. y 8 coautores. En prensa. *DFO Risk of Extinction Working Group Report*. Canadian Technical Report in Fisheries and Aquatic Science. 70 págs.

- Reaka-Kudla, M.L. 1997. The global biodiversity of coral reefs: a comparison with rain forests. pp. 83-108 in M.L. Reaka-Kudla, D.E. Wilson, and E.O. Wilson, eds. *Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Boston.
- Roberts, C. M. y J. P. Hawkins. 1999. Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution* 14 (6): 241-246.
- Ruckleshaus, M. y C.G. Hays. 1998. Conservation and management of species in the sea. pp. 112-155 in P.L. Fiedler and P.M. Karieva, eds. *Conservation Biology for the Coming Decade*. Chapman and Hall, Nueva York.
- Sadovy, Y. 1997. Live reef-fishery species feature prominently in first marine fish IUCN Red List. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin #2 – Mayo de 1997*: 13-14.
- Sinclair, A., D. Gascon, R. O'Boyle, D. Rivard, y S. Gavaris. 1991. Consistency of some northwest Atlantic groundfish stock assessments. *Estudios del Consejo Científico de la NAFO*, 16:59-77.
- Slaney, T. L., K. D. Hyatt, T. G. Northcote y R. J. Fielden. 1996. Status of anadromous salmon and trout in British Columbia and Yukon. *Fisheries* 21(10):20-35.
- Stephens, P.A. y W.J. Sutherland. 1999. Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 401-405.
- Taggart, C.T. 1997. Bank scale migration patterns in cod. *NAFO Scientific Council Studies* 29: 51-60.
- Taylor, D.W. 1991. Freshwater molluscs of California: a distributional checklist. *Calif. Fish Game* 67:140-163.
- Taylor, F.R., R.R. Miller, J.W. Pedretti y J.E. Deacon. 1988. Rediscovery of the Shoshone pupfish *Cyprinodon nevadensis shoshone* (Cyprinodontidae), at Shoshone Springs, Inyo County, California. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 87:67-73.
- Tuljapurkar, S. 1990. *Population Dynamics in Variable Environments*. Lecture Notes in Biomathematics 85. Springer-Verlag, Nueva York.
- Naciones Unidas. 1983. *El derecho del mar*. Texto oficial de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, con Anexos y Cuadro. Naciones Unidas, Nueva York, 224 pp.
- Naciones Unidas. 1992. Programa 21: Programa de acción para el desarrollo sostenible. Texto final de los acuerdos negociados por los gobiernos en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible (CNUMAD), 3-4 de junio de 1992, Río de Janeiro, Brasil, 294 págs.
- Naciones Unidas. 1995. Acuerdo sobre la aplicación de las disposiciones de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, de 10 de diciembre de 1982, relativas a la conservación y ordenación de las poblaciones de peces transzonales y las poblaciones de peces altamente migratorios.
- Upton, H. 1992. Biodiversity and conservation of the marine environment. *Fisheries* 17:20-25.
- Witte, F., T. Goldschmidt, J. Wanick, M. vanOijen, K. Goudswaard, E. Witte-Maas, y N. Bouton. 1992. The destruction of an endemic species flock: quantitative data on the decline of the haplochrome cichlids of Lake Victoria. *Environmental Biology of Fishes* 34:1-28.
- Yablokov, A.V. y S.A. Ostroumov. 199?. *Conservation of living nature and resources: problems, trends and prospects*. Springer Verlag, Nueva York.

Anexo 1: Resumen por clase, orden y familia de las especies incluidas en la lista roja de la UICN de 1996 por categorías

(EX = extinta, EW = extinta como silvestre, CR = en peligro crítico, EN = en peligro, VU = vulnerable, LR = peligro menor, DD = deficiencia de datos)

Orden	Familia	No marina							Marina						
		EX	EW	CR	EN	VU	LR	DD	EX	EW	CR	EN	VU	LR	DD
Elasmobranchii															
Carchariniformes	Carcharhinidae			1										3	
Hexanchiformes	Hexanchidae													1	
Lamniformes	Cetorhinidae												1		
	Lamnidae												1	1	
	Odontaspidae												1		
Myliobatiformes	Dasytidae					1									
Orectolobiformes	Rhincodontidae														1
Pristiformes	Pristidae										1	3			
Rajiformes	Rajidae														1
Squaliformes	Squalidae													1	
Actinopterygii															
Acipenseriformes	Acipenseridae			5	8	8			2		2	16	5	3	
	Polyodontidae			1		1									
Atheriniformes	Atherinidae	1		6	5	30	8	28							
	Phallostethidae					1									
Batrachoidiformes	Batrachoididae												5		
Beloniformes	Adrianichthyidae			2	3	5									
	Hemiramphidae					3	1	2							
Characiformes	Characidae				1	1		6							
Clupeiformes	Clupeidae				2	2		7					1		
	Engraulidae							1							
Cypriniformes	Balitoridae				1	16	1	8							
	Catostomidae	2		1	4	8	3	2							
	Cobitidae			1	1	2	4	11							
	Cyprinidae	15	1	41	31	89	31	49							
Cyprinodontiformes	Aplocheilidae				1	8		1							
	Cyprinodontidae	6	3	10	14	7	1	5							
	Goodeidae	1	2	4	3	3									
	Poeciliidae	3		4	2	8	2	5							
Gadiformes	Gadidae												2		
	Moridae										1				
Gasterosteiformes	Gasterosteidae			1											
	Pegasidae												4		4
Lophiiformes	Brachionichthyidae										1				
Ophidiiformes	Bythitidae					6		1					1		
Osteoglossiformes	Notopteridae						1								
	Osteoglossidae				1		1	1							
Perciformes	Ambassidae							3							

Orden	Familia	No marina						Marina							
		EX	EW	CR	EN	VU	LR	DD	EX	EW	CR	EN	VU	LR	DD
	Anabantidae				1										
	Belontiidae			3	2	7	2								
	Blenniidae														1
	Callionymidae									1					
	Centrarchidae					1	1	1							
	Centrolophidae					1		2							
	Chaenopsidae					1							1		
	Chaetodontidae												5		
	Cichlidae	44	5	39	13	36	1	1							
	Clinidae				1										
	Elassomatidae					1	1								
	Eleotridae					8	8	5							
	Gobiidae			5		18	12	21						1	1
	Haemulidae											1			
	Labridae												4		
	Lutjanidae												2		
	Mugilidae				1										
	Percichthyidae			1	3	2		5							
	Percidae	1		2	4	27	10	4							
	Polyprionidae										1				
	Pomacanthidae												1		
	Pomacentridae												3		
	Pseudochromidae												1		
	Scaridae												1		
	Sciaenidae			1											
	Scombridae										3	3	2		2
	Serranidae										3	1	13	2	2
	Sparidae						1					1			
	Terapontidae					3	6	5							
	Xiphiidae											1			1
Percopsiformes	Amblyopsidae			1		3									
Pleuronectiformes	Pleuronectidae											1	1		
Salmoniformes	Galaxiidae			4		9	4	6							
	Lepidogalaxiidae						1								
	Osmeridae				1			2							
	Plecoglossidae				1										
	Retropinnidae	1				1									
	Salangidae					1									
	Salmonidae	4		4	6	10		14							
	Umbridae					1	1								
Scorpaeniformes	Cottidae	1		2		4		2							
	Scorpaenidae										1	1	1		
Siluriformes	Amblycipitidae				1										
	Ariidae							5				1			
	Bagridae			1	1	2		2							

Orden	Familia	No marina							Marina						
		EX	EW	CR	EN	VU	LR	DD	EX	EW	CR	EN	VU	LR	DD
	Clariidae			4		4									
	Diplomystidae				1			2							
	Heteropneustidae					1									
	Ictaluridae			2	1	10	2	3							
	Mochokidae			1											
	Pangasiidae				1			1							
	Pimelodidae					2		2							
	Plotosidae					1									
	Siluridae				1			2							
	Sisoridae					1									
	Trichomycteridae	1				1	2	7							
Synbranchiformes	Mastacembelidae							1							
	Synbranchidae				1			3							
Syngnathiformes	Syngnathidae			1				4					36		7
Tetraodontiformes	Balistidae												1		
	Tetraodontidae												2		5
Total		80	11	148	117	355	105	230	2	0	14	29	95	12	25

Anexo 2: Concordancia de los criterios de inclusión de la CITES y de la UICN

Crterios de la UICN	UICN categoría "vulnerable"	Anexos 1-5 de la CITES de 1994	Observación
A. Población en disminución La tasa de disminución de la población al menos empleando 1 ó 2	20% en 10 años o 3 generaciones	Directriz 50% en 5 años o 2 generaciones 20% en 10 años o 3 generaciones para pequeñas poblaciones silvestres Utilización 1-3	La UICN especifica ejemplares maduros. La CITES no.
1. Observación, estimación, deducción o sospecha de reducción de la población en el pasado o,		Ci pero agregar (pero con posibilidades de reanudación)	Podría dar lugar a inclusiones poco apropiadas
2. Proyección o sospecha de disminución de la población en el futuro sobre la base de: <ul style="list-style-type: none"> a. observación directa b. índice de abundancia apropiado para el taxón c. disminución en la zona de ocupación, extensión de la presencia y/o calidad del hábitat d. niveles reales o potenciales de explotación e. efectos de la introducción de taxones, hibridización, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos 		- - Subcláusula 1 del Cii Subcláusula 2 del Cii Subcláusula 3 del Cii	¿Cómo? ¿Cómo?
3. En la CITES pero no utilizados por la UICN	-----	Subcláusula 4 del Cii	Disminución del potencial reproductivo
B. Pequeña distribución y disminución o fluctuación Extensión de la presencia, área u ocupación y 2 de los 3 elementos siguientes:	$< 20\ 000\ km^2$ $< 2\ 000\ km^2$	Área de distribución Directriz $10\ 000\ km^2$ y uno de 1-4	La CITES aplica una definición restringida de directriz de área para su interpretación por especies
1. Gravemente fragmentada: (subpoblaciones aisladas con una probabilidad reducida de recolonización, una vez extinta) o cuya existencia consta en varios lugares	≤ 10	Bi	Orientación de la CITES $500km^2$ o menos para cada subpoblación

2. Disminución constante en cualquiera de los siguientes elementos: a. extensión de la presencia b. área de ocupación c. área, extensión y/o calidad de hábitat d. Número de sitios o subpoblaciones e. número de ejemplares maduros	cualquier tasa	Subcláusula 1 del Biv Subcláusula 1 del Biv Subcláusula 4 del Biv Subcláusula 2 del Biv ^o -	La CITES especifica una disminución observada, deducida o prevista. La tasa de disminución es como en <i>A supra</i> .
3. Fluctuación en cualquiera de los siguientes elementos: a. extensión de la presencia b. área de ocupación c. número de sitios o subpoblaciones d. número de ejemplares maduros	> 1 orden/mag.	1 orden de magnitud en 2 años o menos Bii (área de distrib.) " Bii (número de subpoblaciones) -	
4. En la CITES, no se menciona en los criterios de la UICN	----	Subcláusula 3 del Biv (disminución en el número de ejempl.) Subcláusula 5 del Biv (disminución en el potencial reproductivo). Biii (alta vulnerabilidad debida a la biología o comportamiento)	
C. Tamaño pequeño y disminución de la población Número de ejemplares maduros y 1 de los siguientes elementos:	< 10 000	<5 000 y uno de los siguientes elementos	
1. tasa rápida de disminución	10% en 10 años o 3 generaciones	Véanse tasas <i>supra</i> Ai	
2. disminución continua y: a. fragmentación; o b. todos los ejemplares en una única subpoblación	cualquier tasa todas las subpoblaciones ≤1000	Aii, no se necesita disminución Aiii, no se necesita disminución	Pequeñas subpoblaciones en la CITES.
D. Muy pequeña o restringida:			
1. número de ejemplares maduros; o	< 1 000	Directriz <5 000 y uno de Ai – Av	CITES. Bajos números no suf. por sí solos.
2. susceptibilidad de la población.	área de ocupación <100km ² o número de	Directriz <10 000km ² y uno de Bi - Biv	CITES. Baja área., no suficiente por sí

	sitios <5		sola.
E. Análisis cuantitativo , que indique la probabilidad de extinción en la vida silvestre al menos	10% en 100 años	Sin equivalente en la CITES.	

Anexo 3: Criterios biológicos para la inclusión de especies en el Apéndice I de la CITES (según aparece en la Resolución 9.21 de la Conferencia de las Partes en la CITES COP, 1994, Anexo 1)

Criterios biológicos para el Apéndice I

Los criterios siguientes deben interpretarse teniendo en cuenta las definiciones, notas y directrices que figuran en el Anexo 5.

Una especie se considera en peligro de extinción si cumple, o es probable que cumpla, **al menos uno** de los siguientes criterios.

A. La población silvestre es pequeña y presenta al menos una de las características siguientes:

- i) disminución comprobada, deducida o prevista del número de individuos o de la superficie y la calidad del hábitat; o
- ii) cada una de sus subpoblaciones es muy pequeña; o
- iii) la mayoría de los individuos están concentrados en una subpoblación durante una o más etapas de su vida; o
- iv) una gran fluctuación a corto plazo del número de individuos; o
- v) una alta vulnerabilidad a causa de la biología o comportamiento de la especie (incluida la migración).

B. La población silvestre tiene un área de distribución restringida y presenta al menos una de las características siguientes:

- i) una fragmentación o se encuentra en muy pocos lugares; o
- ii) una fluctuación importante en el área de distribución o el número de subpoblaciones; o
- iii) una alta vulnerabilidad a causa de la biología o comportamiento de la especie (incluida la migración); o
- iv) una disminución comprobada, deducida o prevista en alguno de los aspectos siguientes:
 - el área de distribución; o
 - el número de subpoblaciones; o
 - el número de ejemplares; o
 - la superficie o la calidad del hábitat; o
 - la capacidad de reproducción

C. Una disminución del número de ejemplares en la naturaleza, que se haya *bien sea*:

- i) comprobado que existe en la actualidad o ha existido en el pasado (pero con probabilidad de reiniciarse); o
- ii) deducido o previsto, atendiendo a alguno de los aspectos siguientes:
 - una disminución de la superficie o la calidad del hábitat; o
 - los niveles o los tipos de explotación; o
 - las amenazas debido a factores extrínsecos tales como los efectos de los agentes patógenos, las especies competidoras, los parásitos, los depredadores, la hibridación, las especies introducidas y los efectos de los residuos tóxicos y contaminantes; o
 - una disminución de la capacidad de reproducción".

D. La situación de la especie es tal que si ésta no se incluye en el Apéndice I es probable que cumpla uno o más de los criterios citados *supra* en un período de cinco años.

Anexo 4: Sugerencias sobre una nueva redacción de los criterios biológicos para inclusión de especies en el Apéndice I de la CITES

Observaciones generales

Las modificaciones de redacción respecto de los criterios actuales aparecen subrayadas.

Reenunciado del texto introductorio del Anexo 1

Anexo 1

CRITERIOS BIOLÓGICOS PARA EL APÉNDICE 1

Los criterios siguientes deben interpretarse teniendo en cuenta las definiciones, notas y directrices que figuran en el Anexo 5.

Una especie se considera en peligro de extinción si cumple, o es probable que cumpla el Criterio A o el Criterio B. Además, una especie se considera en peligro de extinción si cumple, o es probable que cumpla, el Criterio C y sólo y cuando los datos se consideren insuficientes ^{*} para evaluar la situación de la especie en relación **tanto** con el Criterio A como con el Criterio B.

Reenunciado del Criterio A

La población silvestre es pequeña[#] (directriz {no umbral} <5000), y presenta **al menos una** de las características siguientes:

- i) disminución comprobada, deducida o prevista del número de individuos o de la superficie y la calidad del hábitat; o
- ii) cada una de sus subpoblaciones es muy pequeña (directriz {no umbral }, la mayor subpoblación [#] es < 2000); o
- iii) la mayoría de los individuos están concentrados en una subpoblación durante una o más etapas de su vida; o
- iv) una gran fluctuación a corto plazo del número de individuos; o
- v) una alta vulnerabilidad a causa de la biología o comportamiento de la especie (incluida la migración).

Comentario:

Teníamos gran interés en especificar un tamaño de población lo suficientemente pequeño que por sí solo justificarse la inclusión de una especie, independientemente de que se demuestre la información respecto de las subcláusulas. A falta de análisis cuantitativo que justifique algún valor menor específico, no proponemos un valor arbitrario "muy pequeño", pero sí que recalamos que la directriz debe interpretarse en sentido amplio, y que hay que prestar toda la atención a especies que pudieran ser muy vulnerables debido a Aiii) o Av).

Reenunciado del Criterio B

La población silvestre tiene un área de distribución (directriz {no umbral}, <10 000km²) restringida y presenta **al menos una** de las características siguientes:

- i) una fragmentación o se encuentra en muy pocos lugares; o
- ii) una fluctuación importante en el área de distribución o el número de subpoblaciones; o

^{*} Sobre la base de un proceso científico debidamente revisado.

[#] individuos maduros, y valor considerado un 5% del intervalo menor de confianza

- iii) una alta vulnerabilidad a causa de la biología o comportamiento de la especie (incluida la migración); o
- iv) una disminución comprobada, deducida o prevista en alguno de los aspectos siguientes:
 - el área de distribución; o
 - el número de subpoblaciones; o
 - el número de ejemplares; o
 - la superficie o la calidad del hábitat; o
 - la capacidad de reproducción.

Comentario:

Al Criterio B se aplican las mismas observaciones que aparecen en el Comentario sobre el Criterio A y animamos a que se preste toda la atención cuando una especie puede ser muy vulnerable respecto de Bi) o Biii).

Reenunciado del Criterio C

Una disminución del número de ejemplares en la naturaleza, que se haya *bien sea*:

- i) comprobado que existe en la actualidad o ha existido en el pasado (pero con probabilidad de reiniciarse); o
- ii) deducido o previsto, atendiendo a alguno de los aspectos siguientes:
 - una disminución de la superficie o la calidad del hábitat; o
 - los niveles o los tipos de explotación; o
 - las amenazas debido a factores extrínsecos tales como los efectos de los agentes patógenos, las especies competidoras, los parásitos, los depredadores, la hibridación, las especies introducidas y los efectos de los residuos tóxicos y contaminantes; o
 - una disminución de la capacidad de reproducción".

Futuro nuevo criterio suplementario D

Al contrastar por nuestra parte los criterios de la UICN y de la CITES, se vio con claridad que podría valer la pena un criterio más, basado en un análisis cuantitativo apropiado de la trayectoria de la población de las especies explotadas. Para formular en detalle ese criterio haría falta un atento desarrollo, dada la diversidad de métodos de modelación utilizados para describir la dinámica de las poblaciones ícticas. Ahora bien, tendría varios beneficios el establecer un criterio del tipo siguiente:

"Si un análisis cuantitativo apropiado de la dinámica de la población de la especie indicase que la probabilidad de extinción es al menos de x% en y años⁴, entonces se notificaría la intención de incluir la especie después de que haya transcurrido el intervalo de (menor de y) años. Esta intención de incluirla podría revisarse en todo momento durante el intervalo si las partes interesadas aportan pruebas de que la disminución se había ya controlado, o se había acelerado".

Esto daría un claro incentivo a las autoridades de gestión para tomar medidas eficaces a fin de frenar una captura excesiva antes de que una especie quedara reducida a un tamaño de población con un peligro inaceptablemente elevado de extinción. Daría también un incentivo a los países que pescan para cumplir las medidas de gestión y a aportar datos para asegurarse de que hay pruebas de que ha cesado la disminución, y que, por lo tanto, se permita seguir aprovechando la oportunidad de comerciar con la especie. Por último, permitiría una reevaluación rápida si

⁴ en los casos en que x e y fuesen pertinentes para la especie en cuestión, y se asegure un grado deseado de aversión al peligro. La determinación de cómo estimar los valores apropiados de x e y es una de las tareas que debe explorarse a fondo antes de que se adopte el criterio.

hubiera indicios de que las capturas se hubieran acelerado para "superar la prohibición", asegurando una inclusión más rápida si los capturadores actuaran irresponsablemente.

Con todo, hacemos notar que las actuales disposiciones del Criterio D, aplicadas a la subcláusula Ai) probablemente basten para permitir que los resultados de unos módulos razonables de población sirvan de base para incluir una especie en el Apéndice II.

Reenunciado de otros criterios

No se propone ninguna modificación en el antiguo Criterio D o en los criterios para el comercio o en el Anexo 3.

Anexo 5: Definiciones, notas y directrices que figuran en la Resolución 9.21 de la Conferencia de las Partes en la CITES, 1994, Anexo 5

Definiciones, notas y directrices

Área de distribución

El área de distribución es la superficie comprendida entre los límites continuos imaginarios más cortos que puedan trazarse para abarcar todos los lugares conocidos, deducidos o previstos de existencia de la especie, excepto los casos de animales errantes (si bien la determinación del área de distribución basada en deducciones o previsiones debería realizarse con sumo cuidado y de manera cautelara). No obstante, la superficie comprendida entre los límites imaginarios no incluye superficies significativas en las que no existe la especie, de modo que, al definir el área de distribución, deben tomarse en consideración discontinuidades o separaciones en la distribución espacial de la especie. En el caso de una especie migratoria, el área de distribución es la superficie más pequeña en cualquier fase de su ciclo vital que es necesaria la supervivencia de dicha especie (por ejemplo, sitios de anidación de las colonias, lugares de alimentación de taxón migratorios, etc.). En el caso de algunas especies objeto de comercio respecto de las cuales se dispone de datos para establecer estimaciones, se ha considerado que una cifra inferior a 10 000 km² constituye una orientación adecuada (no un umbral) sobre lo que ha de entenderse por "área de distribución restringida". No obstante, esta cifra sólo se indica como ejemplo, ya que resulta imposible presentar valores numéricos aplicables a todos los taxones. En muchos casos esta orientación numérica no será pertinente.

Disminución

La disminución es una reducción en el número de ejemplares, o del área de distribución, cuyas causas se desconocen o no se controlan suficientemente. La disminución no es necesariamente continua. En general, las fluctuaciones naturales no se considerarán como parte de una disminución, pero una disminución observada no debe considerarse parte de una fluctuación natural, a menos que existan pruebas de ello. El término "disminución" no se aplica a las disminuciones resultantes de programas de recolección que reducen la población a un nivel planificado y que no ponen en peligro la supervivencia de la especie. En el caso de algunas especies objeto de comercio respecto de las cuales se dispone de datos para establecer estimaciones, se ha considerado que una disminución del 50% o más del total en cinco años o en dos generaciones, teniendo en cuenta el período más largo, constituye una orientación adecuada (no un umbral) sobre lo que ha de entenderse por [disminución]. Una orientación (no un umbral) sobre lo que ha de entenderse por una disminución en una población silvestre pequeña podría ser el 20% o más del total en diez años o en tres generaciones, tomando en consideración el período más largo. No obstante, esta cifra sólo se indica como ejemplo, ya que resulta imposible presentar valores numéricos aplicables a todos los taxones. En muchos casos estas orientaciones numéricas no serán pertinentes.

Período prolongado

El significado de la expresión "período prolongado" variará en función de las características biológicas de cada especie. La elección del período dependerá de la pauta

observada de las fluctuaciones naturales de abundancia de la especie y de si el número de especímenes extraídos del medio silvestre se ajusta a un programa de recolección sostenible basado en esas fluctuaciones naturales.

Fragmentación

La fragmentación se refiere a los casos en que la mayoría de los ejemplares comprendidos en un taxón forman parte de subpoblaciones pequeñas y relativamente aisladas, lo que hace aumentar la probabilidad de que esas subpoblaciones se extingan y limita las posibilidades de repoblación. En el caso de algunas especies objeto de comercio respecto de las cuales se dispone de datos para establecer estimaciones, se ha considerado que un área de distribución de 500 km² o menos para cada subpoblación constituye una orientación adecuada (no un umbral) sobre lo que ha de entenderse por fragmentación. No obstante, esta cifra sólo se indica como ejemplo, ya que resulta imposible presentar valores numéricos aplicables a todos los taxones. En muchos casos esta orientación numérica no será pertinente.

Generación

La generación es el promedio de edad de los parentales de la población; ese promedio siempre será superior a la edad de madurez, excepto en el caso de las especies que se reproducen una sola vez en su ciclo vital.

Fluctuaciones importantes

Fluctuaciones importantes son las que se dan en algunas especies cuando el tamaño de la población o la extensión del área de distribución varían amplia, rápida y frecuentemente con una variación superior a un orden de magnitud. En el caso de algunas especies objeto de comercio respecto de las cuales se dispone de datos para establecer estimaciones, se ha considerado que un período de dos años o menos constituye una orientación adecuada (no un umbral) sobre lo que ha de entenderse por fluctuación a corto plazo. No obstante, esta cifra sólo se indica como ejemplo, ya que resulta imposible presentar valores numéricos aplicables a todos los taxones. En muchos casos esta orientación numérica no será pertinente.

Población

La población es el número total de ejemplares de la especie (según la definición que figura en el Artículo I de la Convención). En el caso de especies que dependan biológicamente de otras en todo su ciclo vital, o en parte de éste, deben tomarse valores biológicamente adecuados respecto de la especie huésped. En el caso de algunas especies objeto de comercio respecto de las cuales se dispone de datos para establecer estimaciones, se ha considerado que una cifra inferior a 5 000 ejemplares constituye una orientación adecuada (no un umbral) sobre lo que ha de entenderse por una población silvestre pequeña. No obstante, esta cifra sólo se indica como ejemplo, ya que resulta imposible presentar valores numéricos aplicables a todos los taxones. En muchos casos esta orientación numérica no será pertinente.

Posiblemente extinguida

Una especie se considera posiblemente extinguida cuando tras realizar estudios exhaustivos en los hábitat conocidos y/o probables de toda su área tradicional de distribución, en los momentos oportunos (durante el día, la estación o el año), no se ha registrado la existencia de

ningún ejemplar. Antes de que una especie pueda declararse posiblemente extinguida deben realizarse estudios durante un lapso apropiado a su ciclo vital y forma de vida.

Subpoblaciones

Las subpoblaciones son grupos de población separados, por ejemplo, geográficamente, entre los cuales el intercambio es poco frecuente. En el caso de algunas especies objeto de comercio respecto de las cuales se dispone de datos para establecer estimaciones, se ha considerado que una cifra inferior a 5 000 ejemplares constituye una orientación adecuada (no un umbral) sobre lo que ha de entenderse por una subpoblación muy pequeña. No obstante, esta cifra sólo se indica como ejemplo, ya que resulta imposible presentar valores numéricos aplicables a todos los taxones. En muchos casos esta orientación numérica no será pertinente.

En peligro de extinción

La expresión "en peligro de extinción" se define en el Anexo 1. La vulnerabilidad de una especie en peligro de extinción depende de la demografía de su población y sus características biológicas, a saber, el volumen corporal, el nivel trófico, el ciclo vital, las pautas de procreación y las características de la estructura social necesarias para una reproducción adecuada, así como la vulnerabilidad derivada de los comportamientos gregarios, las fluctuaciones naturales del tamaño de la población (parámetros, tiempo-cantidad), y de las pautas sedentaria/migratoria. Por esta razón no es posible indicar valores numéricos sobre tamaño de las poblaciones o áreas de distribución que sean aplicables a todos los taxones.

Anexo 6: Glosario

Anádromo	Pez que pasa su vida adulta en el mar pero que nada corriente arriba hasta caladeros de desove de agua dulce para reproducirse. Antónimo = Catádromo.
Análisis de viabilidad de la población	AVP: Término corriente para una familia de análisis destinados a estimar el peligro de extinción de las especies. Término aplicado a una gama de métodos de modelación de análisis de población que tienen en común el que se proyectan en el futuro las trayectorias de población estocástica, sobre la base de los conocimientos actuales sobre esquemas de mortalidad y fecundidad, y los escenarios sobre posibles condiciones futuras (Groom y Pascal 1998).
Béntico	Organismo béntico es el que está pegado al fondo o el que descansa o vive en los sedimentos del fondo.
Biodiversidad	La variedad y variabilidad entre organismos vivos de todos los orígenes incluidos, en particular, los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas. Los índices de diversidad miden la riqueza (el número de especies en un sistema); y en cierta medida la regularidad (variaciones de la abundancia local de una especie). Por consiguiente, son indiferentes a las sustituciones de especies, que pueden, sin embargo, reflejar estrés en el ecosistema (como el debido a una elevada intensidad de pesca).
Captura incidental	Especies capturadas en una pesquería que se dedica a otras especies o a una serie diferente de tamaños de la misma especie. La parte de la pesca incidental que no tiene valor humano se descarta y se devuelve al mar, normalmente muertos o moribundos.
Dependencia-densidad	Dependencia de una pauta y funciones reproductivas en función de la densidad de población (<i>WWW Webster Dictionary</i>).
Desfase de la tasa de mortalidad con la de producción (Depensation)	Fenómeno por el que, al disminuir una población, llega a un punto en que la tasa de mortalidad causada por ejemplo por predación, será mayor que la tasa de producción de la misma. Una vez alcanzado ese punto, a menos que las circunstancias cambien, la población seguirá disminuyendo hasta su extinción.
Diádromo	Se dice especialmente de un pez que migra entre aguas salobres y dulces (<i>WWW Webster Dictionary</i>).
Especie endémica	Especie que se limita a una región o localidad específica.
Especies objeto de explotación	Las especies que interesan a los pescadores primordialmente en una determinada pesquería. El objeto de un esfuerzo directo de pesca en una pesquería. Puede haber especies objeto de explotación primarias y secundarias.
Estocasticidad ambiental	Variabilidad natural (o la aleatoriedad o carácter probabilístico) de procesos medioambientales).
Estocasticidad demográfica	Variabilidad natural (o la aleatoriedad o carácter probabilístico) de los procesos demográficos (p. ej., una pequeña subpoblación que produce sólo crías machos y que por lo tanto va desapareciendo).
Estocástico	Aleatorio; que contiene una variable aleatoria (p. ej., un proceso estocástico). Implica casualidad o probabilidad (sinónimo: probabilístico) (<i>WWW Webster Dictionary</i>).

Estuarino	Relativo a un estuario o que se forma en él (p. ej., corrientes estuarinas, animales estuarinos) (<i>WWW Webster Dictionary</i>). Que pertenece a un estuario (desembocadura de un río), zona en que el agua del mar está considerablemente diluida por el agua dulce del río.
Existencia pesquera	<p>1. En teoría, una población unitaria comprende todos los ejemplares de peces de una zona, que forman parte del mismo proceso reproductivo. Es autónoma, sin emigración o inmigración de ejemplares desde o hacia ella. Por razones prácticas, sin embargo, una fracción de la población unitaria se considera una unidad de "existencia pesquera" a efectos de ordenación (o unidad de ordenación) mientras los resultados de las evaluaciones y de la ordenación sigan siendo muy cercanos a lo que sería en la población unitaria.</p> <p>2. Un grupo de individuos de una especie que ocupan un área espacial bien definida independiente de otras existencias pesqueras de la misma especie. Puede darse una dispersión aleatoria o migraciones directas debidas a la actividad estacional o reproductiva. El grupo puede considerarse como entidad a efectos de ordenación o evaluación. Algunas especies forman una única unidad de extensión pesquera (p. ej., el atún de ala amarilla del sur), mientras que otras están compuestas de varios (p. ej., el atún blanco del Océano Pacífico comprende las poblaciones separadas del norte y del sur). No se pueden determinar los efectos de la pesca sin conocer la estructura de la existencia pesquera.</p>
Extinto	Que ya no existe (es decir, un animal extinto) (<i>WWW Webster Dictionary</i>).
Extirpar	Destruir completamente (p. ej., aniquilar); exterminar (<i>WWW Webster Dictionary</i>).
Fecundidad	En general, capacidad reproductiva potencial de un organismo o población expresada en el número de huevos (o crías) producidos durante cada ciclo reproductivo. La fecundidad suele aumentar con la edad.
Fragmentación	De poblaciones o escalas.
Lek (sistema de reproducción)	Área de reunión donde los animales se comportan exhibiéndose y cortejándose (<i>WWW Webster Dictionary</i>).
Matrices Leslie / Lefkowitz	Matriz que incluye las tasas de fecundidad y supervivencia por clases de edades uniformes (Leslie) o variables (Lefkowitz) de una población, permitiendo la proyección de la cantidad de población por clase de edad a lo largo del tiempo.
Mortalidad pesquera	Expresión matemática del índice de muertes de peces a causa de la pesca. La mortalidad pesquera se expresa muchas veces como tasa indicativa del porcentaje de población pescada en un año; p. ej., una tasa de mortalidad pesquera del 0,2 significa que aproximadamente un 20% de la población media se extraerá en un año debido a la pesca.
Ontogenia	Desarrollo o marcha del desarrollo, especialmente de un organismo individual (<i>WWW Webster Dictionary</i>). Sucesión de etapas del ciclo vital.
Productividad	Se refiere a las tasas de nacimiento, crecimiento y muerte de una población. Una población altamente productiva se caracteriza por unas tasas altas de nacimiento, crecimiento y mortalidad, y como consecuencia una elevada rotación y producción respecto de los ratios de biomasa. Son poblaciones que suelen sostener mayores tasas de explotación y, si se agotan, podrían recuperarse más rápidamente que las poblaciones que son comparativamente menos productivas.
Puntos de referencia biológicos	Por punto biológico de referencia se indica una situación particular (biológica) de un indicador del recurso pesquero correspondiente a una situación que se considera conveniente (punto indicativo de referencia, PIR) o no conveniente y que requiere una acción inmediata (punto límite de referencia, PLR, y punto de umbral de referencia, PUR).

Resistente	Dícese de un sistema natural o una especie que es capaz de recuperarse de las alteraciones.
Tasa intrínseca de aumento	Tasa proporcional de aumento de una población en números de población o biomasa bajísimos donde son insignificantes los efectos que dependen de la densidad. Por lo tanto representa la tasa media máxima proporcional de crecimiento de la población.
Tasa de explotación	Aplicada a una población íctica, es la proporción de ejemplares o biomasa eliminados por la pesca. Una tasa de explotación del 10% significa que se está capturando el 10% de la población disponible en el lapso de tiempo de que se trate (por año, por mes, etc.). Como medida de la presión de pesca, es proporcional a la mortalidad pesquera.