

ANÁLISIS

Análisis de las Propuestas de Enmienda a los Apéndices de CITES de UICN/TRAFFIC para la Decimoquinta Reunión de la Conferencia de las Partes de CITES

Doha, Qatar
13–25 marzo 2010

Preparados por el programa de las especies de la UICN y la Comisión de Supervivencia de las Especies de la UICN y TRAFFIC



Análisis de las Propuestas de Enmienda a los Apéndices de CITES de UICN/TRAFFIC para la Decimoquinta Reunión de la Conferencia de las Partes de CITES

Doha, Qatar
13–25 marzo 2010

Preparados por el Programa de Especies de la UICN
y la Comisión de Supervivencia de las Especies de la UICN
y TRAFFIC



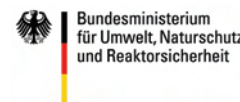
Francia, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer



Finlandia, Ministerio de Medio Ambiente



Comisión Europea



Alemania, Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMU)



Mónaco, Gobierno de Mónaco



Estados Unidos, US Fish & Wildlife Service



SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

Suecia, Naturvårdsverket - Agencia Sueca de Protección del Medio Ambiente



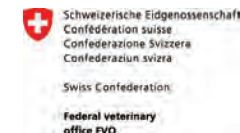
Bélgica, DG Animaux, Végétaux et Alimentation



Dinamarca, Agencia de Bosques Naturaleza



Países Bajos, Ministerio de Agricultura, Naturaleza y Calidad Alimentaria



Suiza, Confederación Suiza, Departamento Federal de Asuntos Económicos (FDEA), Oficina Veterinaria

La elaboración de los Análisis de las Propuestas de Enmienda a los Apéndices de CITES de UICN/TRAFFIC 2010 ha sido posible gracias al generoso apoyo de los organismos siguientes:

- **Comisión Europea** – Dirección General de Medio Ambiente
- **Estados Unidos** – US Fish & Wildlife Service
- **Francia** – Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer
- **Suecia** – Naturvårdsverket – Agencia Sueca de Protección del Medio Ambiente
- **Alemania** – Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear (BMU)
- **Suiza** – Confederación Suiza, Departamento Federal de Asuntos Económicos (FDEA), Oficina Veterinaria
- **Países Bajos** – Ministerio de Agricultura, Naturaleza y Calidad Alimentaria
- **Mónaco** – Gobierno de Mónaco
- **Bélgica** – DG Animaux, Végétaux et Alimentation
- **Finlandia** – Ministerio de Medio Ambiente
- **Dinamarca** – Agencia de Bosques y Naturaleza

La UICN - Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN, en inglés) tiene como misión ayudar a las sociedades a conservar la integridad y la diversidad de la naturaleza, y asegurar que todo uso de los recursos naturales sea ecológicamente sostenible y equitativo. Está formada por Estados, organismos gubernamentales y una gran variedad de organizaciones no gubernamentales, reunidos en una asociación única a escala mundial con más de 1.000 miembros y casi 11.000 científicos voluntarios en más de 160 países. Ayuda al mundo a encontrar soluciones pragmáticas a nuestros desafíos más urgentes en materia de medio ambiente y desarrollo a través del apoyo a la investigación científica, la gestión de proyectos de campo y el trabajo conjunto entre gobiernos, organizaciones no gubernamentales, agencias de Naciones Unidas, empresas y comunidades locales para desarrollar y aplicar políticas, legislación y buenas prácticas. La UICN contribuye a aumentar aún más la capacidad de sus miembros, redes y asociados, a la par que apoya alianzas mundiales para salvaguardar los recursos naturales a escala local, regional y mundial.

La Comisión de Supervivencia de las Especies (CSE, en inglés SSC), creada en 1949, es la mayor de las seis comisiones voluntarias de la UICN. Está formada por unos 8.000 científicos, investigadores de campo, funcionarios gubernamentales y figuras prominentes en el campo de la conservación. Gracias a sus miembros, la CSE constituye una fuente de información sin igual sobre la conservación de la biodiversidad. Los miembros de la CSE proporcionan asesoramiento técnico y científico a proyectos de conservación en todo el mundo así como a gobiernos, convenios internacionales y organismos dedicados a la conservación. A través del Programa de Especies, aportan información esencial para el desarrollo de productos e instrumentos para la conservación tales como la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. La CSE funciona principalmente a través de sus 120 Grupos de Especialistas, que se concentran en una gran variedad de especies de flora y fauna o en cuestiones tales como el uso sostenible y las especies invasoras.

TRAFFIC, la red para la vigilancia del comercio de especies silvestres, tiene como objetivo garantizar que el comercio de especies silvestres no suponga una amenaza para la conservación de la naturaleza. TRAFFIC es un programa conjunto de la UICN y WWF, la organización mundial para la conservación.

Cita: UICN y TRAFFIC. (2010). *Análisis de las Propuestas de Enmienda a los Apéndices de CITES de UICN/TRAFFIC*. Preparados por el Programa de Especies de la UICN y TRAFFIC para la Decimoquinta Reunión de la Conferencia de las Partes de CITES. UICN - Unión Mundial para la Naturaleza. Gland, Suiza.

Las designaciones de entidades geográficas de este documento y la presentación del material no implican la expresión de opinión alguna por parte de la UICN o de TRAFFIC respecto de la situación jurídica de ningún país de la región o de sus autoridades, o de la demarcación de sus fronteras o límites.

INTRODUCCIÓN

Para que CITES (la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres) pueda seguir siendo un instrumento creíble para la conservación de las especies que son objeto de comercio, las decisiones de las Partes deben estar basadas en los mejores datos científicos y técnicos disponibles. Reconociendo lo anterior, la UICN y TRAFFIC han acometido la elaboración de análisis técnicos de las propuestas de enmienda a los Apéndices de CITES. El Programa de Especies de la UICN ha recabado información sobre la situación y biología de las especies a partir de su red de Grupos de Especialistas y de la comunidad científica en general, mientras que TRAFFIC se ha concentrado en el análisis del comercio, utilizando componentes de las propuestas además de sus propias fuentes de información y redes de expertos. El documento resultante reúne un amplio espectro de conocimientos, que confiamos sea de utilidad en la discusión sobre las propuestas.

Los Análisis arriba mencionados tienen el objetivo de proporcionar una evaluación lo más objetiva posible de cada propuesta en relación con las disposiciones de la Convención relativas a los criterios de inclusión desarrollados en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* y en otras Resoluciones y Decisiones. El examen de cada propuesta se compone de una sección de resumen y un texto justificativo más detallado. En el apartado del resumen se presenta una síntesis de la información disponible y, en un párrafo aparte, un análisis específico en el que se estudia si se puede considerar que la propuesta cumple o no los criterios pertinentes de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*. El texto justificativo más detallado se presenta en forma de tabla. Las tablas están diseñadas para concentrar la atención sobre los criterios biológicos y comerciales y las medidas cautelares que figuran en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*. El texto de la columna de la izquierda contiene información seleccionada extraída de la justificación de la propuesta y relativa a un determinado criterio. La columna de la derecha contiene comentarios, observaciones e información adicional obtenidos durante el proceso de examen.

El método de preparación de los Análisis ha sido similar al que se empleó con éxito en la elaboración de los Análisis para la anterior Conferencia de las Partes (CdP14). Tras finalizar el plazo para la presentación de las propuestas de enmienda por las Partes (el 14 de octubre de 2009), el equipo encargado del examen recopiló la información disponible para preparar un primer borrador de examen. Estos borradores, junto con una serie de preguntas y aclaraciones adicionales, fueron enviados a distintos evaluadores para recibir sus comentarios, y sus respuestas fueron recopiladas en el documento final.

Para satisfacer la necesidad de información de las Partes mucho antes de la CdP15, los Análisis fueron finalizados y puestos a disposición pública en Internet el 12 de enero de 2010. Se está preparando la impresión de los apartados del Resumen y el Análisis, que serán distribuidos al mayor número posible de usuarios. Los Análisis completos están disponibles en Internet en las direcciones siguientes: (http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/our_work/species_trade_use/iucn_traffic_analyses_of_the_proposals/) o (www.traffic.org/cop15) y también serán distribuidos en CD.

Los Análisis están elaborados con la idea de resaltar información relevante sobre la cual las Partes puedan basar sus juicios, y no pretenden ser exhaustivos. Es posible que haya omisiones y diferencias de interpretación en un documento recopilado sobre una gran variedad de especies y con fuertes restricciones de tiempo. No obstante, hemos intentado garantizar que el documento esté basado en hechos y sea objetivo. Tratar de reflejar las respuestas de los evaluadores de una manera equilibrada puede constituir un desafío, particularmente cuando se manifiestan opiniones fuertes y la información presentada es de calidad variable. Por lo tanto, no siempre es posible proporcionar una panorámica de consenso y los recopiladores asumen la total responsabilidad por cualquier error de representación.

Como anexo a este documento se incluyen un resumen de los criterios de inclusión en los Apéndices de CITES y los Criterios y Categorías de la Lista Roja de la UICN. Es necesario destacar que las orientaciones numéricas de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* en su Anexo 5 no son umbrales y pueden no ser apropiadas para todas las especies. Se proporcionan referencias de las fuentes en la medida de lo posible; en algunos casos, dichas fuentes han sido consultadas

directamente; en otros, las mismas han sido citadas por los evaluadores para apoyar sus declaraciones. En los casos en los que la información no contiene una referencia, se debe suponer que la fuente es la UICN o TRAFFIC. Las evaluaciones expresadas en esta publicación no reflejan necesariamente las de los evaluadores. Los datos sobre comercio CITES (*CITES trade data*, en inglés) hacen referencia a los datos procedentes de los Informes Anuales de CITES proporcionados por las Partes y disponibles en la base de datos sobre comercio CITES, gestionada por UNEP-WCMC. En los casos en los que la información procede de las estadísticas oficiales sobre comercio de un determinado país, esto queda reflejado.

AGRADECIMIENTOS Y RECONOCIMIENTOS

Muchas personas e instituciones han contribuido al examen de las propuestas de enmienda a los Apéndices de CITES y a la recopilación de los presentes Análisis. En primer lugar, nos gustaría expresar nuestro agradecimiento a los expertos que proporcionaron la información sobre las especies, muchos de los cuales son miembros de los Grupos de Especialistas de la Comisión de Supervivencia de las Especies, así como a los otros muchos científicos y expertos de otras instituciones que, aunque no formalmente vinculados con la CSE, han dedicado su tiempo y conocimientos a esta actividad.

Los miembros de la plantilla de TRAFFIC que ayudaron en el examen de las propuestas y recopilaron información sobre comercio y uso merecen un reconocimiento especial por la contribución que han realizado a este documento. Estamos particularmente agradecidos a David Newton, que ha aportado una información a los análisis de las propuestas para especies de flora. Además, quisiéramos dar las gracias a los traductores al francés Daniele y Richard Devitre y a la traductora al español Wendy Byrnes.

El equipo de los Análisis estuvo formado por las siguientes personas: Thomasina Oldfield, de UICN/TRAFFIC, Gemma Goodman, de TRAFFIC, Martin Jenkins, Carol Inskipp, Helen Scales y Tim Inskipp (Consultores). Jane Smart, Sue Mainka, Simon Stuart (Presidente de la CSE) y Dena Cator, de la UICN, aportaron valiosas contribuciones. Dena Cator también se encargó de la recaudación de fondos. Además, quisiéramos dar las gracias a la Secretaría CITES, que ayudó a recaudar financiación. Julie Gray y Kim Lochen en TRAFFIC fueron de gran ayuda con la edición y el formato. Kim Lochen y Richard Thomas en TRAFFIC ayudaron con el diseño de la portada y Steven Broad proporcionó un gran apoyo y valiosas contribuciones en los Análisis en su conjunto.

LISTA DE LOS ANÁLISIS

| | |
|---|-----|
| CdP15 Prop. 1 Adición de una anotación a la especie <i>Canis lupus</i> incluida en los Apéndices I y II. | 1 |
| CdP15 Prop. 2 Supresión de <i>Lynx rufus</i> (gato montés) del Apéndice II. | 3 |
| CdP15 Prop. 3 Transferencia de <i>Ursus maritimus</i> (oso polar) del Apéndice II al Apéndice I. | 13 |
| CdP15 Prop. 6 Supresión del siguiente párrafo de la anotación relativa a las poblaciones de <i>Loxodonta africana</i> de Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe | 21 |
| CdP15 Prop. 7 Supresión de <i>Anas oustaleti</i> del Apéndice I. | 24 |
| CdP15 Prop. 8 Transferencia de <i>Crocodylus moreletii</i> (cocodrilo de pantano) del Apéndice I al Apéndice II con un cupo nulo para especímenes silvestres | 30 |
| CdP15 Prop. 9 Transferencia de la población egipcia de <i>Crocodylus niloticus</i> (cocodrilo del Nilo) del Apéndice I al Apéndice II para su cría en granjas. | 40 |
| CdP15 Prop. 10 Transferencia de <i>Uromastyx ornata</i> del Apéndice II al Apéndice I. | 53 |
| CdP15 Prop. 11 Inclusión de <i>Ctenosaura bakeri</i> , <i>C. melanosterna</i> y <i>C. oedirhina</i> en el Apéndice II. | 62 |
| CdP15 Prop. 12 Inclusión de <i>Ctenosaura palearis</i> en el Apéndice II. | 72 |
| CdP15 Prop. 13 Inclusión del género <i>Agalychnis</i> en el Apéndice II. | 80 |
| CdP15 Prop. 14 Inclusión de <i>Neurergus kaiseri</i> en el Apéndice I. | 90 |
| CdP15 Prop. 15 Inclusión de <i>Sphyrna lewini</i> , <i>Sphyrna mokarran</i> , <i>Sphyrna zygaena</i> , <i>Carcharhinus plumbeus</i> y <i>Carcharhinus obscurus</i> en el Apéndice II. | 96 |
| CdP15 Prop. 16 Inclusión de <i>Carcharhinus longimanus</i> (tiburón oceánico) en el Apéndice II. | 107 |
| CdP15 Prop. 17 Inclusión de <i>Lamna nasus</i> en el Apéndice II. | 115 |
| CdP15 Prop. 18 Inclusión de <i>Squalus acanthias</i> en el Apéndice II. | 125 |
| CdP15 Prop. 19 Inclusión de <i>Thunnus thynnus</i> (atún rojo del Atlántico) en el Apéndice I. | 137 |
| CdP15 Prop. 20 Inclusión de <i>Dynastes satanas</i> en el Apéndice II. | 152 |
| CdP15 Prop. 21 Inclusión de Coralliidae spp. en el Apéndice II con la siguiente anotación: “La entrada en vigor de la inclusión de las especies en la familia Coralliidae en el Apéndice II de la CITES se aplazará 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas”. | 158 |
| CdP15 Prop. 22 Inclusión de <i>Operculicarya decaryi</i> en el Apéndice II. | 176 |

| | |
|---|-----|
| CdP15 Prop. 23 Inclusión de <i>Operculicarya hyphaenoides</i> en el Apéndice II. | 179 |
| CdP15 Prop. 24 Inclusión de <i>Operculicarya pachypus</i> en el Apéndice II. | 182 |
| CdP15 Prop. 25 Enmienda de la anotación a Cactaceae spp. y todos los taxa con la anotación #1 | 185 |
| CdP15 Prop. 26 Inclusión de <i>Zygosicyos pubescens</i> en el Apéndice II. | 190 |
| CdP15 Prop. 27 Inclusión de <i>Zygosicyos tripartus</i> en el Apéndice II. | 193 |
| CdP15 Prop. 28 Supresión de <i>Euphorbia misera</i> del Apéndice II. | 196 |
| CdP15 Prop. 29 Inclusión de <i>Aniba rosaeodora</i> (palo de rosa) en el Apéndice II con la anotación #11 “Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada y aceite esencial”. | 201 |
| CdP15 Prop. 30 Inclusión de <i>Senna meridionalis</i> en el Apéndice II. | 211 |
| CdP15 Prop. 31 Enmienda de la anotación a las Orchidaceae incluidas en el Apéndice I | 214 |
| CdP15 Prop. 32 Inclusión de las semillas de <i>Beccariophoenix madagascariensis</i> en el Apéndice II. | 218 |
| CdP15 Prop. 33 Inclusión de las semillas de <i>Dypsis decaryi</i> en el Apéndice II. | 220 |
| CdP15 Prop. 34 Inclusión de <i>Adenia firingalavensis</i> en el Apéndice II. | 222 |
| CdP15 Prop. 35 Inclusión de <i>Adenia olaboensis</i> en el Apéndice II. | 225 |
| CdP15 Prop. 36 Inclusión de <i>Adenia subsessifolia</i> en el Apéndice II. | 228 |
| CdP15 Prop. 37 Supresión de <i>Orothamnus zeyheri</i> del Apéndice II. | 231 |
| CdP15 Prop. 38 Supresión de <i>Protea odorata</i> del Apéndice II. | 236 |
| CdP15 Prop. 39 Inclusión de <i>Cyphostemma elephantopus</i> en el Apéndice II. | 241 |
| CdP15 Prop. 40 Inclusión de <i>Cyphostemma laza</i> en el Apéndice II. | 244 |
| CdP15 Prop. 41 Inclusión de <i>Cyphostemma montagnacii</i> en el Apéndice II. | 247 |
| CdP15 Prop. 42 Inclusión de <i>Bulnesia sarmientoi</i> (palo santo) en el Apéndice II con la anotación #11 “Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada, polvo y extractos”. | 250 |
| Referencias | 259 |
| Annexes | 280 |

Adición de una anotación a la especie *Canis lupus* incluida en los Apéndices I y II que diga:
“Excluidas la forma domesticada y el dingo, a las que se hace alusión como *Canis lupus familiaris* y *Canis lupus dingo*”.

Autor de la propuesta: Suiza, en calidad de Gobierno Depositario, a petición del Comité de Fauna.

Resumen: Es necesario añadir una anotación a la inclusión del lobo (*Canis lupus*) en los Apéndices de CITES para excluir de las disposiciones del Convenio a dos subespecies que son formas domésticas: el dingo (*Canis lupus dingo*) y el perro doméstico (*Canis lupus familiaris*), ya que está claro que nunca hubo intención de incluir dichas subespecies en CITES. Aunque existen poblaciones puras de dingo en Australia y Tailandia y probablemente también en otros lugares en Asia y Australasia, se cree que todas las poblaciones descienden de animales domésticos. El dingo está considerado como Vulnerable por la UICN. Existen muchos sinónimos (más de 60: véase más abajo) para los nombres de estas subespecies.

Análisis: La anotación propuesta parece ser adecuada para excluir a las formas domésticas de *Canis lupus* de las disposiciones de CITES. Si es posible, en la anotación se debería hacer referencia a los sinónimos de las dos subespecies cuya exclusión se propone.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Taxonomía

En la anterior referencia normalizada para mamíferos, Wilson y Reeder (1993): *Mammal Species of the World: a Taxonomic and Geographic Reference*. Second edition. xviii + 1207 pp., Washington (Smithsonian Institution Press), ya se trataba a *Canis familiaris* como parte de la especie *Canis lupus*. No obstante, esto no se reconoció hasta la adopción de la referencia actual para mamíferos, que no sólo considera a *Canis familiaris* sino también al dingo como una subespecie de *Canis lupus*. Es bastante obvio que nunca se ha considerado que el perro o el dingo quedarán cubiertos por la inclusión de *Canis lupus* en los Apéndices (véase también la Notificación a las Partes N° 2008/051). Por lo tanto, el Comité de Fauna recomendó en su 24ª reunión que se añadiera una anotación al respecto en la inclusión de *Canis lupus*.

En la entrada de *Canis lupus* Linnaeus, 1758 en la tercera edición de Wilson y Reeder (2005), bajo el encabezamiento “SINÓNIMOS” aparecen los nombres **dingo** Meyer, 1793 [perro doméstico] y **familiaris** Linnaeus, 1758 [perro doméstico] en negrita dado que se reconocen como subespecies válidas de *Canis lupus*. No obstante, estos dos nombres aceptados están seguidos de otros nombres que no son aceptados como subespecies válidas y se consideran sinónimos secundarios de los nombres a los que siguen. En el caso de **dingo** se enumeran 10 sinónimos, y en el caso de **familiaris** se enumeran 57 sinónimos [el sinónimo mayor Gmelin, 1792 se incluye dos veces, posiblemente por error]. Aunque no es necesario incluir esos nombres en la propuesta, debería quedar claro que están relacionados con las subespecies que se pretende excluir de las disposiciones del Convenio.

Área de distribución

Canis lupus dingo: Se sabe que existen dingos puros en Australia y Tailandia. Según los caracteres fenotípicos externos, podrían existir también en Camboya, China, Filipinas, India, Indonesia, Laos, Malasia, Myanmar, Papúa Nueva Guinea y Vietnam (IUCN Red List, 2009).

Canis lupus familiaris: cosmopolita.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Categoría global en la UICN

Canis lupus dingo: *Vulnerable A2e, ver 3.1 (Evaluado en 2008.)*

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices

Observaciones complementarias

Amenazas

Conservación, gestión y legislación

Cría en cautividad/reproducción artificial

Comentarios adicionales

Supresión de *Lynx rufus* (gato montés) del Apéndice II.

Autor de la propuesta: Estados Unidos de América.

Resumen: El gato montés o lince rojo (*Lynx rufus*) es un felino moteado de tamaño mediano. Se trata del felino autóctono con la mayor distribución de Norteamérica, extendiéndose desde Columbia Británica, en Canadá, hasta Oaxaca, en México. Su área de distribución comprende aproximadamente 8,7 millones de km², de los cuales el 71% se encuentra en Estados Unidos, el 20% en México y el 9% en Canadá. En 2008, la población estimada de gato montés de Estados Unidos oscilaba entre 1,4 y 2,6 millones de individuos, un aumento considerable desde la estimación anterior, realizada en 1981. En Canadá, *Lynx rufus* no se considera amenazado y presenta tendencias poblacionales estables o en aumento en las provincias en las que se encuentra. Estudios recientes realizados en México han revelado que el gato montés está ampliamente distribuido, con densidades moderadas entre 0,05 y 0,53 individuos/km²; no obstante, los datos históricos no son suficientes para evaluar el cambio experimentado por las poblaciones mexicanas de la especie a lo largo del tiempo. En su conjunto, la población de gato montés parece saludable y considerablemente mayor que a principios de los años 1980. En la actualidad, el gato montés está clasificado en la categoría de Preocupación Menor (evaluado en 2008) en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*. El gato montés es cazado por su piel, que se utiliza a escala nacional y es objeto de comercio internacional. Se considera que los programas de gestión en Estados Unidos y Canadá son muy avanzados para la explotación comercial de felinos cazados por su piel y generan extracciones sostenibles.

Todas las especies de Felidae spp. están incluidas en los Apéndices de CITES desde 1977. En la taxonomía de CITES se reconocen actualmente cuatro especies en el género *Lynx*: *L. canadensis*, *L. lynx*, *L. pardinus* y *L. rufus*. *L. pardinus*, considerado En Peligro Crítico, se encuentra en España y Portugal y fue transferido al Apéndice I en 1990. Todas las demás especies están en el Apéndice II. *L. canadensis* y *L. lynx* están clasificados en la categoría de Preocupación Menor por la UICN. *L. lynx* está extendido en Eurasia y se encuentra en unos 50 Estados del área de distribución. *L. canadensis* está extendido y es abundante en la mayor parte de su área de distribución en Canadá y EEUU.

En 1983, las Partes decidieron no suprimir *L. rufus* del Apéndice II por razones de semejanza con otros felinos moteados que se consideraban amenazados por el comercio. En la CdP14 se volvió a considerar una propuesta para suprimir la especie del Apéndice II, pero fue rechazada de nuevo porque algunas Partes seguían expresando preocupación acerca de problemas de semejanza, concretamente la posible confusión de las pieles comercializadas con las de otros taxa del género *Lynx* y otras especies, entre las que se incluyen varios felinos moteados de Latinoamérica, tales como el margay (*Leopardus wiedii*) y el ocelote (*L. pardalis*), ambos incluidos en el Apéndice I.

Los datos sobre comercio CITES indican que entre 1980 y 2008 el comercio declarado de pieles de *Lynx* spp. estuvo dominado por *L. rufus*. Los datos comerciales para el período 2002–2008 indican exportaciones brutas de casi 350.000 pieles de *L. rufus* y unas 90.000 pieles de *L. canadensis*. El comercio documentado de otras especies del género *Lynx* fue muy bajo en comparación: 515 pieles de *L. lynx* y una piel de *L. pardinus*. Durante el mismo período, en los registros de la base de datos sobre comercio CITES sólo figuran confiscaciones y decomisos de poco menos de 1.000 pieles enteras de *L. rufus*, 37 pieles de *L. lynx*, ocho pieles de *L. canadensis* y una piel de *L. pardinus*. Estas cifras bajas indican que el comercio ilícito de especies del género *Lynx* no constituye un problema importante, aunque no es posible determinar hasta qué punto estos datos son representativos del comercio ilícito total. Una encuesta reciente realizada por TRAFFIC North America sobre el sector de la piel reveló que, al parecer, los mercados europeos y asiáticos prefieren *L. rufus* y *L. canadensis* a otras especies de *Lynx*. La demanda reciente de países asiáticos con economías fuertes, tales como China, ha hecho que aumente el precio de las pieles de *L. rufus*.

Entre 2002 y 2006, el 95% de todo el comercio lícito de artículos de piel de gato montés estuvo formado por pieles enteras, que son fáciles de identificar según el autor de la propuesta. El estudio realizado por TRAFFIC North America reveló que, según expertos en el sector de la piel, no resulta difícil distinguir las

partes, trozos y derivados de *L. rufus* de los de *L. canadensis* (que comparte una porción de su área de distribución con *L. rufus*), y se puede hacer con experiencia y/o formación limitadas. No obstante, esta idea no es compartida por todos y no se conoce la opinión de las autoridades de control.

Recientemente, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (*US Fish and Wildlife Service* – USFWS) ha preparado un manual de identificación para el género *Lynx* disponible en versión electrónica e impresa para ayudar a las autoridades de CITES y a otros organismos de control a distinguir entre las pieles enteras y las pieles sin cabeza de *L. rufus* y *Lynx* spp. En el momento de redactar el presente texto, el manual aún no estaba disponible, aunque ha sido evaluado por inspectores de control a nivel estatal en puertos de EEUU. El USFWS también envió la guía a las autoridades homólogas de la Unión Europea (UE), Canadá y México para su examen en diciembre de 2009, y la enviará a un número mayor de entidades en enero de 2010. Un examen preliminar del manual realizado por especialistas en felinos indica que no trata todos los aspectos del problema de semejanza, dado que no presenta las variaciones en el pelaje que se observan en *L. pardinus* y *L. lynx*. Además, el manual no incluye a otros felinos moteados aparte de los del género *Lynx*, particularmente algunos felinos moteados de pequeño tamaño moteado de Latinoamérica, África y Eurasia.

En 2008, se celebró una reunión de Autoridades Administrativas y autoridades de control de Estados del área de distribución del género *Lynx* para tratar la magnitud del comercio ilícito de *Lynx* spp. y las preocupaciones expresadas sobre la semejanza entre *L. rufus* y otras especies. En la mayoría de los casos, los Estados del área de distribución presentes manifestaron que la caza furtiva de *L. lynx* y *L. pardinus* estaba relacionada con la protección de ganado y animales de caza. No se documentaron casos de *L. lynx* o de *L. pardinus* (Apéndice I) ilegalmente comercializados con el nombre de *L. rufus*. No obstante, algunos Estados del área de distribución del género *Lynx* no estuvieron lo suficientemente representados en la reunión. Se reconoció que se necesita mucha más información sobre el comercio de especies del género *Lynx* entre la Federación Rusa y China así como otros Estados asiáticos del área de distribución de *Lynx lynx*, incluyendo problemas de cumplimiento que se hayan observado.

El autor de la propuesta considera que la facilidad para encontrar productos de *L. rufus* de origen lícito en los mercados es una salvaguarda contra la extracción y comercio ilícitos de otras especies de *Lynx*. Además, el estudio de los Estados del área de distribución realizado por Estados Unidos para el Examen de los Apéndices del Comité de Fauna de CITES mostró que el comercio de *L. lynx* está bien controlado.

Análisis: La especie *Lynx rufus* está ampliamente distribuida, con una población mundial de gran tamaño, y está clasificada en la categoría de Preocupación Menor por la UICN. Aunque existe un importante comercio de pieles de *L. rufus*, se considera que los programas de gestión establecidos en los dos principales Estados del área de distribución generan extracciones sostenibles. Por consiguiente, parece poco probable que la supresión del Apéndice II lleve a la especie a cumplir los requisitos de inclusión en los Apéndices con arreglo al Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* en un futuro próximo.

Sin embargo, pese al desarrollo de un nuevo manual de identificación sobre el género *Lynx* realizado por el USFWS, el problema de semejanza con otras especies de felinos moteados incluidos en los Apéndices aún no parece haberse resuelto del todo. Por lo tanto, *L. rufus* parece seguir cumpliendo el criterio A del Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*, que contempla la inclusión en el Apéndice II por motivos de semejanza.

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <u>Taxonomía</u> | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| Canadá, México y Estados Unidos. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <i>Lynx rufus</i> no está incluido en la <i>Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN de 2003</i> . | <i>Preocupación Menor (Evaluado en 2008, versión 3.1 de los Criterios) (UICN, 2009). Anteriormente clasificado en la categoría de Preocupación Menor en 2002.</i> |

Criterios biológicos y comerciales para el mantenimiento en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

Lynx rufus fue incluido en el Apéndice II en 1977, junto con todas las especies de la familia Felidae que aún no habían sido incluidas en CITES. En 1983 la CdP decidió que su permanencia se basaba exclusivamente en el párrafo 2(b) del Artículo II para garantizar el control eficaz del comercio de otros felinos. El seguimiento de las poblaciones silvestres de *Lynx rufus* desde 1977 sigue demostrando que esta especie no está amenazada, y que su aprovechamiento y su comercio están bien regulados.

Un estudio sobre *Lynx rufus* realizado en 2008 mostró que su área de distribución total en Norteamérica comprende unos 8.708.888 km², de los cuales 6.186.819 km² (71%) corresponden a EEUU, 1.702.545 km² (20%) corresponden a México y 819.524 km² (9%) corresponden a Canadá.

En 2008, un estudio realizado en EEUU mostró que la población había aumentado considerablemente desde 1981, pasando de una estimación de 725.000–1.017.000 individuos a 1.419.333–2.638.738 en 2008. En Canadá, se considera que la situación de la especie es segura, es decir, que *L. rufus* está relativamente extendido o es abundante, con tendencias poblacionales estables o en aumento (en las provincias de su área de distribución en el país). Estudios recientes realizados en México han revelado que *L. rufus* está ampliamente distribuido, con densidades moderadas de entre 0,05 y 0,53 individuos/km², que se encuentran dentro del rango de los resultados obtenidos en EEUU (0,09–1,53 individuos/km²). No obstante, los datos

Breitenmoser y Breitenmoser (2009) reconocen que las poblaciones de L. rufus en Estados Unidos han aumentado y están lejos de estar amenazadas; no obstante, señalan que sólo 27 estados han podido presentar estimaciones poblacionales.

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>históricos no son suficientes para evaluar el cambio experimentado por las poblaciones mexicanas de la especie a lo largo del tiempo. La situación actual de la población y distribución de <i>L. rufus</i> en Norteamérica parece saludable y considerablemente mejor que a principios de los años 1980.</p> <p>En Estados Unidos, los niveles de capturas han variado por los cambios en el valor de las pieles y la intensidad de la captura de otras especies por su piel. La caza está regulada por los distintos estados sobre la base de programas de gestión adaptativa, y se suele considerar que la tasa máxima sostenible de capturas es del 20% de la población cada año.</p> <p>En Canadá, la captura de <i>L. rufus</i> está permitida en siete provincias. Se obtienen entre 1.500 y 2.000 pieles al año, la mayoría procedentes de Nueva Escocia (65-70%). La extracción en Canadá está orientada casi exclusivamente a la obtención de pieles para el sector peletero, aunque también existe un poco de comercio de otras partes del animal. En Canadá, las capturas están reguladas a escala provincial. Si la especie fuera suprimida de los Apéndices de CITES, seguiría gozando de la misma protección en Canadá en virtud de las leyes provinciales o territoriales sobre especies silvestres. Canadá considera que la gestión actual de <i>L. rufus</i> protege a la especie de las posibles amenazas de la demanda comercial y que el comercio no tiene un impacto adverso sobre el <i>L. rufus</i> en Canadá.</p> <p>En México, las capturas de <i>L. rufus</i> corresponden primordialmente a la caza y las exportaciones son principalmente de trofeos. En el sector, se suele considerar que las pieles de <i>L. rufus</i> procedentes de México son poco valiosas y éstas no suelen tener demanda comercial. Entre 2005 y 2006, México exportó un total de 26 especímenes de <i>L. rufus</i>, principalmente a Estados Unidos como trofeos de caza. Las capturas están reguladas a escala nacional, y es preciso demostrar que las tasas de capturas son inferiores a la tasa de renovación natural de la población silvestre afectada.</p> <p>Según la base de datos sobre comercio CITES, en el período 2002-2006 se comercializaron legalmente unos 380.158 artículos de <i>Lynx</i> spp., de los cuales el 74% era de <i>L. rufus</i>. Los porcentajes están basados en el número de artículos, y en los casos en los que se registraron artículos de piel por peso o longitud, dichas unidades fueron convertidas a un número de artículos utilizando el método descrito por TRAFFIC North America en Cooper y Shadbolt (2007). EEUU exportó o reexportó el 61% de los artículos de <i>L. rufus</i>, Canadá el 30% de los mismos, y el 9% restante correspondió a otros países, incluido México (menos del 0,05%). Las pieles enteras representaron el 92% de todos los artículos de <i>L. rufus</i> comercializados de forma lícita entre 2000 y 2006. Teniendo en cuenta sólo los artículos de piel de <i>L. rufus</i> (p. ej., prendas de vestir, artículos de cuero, placas, pieles y trozos de piel), las</p> | <p><i>En la conversión de trozos de piel a número de pieles enteras, el cálculo del número de trozos y retales de piel que se comercializan como pieles no enteras, que pueden ser más difíciles de identificar a nivel de especie, es demasiado bajo.</i></p> <p><i>En lo que se refiere al sector mayorista y peletero, aunque la demanda de <i>L. canadensis</i> y <i>L. rufus</i> ha aumentado en los últimos cinco años, <i>L. rufus</i> es la especie cuya demanda ha crecido más. El aumento del número de especímenes de <i>L. rufus</i> comercializados entre 1998 y 2006 indica que el mercado de productos confeccionados a partir de esta especie ha aumentado durante este período (Cooper y Shadbolt, 2007).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|-----------------------|
| <p>pieles representaron el 95% del comercio lícito de los mismos. Según TRAFFIC North America, las pieles representaron el 96% de los artículos de <i>L. rufus</i> exportados legalmente desde EEUU entre 2000 y 2004.</p> <p>El autor de la propuesta señala que una encuesta realizada por TRAFFIC North America a representantes norteamericanos y europeos del sector de la piel que comercializan <i>Lynx</i> spp. (Cooper y Shadbolt, 2007) indica que los mercados internacional, europeo y asiático parecen preferir <i>L. rufus</i> y <i>L. canadensis</i> a las demás especies de <i>Lynx</i>.</p> <p>Los expertos del sector piensan que si se suprimiera <i>L. rufus</i> de los Apéndices, la demanda y el precio de la piel podrían aumentar o mantenerse estables, pero sería poco probable que disminuyeran.</p> <p>El autor de la propuesta considera que la gran disponibilidad de <i>L. rufus</i> de origen lícito en el mercado es una salvaguardia contra las capturas y el comercio ilícitos de otras especies de <i>Lynx</i>. El estudio de los Estados del área de distribución realizado por Estados Unidos para el Examen de los Apéndices en el Comité de Fauna y los datos sobre el comercio muestran que el comercio de <i>L. lynx</i> y <i>L. pardinus</i> está bien controlado, particularmente por los Estados del área de distribución.</p> | |

Mantenimiento en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

En 1983, la Conferencia de las Partes acordó que la permanencia de la especie en CITES se basaba exclusivamente en el párrafo 2 (b) del Artículo II para garantizar el control eficaz del comercio de otros felinos. Se han identificado varias especies de aspecto similar a *L. rufus*, incluidos *L. canadensis*, *L. pardinus* y *L. lynx*. Se pueden utilizar características del pelaje y del cráneo para distinguir claramente a *L. rufus* de otros miembros del género *Lynx*.

Sin embargo, una encuesta realizada a representantes europeos y norteamericanos del sector de la piel indicó que éstos consideran que no resulta difícil distinguir las partes, piezas y derivados de *L. rufus* de los de *L. canadensis*, y se puede hacer con experiencia y/o formación limitadas.

Aunque la consulta de la División de la Autoridad Científica de Estados Unidos al Laboratorio Forense Nacional de Pesca y Vida Silvestre del USFWS (*USFWS National Fish and Wildlife Forensics Laboratory*) ha revelado que algunos trozos de pieles de *L. rufus* no se pueden distinguir de los de otras especies de *Lynx*, la

Según la base de datos sobre comercio CITES, entre 2002 y 2008 las exportaciones brutas de pieles de Lynx rufus ascendieron a 347.543 unidades (80% del total), seguidas por las de L. canadensis, que fueron 89.850 (20% del total). El comercio de otras especies de Lynx fue muy pequeño en comparación: 515 pieles de L. lynx y una piel de L. pardinus. L. pardinus fue transferido al Apéndice I en 1990; cualquier transacción comercial de esta especie es ilegal. La mayor cantidad de pieles enteras confiscadas o decomisadas entre 2002 y 2008 también correspondió a L. rufus (993 pieles), seguido por L. lynx (37 pieles), L. canadensis (8 pieles) y una piel de L. pardinus.

Aunque la mayor parte del comercio (en número de artículos) está formada por pieles, también se ha registrado un comercio considerable de trozos y retales de piel en la base de datos sobre comercio CITES. La Tabla 1 muestra los países con la mayor

| Justificación | Información adicional | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|--------------------|-----------------------|--------------------|-----------------------|------|------|----|-------|-------|-----|-------|-----|----------|----------|---|-------|----|-------|-----|-----|-------|----|-----|------|----|-------|----|-----|------|----|-------|----|-----|------|-----|-------|----|-----|------|---|-------|----|-----|----|---|-------|----|-----|------|---|-------|----|----|-----|---|-------|----|---|---|------|-------|----|---|---|-------|
| <p>información de la base de datos sobre comercio CITES de UNEP-WCMC para el período 2002-2006 muestra que la mayor parte (89%) del comercio de las especies de <i>Lynx</i> se compone de pieles. Dado que las pieles casi siempre se subastan en forma de pieles secas (aún sin curtir) con su pelaje visible y casi siempre están enteras con las orejas y la cola, las pieles no deberían plantear problemas de semejanza con las de otras especies porque resulta fácil distinguir entre <i>L. rufus</i> y otras especies de <i>Lynx</i> por las orejas y la cola.</p> <p>Los datos sobre comercio indican que el comercio de cráneos de <i>Lynx</i> spp. no es significativo.</p> <p>Entre 1980 y 2004, la base de datos sobre comercio CITES señala la confiscación o decomiso de un total de 3.568 artículos de <i>Lynx</i> spp. Esto equivale a una media de sólo 143 artículos por año y representa sólo el 0,2% del comercio total (lícito e ilícito) durante ese período. De los ejemplares incautados, el 87% era de <i>Lynx rufus</i>. El 85% de los artículos eran pieles, de las cuales el 93% eran de <i>L. rufus</i>. Según la base de datos sobre comercio CITES, en 2005 y 2006 se confiscaron o decomisaron 193 artículos de <i>Lynx</i> spp. exportados. El 93% de éstos eran pieles de <i>L. rufus</i> exportadas desde EEUU. El bajo volumen de artículos de <i>Lynx</i> spp. incautados no indica que el comercio ilícito represente un problema importante para este género.</p> <p>Para facilitar la identificación de las especies, el USFWS ha preparado un manual de identificación para el género <i>Lynx</i> que estará disponible en Internet para que lo utilicen las autoridades CITES y otros organismos de control. El manual ha sido diseñado como herramienta para ayudar a distinguir las pieles enteras y las pieles sin cabeza ni cola de <i>Lynx rufus</i> y <i>Lynx</i> spp. y también estará disponible en versión impresa.</p> | <p><i>cantidad de exportaciones brutas de trozos y retales de piel desde 1998 según la base de datos.</i></p> <table border="1" data-bbox="1142 319 1814 782"> <thead> <tr> <th>Taxón</th> <th>País</th> <th>Total 1998–2007</th> <th>Promedio 1998–2007</th> <th>2008</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>L. C</td> <td>CA</td> <td>4.793</td> <td>479,3</td> <td>189</td> </tr> <tr> <td>L. R.</td> <td>US*</td> <td>2.394 kg</td> <td>239,4 kg</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>L. R.</td> <td>CA</td> <td>1.970</td> <td>197</td> <td>224</td> </tr> <tr> <td>L. R.</td> <td>US</td> <td>682</td> <td>68,2</td> <td>13</td> </tr> <tr> <td>L. C.</td> <td>GR</td> <td>178</td> <td>17,8</td> <td>10</td> </tr> <tr> <td>L. R.</td> <td>GR</td> <td>169</td> <td>16,9</td> <td>212</td> </tr> <tr> <td>L. C.</td> <td>HK</td> <td>121</td> <td>12,1</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td>L. C.</td> <td>IT</td> <td>120</td> <td>12</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>L. R.</td> <td>IT</td> <td>118</td> <td>11,8</td> <td>3</td> </tr> <tr> <td>L. C.</td> <td>US</td> <td>67</td> <td>6,7</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td>L. R.</td> <td>GR</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>31kg</td> </tr> <tr> <td>L. R.</td> <td>GR</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>160 m</td> </tr> </tbody> </table> <p><i>Tabla 1: Exportaciones brutas de trozos y retales de piel entre 1998 y 2008 declaradas como número de artículos, excepto para las exportaciones de US*, en las que se cuentan kg de trozos y retales de piel, y las reexportaciones de GR, en kg y m, como se indica en la columna de 2008.</i></p> <p><i>L.C. = L. canadensis, L. R. = L. rufus. Los países están indicados con los códigos ISO. Fuente: CITES trade database.</i></p> <p><i>También se ha declarado el comercio de prendas de vestir elaboradas con Lynx rufus, L. canadensis y L. lynx por parte de Estados de dentro y fuera del área de distribución. En casi todos los casos se declaró que el origen era silvestre y se especificó el país de procedencia.</i></p> <p><i>Es improbable que los datos sobre comercio ilícito incluidos en la base de datos sobre comercio CITES estén completos y reflejen todos los decomisos realizados en el contexto de CITES a escala internacional. No es posible determinar hasta qué punto estos datos son representativos del comercio ilícito total de estas especies a escala mundial porque este tipo de comercio no figura en registros ni está regulado (Cooper y Shadbolt, 2007).</i></p> <p><i>Según Cooper y Shadbolt (2007), los resultados de su estudio no se pueden utilizar para predecir si el comercio ilícito de Lynx o de cualquier otra especie de felino aumentará si se suprime L. rufus de los Apéndices de CITES.</i></p> | Taxón | País | Total 1998–2007 | Promedio 1998–2007 | 2008 | L. C | CA | 4.793 | 479,3 | 189 | L. R. | US* | 2.394 kg | 239,4 kg | 0 | L. R. | CA | 1.970 | 197 | 224 | L. R. | US | 682 | 68,2 | 13 | L. C. | GR | 178 | 17,8 | 10 | L. R. | GR | 169 | 16,9 | 212 | L. C. | HK | 121 | 12,1 | 2 | L. C. | IT | 120 | 12 | 0 | L. R. | IT | 118 | 11,8 | 3 | L. C. | US | 67 | 6,7 | 2 | L. R. | GR | 0 | 0 | 31kg | L. R. | GR | 0 | 0 | 160 m |
| Taxón | País | Total 1998–2007 | Promedio 1998–2007 | 2008 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. C | CA | 4.793 | 479,3 | 189 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. R. | US* | 2.394 kg | 239,4 kg | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. R. | CA | 1.970 | 197 | 224 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. R. | US | 682 | 68,2 | 13 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. C. | GR | 178 | 17,8 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. R. | GR | 169 | 16,9 | 212 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. C. | HK | 121 | 12,1 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. C. | IT | 120 | 12 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. R. | IT | 118 | 11,8 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. C. | US | 67 | 6,7 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. R. | GR | 0 | 0 | 31kg | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| L. R. | GR | 0 | 0 | 160 m | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>El autor de la propuesta considera que es muy improbable que puedan entrar en el comercio trozos de pieles de <i>Lynx lynx</i> o <i>L. pardinus</i> en cantidades suficientes como para afectar a las poblaciones.</p> <p>Siguiendo una recomendación realizada en un grupo de trabajo sobre Felidae del Comité de Fauna y adoptada por el Comité, se celebró una reunión en Bruselas de Autoridades Administrativas y de aplicación de la ley de los Estados del área de distribución de <i>Lynx</i> spp. en octubre de 2008 para tratar los posibles problemas relativos al comercio ilícito de estas especies. También se analizaron estudios sobre el comercio ilícito de <i>L. lynx</i> y <i>L. pardinus</i>. El principal objetivo de la reunión era tratar la cuestión de la semejanza del género <i>Lynx</i> y discernir si las preocupaciones expresadas acerca del posible comercio de <i>L. lynx</i> y <i>L. pardinus</i> con el nombre de <i>L. rufus</i> están basadas en problemas reales o hipotéticos. Las deliberaciones revelaron que en la mayoría de los casos la caza furtiva de <i>L. lynx</i> y <i>L. pardinus</i> está relacionada con la protección de ganado y animales de caza. No se documentaron casos de <i>L. lynx</i> o <i>L. pardinus</i> ilegalmente comercializados con el nombre de <i>L. rufus</i>.</p> | <p><i>Cooper y Shadbolt (2007)</i> descubrieron que la demanda de <i>L. rufus</i> había aumentado en los últimos cinco años en lo que se refiere al sector mayorista y de confección de artículos de peletería. En Norteamérica, la demanda en el comercio minorista varía. Es probable que la demanda de una especie del género <i>Lynx</i> influya sobre la demanda de otra (<i>Cooper y Shadbolt, 2007</i>).</p> <p>También es posible confundir las pieles de <i>Lynx rufus</i> con las de varios felinos moteados de Latinoamérica, tales como el margay (<i>Leopardus wiedii</i>) y el ocelote (<i>L. pardalis</i>) (<i>IUCN/TRAFFIC, 2007</i>).</p> <p>Se ha expresado la opinión de que la eliminación de <i>L. rufus</i> de los Apéndices podría incrementar la caza furtiva y el comercio ilícito de pieles de especies protegidas de felinos de pequeño tamaño de Latinoamérica (<i>Anón., 2006</i>). <i>Breitenmoser y Breitenmoser (2009)</i> consideran que un aspecto problemático que se debe tener en cuenta es el posible riesgo de comercio ilícito de otros felinos moteados aparte de los del género <i>Lynx</i> que podría acarrear la supresión de <i>L. rufus</i> del Apéndice II. Aunque coinciden en que “no resulta difícil” distinguir entre <i>L. rufus</i> y <i>L. canadensis</i>, <i>Breitenmoser y Breitenmoser (2009)</i> siguen sin estar de acuerdo con la afirmación de que “se puede hacer con experiencia y/o formación limitadas”.</p> <p>La nueva guía de identificación para el género <i>Lynx</i> preparada por EEUU para su consulta a través de Internet distingue entre las pieles de <i>L. rufus</i> (con cabeza y cola) y las de otras especies de <i>Lynx</i>. La guía ha sido evaluada por inspectores de control a escala estatal en puertos de EEUU. El USFWS también envió la guía a las autoridades homólogas de la Unión Europea (UE), Canadá y México para su examen en diciembre de 2009, y la enviará a un número mayor de entidades en enero de 2010 (<i>Cogliano, USFWS, 2009</i>). El manual no está disponible aún a través de Internet, aunque se supone que estará ubicado con las otras guías de identificación para mamíferos preparadas por EEUU en la siguiente dirección: http://www.lab.fws.gov/idnotes.php#Mammals</p> <p>Según <i>Breitenmoser y Breitenmoser (2009)</i>, la guía necesita ser bastante mejorada y completada para reducir el riesgo de una identificación errónea. La versión preliminar no presenta los distintos patrones de pelaje que se observan en <i>L. pardinus</i> y <i>L. lynx</i>. Para cada una de estas especies, el manual sólo muestra un patrón de pelaje, aunque existen al menos cuatro patrones distintos para <i>L. lynx</i> y más de un patrón para <i>L. pardinus</i>. Otros criterios mencionados, tales como la longitud de los penachos de las orejas o el color blanco en la parte inferior de la cola no son siempre fáciles de juzgar y son fáciles de modificar en cualquier piel de felino.</p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| | <p><i>En 2008, se celebró una reunión en Bruselas entre Autoridades Administrativas y autoridades de control de Estados del área de distribución del género Lynx (Bélgica, Canadá, Estados Unidos, Estonia, Finlandia, Letonia, Montenegro, Polonia, Portugal, República Checa, República Eslovaca, Rumanía y Suecia). En la reunión se subrayó que se necesita más información sobre Estados del área de distribución del género que no participaron en la reunión. Se presentó una panorámica general sobre la caza furtiva y los decomisos de L. lynx y L. pardinus en la UE basada en la información presentada por 14 Estados miembros de la UE para la reunión. Aunque las deliberaciones de los países participantes en la reunión indicaban que la caza furtiva de L. lynx estaba principalmente relacionada con el control de predadores y la protección de ganado doméstico, y que la piel era un “subproducto”, se desconoce si las conclusiones eran las mismas en los Estados del área de distribución de Lynx que no estaban presentes. Se reconoció que se necesita mucha más información sobre el comercio de especies del género Lynx entre la Federación Rusa y China así como otros Estados asiáticos del área de distribución de Lynx lynx, incluyendo problemas de cumplimiento que se hayan observado. En el informe sobre la reunión se afirma que EEUU se ha comprometido a proseguir las deliberaciones con la UE y la Federación Rusa sobre el posible comercio ilícito de pieles de Lynx lynx (Autoridad Científica CITES de EEUU, 2009).</i></p> <p><i>Las deliberaciones de la reunión de Autoridades Administrativas y de control de algunos Estados del área de distribución del género Lynx en 2008 también reveló que se habían señalado incidentes/decomisos relativos a la caza ilegal de L. lynx para controlar predadores o la importación ilegal de especímenes desde la Federación Rusa a países de la UE (Autoridad Científica CITES de EEUU, 2009). Breitenmoser y Breitenmoser (2009) temen no tanto el riesgo de que se produzcan errores de identificación (lo cual probablemente ocurra a una escala que no amenace a ninguna especie) sino la posibilidad de que se realicen declaraciones falsas intencionadas con felinos que son relativamente similares a L. rufus. Con el aumento de la demanda en los países asiáticos y de los precios de las pieles, el riesgo de que se introduzcan pieles de aspecto similar en los mercados es considerable. La propuesta no trata en absoluto este problema.</i></p> |
| <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> | |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Observaciones complementarias

No existen amenazas generalizadas para *Lynx rufus* en EEUU o Canadá.

En México algunas regiones han sufrido cambios drásticos en su vegetación, lo cual ha afectado al estado de conservación de varias especies. *L. rufus* sigue estando presente en algunas regiones con una fuerte influencia antropogénica, tales como zonas localizadas cerca de la Ciudad de México. Estudios poblacionales recientes no apoyan la inclusión de *L. rufus* en la Lista de especies en riesgo de México.

Amenazas

En México, las amenazas a Lynx rufus están relacionadas con la caza por los ganaderos debido a la supuesta predación sobre ganado, además de la destrucción del hábitat. En el estudio sobre la especie realizado recientemente en México se observó que las poblaciones del centro del país son poco numerosas comparadas con las de las localidades del norte del país, según los informes. Esto posiblemente se deba a la destrucción del hábitat, dado que el centro de México tiene grandes extensiones de hábitat fragmentado y una fuerte presencia antropogénica (Autoridad Científica CITES de México, 2009).

Conservación, gestión y legislación

Los programas de gestión de *L. rufus* en Estados Unidos y Canadá son los más avanzados para la explotación comercial de felinos cazados por su piel, garantizan un uso sostenible de la especie a largo plazo y apoyan su conservación. Se incluye información detallada en la Justificación.

En México, la captura de *L. rufus* está regulada por la *Ley General de Vida Silvestre* y la *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*. Ambas establecen que, antes de la captura de *L. rufus*, se debe demostrar que las tasas de capturas son inferiores a la tasa de renovación natural de la población silvestre afectada. En general, la tasa de capturas es de aproximadamente un espécimen por cada 4.000 ha. Se ha aprobado la extracción de la especie sólo con fines de caza. La misma legislación establece medidas para el control de ejemplares problemáticos, y los animales suelen ser capturados y reubicados con fines de recuperación, investigación o educación ambiental.

*Según Nowell y Jackson (1996) probablemente sea seguro decir que las actuales prácticas de gestión empleadas en Norteamérica han conducido a extracciones sostenibles en el sentido de que han sido suficientes para evitar extracciones excesivas generalizadas y prolongadas. Bajo tal régimen de gestión, es poco probable que se vea perjudicada la viabilidad a largo plazo [de *L. rufus*], por lo que se puede considerar que la utilización comercial de la especie es sostenible.*

En el caso de las especies cazadas por su piel en Canadá, la coordinación y comunicación nacional corre a cargo de un comité encargado de la gestión de dichas especies llamado Canadian Furbearer Management Committee, que contiene representantes de los gestores de especies cazadas por su piel de todas las jurisdicciones. Además, el Instituto Canadiense de la Piel (Fur Institute of Canada), del que son miembros todas las provincias y territorios, funciona como un organismo paraguas para el sector peletero en todo el país (Canadian Wildlife Service, 2009).

En Canadá, la gestión se lleva a cabo en todas las jurisdicciones a través de una combinación de sistemas espaciales (regiones, unidades de gestión, zonas) y sistemas temporales (temporadas) que se regulan a partir de las condiciones locales y pueden incluir cupos si es necesario. La gestión de la extracción por parte de los gobiernos provinciales y territoriales está orientada hacia la sostenibilidad de las poblaciones a largo plazo (Canadian Wildlife Service, 2009).

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Cría en cautividad/reproducción artificial

En Estados Unidos, algunos estados permiten y regulan la cría en cautividad de *L. rufus* para fines comerciales, pero actualmente en el comercio internacional de pieles predominan las pieles de animales silvestres procedentes de países norteamericanos.

Comentarios adicionales

Evaluadores:

C. Breitenmoser, U. Breitenmoser, TRAFFIC North America, TRAFFIC Europe.

Transferencia de *Ursus maritimus* (oso polar) del Apéndice II al Apéndice I.

Autor de la propuesta: Estados Unidos de América.

Resumen: El oso polar (*Ursus maritimus*) es el mayor miembro viviente de la familia de los osos, llamada Ursidae. Habita en altas latitudes en Canadá, Dinamarca (Groenlandia), Noruega (la zona de Svalbard), la Federación Rusa y Estados Unidos (Alaska), aunque se han documentado ejemplares errantes en Islandia. El oso polar está muy asociado a entornos marinos donde la banquisa está presente durante todo el año o parte del año, particularmente en regiones costeras, pero también se encuentra en la parte central de la cuenca ártica, en regiones donde el hielo es permanente. Su hábitat predilecto es la banquisa estacional, donde el viento y las corrientes marinas causan el movimiento y la ruptura del hielo, que vuelve a formarse después. Estas son las zonas en las que el oso polar puede cazar con mayor éxito. El oso polar se alimenta principalmente de focas, sobre todo de focas anilladas (*Pusa hispida*), focas barbudas (*Erignathus barbatus*), otras focas y morsas (*Odobenus rosmarus*) y también consume carroña procedente de cadáveres de ballenas. Sólo se alimenta de otros mamíferos terrestres, aves o plantas cuando no dispone de otras fuentes de alimento, y se considera que el aporte energético de dichos alimentos es insignificante. Los osos polares que tienen acceso a la banquisa de forma continua pueden cazar todo el año. Sin embargo, en las zonas en las que el hielo marino se derrite completamente cada verano, los osos polares pasan varios meses en tierra y viven principalmente de las reservas de grasa que han acumulado hasta que se vuelve a formar el hielo. El apareamiento se produce entre marzo y mayo, aunque la implantación del embrión se retrasa y se cree que los nacimientos tienen lugar entre finales de noviembre y mediados de enero. El tamaño medio de la camada se sitúa entre uno y dos oseznos, que dependen de su madre hasta los dos años y medio de edad. La edad de primera reproducción suele ser los cinco o seis años en las hembras. El intervalo generacional es de unos 15 años, pero puede variar entre unos 10 años y unos 15 años, dependiendo de las condiciones ambientales.

Se considera generalmente que la población de oso polar está formada por 19 subpoblaciones de tamaños muy variados. No obstante, las distintas subpoblaciones se diferencian muy poco genéticamente y se solapan considerablemente entre sí. Según la estimación total actual para 2009, obtenida sumando las estimaciones para las distintas subpoblaciones, la población mundial de la especie se sitúa entre 20.000 y 25.000 individuos. Aproximadamente el 65% de los individuos habitan sólo en Canadá o forman parte de poblaciones compartidas entre Canadá y territorios vecinos (Alaska y Groenlandia).

Entre los años 1950 y 1970, se realizaron varios intentos de obtener estimaciones globales de la población extrapolando datos procedentes de estudios o recuentos de madrigueras en una parte limitada del área de distribución de la especie. Las estimaciones obtenidas oscilan entre 5.000 y 20.000 individuos pero no se consideran fiables. La falta de datos históricos fiables impide determinar tendencias cuantitativas en el tamaño total de la población entre niveles históricos y actuales. No obstante, se piensa que las medidas de protección establecidas en distintas partes del área de distribución, sobre todo en Noruega y la entonces llamada URSS en los años 1950 y 1970 permitieron un lento aumento de la población del oso polar, al menos en estas regiones.

En la actualidad se considera que la población está disminuyendo lentamente. Una evaluación realizada por el Grupo de Especialistas en el Oso Polar de la CSE/UICN en 2009 concluyó que una de las subpoblaciones está en aumento, tres están estables y ocho están disminuyendo. Los datos fueron insuficientes para evaluar las tendencias actuales de las siete subpoblaciones restantes. Un ejercicio similar realizado en 2005 concluyó que dos poblaciones estaban en aumento, cinco estaban estables y cinco estaban disminuyendo, sin que hubiera datos suficientes para establecer las tendencias del resto de las subpoblaciones. A partir de la evaluación realizada en 2005, la UICN clasificó al oso polar en la categoría de Vulnerable, basándose en la sospecha de una disminución de la población mayor al 30% en tres generaciones (45 años) y en la reducción del área de ocupación, la extensión de la presencia y la calidad del hábitat de la especie.

Las disminuciones previstas en la extensión y calidad del hábitat se basan en observaciones y predicciones de cambios en el hielo marino debido al cambio climático. Una reciente modelización de las tendencias en la extensión y el grosor de la banquisa y los períodos de tiempo de cobertura de la misma prevé reducciones drásticas en la extensión de la banquisa en los próximos 50 a 100 años. Las observaciones han mostrado disminuciones pronunciadas en la

extensión de la banquisa en verano en los últimos 10 años en comparación con los datos medios obtenidos durante largos períodos de tiempo. No obstante, no se prevé que los cambios en la banquisa sean uniformes en toda el área de distribución del oso polar ni que sigan una trayectoria continua a lo largo del tiempo. Además, hasta la fecha sólo se ha demostrado una relación directa entre tales cambios y el tamaño de la población de oso polar en la subpoblación de la parte occidental de la Bahía de Hudson (aunque se prevén efectos de este tipo en otras poblaciones en un futuro próximo). Entre otros factores que pueden tener un impacto sobre el reclutamiento o la supervivencia del oso polar se incluyen las sustancias tóxicas, la navegación, el turismo de avistamiento de osos, la prospección de petróleo y gas, el desarrollo y la caza excesiva. Se considera que ninguno de estos factores representa actualmente una amenaza importante para la población en su conjunto, y sólo la reducción de la banquisa debido al cambio climático se identifica como una amenaza para toda la población.

El oso polar es objeto de varias medidas de gestión. A escala internacional, todos los Estados del área de distribución (incluyendo a Dinamarca en representación de Groenlandia) son miembros del Acuerdo sobre la Conservación de los Osos Polares, que entró en vigor en 1976. Los miembros celebraron su segunda reunión en 2009 (la primera fue en 1981) y acordaron celebrar reuniones cada dos años en lo sucesivo. También existen varios acuerdos bilaterales respecto de poblaciones compartidas de oso polar. El oso polar es cazado legalmente con distintas restricciones en Canadá, Groenlandia y Alaska (EEUU). El número de ejemplares cazados está regulado por un cupo en algunas áreas pero no en todas. En Noruega y la parte occidental de la Federación Rusa, la caza no está permitida, excepto en el caso de animales problemáticos y en caso de peligro para el hombre. En teoría, el Acuerdo entre Estados Unidos y la Federación Rusa sobre la Conservación y Gestión de la Población de Osos Polares de Alaska-Chukotka permite que los pueblos indígenas de la región de Chukotka (Chukchi) en la Federación Rusa cacen algunos osos. Aunque el acuerdo entró en vigor en 2007, en diciembre de 2009 no se había establecido ningún cupo y no se había permitido la caza.

En la actualidad, el número total de osos cazados legalmente cada año se sitúa entre 500 y 700 ejemplares y se considera sostenible en términos generales. No obstante, se considera que el número de ejemplares cazados en dos subpoblaciones compartidas por Canadá y Groenlandia (una pequeña en Kane Basin y una grande en Baffin Bay) no es sostenible; además, se piensa que la caza furtiva en la región de Chukotka, unida a la destrucción del hábitat, está provocando una disminución en la subpoblación del Mar de Chukchi. Entre el 60 y el 70% de los ejemplares cazados son machos.

Los productos de oso polar se encuentran en el comercio. La gran variedad de productos y unidades de medida utilizadas en los registros hace que sea difícil establecer correspondencias entre los datos sobre comercio y el número de osos polares comercializados. Sin embargo, se cree que la exportación de productos desde Canadá (de donde proceden la mayoría de los productos de oso polar en el comercio) durante el período 2004–2008 representa aproximadamente 300 individuos al año. En el período 1992–2006, se registró una media de poco menos de 200 pieles enteras exportadas desde Canadá por año. Groenlandia prohibió voluntariamente la exportación de productos de la especie con carácter temporal en 2007.

Análisis: Teniendo en cuenta los criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I establecidos en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*, la población global de oso polar no parece ser pequeña, siguiendo las directrices para la definición de una población pequeña contenidas en el Anexo 5 de la Resolución, que indican que una cifra inferior a 5.000 individuos constituye una orientación adecuada sobre lo que ha de entenderse por una población silvestre pequeña. El área de distribución del oso polar abarca varios millones de kilómetros cuadrados y claramente no está restringida.

La población de oso polar no ha experimentado una disminución pronunciada en un pasado reciente, y tampoco existen pruebas de que la población actual de oso polar represente una disminución pronunciada respecto de un (hipotético) valor de referencia histórico. Los expertos están de acuerdo en que la población de oso polar está disminuyendo en la actualidad, pero el índice de disminución es lento, como muestra la falta de cambios en las estimaciones globales de la población de la especie en la última década. Por lo tanto, no parece cumplirse la definición de disminución acentuada en curso tal y como se explica en los Anexos 1 a 5 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*.

El Anexo 1 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* también se refiere a una disminución acentuada del tamaño de la población en la naturaleza prevista atendiendo a algún factor entre varios enumerados. El Anexo 5 de la Resolución señala que la previsión requiere la extrapolación para deducir posibles valores futuros. Cualquier cambio futuro en la población del oso polar no es más que una conjetura. La mejor estimación actual, que es la base sobre la cual la Lista Roja de la UICN ha clasificado a la especie como Vulnerable, prevé una disminución en las próximas tres generaciones (45 años) mayor del 30% pero menor del 50% (dado que el 50% habría dado lugar a la clasificación de En Peligro con arreglo al criterio A2 de versión 3.1 de los Criterios y Categorías de la UICN).

Las directrices numéricas del Anexo 5 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* no tratan explícitamente la cuestión de las disminuciones futuras pero indican una orientación general para un acentuado índice de disminución reciente del 50% o más en 10 años o tres generaciones, teniendo en cuenta el período más largo. Suponiendo que esta orientación se puede aplicar a disminuciones previstas para el futuro, parece que, según los conocimientos actuales sobre la especie, el oso polar no cumple ninguno de los criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I.

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <u>Taxonomía</u> | |
| | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| | |
| Canadá, Estados Unidos, Federación Rusa, Groenlandia (Dinamarca) y Noruega. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| Vulnerable A3c. | <i>Evaluado en 2008. Versión 3.1 de los Criterios y Categorías.</i> |

Criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I

A) Población silvestre pequeña

(i) Disminución de la población o del hábitat; (ii) subpoblaciones pequeñas; (iii) concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; (iv) grandes fluctuaciones de la población; (v) alta vulnerabilidad

Se considera que existen entre 20.000 y 25.000 individuos en 18 poblaciones y que es posible que exista una población adicional en la cuenca central del Ártico.

Las distintas poblaciones se diferencian muy poco genéticamente y se solapan considerablemente entre sí (Schliebe et al., descargado en noviembre de 2009).

El PBSG (2009) señaló que “aunque se sigue pensando que el número de osos polares se sitúa entre 20.000 y 25.000, la calidad variable de la información sobre las distintas subpoblaciones hace que exista un gran margen de error en estas estimaciones”.

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p><u>B) Área de distribución restringida</u> (i) Población fragmentada o localizada; (ii) grandes fluctuaciones en la distribución o en las subpoblaciones; (iii) alta vulnerabilidad; (iv) disminución en la distribución, población, superficie o calidad del hábitat, o en el reclutamiento</p> <p>Distribuido por toda la cuenca polar ártica.</p> | <p><i>En Canadá, se calcula que la extensión de la presencia de la especie es de 8,7 millones de km² y que su área de ocupación es de 5,6 millones de km² (COSEWIC, 2008).</i></p> |
| <p><u>C) Disminución en el número de ejemplares silvestres</u> (i) Disminución histórica o en curso; (ii) disminución deducida o prevista a consecuencia de una disminución de la superficie o calidad del hábitat, los niveles de explotación, una alta vulnerabilidad o una disminución del reclutamiento</p> <p>Las estimaciones sobre el tamaño de la población total han variado poco en los últimos 15 años, aunque es muy difícil caracterizar con precisión la población o sus tendencias debido a las condiciones ambientales extremas en las que habita el oso polar. Estudios de campo realizados a lo largo de los últimos 30 años o más indican que el número de osos polares está disminuyendo en toda su área de distribución.</p> <p>El Grupo de Especialistas en el Oso Polar de la CSE/UICN (PBSG, por sus siglas en inglés) se reunió en 2005 para evaluar la situación de la especie. En ese momento, concluyó que dos poblaciones de 19 estaban en aumento, cinco estaban estables y cinco estaban disminuyendo, que para seis poblaciones no se disponía de datos suficientes y que en una población la situación era desconocida.</p> <p>En 2009, el PBSG concluyó que una de las 19 subpoblaciones estaba en aumento, tres estaban estables y ocho estaban disminuyendo. Los datos no fueron suficientes como para proporcionar una evaluación de la tendencia actual para las siete subpoblaciones restantes.</p> <p>El oso polar depende completamente de la banquisa, que se ha reducido en un 8% en los últimos 30 años, mientras que la banquisa de verano se ha reducido entre un 15 y un 20%. Se prevé una disminución adicional de entre un 10 y un 50% de la extensión media de la banquisa para 2100. Unos seis modelos climáticos que han demostrado ser los mejores a la hora de predecir los cambios en la banquisa observados hasta la fecha prevén una pérdida total de la banquisa de verano en el Ártico en unos 30 años. Muchos expertos han concluido que muchas subpoblaciones de oso polar no sobrevivirán debido a los cambios en la distribución, duración y estructura de la banquisa.</p> | <p><i>Las estimaciones de la población total han cambiado muy poco en más de 30 años. La publicación titulada The IUCN Mammal Red Data Book (Thornback y Jenkins, 1982) ofrecía un rango de entre 18.500 y 27.000 individuos en total y citaba una estimación de unos 20.000 individuos en 1972. En el momento en que se escribió el libro se pensaba que la población era estable o estaba en aumento.</i></p> <p><i>Es difícil evaluar los niveles globales de la población anteriores a esos años porque la calidad de la información era inadecuada en términos generales. Se realizaron varios intentos a partir de estudios de áreas más o menos limitadas, tales como la extrapolación basada en reconocimientos aéreos a lo largo de la costa de Alaska en los años 1950, que dio lugar a una estimación global de entre 17.000 y 19.000 osos, la extrapolación a partir de reconocimientos aéreos en el Ártico ruso en los años 1960, que dio lugar a una estimación global de entre 11.000 y 14.000 individuos, y la extrapolación a partir de recuentos de oseras en Rusia, que dio lugar a una estimación global de entre 5.000 y 10.000 individuos en los años 1960 (Uspenski, 1979).</i></p> <p><i>En la actual Evaluación de la Lista Roja de la UICN (Schliebe et al., descargada en noviembre de 2009, a partir de una evaluación realizada en 2005) se señala que la población global está disminuyendo y se añade lo siguiente: "Existen pocas dudas de que el oso polar vaya a tener una menor área de ocupación, extensión de la presencia y calidad de hábitat en el futuro. No obstante, no existe una relación directa entre estas medidas y la abundancia del oso polar. Aunque algunos han especulado que es posible que el oso polar se extinga de aquí a cien años, lo cual indicaría una disminución de la población mayor del 50% en 45 años siguiendo el principio de precaución debido al carácter incierto de los datos, una evaluación más realista del riesgo incurrido en la evaluación hace que sea justo sospechar una reducción de la población mayor del 30%". Se considera que el intervalo generacional del oso polar es de 15 años, aunque se han observado valores más bajos.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|-----------------------|
| <p>Criterios comerciales para la inclusión en el Apéndice I</p> | |
| <p><u>La especie está o puede verse afectada por el comercio</u></p> | |
| <p>Los productos de oso polar se encuentran en el comercio pero la gran variedad de productos y unidades de medida utilizadas en los registros hace que sea difícil establecer correspondencias entre los datos sobre comercio y el número de osos polares comercializados. Sin embargo, se cree que la exportación de productos desde Canadá (de donde proceden la mayoría de los productos de oso polar en el comercio) durante el período 2004–2008 representa aproximadamente 300 individuos al año. En el período 1992–2006, se registró una media de poco menos de 200 pieles enteras exportadas desde Canadá por año. Groenlandia prohibió voluntariamente la exportación de productos de la especie con carácter temporal en 2007.</p> <p>Se incluye información más detallada en la Justificación.</p> | |

Observaciones complementarias

Pérdida de hábitat (véase el apartado más arriba).

Los datos científicos y comerciales disponibles indican que varias poblaciones son objeto de la caza (legal o ilegal), de un aumento de las interacciones entre osos y humanos, de la muerte de ejemplares para defender la vida de personas y de la captura de ejemplares vivos para la investigación científica. Es probable que la pérdida de hábitat exacerbe los efectos de la utilización y el comercio en varias poblaciones. Además, la mortalidad de ejemplares a causa de la caza y las consecuencias de interacciones negativas entre osos y humanos podría acercarse a niveles insostenibles en varias poblaciones en el futuro, sobre todo en aquellas que padezcan estrés nutricional o cuya población esté disminuyendo a consecuencia del cambio del hábitat.

La información científica disponible indica que la enfermedad y la predación (incluida la predación intraespecífica) no amenazan a la especie en toda su área de distribución pero podrían llegar a ser más importantes en el futuro conforme se vayan sintiendo los efectos del calentamiento climático.

En la actualidad no se considera que las concentraciones de contaminantes estén teniendo efectos a escala de la población en la mayoría de las poblaciones de oso polar. No obstante, el aumento de la exposición a sustancias contaminantes podría actuar en combinación con otros factores y reducir las tasas de reclutamiento y de supervivencia.

Amenazas

El PBSG (2009) señala lo siguiente: “El mayor desafío para la conservación del oso polar es el cambio ecológico en el Ártico a consecuencia del calentamiento climático. Las disminuciones en la extensión de la banquisa se han acelerado desde la última reunión del grupo celebrada en 2005, y la banquisa se ha retirado a niveles sin precedentes en 2007 y 2008”. El Grupo confirmó su conclusión expresada en años anteriores de que un calentamiento global descontrolado acabará por amenazar al oso polar en todas partes. El PBSG también reconoció que las amenazas para el oso polar se manifestarán con distintos marcos temporales y grados de intensidad en su área de distribución, aunque la degradación y la pérdida de hábitat inducidas por el calentamiento global ya están afectando negativamente al oso polar en algunas partes de su área de distribución. Las subpoblaciones de la especie se enfrentan a distintas combinaciones de amenazas antropogénicas. El PBSG recomienda que se tenga en cuenta la variedad de amenazas a las que se enfrenta la especie en las distintas zonas en las que habita.

En Canadá, donde los informes indicaban la disminución de 4 de las 13 subpoblaciones en 2008, se consideraba que las disminuciones se debían a la caza excesiva en dos casos (Baffin Bay y Kane Basin) y al cambio climático en otros dos casos (parte occidental de la Bahía de Hudson y parte sur del mar de Beaufort) (COSEWIC, 2008).

| Justificación | Información adicional |
|---------------|--|
| | <p><i>El PBSG señaló que la población de osos polares de la Baffin Bay, compartida entre Groenlandia y Canadá, podría estar sufriendo al mismo tiempo los efectos de un importante cambio climático y una considerable caza excesiva, aunque al mismo tiempo las interpretaciones de científicos y cazadores locales difieren con respecto al estado de la población. De igual modo, es probable que la población de osos polares del Mar de Chukchi, compartida entre la Federación Rusa y Estados Unidos, esté disminuyendo a consecuencia de la caza furtiva en la Federación Rusa y de una de las mayores tasas de pérdida de la banquisa del Ártico. De forma coherente con sus esfuerzos anteriores para coordinar la investigación y la gestión entre distintas jurisdicciones, el PBSG recomendó que las poblaciones de oso polar de Baffin Bay y el Mar de Chukchi sean evaluadas de nuevo y que los niveles de caza se fijen de acuerdo con la producción sostenible actual (IUCN/SSC PBSG, 2009).</i></p> <p><i>La caza del oso polar está sesgada hacia los machos, que representan entre el 60 y el 70% de la caza (IUCN/SSC PBSG, 2009). Se ha expresado la preocupación de que la caza excesiva de machos pueda provocar problemas de reclutamiento debido a un efecto Allee (Molnár et al., 2008), aunque dichos problemas aún no se han demostrado en una población silvestre de oso polar.</i></p> |

Conservación, gestión y legislación

Se aporta información detallada en la Justificación.

| |
|--|
| <p><i>La siguiente información, gran parte de la cual se encuentra también en la Justificación, procede del sitio Web del PBSG.</i></p> <p><i>En Canadá, la gestión del oso polar corre a cargo de los siete Territorios y Provincias en los que se encuentra. Aunque los gobiernos de los Territorios y Provincias tienen potestad para gestionar la especie, el proceso de toma de decisiones es compartido con juntas de gestión indígenas en algunos casos (p. ej., Nunavut Wildlife Management Board) como parte de la compensación relativa al derecho a la tierra. En la mayoría de las jurisdicciones de Canadá, se han legislado la veda, los cupos y la protección de los grupos familiares; no obstante, sólo está prohibida la caza del oso polar en Manitoba. Aunque Ontario y Quebec no han impuesto cupos, sólo los pueblos indígenas pueden cazar osos polares. Más del 80% de la caza de osos polares en Canadá tiene lugar en Nunavut y los Territorios del Noroeste, donde se han establecido acuerdos de gestión y/o protocolos de acuerdo con las comunidades para garantizar que toda mortalidad antropogénica sea sostenible. Existen programas para el seguimiento y análisis de la mortalidad antropogénica anual de osos polares en todas las jurisdicciones. Recientemente, el gobierno de Nunavut ha reducido el cupo de caza en la parte occidental de la Bahía de Hudson porque se ha documentado una disminución poblacional (IUCN/SSC PBSG, 2009).</i></p> <p><i>En Groenlandia, la caza del oso polar se llevaba a cabo sin cupos hasta 2006, cuando éstos fueron establecidos por el Gobierno de Groenlandia. La reglamentación nacional para la gestión de la especie se fija por ley en la Orden Ejecutiva n° 21 del</i></p> |
|--|

| Justificación | Información adicional |
|---------------|--|
| | <p>22 de septiembre de 2005 sobre la protección y caza del oso polar (Executive Order no. 21 of 22 September 2005 on the Protection and Hunting of Polar Bears). El Gobierno de Groenlandia establece cupos anuales teniendo en cuenta lo siguiente: acuerdos internacionales, asesoramiento biológico proporcionado por el Instituto de Recursos Naturales de Groenlandia y consultas con el Consejo de la Caza. La Agencia de Pesca, Caza y Agricultura, en consulta con el Consejo de la Caza, reparte los cupos entre los municipios pertinentes para un período de tres años. Durante los tres años desde que existe esta normativa, se han reducido los cupos para garantizar una extracción sostenible. En 1985, Groenlandia obtuvo la autorización para expedir permisos CITES. A principios de 2007, la Autoridad Administrativa CITES recibió un dictamen negativo respecto de la caza del oso polar y reaccionó prohibiendo voluntariamente la exportación de productos de oso polar con carácter temporal. En octubre de 2009, los gobiernos de Groenlandia, Nunavut y Canadá firmaron un protocolo de acuerdo con el fin de garantizar la conservación y gestión sostenible de las poblaciones de Kane Basin y Baffin Bay que son compartidas entre Canadá y Groenlandia.</p> <p>En Noruega, el oso polar está totalmente protegido y sólo se puede matar en defensa propia.</p> <p>En Rusia (URSS), el oso polar estaba totalmente protegido en 1957. Sólo se permitía la captura de osos para zoológicos y circos públicos. En 2000 se firmó un Acuerdo entre el Gobierno de EEUU y el Gobierno de la Federación Rusa sobre la conservación y gestión de la población de oso polar de Alaska-Chukotka. El Acuerdo entró en vigor en septiembre de 2007 y permite que los pueblos indígenas de la región de Chukotka (Rusia) cacen algunos osos con fines de subsistencia. Sin embargo, no se ha fijado ningún cupo por el momento (lo cual es obligatorio para que se puedan cazar osos según el Acuerdo) y aún no se ha permitido la caza.</p> <p>En Estados Unidos, la caza del oso polar está prohibida con arreglo a la Ley de Protección de Mamíferos Marinos de 1972 (Marine Mammal Protection Act of 1972) (MMPA), salvo en el caso de los pueblos indígenas de Alaska que habitan en la costa con fines de subsistencia y elaboración de artesanía, siempre y cuando no se desperdicie el animal cazado. La MMPA establece que no se fijen cupos a no ser que se haya definido que las poblaciones de oso polar están "mermadas" (por debajo del nivel de población sostenible óptimo). El Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EEUU (U.S. Fish and Wildlife Service) es el principal organismo responsable de la gestión de la caza y trabaja en cooperación con los grupos de usuarios de los pueblos indígenas de Alaska (p. ej., Alaska Nanuuq Commission, North Slope Borough) para tratar cuestiones relativas a la caza de forma conjunta con arreglo a acuerdos existentes con los grupos de usuarios. Además, la coordinación internacional es necesaria, dado que la población del sur del mar de Beaufort y la población de Chukchi/mares de Bering están compartidas con Canadá y la Federación Rusa respectivamente. En 1988, los pueblos Inupiat, de Alaska, e Inuvialuit, de Canadá,</p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

desarrollaron y aplicaron un acuerdo de conservación Inupiat-Inuvialuit (I-I) para la población del sur del mar de Beaufort. El Acuerdo, que fue renegociado y firmado de nuevo en 1999, establece límites para la caza sostenible y otorga cupos (revisados anualmente) a las distintas jurisdicciones. Aunque no es jurídicamente vinculante, ha dado lugar a una mayor implicación de los grupos de usuarios en la gestión y conservación de la caza y también a niveles de caza generalmente sostenibles, aunque es probable que la reducción en el tamaño estimado de la población en cuestión haga que sea necesario reducir los niveles de extracción en el futuro.

Especies similares

Cría en cautividad/reproducción artificial

Comentarios adicionales

Evaluadores:

J. Aars, E. Born, A. Derocher, M.E. Obbard, I. Stirling, Ø. Wiig

Supresión del siguiente párrafo de la anotación relativa a las poblaciones de *Loxodonta africana* de Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe:

- 5 h) *no se presentarán a la Conferencia de las Partes más propuestas para permitir el comercio de marfil del elefante de poblaciones ya incluidas en el Apéndice II en el período comprendido entre la CoP14 y nueve años después de la fecha de la venta única de marfil que ha de tener lugar de conformidad con las disposiciones de los subpárrafos i), ii), iii), vi) y vii) del párrafo g). Además, esas ulteriores propuestas se tratarán de conformidad con lo dispuesto en las Decisiones 14.77 y 14.78.*

Inclusión de la siguiente anotación relativa a todas las poblaciones de *Loxodonta africana*:

“No se presentarán a la Conferencia de las Partes más propuestas relativas al comercio de marfil del elefante africano, incluidas propuestas para pasar poblaciones de elefantes del Apéndice I al Apéndice II, en el período comprendido entre la CoP14 y veinte años después de la fecha de la venta única de marfil que tuvo lugar en noviembre de 2008. Después de este período de descanso de veinte años, todas las propuestas sobre elefantes se tratarán de conformidad con lo dispuesto en las Decisiones 14.77 y 14.78.”

Supresión del párrafo f) de la anotación a los Apéndices de CITES que rige las poblaciones de elefantes de Namibia y Zimbabwe:

el comercio de ekipas marcadas y certificadas individualmente integradas en artículos acabados de joyería con fines no comerciales para Namibia y tallas de marfil con fines no comerciales para Zimbabwe.

Autores de la propuesta: Congo, Ghana, Kenia, Liberia, Mali, Ruanda y Sierra Leona.

Antecedentes: El elefante africano (*Loxodonta africana*) fue incluido en el Apéndice II en 1977 y transferido al Apéndice I en 1989. Las poblaciones de Botswana, Namibia y Zimbabwe fueron transferidas de nuevo al Apéndice II en 1997, y la población de Sudáfrica lo fue en 2000. Estas transferencias fueron objeto de anotaciones detalladas que se fueron modificando durante reuniones posteriores de la Conferencia de las Partes. La anotación actual se acordó en la CdP14. Respecto del comercio de marfil en bruto, la anotación permitía que los Estados de distribución del elefante africano cuyas poblaciones ya están incluidas en el Apéndice II vendieran una cantidad determinada de existencias acumuladas de marfil en una venta única, estableciendo una serie de restricciones. Una de ellas era que los Estados del área de distribución en cuestión (Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe) no debían presentar más propuestas para permitir el comercio de marfil de elefante durante un período de nueve años después la venta única de sus existencias acumuladas de marfil. Esta restricción no incluye a los otros Estados del área de distribución del elefante africano, cuyas poblaciones de elefante se encuentran en el Apéndice I y que por lo tanto pueden presentar propuestas acerca del comercio de marfil de elefante africano.

Para obtener más información sobre la historia del elefante africano en CITES antes de la CdP14, véase el siguiente enlace:
http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/CoP14/AnalysesEN/intro_elephant_analyses.pdf

Discusión: Las dos partes de la propuesta se tratan por separado en los puntos 1. y 2. más abajo.

1. Sustitución del párrafo h) actual de la anotación 5 sobre la venta única de marfil por una declaración general sobre la presentación de propuestas sobre el elefante africano en el futuro.

Con esta parte de la propuesta se plantean dos cuestiones importantes: la primera es si es adecuado tratar esta cuestión como una propuesta de enmienda a los Apéndices; la segunda es si lo que se propone es práctico, independientemente de la forma en la que se someta a consideración.

Análisis de la idoneidad de la propuesta como anotación con arreglo a la *Resolución Conf. 11.21 (Rev. CoP14)*.

Los Apéndices contienen listas de especies para las cuales el comercio de especímenes está reglamentado por el Convenio. Muchas de las entradas en los Apéndices contienen anotaciones para especificar o aclarar el tipo de espécimen que está sometido a los controles, lo cual se permite en algunos casos en virtud del Convenio. En la CdP11 y la CdP14, las Partes analizaron el uso de las anotaciones en los Apéndices, lo cual dio lugar a la *Resolución Conf 11.21 (Rev. CoP14)*. Las Partes reconocieron dos tipos de anotaciones: anotaciones “de referencia” y anotaciones “sustantivas”.

Las anotaciones “de referencia” únicamente tienen fines informativos e incluyen aquellas relativas a la nomenclatura y a la decisión sobre si una especie está “posiblemente extinguida” o no.

Las anotaciones “sustantivas” se consideran parte integral de las inclusiones de las especies. Existen dos tipos: en el primer tipo se especifica la inclusión o exclusión de algunas poblaciones geográficamente aisladas, subespecies, especies, grupos de especies, o taxa superiores, que pueden incluir cupos de exportación; en el segundo tipo se especifican los tipos de especímenes o los cupos de exportación. No se reconoce ningún otro tipo de anotación, y tampoco es fácil imaginar cómo cualquier otro tipo de anotación “sustantiva” se podría considerar coherente con las disposiciones del Convenio en su forma actual.

El párrafo que se propone en la Propuesta 6 es una declaración sobre la futura presentación de propuestas de enmienda a los Apéndices. No se refiere a la inclusión o exclusión de ninguna especie o población, y tampoco especifica ningún tipo de espécimen o cupo de exportación. Por lo tanto, parece que, con arreglo a la *Resolución Conf. 11.21 (Rev. CoP14)*, el párrafo propuesto no puede constituir una anotación a los Apéndices y no es posible evaluarlo como tal de forma coherente.

La redacción que se propone tiene una forma similar a la de la redacción actual del párrafo h) de la anotación 5, acordada en la CoP14. Este párrafo tampoco parece ser conforme a la *Resolución Conf. 11.21 (Rev. CoP14)*.

Aspectos prácticos de la aplicación.

En teoría, las Partes podrían estar de acuerdo con el contenido de la presente propuesta y concretizarlo a través de una Resolución o una Decisión en vez de una anotación a los Apéndices. Aunque esto ocurriera, es difícil imaginar cómo esto podría impedir que una Parte presentara una propuesta pertinente con arreglo a las condiciones de los Artículos XV y XVI del Convenio en cualquier momento si así lo decidiera. A no ser que se enmendara el texto del Convenio (como lo permite el Artículo XVII), parece que la Secretaría y las Partes estarían obligadas a seguir los procedimientos establecidos en los Artículos pertinentes para analizar la propuesta y, en caso necesario, votar al respecto.

Además, en caso de que el contenido de esta propuesta fuera aceptado como Decisión, Resolución o anotación a los Apéndices, cualquier Parte podría presentar una versión revisada para su consideración en cualquier reunión de la CdP (o en cualquier momento, en el caso de una anotación), cuestionando su aplicación a largo plazo. La presente propuesta pretende sustituir a una anotación que se acordó en la CdP14 para un período de tiempo de nueve años a partir de la fecha de la venta única de marfil a la que se refiere el párrafo g) de la anotación 5 (es decir, hasta noviembre de 2017, ya que la venta tuvo lugar en noviembre de 2008), lo cual demuestra la dificultad de mantener este tipo de acuerdo.

2. Supresión del párrafo f) de la anotación a los Apéndices de CITES que rige las poblaciones de elefantes de Namibia y Zimbabwe: el comercio de ekipas marcadas y certificadas y certificadas individualmente integradas en artículos acabados de joyería con fines no comerciales para

Namibia y tallas de marfil con fines no comerciales para Zimbabwe.

El párrafo f) de la actual anotación 5 que rige las poblaciones de elefante africano de Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe en el Apéndice II permite el intercambio no comercial de determinados tipos de marfil trabajado procedente de Namibia y Zimbabwe. Según la presente propuesta, estos tipos de marfil trabajado pasarían a ser tratados como si fueran especímenes de especies incluidas en el Apéndice I.

El penúltimo párrafo de la actual anotación 5 establece lo siguiente:

“A propuesta de la Secretaría, el Comité Permanente puede decidir cesar parcial o completamente este comercio en caso de incumplimiento por los países de exportación o importación, o en el caso de que se demuestre que el comercio tiene un efecto perjudicial sobre otras poblaciones de elefantes”.

Namibia

La información incluida en la Justificación indica que Namibia suspendió todo el comercio de *ekipas* (más correctamente, de *omakipa*) a partir del 1 de septiembre de 2008 “hasta la promulgación de una nueva ley, para la regulación del comercio nacional de marfil, incluido el registro de importadores, comerciantes y talladores de marfil, y la certificación de ekipas”.

La Justificación no aporta documentación alguna sobre el comercio ilícito de *ekipas*, y la Secretaría CITES no ha señalado la existencia de ningún problema respecto del comercio de marfil en Namibia en su documentación sobre el comercio de marfil presentada al Comité Permanente desde la CdP14.

Zimbabwe

Aunque la Secretaría aún no ha presentado una propuesta formal al Comité Permanente acerca de la falta de cumplimiento de las disposiciones de la anotación, expresó una gran preocupación en la 58ª reunión del Comité Permanente en junio de 2009 en el documento SC58 Doc. 36.2 respecto del comercio de marfil trabajado en Zimbabwe. En dicho documento, la Secretaría manifestó que:

“ha tenido razones para preguntarse si los controles se aplican adecuadamente, y ha tomado nota de al menos dos incidentes en que se ha exportado marfil en bruto, acompañado de permisos de exportación que los comerciantes están autorizados a expedir para el comercio de tallas de marfil. Esto pone de relieve no sólo el fraude de los comerciantes, sino también que los aduaneros no controlan los permisos de exportación, lo cual es un requisito obligatorio en el sistema de control de Zimbabwe. La principal inquietud de la Secretaría es, sin embargo, que hay escasa o ninguna evidencia de que las autoridades fiscales o judiciales en Zimbabwe respondan de manera coherente en estos casos. La Secretaría tiene conocimiento de un importante caso que, al parecer, nunca llegó ante los tribunales y varios otros casos en los que se ha identificado a los responsables del comercio ilegal, pero que al parecer no se ha sancionado a ninguno de ellos. La Secretaría sospecha que la falta actual de sanción de las actividades ilegales no ofrece disuasión alguna a las personas sin escrúpulos”.

La Secretaría CITES sigue tratando esta cuestión con Zimbabwe y ha indicado que se presentará otro informe al Comité Permanente (Milliken, 2010).

En el documento CoP15 Doc. 44.1, “Supervisión del comercio ilícito de marfil y de otros especímenes de elefante”, la Secretaría señala que *“también interviene regularmente con Zimbabwe, plagado al parecer por algunos comerciantes nacionales autorizados que explotan fraudulentamente el mercado doméstico lícito”.*

Zimbabwe ha suspendido las subastas de marfil con todos los comerciantes autorizados, interrumpiendo el único suministro legal de marfil de los fabricantes locales, y ha emprendido un proceso para revisar su marco reglamentario relativo al comercio de marfil trabajado in el país. Se cree que el comercio nacional de marfil seguirá suspendido hasta que la Secretaría CITES tenga constancia de que la situación está bajo control (Milliken, 2010).

Evaluadores:

H. Dublin, TRAFFIC East/Southern Africa.

Supresión de *Anas oustaleti* del Apéndice I.

Autor de la propuesta: Suiza, en calidad de Gobierno Depositario, a petición del Comité de Fauna.

Resumen: “*Anas oustaleti*” es un tipo de pato que en el pasado se encontraba en las islas Marianas de Guam (Estados Unidos), Tinian y Saipan (ambas en la Comunidad de las Islas Marianas del Norte, *Commonwealth of the Northern Mariana Islands* en inglés) pero ahora se considera extinto. Su estado taxonómico es objeto de debate. Es posible que fuera una forma de ánade real (*Anas platyrhynchos*), aunque generalmente se considera más probable que fuera un híbrido entre el ánade real y otra especie, probablemente el pato negro del Pacífico (*Anas superciliosa*). “*Anas oustaleti*” no está reconocido como especie en la referencia normalizada CITES para aves utilizada en la actualidad y BirdLife International, la Autoridad de la Lista Roja para Aves, tampoco lo considera una especie. “*Anas oustaleti*” no está incluido en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*.

“*Anas oustaleti*” era un pato de tamaño relativamente grande y aspecto variable que habitaba en marismas y pantanos de agua dulce en Guam, Tinian y Saipan. Se piensa que el tamaño de la población total siempre fue pequeño debido a las grandes limitaciones en el hábitat disponible. Estaba afectado por la pérdida de hábitat y la caza excesiva y fue avistado por última vez en el medio silvestre en 1979. En estudios exhaustivos realizados en los años 1980, no se pudo avistar ningún individuo, y el último ejemplar conocido murió en cautividad en 1981 después de varios intentos fallidos de cría en cautividad. Existe acuerdo entre los investigadores y gestores de Guam y de la Comunidad de las Islas Marianas del Norte sobre la extinción de “*Anas oustaleti*”; el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (*US Fish and Wildlife Service, USFWS*) también lo considera extinto, y lo eliminó de la Ley de Especies en Peligro (*Endangered Species Act, ESA*) en 2004 por este motivo.

Los únicos registros de comercio de “*Anas oustaleti*” que existen en la base de datos sobre comercio CITES se refieren a un ejemplar exportado de Canadá a EEUU en 1993 y 10 plumas exportadas de EEUU a Canadá en 2005. Estas dos exportaciones fueron claramente de especímenes biológicos muertos y se produjeron después de los últimos avistamientos de este pato en el medio silvestre. No existen indicios para suponer un riesgo de que “*Anas oustaleti*” llegara a ser objeto de comercio en el caso muy improbable de que se volviera a descubrir, y tampoco existen pruebas de que haya sido objeto de comercio ilegal.

La propuesta solicita la supresión de “*Anas oustaleti*” del Apéndice I atendiendo a que satisface el criterio “posiblemente extinguida” establecido en el Anexo 5 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*, según el cual “una especie se considera ‘posiblemente extinguida’ cuando tras realizar estudios en los hábitat conocidos y/o probables de toda su área de distribución histórica, en los momentos oportunos (durante el día, la estación o el año), no se ha registrado la existencia de ningún individuo”.

Análisis: Parece que “*Anas oustaleti*” cumple el criterio “posiblemente extinguida” porque no se ha avistado ningún individuo en el medio silvestre desde 1979 y se han realizado estudios durante un intervalo de tiempo adecuado teniendo en cuenta su biología y forma de vida, tal como establece el Anexo 5 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*. En el Anexo 4 D se especifica que las especies que se consideran “posiblemente extinguidas” no deben suprimirse del Apéndice I si “cabe la posibilidad de que sean objeto de comercio en la eventualidad de que vuelvan a descubrirse”. Dado que no existen indicios para suponer un riesgo de que “*Anas oustaleti*” llegara a ser objeto de comercio en el caso muy improbable de que se volviera a descubrir, parece que se cumple esta medida cautelar.

Con arreglo a la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*, los híbridos sólo pueden incluirse en los Apéndices si forman poblaciones diferenciadas y estables en el medio silvestre (párrafo g bajo “RESUELVE”). Suponiendo que “*Anas oustaleti*” fuera realmente un híbrido, su aspecto variable indicaría que no formaba una población estable en el medio silvestre. Por lo tanto, parece que no está (o no estaba) bien incluido en los Apéndices, independientemente de su desaparición.

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <u>Taxonomía</u> | |
| <p>Sinónimo: <i>Anas platyrhynchos oustaleti</i>.</p> <p>“<i>Anas oustaleti</i>” fue descrito por primera vez por Salvadori (1894) a partir de seis especímenes, que fueron recolectados en Guam en 1887 y 1888.</p> <p>Se consideraba que “<i>Anas oustaleti</i>” era una subespecie derivada de un híbrido entre <i>Anas platyrhynchos</i> (ánade real) y <i>Anas superciliosa</i> (pato negro del Pacífico). También existen informes de hibridación entre estas especies en Nueva Zelanda.</p> <p>El Sistema Integrado de Información Taxonómica (ITIS, por sus siglas en inglés) considera que “<i>Anas oustaleti</i>” no es un nombre válido y que se trata de un híbrido entre las dos especies arriba mencionadas.</p> <p>En la 14ª reunión de la Conferencia de las Partes (CdP14), se adoptó la bibliografía sobre taxonomía y nomenclatura indicada en el Anexo de la <i>Resolución Conf. 12.11 (Rev. CoP14)</i> como la referencia normalizada oficial para las especies incluidas en los Apéndices de CITES. En junio de 2008, la Autoridad Administrativa de Estados Unidos señaló a la Secretaría que existían algunas incoherencias entre la nomenclatura utilizada en los Apéndices de CITES y las referencias sobre taxonomía y nomenclatura adoptadas en la CdP14. Una de ellas era que “<i>Anas oustaleti</i>” no se encontraba en la referencia para aves.</p> | <p>“<i>Anas oustaleti</i>” fue documentado por primera vez en 1856 por Bonaparte a partir de un espécimen y descrito más tarde por Salvadori en 1894 (Yamashina, 1948).</p> <p>La taxonomía de “<i>Anas oustaleti</i>” ha sido objeto de debate y confusión. Algunos ornitólogos consideran que “<i>Anas oustaleti</i>” es un híbrido, mientras que otros piensan que se trata de una subespecie de <i>A. platyrhynchos</i> (Livezey, 1991).</p> <p>Reichel y Lemke (1994) señalaron que en 1944 “<i>Anas oustaleti</i>” se consideraba generalmente como una especie pero que más recientemente pasó a ser considerado como una subespecie de <i>A. platyrhynchos</i> derivada de un híbrido entre <i>A. superciliosa</i> y <i>A. platyrhynchos</i>.</p> <p>La actual referencia normalizada para aves en CITES, The Howard and Moore Complete Checklist of the Birds of the World (Dickinson, 2003), no reconoce a “<i>Anas oustaleti</i>” como especie, y tampoco <i>BirdLife International</i>. Lo consideran como un híbrido entre <i>A. platyrhynchos</i> y <i>A. superciliosa</i> y por lo tanto no lo incluyen en su lista de referencia de las aves del mundo (Butchart, 2009). Sibley y Monroe (1990) citaron a Johnsgard (1979: 470) como referencia para considerar que “<i>A. oustaleti</i>” probablemente fuera un híbrido y añadieron que la hibridación entre <i>A. superciliosa</i> y la especie introducida <i>A. platyrhynchos</i> estaba generalizada en Nueva Zelanda. Yamashina (1948) consideraba que “<i>A. oustaleti</i>” era una población híbridógena derivada de <i>A. platyrhynchos</i> y <i>A. poecilorhyncha</i> (incluyendo a <i>superciliosa</i>).</p> <p>Wiles (2009) señala que el hecho de que se indique en la bibliografía que el taxón tenía una apariencia variable hace que el término “estabilizado” fuera inadecuado. Los patos formaban su propia población reproductora en las Marianas del sur y por lo tanto no eran híbridos de primera generación en el sentido tradicional de que un híbrido es el resultado del cruce de parentales genéticamente distintos.</p> |
| <u>Área de distribución</u> | |
| <p>Endémica del Archipiélago de las Marianas; su presencia estaba documentada en el Territorio de Guam (EEUU) y en la Comunidad de las Islas Marianas del Norte (<i>Commonwealth of the Northern Mariana Islands</i>, CNMI; EEUU).</p> | |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| No incluido en la <i>Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN</i> . | <i>“Anas oustaleti” no ha sido evaluado por la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN ya que BirdLife International, la Autoridad de la Lista Roja para Aves, no lo considera una especie (Butchart, 2009).</i> |

Crterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I

A) Población silvestre pequeña

(i) Disminución de la población o del hábitat; (ii) subpoblaciones pequeñas; (iii) concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; (iv) grandes fluctuaciones de la población; (v) alta vulnerabilidad

“Anas oustaleti” es o era endémico del Archipiélago de las Marianas y estaba documentado en el Territorio de Guam y la Comunidad de las Islas Marianas del Norte (CNMI). Los hábitats confirmados para la especie eran las islas de Guam, Tinian y Saipan. Ha habido dos avistamientos sin confirmar de “patos no identificados” en la isla de Rota y se encontraron restos de un ejemplar de *Anas* sp. durante una excavación en Rota.

Según los informes, las poblaciones de *“Anas oustaleti”* siempre fueron pequeñas. Los testimonios indican que el taxón era relativamente más abundante en Tinian, seguido por Saipan, y era menos abundante en Guam. El último avistamiento documentado de *“A. oustaleti”* en Guam tuvo lugar en 1967, a pesar de los estudios realizados en los humedales desde finales de los años 1960 hasta los años 1980.

En los años 1940, se documentaron dos bandadas de entre 50 y 60 ejemplares del taxón en dos localidades en Tinian. Fue el mayor avistamiento registrado para *“A. oustaleti”*. Sin embargo, una estimación realizada en 1945 indicó que sólo quedaban 12 especímenes en Tinian. Se piensa que las pequeñas poblaciones de Tinian y Saipan se mantuvieron hasta finales de los años 1970. En un estudio realizado en 1978–1979 se calculaba que la población total de *“A. oustaleti”* era de 20 individuos. En 1979, parecía que la población se había reducido a menos de 12 individuos y desde 1979 no se ha confirmado ningún avistamiento.

Se realizaron estudios de los humedales de forma intermitente entre 1982 y 1984 sin encontrar ejemplares de *“Anas oustaleti”*. También se realizaron estudios sistemáticos a gran escala de la CNMI entre 1983 y 1989 en los humedales, pero no se documentaron avistamientos ni vocalizaciones. Esto llevó a la conclusión de que *“A. oustaleti”* se había extinguido. En estudios más recientes sobre otras especies tampoco se ha avistado ningún ejemplar de *“A. oustaleti”*.

Dado que no existen humedales permanentes o intermitentes (de más de 0,2 ha) en Rota, es improbable que “Anas oustaleti” haya habitado o se haya reproducido en Rota (Reichel y Lemke, 1994).

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>“<i>Anas oustaleti</i>” fue retirado de la lista de especies amenazadas y en peligro de la Ley de Especies en Peligro (<i>Endangered Species Act, ESA</i>) de EEUU el 23 de febrero de 2004 porque existía acuerdo entre muchos científicos acerca de su extinción. Los investigadores y gestores de Guam y la CNMI también consideran que “<i>A. oustaleti</i>” está extinto. La Justificación concluye que “en resumen, toda la información de que se dispone indica que el pato de Oustalet está extinguido”.</p> <p><u>B) Área de distribución restringida</u></p> <p>(i) Población fragmentada o localizada; (ii) grandes fluctuaciones en la distribución o en las subpoblaciones; (iii) alta vulnerabilidad; (iv) disminución en la distribución, población, superficie o calidad del hábitat, o en el reclutamiento</p> <p>“<i>Anas oustaleti</i>” nunca se consideró abundante, dadas las limitaciones en el hábitat disponible, y habitaba en pequeños pantanos y marismas de agua dulce. En los últimos 50 a 100 años, este tipo de hábitat ha disminuido mucho y se ha fragmentado debido a la conversión del suelo en plantaciones de arroz, el vertido de residuos de las azucareras y el drenaje y relleno de los lagos a causa del desarrollo urbanístico.</p> <p><u>C) Disminución en el número de ejemplares silvestres</u></p> <p>(i) Disminución histórica o en curso; (ii) disminución deducida o prevista a consecuencia de una disminución de la superficie o calidad del hábitat, los niveles de explotación, una alta vulnerabilidad o una disminución del reclutamiento</p> <p>(i) Al parecer, el número de ejemplares silvestres ha disminuido hasta la extinción. Para obtener información sobre (ii), véase el apartado B) más arriba.</p> <p>Los niveles de disminución fueron intensificados por la caza excesiva.</p> | <p>Las especies insulares tienden a sufrir tasas de disminución particularmente elevadas debido a su vulnerabilidad a la introducción de predadores y enfermedades, su pequeño tamaño poblacional, pequeña área de distribución y baja fecundidad (Purvis et al., 2000).</p> <p>Reichel y Lemke (1994) observaron que la reducción y fragmentación de los hábitats de humedales probablemente facilitó el acceso a los hábitats de “<i>A. oustaleti</i>” y por lo tanto aumentó la caza.</p> |
| <p>Criterios comerciales para la inclusión en el Apéndice I</p> | |
| <p><u>La especie está o puede verse afectada por el comercio</u></p> | |
| <p>Durante el período 1975–2007, se registró el comercio internacional de un espécimen en 1993 y un envío de 10 plumas en 2005. Es improbable que estas dos importaciones contuvieran especímenes vivos del ave.</p> | <p>Según los registros, el origen y la finalidad del espécimen importado a EEUU desde Canadá en 1993 eran desconocidos y las 10 plumas que fueron exportadas por EEUU a Canadá en 2005 procedían de la cría en granjas y fueron exportadas con fines comerciales (CITES trade database).</p> <p>Es posible que las 10 plumas fueran obtenidas del espécimen importado a EEUU en 1993 o que ambos registros fueran el resultado de un error de identificación.</p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| Observaciones complementarias | |
| <u>Amenazas</u> | |
| <p>Se considera que la pérdida de hábitat fue la causa principal de la supuesta extinción de <i>"Anas oustaleti"</i>.</p> <p>Desde la colonización de las islas Marianas, los predadores introducidos tales como las ratas y los gatos también representaron una amenaza para el taxón, aunque no se considera que la predación y la enfermedad fueran factores clave en la disminución de <i>"Anas oustaleti"</i>.</p> <p><i>"Anas oustaleti"</i> era objeto de la caza excesiva como fuente de alimento. Pese a que la caza estaba prohibida en Tinian y que <i>"A. oustaleti"</i> estaba considerado en peligro por los Territorios en Fideicomiso y los Servicios, la falta de controles hacía que se siguiera cazando al taxón.</p> | <p><i>Según el organismo Fish and Wildlife Information Exchange Division, de EEUU (1996), se considera que la pérdida de hábitat provocada por el desarrollo de infraestructuras tales como aeropuertos, bases militares, carreteras y complejos turísticos y residenciales – particularmente la destrucción de un humedal en Saipan en el que había vivido una población reproductora de "A. oustaleti" – tuvo un impacto negativo sobre la población del taxón en Saipan y Guam.</i></p> <p><i>Según Reichel y Lemke (1994), los posibles predadores eran gatos, ratas, perros, cerdos, anguilas de agua dulce y varanos.</i></p> <p><i>Según los habitantes de Saipan, la población autóctona e inmigrante cazaba un número considerable de patos (Pratt et al, 1979).</i></p> |
| <u>Conservación, gestión y legislación</u> | |
| <p><i>"Anas oustaleti"</i> fue incluido en el Apéndice I de CITES en la Conferencia Plenipotenciaria celebrada en 1975.</p> <p><i>"Anas oustaleti"</i> fue incluido en la categoría de En Peligro por los Gobiernos de Guam, el Territorio en Fideicomiso de las Islas del Pacífico en 1976 y por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EEUU (<i>US Fish and Wildlife Service</i>) en 1977. Se realizaron estudios exhaustivos para determinar la probabilidad de que siguieran existiendo especímenes en los años 1980. El taxón fue suprimido de la lista de especies en peligro del <i>Fish and Wildlife Service</i> en 2004, dado que se consideró que estaba extinto.</p> | <p><i>"Anas oustaleti" fue protegido por la Ley Lacey (Lacey Act), que prohibía la importación, exportación, venta, recepción, adquisición o compra de ejemplares silvestres vivos o muertos y sus partes y derivados (Fish and Wildlife Information Exchange Division, 1996).</i></p> |
| <u>Especies similares</u> | |
| <p>Existen varias especies de aspecto similar, tales como el pato de Laysan (<i>Anas laysanensis</i>), el pato negro del Pacífico (<i>Anas superciliosa</i>), el ánade real (<i>Anas platyrhynchos</i>) y pato de Meller (<i>Anas melleri</i>).</p> | <p><i>Anas laysanensis está incluido en el Apéndice I.</i></p> |
| <u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u> | |
| <p>Se realizó un intento de salvar a <i>"A. oustaleti"</i> de la extinción en 1979 capturando una pareja de aves y manteniéndolas en cautividad para fines de reintroducción. El experimento fracasó y el último ejemplar murió en 1981.</p> | <p><i>No se han encontrado datos que indiquen que se hubiera conseguido la cría en cautividad de "Anas oustaleti".</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Comentarios adicionales

En la 24ª reunión del Comité de Fauna, en 2009, el Comité estudió la propuesta de suprimir "*Anas oustalet*" del Apéndice I porque se consideraba extinto y decidió que se debería preparar una propuesta para suprimir el taxón de los Apéndices.

Evaluadores:

S. Butchart, T. Inskipp, TRAFFIC International, G. Wiles, G. Young.

Transferencia de *Crocodylus moreletii* (cocodrilo de pantano) del Apéndice I al Apéndice II con un cupo nulo para especímenes silvestres.

Autores de la propuesta: México y Belice.

Resumen: El cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) es un cocodrilido de pequeño a mediano tamaño que habita en lagunas de agua dulce, pantanos, arroyos y aguas estancadas en áreas boscosas o con vegetación palustre densa en Belice, Guatemala y México. En general, alcanza la madurez sexual entre los seis y ocho años de edad con una longitud de 1,5 m, aunque individuos más jóvenes y de menor tamaño también pueden alcanzarla. El tamaño medio de la puesta es de 35 huevos. Se cree que la longevidad de la especie es de 30 años o más. La especie está incluida en el Apéndice I desde 1975.

Es posible que la especie forme una sola población, aunque esto no se ha demostrado aún. El área de distribución potencial abarca unos 450.000 km², de los cuales unos 400.000 km² se encuentran en México. El análisis de mapas y datos obtenidos por teledetección indica que el área de distribución de la especie en México contiene unos 50.000 km de ribera de ríos y lagos permanentes. Aproximadamente la mitad del área de distribución en México presenta vegetación original, donde se estima que al menos 25.000 km proporcionan hábitat óptimo (ríos y lagos permanentes) para la especie. Existe menos información sobre el resto del área de distribución, pero las estimaciones de hábitat disponible se sitúan en torno a 3.300 km en Belice y 7.000 km en Guatemala. No obstante, en Belice sólo se han estudiado adecuadamente algunas partes del país, y en Guatemala los estudios tampoco han sido adecuados. Se piensa que dos tercios del hábitat adecuado en Guatemala han sufrido una fuerte degradación.

En los años 1970, era evidente que la población de *C. moreletii* había sufrido una grave disminución, principalmente a causa de la caza por su piel y su carne. A consecuencia de esto, en México se prohibió la caza comercial de la especie en 1970; la especie está protegida en Belice desde 1981, y en Guatemala al menos desde 1999. Se considera que al menos las poblaciones de México se han recuperado considerablemente. Los autores de la propuesta calculan que la población total es de unos 100.000 individuos, de los cuales 20.000 son adultos; estas estimaciones se basan en parte en estudios realizados en México entre 2000 y 2004. En ese momento, la evaluación de la Lista Roja de la UICN realizada en 2000 calculaba que la población de individuos maduros era de más de 10.000 individuos. Aunque la especie sigue estando afectada por la degradación del hábitat, especies predatoras autóctonas y la hibridación con *Crocodylus acutus*, al menos en México no se considera que dichos problemas constituyan amenazas importantes en la actualidad. La especie está clasificada actualmente en la categoría de Menor Riesgo/Dependiente de la Conservación por la UICN.

En los últimos 10 años, la mayor parte del comercio internacional documentado ha tenido su origen en México, donde se ha registrado la exportación de unas 1.200 pieles de animales de origen cautivo al año en el período 2001-2007. Actualmente, la explotación comercial de *C. moreletii* en México ocurre obligatoriamente con animales nacidos y criados en cautividad (granjas de ciclo cerrado y a partir de la segunda generación) dentro de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMAs). México ha registrado tres granjas de cría en cautividad con fines comerciales para la especie, de conformidad con la *Resolución Conf. 12.10 (Rev. CoP14)* y utiliza el sistema de marcado universal para identificar pieles de cocodrilidos establecido por CITES (*Resolución Conf. 11.12*). Se trata de granjas donde existe una abundante población en cautividad (granjas de ciclo cerrado) que parecen satisfacer la demanda comercial a nivel nacional e internacional. Desde 2000, el aprovechamiento nacional autorizado en México representa menos de 2.000 pieles al año. Sin embargo, se manifiesta que el potencial de producción total es de unos 16.500 ejemplares, que podrían proporcionar unas 10.100 pieles al año. Belice sólo ha exportado unos pocos especímenes, para fines científicos. Según los informes, se han producido pocas incautaciones de especímenes comercializados ilegalmente.

Actualmente, México está desarrollando programas exhaustivos de gestión y seguimiento para la especie; sin embargo, la situación en Belice y Guatemala no está igual de clara.

La especie normalmente se puede distinguir en el comercio de otras especies similares por los rasgos morfológicos de la piel, aunque todavía no está claro si los híbridos entre *C. moreletii* y *C. acutus* se pueden distinguir de los ejemplares puros de *C. moreletii*.

Se propone la transferencia de *Crocodylus moreletii* del Apéndice I al Apéndice II con un cupo nulo para especímenes silvestres.

Análisis: Se calcula que la población total de *C. moreletii* es de 10.000 a 20.000 individuos maduros. La especie tiene una amplia área de distribución potencial, en la que se cree que al menos 25.000 km constituyen hábitat óptimo. La población no ha experimentado ninguna disminución pronunciada en los últimos años, y tampoco se prevé ninguna disminución de este tipo. De hecho, se considera que la población ha aumentado considerablemente en los últimos 30 o 40 años. Por lo tanto, parece que la especie ya no cumple los criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I.

El Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* establece medidas cautelares para la transferencia de especies del Apéndice I al Apéndice II. La presente propuesta incluye un cupo nulo de exportación para especímenes silvestres, por lo que procede la aplicación de las medidas enumeradas en el párrafo A 2c y otros párrafos pertinentes del Anexo 4, según los cuales debe existir un control efectivo de la aplicación de la ley. México lleva varios años exportando legalmente especímenes de *Crocodylus moreletii* criados en cautividad y tiene establecida una serie de controles, incluyendo el sistema de marcado universal para identificar pieles de cocodrilos según CITES. En Belice y Guatemala los controles no son tan claros. Sin embargo, los Estados del área de distribución han registrado poco comercio ilícito en los últimos años. Según el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*, para realizar cualquier modificación futura en el cupo nulo para los especímenes silvestres será necesario presentar una propuesta a la Conferencia de las Partes.

| Justificación | Información adicional |
|---|------------------------------------|
| <p>Belice, Guatemala y México.</p> <p>Menor Riesgo/Dependiente de la Conservación (Evaluado en 2000, versión 2.3 de los Criterios).</p> | <u>Taxonomía</u> |
| | <u>Área de distribución</u> |
| | <u>Categoría global en la UICN</u> |
| | |

Críticos biológicos para la inclusión en el Apéndice I

A) Población silvestre pequeña

(i) Disminución de la población o del hábitat; (ii) subpoblaciones pequeñas; (iii) concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; (iv) grandes fluctuaciones de la población; (v) alta vulnerabilidad

El Grupo de Especialistas en Cocodrilos de la CSE/UICN registró la presencia de la especie en más de 40 localidades en el Golfo de México. Reconocimientos y

La evaluación de la Lista Roja y la información contenida en la Justificación sobre estudios y estimaciones poblacionales no se puede aplicar a Guatemala, donde no se

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>observaciones indicaron densidades moderadas, la presencia de la especie en todas las localidades históricas y más de 10.000 adultos silvestres.</p> <p>Estudios y observaciones indican densidades moderadas y la presencia de la especie en todas las localidades históricas. El índice de abundancia de <i>Crocodylus moreletii</i> en México es de 3,16 individuos/km. Aunque no sea una comparación directa o estricta, la magnitud de dicho índice para la especie en México es similar a la estimada para Belice (2,63 individuos/km) y Guatemala (2,078 individuos/km). Los índices de abundancia relativa se consideraron junto con la longitud de hábitat óptimo en México (25.227 km). Para Guatemala, esta información se dedujo a partir de la bibliografía (6.994,5 km) y para Belice, a partir de la geografía (3.347 km). Para México, las estimaciones del número potencial de adultos de <i>C. moreletii</i> en el medio silvestre se realizaron proyectando el porcentaje de adultos observados en el muestreo del Proyecto CoPan (estudios realizados entre 2000 y 2004) (63 localidades, 19% de los individuos pertenecientes a la Clase IV, tamaño >1.500 mm, es decir, adultos reproductores). Se aplicó dicha restricción generalizada para ese porcentaje de adultos a una población con un área de distribución estimada en el caso de Guatemala y Belice. Los resultados aportan una estimación global de 102.434 individuos de todas las edades en el medio silvestre para toda el área de distribución de la especie, de los cuales 19.462 individuos son adultos.</p> | <p><i>han realizado estudios exhaustivos en los últimos años y cualquier estimación poblacional se vería seriamente afectada por la grave y creciente degradación del hábitat (Castañeda, 2009).</i></p> <p><i>En Belice, Stafford et al. (2003) señalaron la presencia de numerosos individuos que representaban muchas clases de edad en la Cuenca del Río Macal en 2000 y 2001. Dever et al. (2002) estudiaron la genética de poblaciones de la especie en Belice. Sus resultados indican un nivel relativamente alto de migración entre poblaciones y coinciden con un modelo de flujo génico de aislamiento por distancia.</i></p> |
| <p><u>B) Área de distribución restringida</u></p> <p>(i) Población fragmentada o localizada; (ii) grandes fluctuaciones en la distribución o en las subpoblaciones; (iii) alta vulnerabilidad; (iv) disminución en la distribución, población, superficie o calidad del hábitat, o en el reclutamiento</p> <p>En México, se calcula que el área de distribución potencial abarca 396.455 km². Al agregar el Petén en Guatemala y Belice, el área total potencial para <i>C. moreletii</i> incluye alrededor de 450.000 km².</p> | |
| <p><u>C) Disminución en el número de ejemplares silvestres</u></p> <p>(i) Disminución histórica o en curso; (ii) disminución deducida o prevista a consecuencia de una disminución de la superficie o calidad del hábitat, los niveles de explotación, una alta vulnerabilidad o una disminución del reclutamiento</p> <p>En México, durante la conquista española en el siglo XVI, hubo un desmonte masivo de selvas para introducir ganado e intensificar la agricultura en la costa del Golfo.</p> | <p><i>Al parecer, se dispone de poca información sobre la situación histórica de la especie. Durante muchos años después de que se pasara por alto su descripción original, se consideró que era imposible de distinguir de <i>Crocodylus acutus</i>, hasta que se volvió a descubrir en Belice y su validez como especie fue confirmada por Schmidt (1924). Las poblaciones se redujeron gravemente en muchas zonas a causa de la caza incontrolada por la piel, que se produjo principalmente en los años 1940 y 1950 (Ross, 1998). En los años 1920, se vendía un promedio de unas 1.000 pieles al día en un mercado de Villahermosa, en Tabasco (México) (Álvarez del Toro, 1974).</i></p> <p><i>En México, Powell (1973) observó que las poblaciones habían quedado muy reducidas en Tamaulipas y Veracruz. Campbell (1972) calculó una población mínima</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>En los últimos 60 años, ha aumentado el desarrollo de infraestructura en zonas del área de distribución de <i>Crocodylus moreletii</i>. Desde 1988, el decreto de la LGEEPA (<i>Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente</i>) establece restricciones sobre el cambio de uso de suelo, y cualquier proyecto nuevo debe cumplir protocolos estrictos para la evaluación del impacto ambiental antes de su posible aprobación. El Proyecto CoPan registró hábitat apto para los cocodrilos en 35 (55%) de 63 localidades en distintas zonas de su área de distribución en México, y en 15 de ellas (24%) el hábitat resultó excelente. A partir de estos datos, un análisis de correlación mostró que aparentemente no existe una relación estricta entre la calidad del hábitat y el número observado de cocodrilos, pues se registró la presencia continua de la especie incluso en localidades con calidad de hábitat pobre o intermedia, y en áreas sujetas a perturbación histórica. Desde la realización del Proyecto CoPan, se han efectuado diferentes estudios a escala local que indican que la presencia y abundancia de la especie son estables. La especie está presente en toda su área de distribución natural con niveles razonablemente altos de abundancia. Esto es válido incluso para las áreas del país históricamente conocidas por la sobreexplotación de la especie (Tabasco y Veracruz). La información obtenida a través del proyecto en México y de la literatura en el caso de Guatemala y Belice se utilizó para desarrollar un Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA), con el que se obtuvo un 86% de probabilidad de supervivencia de la especie después de 500 años.</p> <p>En Belice, al parecer todo el país presenta hábitat óptimo para <i>C. moreletii</i> y el tipo de desarrollo económico hasta la fecha no ha alterado considerablemente el hábitat de la especie.</p> | <p><i>de 200 ejemplares en la zona del Lago de Catamaco en Veracruz. Groombridge (1982) señaló que aunque la especie se consideraba agotada y extinta a escala local (p. ej., en la región de Los Tuxtlas en Veracruz) seguían existiendo poblaciones reproductoras. No era raro encontrar ejemplares de pequeño o mediano tamaño, pero los animales grandes sí eran escasos. Pérez-Higareda (1979) señaló pequeñas poblaciones restantes. Informes más recientes sugieren que las poblaciones se están recuperando hasta cierto punto y que se han encontrado poblaciones viables en varios pantanos en el noreste de México. Según algunos informes, las poblaciones de Tabasco y Campeche se consideraban gravemente amenazadas, pero otras en el sur de Chiapas y Quintana Roo no estaban amenazadas (Thorbjarnarson, 1992). Sánchez y Álvarez-Romero (2006) realizaron una evaluación más reciente de la situación de la especie en México, que indicó que la situación de las poblaciones es satisfactoria en términos generales. Cedeño-Vázquez et al. (2006) contaron 23 y 16 individuos (7,7 y 5,3 cocodrilos/km) en dos noches en el centro de Campeche. Sigler y Domínguez-Laso (2008) señalan que el conocimiento sobre la distribución de la especie ha aumentado considerablemente, de 25 localidades conocidas en 1970 (Casas-Andreu y Guzmán-Arroyo, 1970) a 168 en 2008.</i></p> <p><i>No se incluyen datos sobre tendencias poblacionales a lo largo del tiempo, pero se está diseñando un programa ambicioso de monitoreo. Se deberían presentar datos de "estudios locales" que indiquen una abundancia estable. Un aumento en el número de localidades en las que la especie está presente no constituye un índice adecuado de tamaño poblacional. Con la mayoría de los cocodrilos, ha quedado bien establecido que si sigue existiendo hábitat disponible y se reduce la presión de la caza, las poblaciones se pueden recuperar rápidamente. A la inversa, una alta presión cinegética particularmente dirigida a individuos adultos puede reducir las poblaciones en poco tiempo. Se considera que el Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) es un ejercicio útil, aunque se trata sólo de un modelo que únicamente se puede verificar en retrospectiva (Dacey, 2009).</i></p> <p><i>En Belice, Powell (1971) concluyó que las poblaciones de la especie estaban gravemente mermadas. Más recientemente, Abercrombie et al. (1980) realizaron muestreos de la mayor parte de la mitad norte de Belice y encontraron que las poblaciones de cocodrilos (considerados más bien como <i>Crocodylus moreletii</i> que <i>C. acutus</i>) estaban generalmente agotadas, aunque éstos eran relativamente abundantes en varias zonas; calcularon un tamaño total de la población (individuos de más de nueve meses de edad) de al menos 2.200-2.500 individuos en ese momento; no obstante, no se disponía de información sobre el estado de la población en la mitad sur del país.</i></p> <p><i>Platt y Thorbjarnarson (2000) realizaron conteos nocturnos entre 1992 y 1997 para determinar el estado de la población en el norte de Belice. Observaron un total de 754 cocodrilos en 481,9 km estudiados (1,55 individuos/ km). Las tasas de encuentros fueron mayores en lagunas no aluviales (8,20 ind./km) y</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>En el norte de Guatemala, la región del Petén es la más importante para la especie; desde 1961 un programa de colonización ha provocado perturbaciones ambientales y un incremento en las interacciones entre seres humanos y cocodrilos. Se calcula que poco más del 50% del hábitat potencial para la especie en ese país se encuentra alterado.</p> | <p><i>aluviales (6,11 ind./km), y considerablemente inferiores en la mayoría de los ríos y arroyos (0,95 ind./km) y manglares costeros (0,24 ind./km). La proporción de sexos de la población estaba muy sesgada a favor de los machos (1 hembra: 5,3 machos), por razones desconocidas. Las comparaciones con los datos de estudios realizados entre 1979 y 1980 indican una considerable recuperación de las poblaciones a partir de la protección de la especie establecida por ley en 1981. En ese momento, no existían amenazas inmediatas a la supervivencia continuada de la especie en Belice.</i></p> <p><i>En Guatemala, Thorbjarnarson (1992) señaló que no se habían realizado estudios poblacionales antes de Lara (1988). En tres lagos del Petén, la población era de 75 individuos en 1989. La presencia de hembras de tamaño reproductivo y nidos indicaba que la población, aunque muy reducida, era capaz de recuperarse. En 2001, Sigler (2005) contó 20 cocodrilos en 10 km del río Usumacinta en la frontera entre México y Guatemala. En 1999, Castañeda et al. (2000) realizaron un estudio en el Parque Nacional Laguna del Tigre en el Petén y encontraron 130 cocodrilos en 87,14 km de márgenes de cuerpos de agua. Señalaron que las densidades obtenidas para <i>Crocodylus moreletii</i> en el camino Xan-Flor y en Laguna la Pista son las mayores registradas en Guatemala. No obstante, la zona ha sufrido una fuerte degradación, al igual que la mayoría de las otras áreas del país, lo cual probablemente haya hecho que unos dos tercios de hábitat adecuado hayan quedado afectados (Castañeda Moya, 2009).</i></p> |
| <p><u>La especie está o puede verse afectada por el comercio</u></p> | |
| <p>Actualmente, la explotación comercial de <i>C. moreletii</i> en México ocurre obligatoriamente con animales nacidos y criados en cautividad (granjas de ciclo cerrado y a partir de la segunda generación) dentro de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMAs).</p> <p>Según los informes, las partes y derivados de <i>C. moreletii</i> más comunes en el comercio son las pieles, trozos de piel y productos de piel, aunque también se comercializan especímenes, huevos, cadáveres, escamas, cráneos y zapatos. El principal país exportador entre 2001 y 2007 fue México (8.498 pieles, 750 trozos de piel y 1.193 productos de piel), seguido por Belice con 116 cadáveres, 766 huevos y 3.124 especímenes con fines científicos. Los principales países importadores fueron Japón (6.170 pieles), Italia (1.219), República de Corea (560), Francia (375) y España (162). En el período 2000-2009 se expidieron 119 permisos CITES en México por un total de 12.276 pieles para exportación; se estima que las exportaciones anuales potenciales desde México ascienden a 2.500 pieles.</p> <p>Entre 1975 y 2007, se documentaron pocas transacciones ilegales de partes y derivados de <i>Crocodylus moreletii</i> en México (308 productos de piel y 419 pares de zapatos), Guatemala (27 pares de zapatos) y Belice (31 huevos), siendo el único importador EEUU. Hubo informes de caza ilegal de la especie en Guatemala en</p> | <p><i>Casi todo el comercio de la especie al que se refiere la Justificación fue declarado en la base de datos sobre comercio CITES, con el código de origen D, que se refiere a animales incluidos en el Apéndice I criados en cautividad con fines comerciales.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|-----------------------|
| 1998, aunque su volumen ha disminuido en comparación con la situación hace 25 años. | |

Medidas cautelares

Es probable que la especie sea objeto de demanda en el comercio, pero su gestión es tal que la CdP está satisfecha con:

- i) la aplicación por los Estados del área de distribución de las disposiciones de la Convención, en particular el Artículo IV; y
- ii) los controles pertinentes de la aplicación y ejecución de las disposiciones de la Convención

México está trabajando en el diseño e implementación de un programa de monitoreo de las poblaciones y el hábitat de *C. moreletii* a escala nacional, considerando la posibilidad de que Belice y Guatemala participen. El programa intenta dar seguimiento a las experiencias y resultados del Proyecto CoPan y las recomendaciones del Comité de Fauna (en su 23ª reunión), con el objeto de obtener mejor información sobre el estado y tendencias de las poblaciones relevantes de la especie y su hábitat. El programa se elaborará en el marco de la "Estrategia Trinacional Belice-Guatemala-México para la Conservación y Uso Sustentable del cocodrilo de Morelet (*Crocodylus moreletii*)".

La Fase I del proyecto, actualmente en curso, pretende desarrollar un diseño preliminar del programa considerando las zonas relevantes en el área de distribución de la especie. Idealmente, el programa podría aplicarse en los 3 países, a partir de la información del Proyecto CoPan e investigaciones posteriores. El diseño será revisado y evaluado en un taller (enero 2010, por confirmar). Por el momento, el diseño preliminar propone un sistema de monitoreo bianual. Una vez publicado el programa, la Fase II consistirá en la puesta en práctica de las acciones acordadas. La información obtenida será analizada periódicamente para desarrollar estimaciones sobre la población y sus tendencias, a corto, medio y largo plazo.

Actualmente, México no tiene establecimientos que practiquen la cría en granjas ("ranching", en inglés) con ejemplares silvestres. Sólo están autorizados y en funcionamiento aquellos que realizan cría en cautividad de ciclo cerrado, que deben demostrar haber obtenido descendencia más allá de la segunda generación (F2). Dichos establecimientos forman parte de un sistema oficial (SUMA) de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) que además mantienen abierta la posibilidad de un desarrollo económico sostenible que sirva de desincentivo para la captura del medio silvestre (p. ej., ecoturismo).

México tiene en marcha varios programas para evitar y combatir el aprovechamiento ilegal de esta especie. Como se mencionó, cuenta con el SUMA, que está basado en seis elementos básicos: 1) registro ante la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS-SEMARNAT, Autoridad Administrativa CITES), 2) manejo adecuado del

*La estrategia trinacional propuesta para el manejo de la especie es importante, y debería incluir iniciativas especiales en materia de aplicación de la ley para garantizar que no se produzca contrabando de ejemplares de *Crocodylus moreletii* entre las fronteras de los tres Estados del área de distribución (Dacey, 2009).*

*Con el cupo nulo que se propone, no se exportaría ningún espécimen silvestre de *Crocodylus moreletii*. No se señala que exista uso del recurso silvestre, y el autor de la propuesta tendría que presentar una nueva propuesta a las Partes si en el futuro se proponen cambios al cupo nulo (es decir, si se ponen en marcha programas de aprovechamiento) (Dacey, 2009).*

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>hábitat, 3) monitoreo de poblaciones silvestres de la especie en uso, 4) uso controlado (informes e inventarios periódicos de cada UMA), 5) plan de manejo aprobado y registrado ante la DGVS, y 6) certificado de producción y métodos de marcado/etiquetado. La SEMARNAT realiza visitas de supervisión técnica a las UMA de forma aleatoria o en caso de detectar incoherencias en el plan de manejo, estudios poblacionales, muestreos, inventarios o informes periódicos.</p> <p>Para <i>Crocodylus moreletii</i> existen 3 sistemas de marcado en México, registrados ante la DGVS a través de los inventarios correspondientes de las UMAs. El primero consiste en las grapas interdigitales; el segundo está basado en el marcado tradicional de las escamas de la cola (que sólo sigue siendo utilizado por algunos establecimientos); el tercero es el sistema de marcado universal definido por CITES para la exportación de pieles.</p> <p>Los informes periódicos de las UMAs deben incluir un inventario de la población cautiva de la(s) especie(s) sujetas a la gestión (altas, bajas), datos socioeconómicos de las actividades que realizan y de las incidencias, contingencias y logros basados en indicadores de éxito. Esta información permite dar seguimiento a las UMAs para determinar su continuidad (mantenimiento de registro), y evaluar los efectos que tienen en las poblaciones gestionadas y su hábitat.</p> <p>Los planes de gestión deben incluir un programa de seguridad y contingencias que describa las estrategias a seguir para establecer medidas de restauración, protección y manejo de los ejemplares en caso de presentarse contingencias ambientales que afecten la UMAs (especies y hábitat).</p> <p>En México se han registrado alrededor de 50 UMAs que gestionan la especie <i>Crocodylus moreletii</i> desde la década de los 1980, de las cuales aproximadamente 19 permanecen activas actualmente con la especie y 3 se encuentran registradas ante CITES.</p> <p>En México, los criadores de <i>C. moreletii</i>, con más de 15 años de experiencia, indican que no existen híbridos en las granjas registradas ante CITES. Sin embargo, a la luz de las recientes investigaciones en la Península de Yucatán, se realizarán estudios genéticos a las poblaciones libres y cautivas para determinar la posible presencia de hibridación.</p> | <p><i>En la Justificación no se aporta información detallada sobre la gestión de la especie en Belice ni en Guatemala.</i></p> <p><i>Windsor et al. (2002) proporcionaron información sobre un plan de gestión para cocodrilos en Belice y Dever et al. (2002) consideraron que su trabajo sobre genética de poblaciones sería útil para optimizar futuros planes de gestión.</i></p> |

Observaciones complementarias

Amenazas

La principal amenaza para la especie es la degradación del hábitat, especialmente la reducción de la disponibilidad de presas y la posible contaminación de los cuerpos de

Platt et al. (2008) observaron que en Belice las pérdidas de nidos fueron ocasionadas principalmente por inundaciones y predación por mapaches (Procyon lotor).

| Justificación | Información adicional |
|---|-----------------------|
| <p>agua. Actualmente se estima que dicha amenaza es moderada en México y Belice, y ligeramente más intensa en el norte del Petén, en Guatemala.</p> <p>Recientemente, estudios a nivel molecular han detectado hibridación entre <i>C. moreletii</i> y <i>C. acutus</i> en poblaciones silvestres de la Península de Yucatán (principalmente en áreas costeras) donde ambos se distribuyen de manera natural. Los datos indican que siempre se ha producido un cierto grado de hibridación, al menos periódicamente, en las zonas donde estas especies son simpátricas. Los primeros datos sobre hibridación en estado silvestre fueron documentados en Belice. Aunque no se conoce la magnitud de la hibridación, la evidencia sugiere que es más frecuente de lo esperado.</p> <p>Datos preliminares sugieren el establecimiento de poblaciones no naturales de <i>C. moreletii</i> en la costa del Pacífico mexicano, donde sólo se distribuye de manera natural <i>C. acutus</i>, posiblemente a partir de escapes en granjas de cría <i>ex situ</i>. En México se está trabajando para diagnosticar la presencia y potencial amenaza que pueda constituir la hibridación de estas especies en la costa del Pacífico. Se pretende generar materiales de identificación (morfológicos y moleculares) y estudiar la dinámica poblacional de <i>C. acutus</i>. Este esfuerzo incluirá estudios de seguimiento y extracción de ejemplares de <i>C. moreletii</i> e híbridos, para lo cual se capacitará a los equipos de campo para estandarizar métodos de muestreo y la toma de datos morfológicos.</p> <p>Las pruebas indican que los factores naturales no representan una amenaza para la continuidad de la especie en el largo plazo.</p> <p>Las actividades humanas de riesgo potencial para <i>C. moreletii</i> podrían ser las siguientes, en orden descendente de importancia: la construcción de infraestructura en áreas pantanosas, la construcción y el funcionamiento de plantas termoeléctricas y el funcionamiento de industrias químicas y de transformación si no se eliminan adecuadamente de los residuos.</p> <p>Las interacciones entre cocodrilos y seres humanos en México se presentan principalmente con <i>Crocodylus acutus</i> y existen pocos informes oficiales que impliquen a <i>C. moreletii</i>. En el período 2001-2009 se han señalado algunas interacciones, aunque generalmente los ejemplares problemáticos son capturados con rapidez y reubicados o trasladados a los Centros para la Conservación e Investigación de la Vida Silvestre (CIVS) o UMAs con fines reproductivos o de exhibición.</p> | |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <u>Conservación, gestión y legislación</u> | |
| <p>Aparte de CITES, la única legislación internacional que protege a <i>Crocodylus moreletii</i> es el <i>Endangered Species Act</i> (ESA), de EEUU, que incluyó a la especie en la categoría de En Peligro en 1970. En mayo de 2005, México entregó oficialmente a las Autoridades de Estados Unidos una propuesta para reclasificar la especie en la ESA de acuerdo con el estado actual de conservación de sus poblaciones.</p> <p>México decretó una veda permanente para la captura comercial de cocodrilos en 1970; la veda fue respaldada con vigilancia y aplicación de la ley en áreas donde se concentraba la captura, centros peleteros y de confección de productos y en las fronteras. En los últimos 10 años, México ha promovido y desarrollado una política para mantener y crear áreas naturales protegidas que protegen el hábitat de <i>C. moreletii</i> en el marco del Sistema de Áreas Naturales Protegidas (SINAP).</p> <p>En septiembre de 1999, se creó el COMACROM, un órgano de consulta para las autoridades mexicanas, centrado en proporcionar asesoramiento para programas de conservación y aprovechamiento sostenible de cocodrilos en México. Incluye científicos, técnicos, ONGs, productores, autoridades y otros actores relevantes.</p> <p>En 2000, México puso en marcha el “Programa de Conservación de Vida Silvestre y Diversificación Productiva del Sector Rural”, que define el marco estratégico, legal y administrativo sobre el que debe articularse cualquier iniciativa para el uso y conservación de especies silvestres.</p> <p>En julio del año 2000, entró en vigor la <i>Ley General de Vida Silvestre</i> (LGVS), cuyo objetivo es la conservación de las especies silvestres y su hábitat mediante su protección y la exigencia de niveles óptimos de aprovechamiento sostenible, que buscan mantener y promover la restauración de su diversidad e integridad e incrementar el bienestar de los habitantes del país. En el caso de <i>C. moreletii</i>, la LGVS sólo permite el aprovechamiento de ejemplares obtenidos mediante reproducción controlada en cautividad y se exige la contribución al desarrollo de poblaciones a través de programas.</p> <p>La NOM-059-SEMARNAT-2001 identifica a las especies autóctonas de flora y fauna silvestres en riesgo en México, y actualmente incluye a <i>C. moreletii</i> bajo la categoría “Sujeta a Protección Especial” (Pr), que incluye taxa que no están en riesgo, pero que son de interés para el país y merecen la protección del gobierno para asegurar su continuidad y abundancia.</p> <p>En Belice, el <i>Acta de Protección de Vida Silvestre</i> prohíbe la caza de especies silvestres, incluyendo a <i>C. moreletii</i>.</p> | <p><i>En Belice, el Acta, que se aprobó en 1981, fue revisada en 2000, aunque sin cambiar las restricciones a la caza</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>En Guatemala, <i>Crocodylus moreletii</i> se encuentra en el Listado de Especies de Fauna Silvestre Amenazadas de Extinción (<i>Resolución No. ALC/032-99 del Consejo Nacional de Áreas Protegidas, CONAP</i>), en la Categoría 2, “En grave peligro”, que incluye especies que se encuentran en peligro de extinción por la pérdida de hábitat, el comercio, por tener poblaciones muy pequeñas y/o ser endémicas y/o tener una distribución limitada.</p> | <p>http://www.Belicelaw.org/lawadmin/PDF%20files/cap220.pdf</p> |
| <u>Especies similares</u> | |
| <p>Entre las especies parecidas a <i>Crocodylus moreletii</i> en el comercio internacional se incluyen <i>C. acutus</i>, <i>C. rhombifer</i>, <i>C. niloticus</i>, <i>C. novaeguineae</i> y <i>Osteolaemus tetraspis</i>. No obstante, <i>C. moreletii</i> puede distinguirse de otras especies mesoamericanas por sus series incompletas y transversales de escamas subcaudales. Además, presenta 6 escamas de tamaño similar en la nuca, mientras que las especies similares presentan sólo 4 (<i>O. tetraspis</i>) o 4 grandes y 2 pequeñas (<i>C. acutus</i>, <i>C. niloticus</i>, <i>C. novaeguineae</i> y <i>C. rhombifer</i>).</p> | <p><i>Platt y Rainwater (2005)</i> resumieron los caracteres morfológicos que sirven para distinguir entre <i>Crocodylus moreletii</i> y <i>C. acutus</i>. La Justificación no menciona el problema de distinguir a los ejemplares híbridos (<i>C. moreletii</i> x <i>C. acutus</i>). <i>Ray et al. (2004)</i> analizaron los bajos niveles de diversidad de nucleótidos en <i>C. moreletii</i> y las pruebas de hibridación en <i>C. acutus</i>. La identificación de especímenes de aspecto híbrido, como los ejemplares atípicos de <i>C. acutus</i> (25%) y <i>C. moreletii</i> (3.1%) observados en cautividad en Quintana Roo, seguía siendo problemática (<i>Villegas, 2005</i>).</p> <p><i>Domínguez-Laso y Monter (2007)</i> desarrollaron un método para distinguir entre especies de cocodrilos de México utilizando AFLP (Polimorfismo de la longitud de los fragmentos amplificados). Concluyeron que eran capaces de diferenciar entre las especies mexicanas de manera fiable, así como entre sus distintas poblaciones, pero que es necesario realizar más estudios para identificar a los híbridos.</p> |
| <u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u> | |
| <p>En México, sólo se permite el comercio de animales nacidos y criados en cautividad (granjas de ciclo cerrado y a partir de la segunda generación) dentro de las UMAs. Desde 2000, el aprovechamiento nacional autorizado en México representa menos de 2.000 pieles al año. Sin embargo, el potencial de producción total en las granjas es de unos 16.500 ejemplares y aproximadamente 10.100 pieles por año.</p> | <p>México ha registrado tres establecimientos de cría en cautividad para la especie de conformidad con la Resolución Conf. 12.10 (Rev. CoP14).</p> |
| <u>Comentarios adicionales</u> | |

Evaluadores:

Francisco Castañeda Moya, Tom Dacey.

Transferencia de la población egipcia de *Crocodylus niloticus* (cocodrilo del Nilo) del Apéndice I al Apéndice II para su cría en granjas.

Autor de la propuesta: República Árabe de Egipto.

Resumen: El cocodrilo del Nilo (*Crocodylus niloticus*) es la especie de cocodrilo de mayor distribución en África, pues se encuentra prácticamente en todos los países subsaharianos. Fue incluido en el Apéndice I en 1975. Se han aprobado las propuestas de los siguientes diez países para transferir sus poblaciones de *C. niloticus* del Apéndice I al Apéndice II para su cría en granjas: Botswana, Etiopía, Kenia, Madagascar, Malawi, Mozambique, Sudáfrica, Uganda, Zambia y Zimbabwe. Con la propuesta se solicita la transferencia de la población egipcia de *C. niloticus* al Apéndice II para su cría en granjas.

Aunque *Crocodylus niloticus* había quedado prácticamente erradicado de Egipto en los años 1950, la construcción de la presa de Asuán y la posterior creación del Lago Nasser facilitó el resurgimiento de la población. Actualmente la especie está muy extendida en el lago, donde se piensa que habitan todos los individuos silvestres en Egipto. Un estudio realizado en el período 2008–2009 calculó una población en el lago de entre 6.000 y 30.000 individuos. El perfeccionamiento de este cálculo es actualmente un importante objetivo de un proyecto de radiotelemetría recién iniciado. Aunque no se dispone de datos históricos para evaluar las tendencias de la población, existen pruebas anecdóticas que indican una población en aumento. *C. niloticus* es objeto de capturas ilegales para la exportación, y según los informes esta actividad ha aumentado desde principios del siglo XXI. Se piensa que cada año más de 3.000 neonatos salen de Egipto por contrabando y entre 200 y 400 cocodrilos subadultos y adultos son sacrificados por sus pieles, que se exportan y se utilizan localmente en Egipto para la fabricación de artículos de cuero. Aparte del comercio ilícito, la única otra amenaza identificada para la especie podría ser la mortalidad accidental por ahogamiento en redes de pesca, aunque se considera que el impacto de este problema probablemente sea poco importante.

Conforme a la propuesta, está previsto que la cría en granjas se base en una recolección anual de neonatos, con cupos iniciales de unos 2.500 individuos. El autor de la propuesta solicita que a partir de 2013 entre en vigor un cupo anual de exportación de 750 pieles de ejemplares criados en granjas. El autor considera que así se dispondrá del tiempo suficiente para que los establecimientos autorizados para la cría en granjas acumulen un número suficiente de individuos. Se ha creado recientemente una Dependencia de Gestión del Cocodrilo (DGC) para que supervise la gestión y el seguimiento de *Crocodylus niloticus*. La DGC también se encargará de realizar actividades de concienciación con las comunidades locales y todas las partes implicadas en el aprovechamiento del cocodrilo, así como los organismos locales encargados de imponer el cumplimiento de la legislación medioambiental para evitar el comercio ilícito. En la Justificación se aporta información sobre los siguientes aspectos: mercado, seguimiento, gestión, procedimientos de reintroducción y control del comercio, legislación nacional para la protección de especies silvestres y hábitats y control del comercio ilícito, y formas en las que el programa de cría en granjas beneficiaría a la población local de cocodrilos, a otras especies silvestres y a las poblaciones humanas. Inicialmente, no se aprobará ningún otro tipo de extracción del medio silvestre, aunque se estudiará la posibilidad de autorizar actividades limitadas de caza de trofeos en el futuro, junto con un programa relativo a cocodrilos problemáticos, en caso de que sea necesario.

Análisis: Dado que esta propuesta de transferencia de una población del Apéndice I al Apéndice II incluye la cría en granjas, debe cumplir las *Resoluciones Conf. 11.16 (Rev. CoP14)* y *Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*. Con arreglo a la primera, toda propuesta que incluya la cría en granjas se debe presentar al menos 330 días antes de la reunión en la que se vaya a analizar, para que la Secretaría pueda consultar al Comité de Fauna y así garantizar que se cumplen las condiciones de la Resolución. En este caso, no ha ocurrido así, por lo que es posible que la propuesta no sea objeto de consideración en su forma actual en la 14ª reunión de la CdP. Es posible que la CdP analice una propuesta más restrictiva relativa a la misma población, como por ejemplo la transferencia del Apéndice I al Apéndice II con un cupo nulo de exportación para ejemplares silvestres, aunque esto no es seguro.

En cuanto a las condiciones establecidas en la *Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP14)*, cabe mencionar lo siguiente:

Párrafos a), b) y c) bajo “RECOMIENDA”, acerca de las disposiciones generales para transferir poblaciones de Apéndice I al Apéndice II para su cría en granjas:

a) Criterios biológicos.

Las estimaciones de las poblaciones silvestres son imprecisas, pero se están realizando más estudios. Las mejores estimaciones disponibles indican que la población no es pequeña según las directrices de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14). No se considera que la población esté disminuyendo y la calidad del hábitat es buena.

b i) El programa debe beneficiar principalmente a la conservación de la población local.

Según la propuesta, las tasas recaudadas con la venta de permisos de recolección de neonatos y licencias de cría en granjas se destinarán a prestar apoyo a la Dependencia de Gestión del Cocodrilo (DGC) y a otras medidas de investigación y conservación de la fauna y la flora silvestres.

b ii) Todos los productos deben identificarse correctamente.

El programa de marcado propuesto parece adecuado.

b iii) Debe haber inventarios apropiados, controles del nivel de capturas y mecanismos para supervisar las poblaciones silvestres.

La falta de información sobre el plan de gestión y seguimiento y de detalles sobre el aprovechamiento previsto debilitan la propuesta. Por ejemplo, no está claro por qué se pretende extraer neonatos en vez de huevos. Tampoco está claro cómo se gestionarían los conflictos entre pescadores locales y cocodrilos u otros usos extractivos como la caza de trofeos a través de un programa de cría en granjas. No obstante, se debe tener en cuenta que, según los informes, la gestión sólo empezó en 2008.

b iv) Se deben ofrecer garantías suficientes para velar por que el número adecuado de animales se devuelvan al medio silvestre en caso necesario y cuando sea apropiado.

Según la propuesta, el 10% de los ejemplares obtenidos serán reintroducidos al medio silvestre cuando hayan alcanzado una longitud mínima de un metro. Se ha cuestionado si esto es necesario o adecuado, dado que se considera que esto aumentaría la posibilidad de contagiar enfermedades a la población silvestre. Una alternativa más sencilla y adecuada sería extraer menos animales del medio silvestre.

c i) Se deben incluir detalles sobre el sistema de marcado.

El programa de marcado propuesto parece adecuado (véase b ii), aunque el autor de la propuesta afirma que se adoptará el Sistema Universal de Marcado para regular el comercio de conformidad con la Resolución Conf. 9.22, y lo correcto es “de conformidad con la Resolución Conf. 11.12”.

c ii) Se debe incluir una lista de productos.

Esto está incluido en la propuesta (pieles para el mercado nacional e internacional y carne para el mercado nacional).

c iii) Se debe aportar una descripción de los métodos que se utilizarán para marcar los productos y contenedores comercializados.

Se incluye una descripción de los métodos de marcado (véase c i).

c iv) Se debe proporcionar un inventario de las existencias disponibles.

No se tiene constancia de que existan existencias de especímenes de cocodrilos en Egipto.

El párrafo d) se refiere específicamente a la transferencia de la población de una Parte o una población geográficamente aislada más pequeña:

d i) Es necesario presentar pruebas de que la recolección en el medio silvestre no tendrá ninguna repercusión perjudicial sobre las poblaciones silvestres. *Será necesario tomar medidas respecto de los niveles de capturas ilegales. Cualquier acuerdo sobre la gestión de la extracción para la exportación debería estar claramente vinculado a medidas dirigidas a reducir el actual comercio ilícito de la especie. Como precaución, se deberían tomar medidas para reducir el comercio ilícito y demostrar que son eficaces antes de proceder a la extracción de ejemplares prevista para garantizar que la extracción no tiene ningún impacto perjudicial sobre la población silvestre. Es posible que el cupo anual de exportación de 750 pieles no sea realista, dado que no se ha realizado la cría en granjas hasta la fecha. La extracción de 2.500 neonatos por año parece elevada para un cupo anual de exportación de 750 pieles, a no ser que el excedente de pieles se destine al mercado nacional.*

d ii) Se debe incluir una evaluación de las probabilidades de éxito biológico y económico del establecimiento de cría en granjas. *Según la propuesta, la DGC presentará un informe anual a la Secretaría CITES sobre el estado de la población de cocodrilos en los criaderos. En la propuesta no se mencionan los métodos para evaluar el éxito económico del criadero.*

d iii) Se debe garantizar que las actividades del establecimiento se llevarán a cabo sin crueldad en todas sus etapas. *En la propuesta se afirma que se está desarrollando un riguroso código de conducta, aunque aún no se dispone de información detallada. En general, las buenas prácticas en la cría en granjas de cocodrilos están bien documentadas.*

d iv) Se deben incluir pruebas que demuestren que el programa es beneficioso para la población silvestre, gracias a la reintroducción o de otro modo. *Según la propuesta, el programa beneficiará a la investigación y conservación de las especies silvestres, los pescadores locales obtendrán beneficios económicos directos y se prevé la reintroducción de *Crocodylus niloticus*.*

d v) Es necesario garantizar que se seguirá cumpliendo con los criterios. *El autor de la propuesta ha establecido una DGC con este propósito.*

Aunque algunas condiciones establecidas en la *Resolución Conf. 11.16 (Rev. CoP14)* se cumplen, parece que otras aún no se cumplen del todo, dado que aún existe un nivel considerable de extracciones ilegales. Aunque no se propone el comercio de los especímenes criados en granjas hasta 2013, y posiblemente ya se cumplan las condiciones necesarias para entonces, podría ser prematuro transferir la población al Apéndice II para su cría en granjas en este momento.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|---|
| | <p style="text-align: center;"><u>Taxonomía</u></p> <p><i>Según investigaciones taxonómicas recientes, los cocodrilos de Egipto podrían ser una especie distinta de "cocodrilo del Nilo" (Shirley, 2008).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <u>Área de distribución</u> | |
| <p>La propuesta sólo se refiere a la población de Egipto.</p> <p>El área de distribución completa incluye los siguientes países: Angola, Benin, Botswana, Burkina Faso, Burundi, Camerún, Chad, Costa de Marfil, Egipto, Eritrea, Etiopía, Gabón, Gambia, Ghana, Guinea, Guinea Bissau, Guinea Ecuatorial, Kenia, Liberia, Madagascar, Malawi, Mali, Mozambique, Mauritania, Namibia, Níger, Nigeria, República Centroafricana, República Democrática del Congo, República del Congo, Ruanda, Senegal, Sierra Leona, Somalia, Sudáfrica, Sudán, Swazilandia, Tanzania, Togo, Uganda, Zambia y Zimbabwe.</p> | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <p>Clasificado en la categoría Menor Riesgo/Preocupación Menor en la <i>Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN</i>; evaluado en 1996.</p> | <p><i>Evaluado utilizando la versión 2.3 de los Criterios y Categorías. La evaluación necesita ser actualizada.</i></p> |

Criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I

A) Población silvestre pequeña

(i) Disminución de la población o del hábitat; (ii) subpoblaciones pequeñas; (iii) concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; (iv) grandes fluctuaciones de la población; (v) alta vulnerabilidad

Los estudios de la población de *Crocodylus niloticus* del lago Nasser comenzaron en julio de 2008. Mediante un modelo de estudio de doble observador modificado se pudo calcular que la población detectable de cocodrilos oscilaba entre 3.047 y 3.500 individuos. Se piensa que este número es inferior al tamaño total de la población debido al sesgo provocado por los cocodrilos sumergidos. Suponiendo una probabilidad de detección de entre un 10 y un 15%, el tamaño total de la población de cocodrilos en el lago Nasser podría situarse entre 6.094 y 30.470 individuos. El perfeccionamiento de este cálculo es un importante objetivo que se pretende lograr mediante un proyecto recién iniciado de radiotelemetría (para calcular la probabilidad de detección) y a través de estudios y un seguimiento continuos.

Baha el Din (2006) considera que la población total de Egipto está formada principalmente por juveniles e inmaduros; el número de adultos reproductores (la madurez se alcanza a unos 10 años de edad) probable sea de bastante menos de 5.000 individuos.

En Egipto, la especie es bastante poco común y localizada y está clasificada como "Vulnerable" (Baha el Din, 2006).

La población total se ha calculado extrapolando los datos de estudios obtenidos en 2008. Aún no se han confirmado los factores de corrección para tomar en consideración la probabilidad de detección durante los conteos nocturnos, por lo que las estimaciones varían entre 6.000 y 30.000 individuos. La propuesta menciona esfuerzos en curso para obtener estimaciones más realistas de la población total mediante investigación (telemetría) y un seguimiento continuado. Las estimaciones poblacionales suelen basarse en individuos no neonatos (incluyendo a individuos de un año); siguiendo este método, las estimaciones poblacionales serían más elevadas (entre 6.780 y 33.900 individuos no neonatos). Si las hembras reproductoras representaran, por ejemplo, el 5% de la población, cabría suponer la existencia de 339 a 1.695 nidos por año, siempre y cuando las hembras aniden cada año, lo cual podría no ocurrir la mayoría de los años. La

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p><u>B) Área de distribución restringida</u></p> <p>(i) Población fragmentada o localizada; (ii) grandes fluctuaciones en la distribución o en las subpoblaciones; (iii) alta vulnerabilidad; (iv) disminución en la distribución, población, superficie o calidad del hábitat, o en el reclutamiento</p> <p>En Egipto, <i>Crocodylus niloticus</i> está limitado al lago Nasser en el norte del país. Este lago es el mayor lago artificial del mundo. Se formó con la construcción de la presa de Asuán, que se inició en 1959, y el embalse de agua resultante que empezó a formarse en 1964. Las dimensiones del lago cambian según el nivel del agua y pueden alcanzar una superficie máxima de 35 km de ancho y 7.844 km de ribera. Todo el lago constituye un hábitat adecuado para los cocodrilos durante alguna de sus etapas vitales, y aproximadamente un 80% contiene hábitat apropiado para la nidificación.</p> <p>Recientemente, se ha señalado la presencia de ejemplares en El Cairo, mucho más al norte, casi con toda seguridad debido a fugas o liberaciones. La población más cercana de la especie se encuentra en Sudán, donde existe continuidad entre la población sudanesa del lago Nasser y la población egipcia. La siguiente población más cercana se encuentra en el Nilo Blanco y la zona pantanosa meridional.</p> | <p><i>producción de 750 pieles por año, suponiendo el éxito de la incubación y cría, probablemente sea posible y sostenible. Si los adultos representan entre un 20 y un 25% de los avistamientos clasificados, como ocurre con muchas otras poblaciones africanas, es posible que haya muchos más huevos/neonatos disponibles (Webb, 2009).</i></p> <p><i>Según Baha el Din (2006), el lago Nasser probablemente representa uno de los bastiones de la especie, por lo menos a escala regional.</i></p> <p><i>En términos generales, el hábitat artificial disponible para <i>Crocodylus niloticus</i> en el lago Nasser es inmenso y está intacto en su mayor parte. Según los datos de los que disponen algunos revisores, algunas áreas alrededor del lago Nasser están bien protegidas debido a la presencia militar. Si está previsto no realizar capturas en dichas áreas en el programa de cría en granjas, esta información se debería mencionar (Webb, 2009).</i></p> |
| <p><u>C) Disminución en el número de ejemplares silvestres</u></p> <p>(i) Disminución histórica o en curso; (ii) disminución deducida o prevista a consecuencia de una disminución de la superficie o calidad del hábitat, los niveles de explotación, una alta vulnerabilidad o una disminución del reclutamiento</p> <p>Aunque no se dispone de datos históricos para evaluar las tendencias de la población, existen indicios de una tendencia al aumento. Antes de la construcción de la presa de Asuán, los cocodrilos del Nilo habían quedado prácticamente (o tal vez incluso totalmente) erradicados de Egipto. Sin embargo, desde la creación del lago Nasser, se observan cocodrilos habitualmente y los pescadores locales se quejan cada vez más del aumento de su población. Los resultados preliminares de encuestas realizadas a los pescadores indican el aumento de los encuentros con todas las clases de edad de <i>Crocodylus niloticus</i>, particularmente adultos.</p> | <p><i>Baha el Din (2006) considera que es probable que el aumento de las actividades humanas en la zona del lago Nasser y las alegaciones de ataques a personas y otros conflictos con humanos den lugar a una reducción considerable de la población de la especie en los próximos años.</i></p> <p><i>Se dispone de pocos datos sobre el seguimiento de la población. Hasta el momento sólo se ha estudiado el 11% de la ribera del lago Nasser, y no se dispone de suficientes datos sobre el seguimiento de la población a lo largo de los años para cuantificar tendencias poblacionales. La gran proporción de la población que representan juveniles y subadultos indica que la población se encuentra en una "fase de recuperación". No obstante, la experiencia indica que la cría en granjas puede ser una herramienta de gestión muy sólida para recuperar poblaciones de cocodrilos, y se puede realizar sin que exista un impacto perjudicial para la población [véase el análisis de programas de cría en granjas realizado por el Grupo de Especialistas en Cocodrilos (CSG, por sus siglas en inglés) para la Secretaría CITES</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|---|
| | <p>(http://iucncsq.org/h1/modules/Publications/reports.html)]. Tal vez sea adecuado establecer cupos de extracción basados en datos sobre estudios poblacionales, que serían necesarios para determinar que la extracción “no es perjudicial” con arreglo al Artículo IV del Convenio (Webb, 2009).</p> |

La especie está o puede verse afectada por el comercio

Comercio ilícito

La documentación preliminar indica que existe un comercio ilícito de cocodrilos considerable dentro y fuera de Egipto. Ha resultado difícil evaluar dicho comercio, pero es probable que más de 3.000 neonatos sean exportados por contrabando desde Egipto, y entre 200 y 400 cocodrilos adultos y subadultos son cazados cada año por sus pieles, que se exportan y se utilizan localmente en Egipto para la fabricación de artículos de cuero. En el pasado ha resultado difícil regular este comercio debido a una falta de capacidad para controlar la aplicación de la ley. Sin embargo, la reciente creación de una Dependencia de Gestión del Cocodrilo (DGC) especializada y sus actividades de concienciación con los organismos locales encargados de controlar el cumplimiento de la legislación medioambiental facilitarán sin duda la adopción de medidas en el futuro. La Dependencia ya ha entablado una relación de trabajo con los grupos administrativos y de usuarios del lago Nasser. También está trabajando con los organismos de control, que serán cruciales a la hora de facilitar la aplicación de las leyes para la protección y gestión de la población de cocodrilos. A partir de comienzos de 2010, la Dependencia iniciará una importante campaña de educación para las partes interesadas en la gestión de cocodrilos. En 2004, una estrategia de concienciación similar prácticamente eliminó el comercio de cocodrilos neonatos como objetos curiosos y mascotas vivas vendidos a turistas en el Bazar de Asuán.

En este momento, resulta difícil evaluar las consecuencias del comercio ilícito; sin embargo, dadas las cifras antes citadas, las estimaciones de tamaño poblacional y los resultados de las encuestas a los pescadores, el autor de la propuesta supone que el comercio ilícito actual está causando un impacto mínimo. Dos factores hacen que sea relativamente sencillo controlar el comercio ilícito de cocodrilos: una sola persona es responsable de la mayor parte del comercio ilícito y la ruta de comercio y transporte de productos procedentes del Alto Egipto es prácticamente lineal (es decir, Lago Nasser–Asuán–Luxor/El Cairo), lo cual permite el establecimiento de puntos de control. Además, los resultados de las encuestas indican que muy pocos pescadores del lago Nasser (menos del 20%) participan en el comercio ilícito de cocodrilos y de ellos tal vez entre el 10 y el 20% (menos del 5% de la comunidad total de pescadores) lo consideran una parte constante de sus ingresos. Por último, el autor considera que la inmensidad y lejanía del lago Nasser, la falta de habitantes humanos permanentes y el pequeño número de personas implicadas en el comercio

La propuesta aporta dos cifras relativas al comercio ilícito: 2.500 y más de 3.000 neonatos.

Después de señalar que las entrevistas a los pescadores revelaron la existencia de una extracción ilícita y continuada de cocodrilos (posiblemente con la exportación de hasta 3.000 neonatos vivos y 200 pieles (adultos) al año), Shirley (2008) considera que está justificado realizar una investigación más detallada del comercio ilícito.

*En la base de datos sobre comercio CITES, las exportaciones brutas de *Crocodylus niloticus* desde Egipto entre 1998 y 2008 incluyen dos cadáveres en 1999 y uno en 2001, siete artículos en 2007 y pieles individuales en 2000 y 2007.*

Baha el Din (2006) considera que la presión de las capturas ilegales para el comercio de mascotas y la obtención de pieles es considerable.

*La actual falta de capacidad en materia de aplicación de la ley queda clara a partir de la propuesta y representa un importante motivo de preocupación. Aunque se aplauden los esfuerzos realizados para remediar esta situación, la propuesta se vería fortalecida por un compromiso más claro de medidas de control previstas en conexión con el cambio propuesto a los Apéndices. El uso nacional de pieles de *Crocodylus niloticus* (p. ej., productos acabados) podría facilitar el acceso al comercio internacional de pieles obtenidas ilícitamente de especímenes silvestres (Webb, 2009). Webb (2009) plantea la pregunta “¿Cómo se va a regular el consumo nacional, sobre todo si los turistas extranjeros son consumidores probables?” a las autoridades responsables (Nature Conservation Sector, Egyptian Environmental Affairs Agency).*

| Justificación | Información adicional |
|---|-----------------------|
| de cocodrilos indican que será muy improbable que el comercio tenga importantes repercusiones negativas. El autor de la propuesta considera que, una vez legalizado, el comercio seguirá al mismo nivel que en la actualidad y con la ventaja añadida de un marco para que la legislación y el control nacionales impidan que el comercio actual, aparentemente sostenible, llegue a ser perjudicial. | |

Medidas cautelares

Propuesta de cría en granjas acorde con las resoluciones aplicables de la Conferencia de las Partes.

Párrafo b. Resolución Conf 11.16: toda propuesta debe satisfacer los siguientes criterios:

b i) el programa debe beneficiar principalmente a la conservación de la población local

El objetivo es que el aprovechamiento del cocodrilo beneficie a la gestión de *Crocodylus niloticus*. Por ejemplo, las tasas recaudadas con la venta de permisos de recolección de neonatos y licencias de cría en granjas se destinarán a proporcionar apoyo a la Dependencia de Gestión del Cocodrilo (DGC).

b ii) todos los productos, incluso los especímenes vivos, deben identificarse y documentarse

En el plan se prevé el marcado de especímenes vivos y pieles (véase c i).

El marcado debería realizarse de conformidad con la Resolución Conf. 11.12.

b iii) inventarios apropiados, controles del nivel de capturas y mecanismos para supervisar las poblaciones silvestres

El programa de seguimiento de la población empezó en 2008, aunque se realizaron estudios de menor magnitud en 1997 y 2004. A partir de julio de 2008, el "Equipo de Cocodrilos" del Sector de Conservación de la Naturaleza (*Nature Conservation Sector*) estudió zonas clave del lago Nasser para obtener datos de referencia e índices de tamaño poblacional. A lo largo del año, se establecieron índices para 15 regiones en torno al lago que abarcan más del 11% de la ribera. A partir de 2010, las medidas consistirán en visitas de estudio cada seis meses a lugares designados alrededor del lago coincidiendo con la época anual de cría.

En agosto de 2009, Egipto estableció la DGC, compuesta por tres biólogos y gestores de recursos naturales formados por especialistas del Grupo de Especialistas en Cocodrilos (CSG) de la CSE/UICN en teoría y técnicas de gestión y seguimiento de cocodrilos. La DGC está redactando un plan de gestión y seguimiento. Aún no están listos todos los detalles del aprovechamiento previsto y además, se está esperando la aprobación del comercio internacional.

En la Justificación no se aporta información detallada sobre el plan de gestión y seguimiento ni sobre el aprovechamiento previsto. No obstante, debe tenerse en cuenta que el seguimiento y el establecimiento de planes de gestión detallados sólo empezaron en 2008.

Faltan detalles sobre la forma en que se realizaría el programa de cría en granjas. Por ejemplo, no está claro por qué se pretende recolectar neonatos en vez de huevos. Normalmente, los programas de cría en granjas de cocodrilos consisten en la extracción de huevos, lo cual permite una disponibilidad de una mayor parte del recurso (antes de que se produzcan pérdidas por predación de los huevos). El reclutamiento anual de los neonatos puede variar considerablemente de un año a otro (Webb, 2009).

M.M. Fouda, Director del Sector de Conservación de la Naturaleza de Egipto, indicó en un correo electrónico dirigido al CSG el 11 de diciembre de 2009 que expertos externos participarían en el desarrollo de un programa de cría en granjas (Webb, 2009).

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>La cría en granjas será el principal objetivo, y se realizará con un número limitado de personas autorizadas.</p> | <p><i>La transferencia al Apéndice II de conformidad con la Resolución Conf. 11.16 podría no ser adecuada para permitir la caza de adultos. Es necesario explicar cómo se va a controlar la caza. Si existe un gran número de cocodrilos de gran tamaño, y el conflicto con los pescadores es un problema importante, sería factible incluir en el programa un programa de caza de individuos silvestres, por ejemplo (Webb, 2009).</i></p> |
| <p><u>b iv) se debe devolver el número adecuado de animales al medio silvestre en caso necesario</u></p> | |
| <p>El programa de cría en granjas requerirá la cría o impulso inicial de neonatos para una liberación posterior como juveniles (“head-starting”, en inglés); se pretende reintroducir un 10% de los ejemplares en el medio silvestre una vez que hayan alcanzado un tamaño mínimo de un metro.</p> | <p><i>Tal vez no sea necesario liberar ejemplares juveniles al medio silvestre si los resultados de los estudios indican una elevada tasa de crecimiento poblacional. La decisión de liberar animales o no se debería basar en estudios de seguimiento. Además, esta práctica aumenta la probabilidad de contagiar enfermedades a la población silvestre. Podría ser más apropiado reducir la tasa de capturas en vez de liberar a cocodrilos que hayan crecido en cautividad; todo esto depende de los resultados del seguimiento (Webb, 2009).</i></p> <p><i>El programa no indica que esté previsto medir la tasa de supervivencia de los animales introducidos basándose por ejemplo en estudios y en el programa de marcado.</i></p> <p><i>El informe de 2006 sobre el estado y la cría en granjas del cocodrilo del Nilo en Kenia señalaba que la liberación de ejemplares en el medio silvestre no estaba bien vista por las comunidades locales en las zonas en las que existía un conflicto entre cocodrilos y actividades humanas (Anón., 2006a). Cabe suponer que, dado el enorme tamaño del lago Nasser (hasta 480 km de largo y 35 km de ancho, con 7.844 km de ribera), no sea difícil encontrar lugares adecuados donde liberar cocodrilos lejos de zonas donde sea probable que surjan conflictos con el hombre.</i></p> |
| <p><u>c i) detalles sobre el sistema de marcado</u></p> | |
| <p>Se adoptará el Sistema Universal de Marcado para regular el comercio, de conformidad con la Resolución Conf. 9.22. Utilizando este sistema, a todos los cocodrilos de los criaderos autorizados se les aplicará un marcado con etiquetas en las membranas de las patas, controladas por el Sector de Conservación de la Naturaleza del Organismo de Asuntos Medioambientales (<i>Environmental Affairs Agency</i>). Todas las etiquetas deberán estar a disposición de las autoridades para la inspección de los cadáveres (para justificar la mortalidad en la granja y los ejemplares sacrificados) y las pieles con el fin de garantizar que se cumple el nivel autorizado de capturas y animales cautivos. Las autoridades locales de Asuán comprobarán los artículos y pieles de cocodrilo, y los funcionarios de las autoridades medioambientales de El Cairo volverán a hacerlo antes de la exportación.</p> | <p><i>La Resolución de CITES que trata sobre el marcado de pieles de cocodrilos es la Resolución Conf. 11.12, Sistema de marcado universal para identificar pieles de cocodrilos, no la Resolución Conf. 9.22, como se indica. Se aportan comentarios específicos sobre el marcado. Por ejemplo, las etiquetas interdigitales, que se pueden desprender, no se utilizarían para los “cueros”. Dichas etiquetas, junto con otras formas de marcado (p. ej., el recorte de escamas en la cola) facilitarían el control de las existencias de las granjas (Webb, 2009).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <u>c ii) una lista de los tipos de productos</u> | |
| Piel para el mercado nacional e internacional y carne para el mercado nacional. | <i>Se propone un cupo anual de exportación de 750 pieles, aunque la propuesta también indica que “el comercio internacional se centrará en las pieles elaboradas y los artículos de cuero” (Sección 2). “Esto induce a la confusión” (Webb, 2009).</i> |
| <u>c iii) métodos de marcado para los productos y contenedores comercializados</u> | |
| Véase c i). | |
| <u>c iv) un inventario de las existencias disponibles</u> | |
| Actualmente no existen existencias de especímenes de cocodrilo en Egipto. | |
| <u>d i) pruebas de que la recolección en el medio silvestre no tendrá un impacto perjudicial sobre las poblaciones silvestres</u> | |
| <p>El Sector de Conservación de la Naturaleza, mediante su recién constituida DGC, supervisará los permisos de exportación para velar por que las poblaciones de cocodrilos se mantengan dentro de los límites de la capacidad de carga de los ecosistemas. La DGC informará al Sector de Conservación de la Naturaleza con regularidad y presentará un informe anual a la Secretaría CITES sobre el estado de la población de cocodrilos en el medio silvestre y en los establecimientos de cría en granjas.</p> <p>Es probable que la cría en granjas se base en la extracción anual de neonatos del medio silvestre, con cupos iniciales fijados al mismo nivel que las estimaciones actuales de comercio ilícito (+/- 2.500 neonatos por año).</p> <p>El autor de la propuesta solicita que a partir de 2013 entre en vigor un cupo anual de exportación de 750 pieles de ejemplares criados en granjas, y considera que así se dispondrá de tiempo suficiente para que las granjas de cría autorizadas acumulen existencias y entretanto no se capturen animales en el medio natural para completar el cupo.</p> | <p><i>Todo acuerdo sobre una extracción gestionada para la exportación debería estar claramente vinculado con medidas dirigidas a reducir el nivel actual de comercio ilícito de la especie. Como precaución, antes de que se realicen las capturas previstas para la cría en granjas, se deberían aplicar medidas para reducir el comercio ilícito y comprobar su eficacia, para garantizar que la extracción no tiene un impacto perjudicial sobre la población silvestre.</i></p> <p><i>Es posible que el cupo anual de exportación propuesto (750 pieles) no sea realista, dado que no se ha llevado a cabo la cría en granjas hasta la fecha. El hecho de fijar un cupo antes del establecimiento de las granjas podría fácilmente contribuir al blanqueo de pieles de origen silvestre. Tal vez sea apropiado fijar cupos de exportación una vez que se haya iniciado la cría en granjas, y fijarlos sobre la base de la producción real en las mismas. Los cupos deberían ser verificados por expertos externos, como la Secretaría CITES o el CSG, por ejemplo, para disipar preocupaciones sobre el posible blanqueo de pieles silvestres a través de un programa de cría en granjas (Webb, 2009).</i></p> <p><i>La extracción de 2.500 neonatos por año parece elevada para un cupo anual de exportación de 750 pieles, a no ser que el excedente de pieles esté destinado al mercado nacional (Webb, 2009).</i></p> |
| <u>d ii) una evaluación de las probabilidades de éxito biológico y económico del criadero</u> | |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| Véase d i). La DGC presentará un informe anual a la Secretaría CITES sobre el estado de la población de cocodrilos en los criaderos. | <i>En la propuesta no se mencionan métodos para evaluar el éxito económico de la cría en granjas.</i> |
| <u>d iii) una garantía de que todas las etapas se llevarán a cabo sin crueldad</u> | |
| La coordinación de la inspección y la regulación de los establecimientos de cría correrá a cargo del Sector de Conservación de la Naturaleza y la DGC, que prepararán conjuntamente un plan y aplicarán un riguroso código de conducta en función del cual se inspeccionarán procedimientos e instalaciones dos veces al año. | <i>Aunque se está desarrollando un estricto código de conducta, aún no se dispone de información detallada al respecto. Las buenas prácticas en la cría en granjas están bien documentadas y existen directrices al respecto. El plan de gestión para el cocodrilo del Nilo en Kenia, desarrollado en 1990, es un ejemplo. En Kenia, la Autoridad Administrativa está dando una gran importancia a garantizar la mejora del cumplimiento y de la aplicación del código de conducta y las normas de producción (Anón., 2006a).</i> |
| <u>d iv) pruebas de que el programa es beneficioso</u> | |
| El objetivo es que el aprovechamiento de la especie no sólo beneficie a la gestión de la misma, sino también a la investigación sobre otras especies y otras medidas de conservación, si es posible. Además, se pretende que el aprovechamiento del cocodrilo sirva para capacitar a futuros gestores de recursos naturales (p. ej., estudiantes universitarios y alumnos de primaria y secundaria, que pueden participar en programas de cría y liberación de ejemplares y utilizar dichas actividades como plataformas de investigación, estudiando, por ejemplo, el éxito de los cocodrilos criados en granjas tras su liberación en la naturaleza). Los pescadores del lago Nasser recibirán beneficios económicos directos resultantes de la recolección y venta de cocodrilos neonatos. Además, está prevista la reintroducción de un 10% de los cocodrilos criados en granjas. | |
| <u>d v) la garantía de que se seguirán cumpliendo los criterios</u> | |
| El autor de la propuesta ha creado la Dependencia de Gestión del Cocodrilo para garantizar que se seguirán cumpliendo los criterios. El cupo propuesto comprenderá información sobre la recolección, el marcado, el transporte interno y el control de la exportación de especímenes de conformidad con el programa establecido por la DGC. La Dependencia proporcionará la información necesaria para demostrar la aplicación del Artículo IV de CITES por parte de Egipto. | <i>La creación de una DGC especializada para supervisar la gestión y el seguimiento se considera un paso importante (Webb, 2009). Cuando una especie es transferida del Apéndice I al Apéndice II con arreglo a una Resolución sobre cría en granjas, los informes que es necesario presentar a CITES están contenidos en la Resolución Conf. 11.16.</i> |

Observaciones complementarias**Amenazas**

Existe un conflicto entre los cocodrilos y la pesca en el lago Nasser, donde hay cocodrilos que se ahogan en las redes. Aunque la magnitud del conflicto no está bien documentada, se considera poco importante, en vista de la calidad y el tipo de redes de enmalle utilizadas para la pesca costera (los pescadores mencionan

Según Baha el Din (2006), es probable que el aumento de los conflictos antropogénicos, la presión de las capturas ilícitas para el comercio de mascotas y de pieles y la caza "deportiva" den lugar a una reducción en la población de Crocodylus niloticus.

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>continuamente la destrucción de las redes por los cocodrilos como motivo importante de conflicto). Desde el comienzo del siglo XXI, ha aumentado el comercio ilícito de cocodrilos procedentes del lago Nasser. Aunque resulta difícil cuantificar dicho comercio, el autor de la propuesta cree que no es perjudicial en este momento. También considera que la inmensidad y lejanía del lago Nasser, la falta de habitantes humanos permanentes y el pequeño número de personas implicadas en el comercio de cocodrilos hacen pensar que será muy improbable que el comercio tenga importantes repercusiones negativas. A diferencia de la mayoría de las poblaciones africanas de cocodrilo del Nilo, los cocodrilos de Egipto no han sido una amenaza mortal para las personas en el lago Nasser y sus alrededores.</p> | <p><i>No está claro cómo se pretende manejar los conflictos entre los pescadores locales y los cocodrilos a través de un programa de cría en granjas. Aunque en la propuesta se hace referencia a otros usos extractivos tales como la caza de trofeos, éstos no se tratan en detalle como componente de la gestión de la especie (Webb, 2009).</i></p> |

Conservación, gestión y legislación

Las poblaciones de *C. niloticus* de Botswana, Etiopía, Kenia, Madagascar, Malawi, Mozambique, Namibia, República Unida de Tanzania, Sudáfrica, Uganda, Zambia y Zimbabwe están incluidas en el Apéndice II y se contempla su comercio. Todas las demás poblaciones, incluyendo la de Egipto, están incluidas en el Apéndice I.

En Egipto, *C. niloticus* está protegido explícitamente por la ley y por lo tanto no se ha aprobado ningún aprovechamiento extractivo de la especie hasta la fecha. Recientemente, se han aprobado algunas peticiones de exportación de muestras científicas biológicas (por ejemplo, muestras de sangre y de tejidos) para realizar análisis genéticos. En la zona de Asuán hay un pequeño número de agencias de turismo que llevan periódicamente a sus clientes al lago Nasser para observar especies silvestres, con la posibilidad de avistar cocodrilos.

En Egipto se aplican dos leyes principales: el Artículo 2 de la *Ley 102/1983*, relativa a las Áreas Naturales Protegidas, y la *Ley 4/1994*, por la que se promulgó la ley medioambiental enmendada por la *Ley 9/2009*, Artículo 28a, que prohíbe la caza y captura de determinados animales silvestres y organismos acuáticos vivos y su transporte, exportación, importación o comercio. El Artículo 84a de dicha ley versa sobre las sanciones correspondientes a cualquier infracción relacionada con el Artículo 28a.

El autor de la propuesta indica que esta legislación fue promulgada en una época en la que los cocodrilos estaban en grave peligro de extinción y que, en vista de la óptima recuperación de las poblaciones, las leyes deberían ser enmendadas. El retraso al respecto en Egipto es consecuencia de que la población de Egipto sigue incluida en el Apéndice I, por lo que cualquier cambio en la legislación para permitir el aprovechamiento extractivo sería inútil si las poblaciones humanas no pudieran beneficiarse de la exportación legal de los productos.

Aunque la legislación actual brinda un marco para el control del comercio ilícito, éste ha resultado bastante ineficaz hasta la fecha. El mayor problema ha sido relativo a

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>la educación y cooperación con las fuerzas de seguridad. El gobierno reconoce el problema y tiene capacidad para superarlo gracias a la creación de la DGC. Además, el gobierno considera que la aplicación de nuevas leyes que permitan un uso sostenible de los cocodrilos en Egipto permitirá una mejor regulación del comercio con la ayuda del Sistema Universal de Mercado, los cupos establecidos, los permisos de extracción o caza y las licencias relativas a las instalaciones.</p> <p>El autor de la propuesta señala que aún no se ha aprobado ninguna propuesta de cría en granjas a escala nacional porque "estamos seguros de que la cría en granjas dará lugar a un comercio internacional, lícito o no". Añade que se ha creado un sistema de seguimiento de la población egipcia de cocodrilos y de los programas de aprovechamiento que se desarrollen. Al comienzo de la ejecución del programa de aprovechamiento, no se autorizará la recolección en el medio silvestre, aunque se estudiará la posibilidad de autorizar actividades limitadas de caza de trofeos, en conjunción con un programa relativo a cocodrilos problemáticos, en caso de que sea necesario.</p> <p>La DGC será la encargada de la concienciación de la comunidad de pescadores del lago Nasser, de la etnia nubia y de todas las partes implicadas en el aprovechamiento del cocodrilo.</p> | |
| <u>Especies similares</u> | |
| En Egipto no existen otras especies de cocodrilos ni especies similares. | |
| <u>Cría en cautividad</u> | |
| Actualmente, no existen instalaciones de cría en cautividad o reproducción artificial para <i>Crocodylus niloticus</i> en Egipto. Varias entidades (privadas y estatales) han expresado su interés al respecto, pero no se han concedido permisos para esos fines. El gobierno de Egipto considera que lo más prudente es establecer un sistema legal y de gestión mediante el cual se pueda explotar de forma sostenible el recurso de los cocodrilos en cautividad antes de permitir estas actividades. | |
| <u>Comentarios adicionales</u> | |
| | <p><i>En su análisis de la propuesta, el Grupo de Especialistas en Cocodrilos de la CSE/UICN realizó los comentarios siguientes:</i></p> <p><i>Existe un problema técnico en la propuesta de Egipto:</i></p> <p><i>1. Al solicitar la transferencia de la especie del Apéndice I al Apéndice II, Egipto ha optado por la cría en granjas, de conformidad con el Anexo 4 (2d) de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14), que exige el cumplimiento de la Resolución Conf. 11.16. Se</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|--|
| | <p><i>trata de una opción más restrictiva que la enmienda a los Apéndices según las disposiciones normales (sin cría en granjas) del Anexo 4 de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14).</i></p> <p><i>2. El párrafo e de la Resolución Conf. 11.16 establece que las propuestas deben presentarse 330 días antes de la reunión de la Conferencia de las Partes. Dado que esto no se ha cumplido, la propuesta podría ser rechazada.</i></p> <p><i>3. Podría ser complicado enmendar la propuesta para que pueda ser evaluada a la luz del Anexo 4 (sin cría en granjas) de la Resolución Conf. 9.24, porque se podría interpretar que la versión modificada es menos restrictiva que la propuesta original. Por lo tanto, tal vez sea necesario retirar la propuesta o arriesgarse a una derrota por razones técnicas.</i></p> <p><i>4. Una posible solución para Egipto sería enmendar la propuesta para que pueda ser analizada según el Anexo 4 (sin cría en granjas) de la Resolución Conf. 9.24, estableciendo voluntariamente un “cupo nulo de exportación en espera de una futura propuesta para su consideración por la Conferencia de las Partes en su 16ª reunión”. Esta opción sería más restrictiva que la propuesta original al incluir un cupo nulo.</i></p> <p><i>5. Si las Partes aprobaran la propuesta enmendada de este modo, indicaría a Egipto que las Partes reconocen la mejora de las situación de las poblaciones de cocodrilo del Nilo en el lago Nasser y que comprenden las intenciones del país, aunque no sería posible exportar especímenes hasta que Egipto prepare una propuesta para la CdP16 como muy pronto para informar a las Partes sobre las medidas adoptadas que justifiquen la eliminación del “cupo nulo”. Esta opción sería coherente con la presente propuesta, que no busca exportar pieles ni otros productos hasta 2013 (Webb, 2009).</i></p> |

Evaluadores:

Tom Dacey, Grupo de Especialistas en Cocodrilos.

Transferencia de *Uromastix ornata* del Apéndice II al Apéndice I.

Autor de la propuesta: Israel.

Resumen: *Uromastix ornata* es una de las 17 especies actualmente reconocidas de lagartos de cola espinosa del género *Uromastix* (familia Agamidae) que habitan en regiones áridas y semiáridas desde el noroeste de India hasta el norte de África. Hasta 2004, se consideraba que era una subespecie de *U. ocellata*, aunque actualmente *U. ornata* está reconocido en la taxonomía CITES como especie. Se encuentra en Egipto (Península del Sinaí), Israel, Arabia Saudí y Yemen y podría tener una distribución discontinua, con una población en la Península del Sinaí, Israel y la zona adyacente del noroeste de Arabia Saudí y la otra población a cierta distancia más al sur, en zonas montañosas del suroeste de Arabia Saudí y el noroeste de Yemen. Su distribución en el Sinaí e Israel es limitada, y se calcula que abarca unos 270 km² en Israel. No obstante, datos sobre localidades indican que la parte meridional de su área de distribución comprende varios miles de kilómetros cuadrados.

Uromastix ornata es un lagarto de cola espinosa de tamaño mediano y colores llamativos. Es diurno y principalmente herbívoro. Según los informes, su reproducción es estacional; las hembras ponen los huevos en mayo y los nacimientos se producen unos 60 días después. El tamaño de la nidada oscila entre 7 y 17 huevos en las poblaciones septentrionales y entre 4 y 9 huevos en la población meridional. Se ha documentado una longevidad de entre 15 y 20 años en cautividad.

No se dispone de estimaciones poblacionales globales para *Uromastix ornata*. Los únicos datos cuantitativos publicados se refieren a Israel, donde se calcula que la densidad poblacional es de unos 15 individuos/km². Existen informes de poblaciones relativamente densas de la especie en el sur de Arabia Saudí. Aunque *U. ornata* no está incluido actualmente en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*, se ha realizado una evaluación preliminar para la Lista Roja que indica que la especie es “moderadamente abundante en un hábitat adecuado”.

Las especies del género *Uromastix* son extraídas del medio silvestre para su uso como alimento, en medicina tradicional y para el comercio internacional de mascotas. Entre otras amenazas potenciales para el género se incluyen la pérdida y degradación del hábitat debido a la construcción de infraestructuras y complejos turísticos, las actividades turísticas y el sobrepastoreo, y las consecuencias del cambio climático. Aunque se desconoce la importancia de dichas amenazas, se ha indicado que el hábitat de la especie no está sometido a un uso humano intensivo, ya que es inhóspito en su mayor parte.

Todo el género *Uromastix* está incluido en el Apéndice II desde 1977. Es difícil determinar los patrones históricos de comercio de *U. ornata* porque antes de 2004 no tenía categoría de especie y por lo tanto parece haber cierta confusión taxonómica en la base de datos sobre comercio CITES. Egipto prohibió la exportación de *U. ornata* y otros reptiles en 1992 y no ha documentado exportaciones significativas desde 1995. Antes de esta medida, Egipto era el exportador principal de especímenes silvestres de *Uromastix* declarados como *U. ornata*. En los últimos años, el único Estado del área de distribución para el que existen registros de exportaciones de *U. ornata* es Yemen, que según los informes exportó casi 900 especímenes a EEUU en 1997 y 1999. Desde 2003, se ha producido un considerable aumento en el número de especímenes de *U. ornata* comercializados como procedentes de la cría en cautividad. A pesar de esto, sigue siendo relativamente difícil obtener ejemplares de *U. ornata* y la especie no parece encontrarse en el comercio de forma habitual. Algunas fuentes afirman que muchos especímenes anunciados como criados en cautividad podrían ser de origen silvestre.

Análisis: *Uromastix ornata* se encuentra en el comercio y existe una demanda internacional de la especie que podría afectar a las poblaciones silvestres.

La información sobre la situación de la especie en el medio silvestre es relativamente limitada. Sin embargo, datos sobre localidades indican que su distribución abarca varios miles de kilómetros cuadrados y no está muy fragmentada; tampoco se ha documentado una disminución en el tamaño de su área

de distribución. Aunque no existen estimaciones de la población total de la especie, en Israel se calcula que la densidad poblacional es de 15 individuos/km², con un área de distribución total de 270 km² en este país, lo cual indica que la población de Israel podría estar formada por unos 4.000 individuos. El área de distribución de Israel sólo representa una pequeña proporción de la distribución total de la especie. Si sus densidades son similares en otros países, es probable que el tamaño de la población total sea considerable. Se considera que la población de Israel se encuentra estable actualmente y no existen pruebas de disminuciones pronunciadas de la población en otros países ni razones convincentes para sospechar tales disminuciones. Por lo tanto, parece improbable que la especie cumpla los criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I.

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <u>Taxonomía</u> | |
| <p><i>Uromastyx ornata</i>.</p> <p>Se han identificado dos subespecies: <i>U. ornata ornata</i> y <i>U. ornata philbyi</i>.</p> | <p>Antes de 2004, la taxonomía de CITES consideraba que <i>Uromastyx ornata</i> era una subespecie de <i>U. ocellata</i>. Con la adopción en 2004 de Wilms (2001) como referencia normalizada para el género, <i>U. ornata</i> alcanzó el rango de especie.</p> <p><i>Uromastyx philbyi</i> se considera como sinónimo de <i>U. ornata</i> en la base de datos sobre especies CITES.</p> |
| <u>Área de distribución</u> | |
| Egipto, Israel, Arabia Saudí y Yemen. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| | No evaluado. |

Crterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I

A) Población silvestre pequeña

(i) Disminución de la población o del hábitat; (ii) subpoblaciones pequeñas; (iii) concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; (iv) grandes fluctuaciones de la población; (v) alta vulnerabilidad

Aunque actualmente se desconoce el tamaño de la población total de *Uromastyx ornata*, se calcula que en la población meridional de Israel probablemente no queden más de algunos cientos de ejemplares, frente a unos cuantos miles que existían en el año 2000, según las estimaciones. Los estudios sobre *U. ornata* realizados en el sur de Israel han generado estimaciones de 15 individuos/km² o 30 individuos/km de longitud de rambla (río seco). En un estudio realizado en el Monte Timna en 1998 no se pudo avistar ningún ejemplar de *U. ornata* en lugares donde la especie se había observado en el pasado, lo cual indica una disminución en el número de ejemplares. Se sospecha que las poblaciones de las montañas de Eilat también han disminuido en los últimos años.

No se han podido encontrar estimaciones de la población total en las publicaciones actuales.

Nemtzov (2008) considera que la población total de Israel parece ser pequeña (“unos pocos centenares”) pero estable.

A partir del dato de 15 individuos/km² y la estimación del área de distribución de *U. ornata* en Israel (270 km²) realizada por Nemtzov (2008), se calcula que la población de la especie en Israel podría ser de unos 4.000 individuos. No obstante, se dice que la especie es muy selectiva respecto del tipo de hábitat y que por lo tanto es improbable que esté presente de forma homogénea en toda su área de distribución (Wilms, 2009).

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>Según la Justificación, en estudios poblacionales realizados en la zona oriental de la Península del Sinaí (Egipto) se ha observado una reducción en el tamaño de la población en los últimos 20–30 años. Sin embargo, no se aportan datos cuantitativos. Se piensa que estas disminuciones son el resultado de la extracción ilegal excesiva, el sobrepastoreo, la pérdida de hábitat, las consecuencias del desarrollo turístico y la apertura de canteras.</p> <p>Se considera que <i>Uromastyx ornata</i> es una especie con baja fecundidad (la hembra pone una nidada de entre 7 y 17 huevos), madurez sexual tardía (a la edad aproximada de cuatro años y medio) y bajas tasas de supervivencia juvenil, aunque no se han documentado dichas tasas en el medio silvestre.</p> | <p><i>Baha el Din (2001)</i> considera que en Egipto la especie es “poco común pero está ampliamente distribuida en un hábitat adecuado”. En la evaluación global preliminar de la UICN (2004) se señalaba que <i>U. ornata</i> era “moderadamente abundante en un hábitat adecuado” en toda su área de distribución.</p> <p>En el período 1980–1981, 162 individuos fueron reubicados desde la Península del Sinaí hasta las montañas de Eilat para aumentar el tamaño de la población. Más adelante, se descubrió que la población de las montañas de Eilat no estaba agotada como se había pensado (Nemtsov, 2008).</p> <p>Las hembras ponen los huevos entre cuatro y seis semanas después del apareamiento; según los informes, el tamaño de la nidada oscila entre 7 y 17 huevos en <i>Uromastyx ornata ornata</i> y entre 4 y 9 huevos en <i>U. ornata philbyi</i> (Wilms, 2001). Según Wilms (2009), Grenot (1976) calculó que la tasa de mortalidad de los juveniles de <i>U. acanthinura</i> se sitúa en torno al 80% en los primeros dos años de vida; Wilms (2009) indica que la mortalidad podría ser similar en <i>U. ornata</i>.</p> |
| <p><u>B) Área de distribución restringida</u></p> <p>(i) Población fragmentada o localizada; (ii) grandes fluctuaciones en la distribución o en las subpoblaciones; (iii) alta vulnerabilidad; (iv) disminución en la distribución, población, superficie o calidad del hábitat, o en el reclutamiento</p> <p>En Israel, la especie habita sólo en ramblas calurosas, rocosas y escarpadas donde crecen acacias y arbustos de <i>Ochradenus baccatus</i>.</p> <p>En la propuesta se señala que la distribución de <i>Uromastyx ornata</i> se ha reducido con el tiempo y que las poblaciones silvestres están fragmentadas y separadas por cordilleras y cuerpos de agua.</p> <p>En la Justificación se indica que las poblaciones de la especie están fragmentadas y se están reduciendo a consecuencia del comercio ilícito.</p> | <p>En datos sobre localidades aportados por Wilms (2001) se muestran registros de la presencia de la especie en el sur de Arabia Saudí, donde <i>Uromastyx ornata</i> forma poblaciones relativamente densas (Wilms, 2009). El área de distribución meridional abarca un total de aproximadamente 1.000 km de cordilleras, incluyendo una parte de Yemen. La distribución septentrional (que incluye el Sinaí, Israel y el noroeste de Arabia Saudí) parece algo más restringida.</p> <p>Según Nemtsov (2008), el área de distribución de <i>Uromastyx ornata</i> comprende unos 270 km² en Israel.</p> |
| <p><u>C) Disminución en el número de ejemplares silvestres</u></p> <p>(i) Disminución histórica o en curso; (ii) disminución deducida o prevista a consecuencia de una disminución de la superficie o calidad del hábitat, los niveles de explotación, una alta vulnerabilidad o una disminución del reclutamiento</p> <p>En la evaluación global preliminar realizada por la UICN (2004) se afirma que <i>Uromastyx ornata</i> es “moderadamente abundante en un hábitat adecuado, aunque las poblaciones parecen experimentar importantes fluctuaciones. La especie está disminuyendo en áreas muy perturbadas y accesibles de su área de distribución” (UICN, 2004). Entre las amenazas para <i>U. ornata</i> enumeradas en la evaluación se incluyen la extracción excesiva para el comercio internacional de mascotas, la pérdida de hábitat provocada por actividades turísticas, la tala de acacias, las canteras y las construcciones militares.</p> | <p>La evaluación global de la Lista Roja de la UICN no ha finalizado aún.</p> <p>No se ha conseguido información sobre las tendencias generales de la población en el medio silvestre, aunque Nemtsov (2008) indica que la población de Israel probablemente se encuentre estable en la actualidad.</p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>El autor de la propuesta manifiesta que, aunque no se conoce ni está documentado el estado de la población de <i>Uromastyx ornata</i> en el medio silvestre, en el sur de Israel probablemente no queden más de algunos centenares de individuos, frente a algunos miles que existían en 2000, según las estimaciones.</p> <p>Según el autor de la propuesta, factores ambientales tales como el cambio climático y el sobrepastoreo por parte de ganado doméstico están reduciendo la calidad del hábitat de <i>Uromastyx ornata</i> y contribuyendo a la disminución de las poblaciones. En el sur de Israel, las sequías extremas de los últimos nueve años están reduciendo la vegetación disponible y por lo tanto cabe suponer una reducción en la calidad del hábitat de la especie.</p> | <p><i>Según Nemtzov (2008), dado que Uromastyx ornata habita principalmente en hábitats de tipo desértico, que suelen ser inadecuados para el hombre, es probable que el impacto antropogénico sobre su hábitat sea menos grave que en el caso de otras especies. Sin embargo, según Wilms (2009), Gallager y Hill (2006) señalan que más del 44% de la Península de Arabia está sometida a un intenso sobrepastoreo. Es probable que esto tenga un impacto perjudicial sobre U. ornata y otras especies principalmente herbívoras (Wilms, 2009; Wagner, 2009).</i></p> |

La especie está o puede verse afectada por el comercio

Según el autor de la propuesta existe una demanda muy elevada de *Uromastyx ornata* en el comercio internacional de mascotas, sobre todo en Norteamérica, Europa Occidental y Japón, por su belleza y colorido.

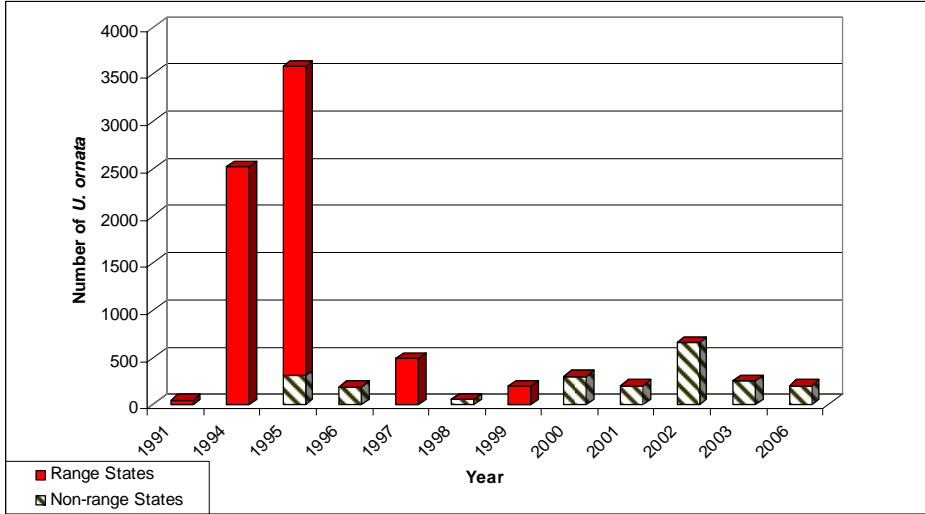
Existen incoherencias en los datos sobre comercio; por ejemplo, se ha documentado la exportación de muchos ejemplares silvestres de *U. ornata* desde países que no son Estados del área de distribución. Además, los datos indican la importación de especímenes criados en cautividad y procedentes de criaderos desde países que no han declarado dichas exportaciones o no han declarado su importación para el establecimiento de criaderos. Por lo tanto, el origen de muchos especímenes comercializados es incierto y puede deberse, en parte, a una identificación taxonómica incorrecta.

El autor de la propuesta afirma que “la tasa de mortalidad de *U. ornata* alcanza el 80% durante los dos primeros meses en cautividad”.

Uromastyx ornata se considera como una mascota atractiva y deseable; en una breve búsqueda en Internet se observó que la especie parece estar presente en el comercio, aunque no a gran escala. En un estudio realizado por Reijngoud (2009), se encontraron ejemplares de U. ornata a la venta en una feria de reptiles y en Internet, dentro y fuera de la Unión Europea (UE); en ambos casos, se anunciaban los especímenes como criados en cautividad. Wilms (2009) también ha observado ejemplares de U. ornata a la venta en ferias de reptiles en Alemania, anunciados como criados en cautividad, pero piensa que la mayoría de los especímenes comercializados son silvestres.

Wilms (2009) fue informado por biólogos de que algunos comerciantes de Egipto extraen ilegalmente la especie del medio silvestre en Arabia Saudí. Wagner (2009) afirma que, aunque se anuncie a los especímenes como criados en cautividad, a menudo son de origen silvestre.

La base de datos sobre comercio CITES indica que el número de especímenes silvestres en el comercio ha disminuido considerablemente desde 1995 (véase la Figura 1), y que Yemen es el único Estado del área de distribución que ha exportado especímenes silvestres vivos desde entonces (véase la Figura 1). Antes de eso, los informes indican que Egipto era el mayor exportador de Uromastyx ornata (93%, excluyendo las reexportaciones), y casi todos los ejemplares eran (potencialmente) de origen silvestre. No obstante, es importante señalar que U. ornata se consideraba antes como una subespecie de U. ocellata y que en Egipto habitan ambas especies. Es posible distinguir entre estas especies a partir de sus características morfológicas por sus diferencias de color y dibujo (Baha el Din, 2001).

| Justificación | Información adicional | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------|--|------------------|--------------|------------------|------|-----|---|------|------|---|------|------|---|------|---|-----|------|---|-----|------|-----|---|------|-----|---|------|-----|---|------|---|-----|------|---|-----|------|---|-----|------|---|-----|
| | <p data-bbox="1137 220 2042 496"><i>Es probable que la disminución en las exportaciones procedentes de Egipto se deba a la prohibición de exportar ejemplares de Uromastyx ornata, U. ocellata, U. acanthinura, U. aegyptius y otros reptiles que fue establecida en Egipto en 1992 y cuya aplicación se ha reforzado más recientemente. Según las importaciones declaradas, desde 1995 sólo ha habido dos envíos ilegales de U. ornata exportados desde Egipto, uno de los cuales era una reexportación procedente de Sudán, que no es Estado del área de distribución. No obstante, dichas exportaciones fueron declaradas antes de que U. ornata pasara a ser considerado como especie en 2004 y, dado que U. ornata y U. ocellata se encuentran en Egipto, es posible que se produjera una confusión taxonómica.</i></p> <p data-bbox="1137 523 2020 639">Figura 1: Número de ejemplares silvestres vivos de Uromastyx ornata declarados como importaciones desde Estados dentro y fuera del área de distribución, excluyendo las reexportaciones (Base de datos sobre comercio CITES, 2009).</p>  <table border="1" data-bbox="1144 644 2078 1161"> <caption>Data for Figura 1: Número de ejemplares silvestres vivos de Uromastyx ornata</caption> <thead> <tr> <th>Year</th> <th>Range States</th> <th>Non-range States</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>1991</td><td>100</td><td>0</td></tr> <tr><td>1994</td><td>2500</td><td>0</td></tr> <tr><td>1995</td><td>3600</td><td>0</td></tr> <tr><td>1996</td><td>0</td><td>200</td></tr> <tr><td>1997</td><td>0</td><td>200</td></tr> <tr><td>1998</td><td>500</td><td>0</td></tr> <tr><td>1999</td><td>100</td><td>0</td></tr> <tr><td>2000</td><td>200</td><td>0</td></tr> <tr><td>2001</td><td>0</td><td>300</td></tr> <tr><td>2002</td><td>0</td><td>200</td></tr> <tr><td>2003</td><td>0</td><td>700</td></tr> <tr><td>2006</td><td>0</td><td>250</td></tr> </tbody> </table> <p data-bbox="1137 1193 2051 1417"><i>Como se indica en la Justificación, existen discrepancias en la base de datos sobre comercio CITES. Se ha declarado la exportación de especímenes silvestres desde países que no son Estados del área de distribución, incluso después de que U. ornata fuera reconocido como especie distinta a U. ocellata en 2004, por ejemplo 200 en 2006 (véase la Figura 1). Alrededor del 25% de todos los ejemplares de U. ornata cuyo comercio fue declarado por el país importador fueron exportados desde Estados del área de distribución de U. ocellata, lo cual indica que los datos podrían inducir a error en parte debido a una confusión taxonómica.</i></p> | Year | Range States | Non-range States | 1991 | 100 | 0 | 1994 | 2500 | 0 | 1995 | 3600 | 0 | 1996 | 0 | 200 | 1997 | 0 | 200 | 1998 | 500 | 0 | 1999 | 100 | 0 | 2000 | 200 | 0 | 2001 | 0 | 300 | 2002 | 0 | 200 | 2003 | 0 | 700 | 2006 | 0 | 250 |
| Year | Range States | Non-range States | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1991 | 100 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1994 | 2500 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1995 | 3600 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1996 | 0 | 200 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1997 | 0 | 200 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1998 | 500 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1999 | 100 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000 | 200 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2001 | 0 | 300 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2002 | 0 | 200 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | 0 | 700 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2006 | 0 | 250 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>Los lagartos del género <i>Uromastyx</i> se utilizan en medicina tradicional y su piel y carne se vende en algunos países norteafricanos y de Oriente Próximo, aunque no está claro si <i>U. ornata</i> se utiliza del mismo modo.</p> | <p>Además, se ha declarado un importante nivel de comercio de ejemplares criados en cautividad desde Ucrania, aunque el país sólo empezó a declarar la importación de especímenes silvestres de <i>Uromastyx ornata</i> en 2000 (entre 2000 y 2001 se importaron 460 ejemplares silvestres). Supuestamente, los ejemplares silvestres de <i>U. ornata</i> importados por Ucrania fueron importados desde Sudán, que es un Estado del área de distribución de <i>U. ocellata</i> pero no de <i>U. ornata</i>. Durante este período (2000-2001), se declaró la exportación de ejemplares criados en cautividad y de la generación F1 desde Ucrania. Es importante señalar que, aunque Ucrania sólo se adhirió a CITES a partir de 2000, en la base de datos sobre comercio CITES no se declaró ninguna otra exportación de ejemplares silvestres de <i>U. ornata</i> o <i>U. ocellata</i> a Ucrania.</p> <p>En la evaluación global preliminar de <i>Uromastyx ornata</i> realizada por la UICN para la Lista Roja (2004) se afirma que la especie está disponible ocasionalmente en el comercio de mascotas en Norteamérica. Knapp (2004) manifiesta que los niveles de comercio ilícito de <i>Uromastyx</i> son relativamente bajos y fluctúan a lo largo del tiempo, aunque esto podría reflejar deficiencias en los datos en vez de niveles reales de comercio ilícito. Nemptsov (2008) señala que “no se ha documentado la extracción ilegal de la especie en Israel”.</p> <p>Jenkins y Broad (1994) observaron que el único comercio significativo documentado de pieles de <i>Uromastyx</i> en 10 años fue de 40.000 pieles importadas a España desde Benín en 1986. Se piensa que se trata de una declaración errónea. El único comercio de pieles documentado en la base de datos sobre comercio CITES es una piel de <i>U. hardwickii</i> exportada desde Pakistán a EEUU en 1986, lo cual indica que no existe gran demanda internacional de pieles de <i>Uromastyx</i>.</p> <p>En la Justificación se indica que <i>Uromastyx ornata</i> se puede utilizar como fuente de alimento en países norteafricanos o de Oriente Próximo, aunque los datos sobre comercio CITES sólo muestran la importación de 500 especímenes en esta región (concretamente en Jordania) desde 1999.</p> <p>No se ha podido determinar claramente si <i>U. ornata</i> ha sido objeto de comercio internacional con fines medicinales, aunque el comercio lícito parece estar formado principalmente por animales vivos (sólo 39 cadáveres declarados en la base de datos sobre comercio CITES). Las especies de <i>Uromastyx</i> se utilizan con fines medicinales en Malasia para aumentar la potencia sexual en los hombres y posiblemente en la India, aunque no se ha podido confirmar qué especie se utiliza (Shepherd, 2009; Zain, 2009).</p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Observaciones complementarias

En la Justificación se indica que *Uromastyx ornata* se encuentra amenazado actualmente por los siguientes factores:

- La extracción legal y posiblemente ilegal para el comercio de mascotas, como amenaza principal para la especie.
- La demanda por su piel y carne, principalmente para países norteafricanos y de Oriente Próximo. Los informes indican un alto nivel de comercio de *Uromastyx aegyptia* para su consumo en Arabia Saudí. No obstante, *U. ornata* no es explotado localmente para el consumo de carne en Israel o Arabia Saudí, pero es posible que lo sea en Yemen y Egipto. El autor de la propuesta reconoce que “no está claro si se utiliza *U. ornata* de este modo”.
- Posible uso en la medicina tradicional.
- Uso de vehículos todoterreno por turistas, que deteriora el hábitat al dejar huellas profundas y dañar a la flora.
- Pérdida de hábitat y reducción en la calidad del mismo a causa de la explotación de canteras, las construcciones militares, la tala de acacias y el sobrepastoreo por parte del ganado doméstico.
- Cambio climático y sequía.

Amenazas

No se ha encontrado información que indique que la especie es muy utilizada por su carne, aunque se piensa que los lagartos del género Uromastyx (no se sabe de qué especie) se consideran un manjar en la Península de Arabia (Zain, 2009). Aunque los lagartos se consumen como una fuente de proteína en algunas culturas, se suelen preferir las especies de mayor tamaño, tales como las de los géneros Iguana y Ctenosaura (Klemens y Thorbjarnarson, 1995). U. ornata es mucho más pequeño que U. aegyptia (Nemtsov, 2008), que es consumido como alimento en Arabia Saudí.

Se dice que el uso de vehículos todoterreno por turistas constituye una amenaza localizada en Israel; no obstante, aunque es probable que dicho uso aumente con el tiempo, no se piensa que represente una amenaza seria dado que el hábitat de U. ornata en Israel está protegido en su mayor parte (Nemtsov, 2008). Wagner (2009) afirma que algunas actividades deportivas en otros Estados del área de distribución también amenazan los hábitats de los lagartos del género Uromastyx.

Según Nemtsov (2008), en muchas zonas, la pérdida de hábitat no representa una grave amenaza para las especies de Uromastyx, ya que una gran parte de su hábitat es inadecuado para el uso humano (por ejemplo, la agricultura y el desarrollo inmobiliario), aunque otros autores manifiestan que el sobrepastoreo de ganado como son los camellos representa una amenaza importante para las especies de Uromastyx (Wilms, 2009; Wagner, 2009).

Conservación, gestión y legislación

Todas las especies del género *Uromastyx* están incluidas en el Apéndice II de CITES desde 1977 y están incluidas en el Anexo B del Reglamento Europeo sobre el comercio de especies silvestres.

Uromastyx ornata está protegido por ley en Israel a través de la *Ley de Protección de las Especies Silvestres* de 1995 y por la *Ley de Parques Nacionales, Reservas Naturales y Monumentos Nacionales* de 1998. En Israel, el hábitat de *U. ornata* se encuentra dentro de un área protegida.

Uromastyx ornata está totalmente protegido por ley en Egipto, donde la especie se

Uromastyx ornata está clasificado en la categoría de *En Peligro* en el Libro Rojo de los Vertebrados en Israel y está totalmente protegido en el país. Está prohibido “perturbar, dañar, capturar, albergar, criar en cautividad, trasladar, comprar, vender, y ofrecer la especie a la venta” (Nemtsov, 2008).

En 1991, Egipto prohibió las exportaciones de varias especies de reptiles, especificando cuatro especies del género Uromastyx, entre las que se incluye U. ornata. La prohibición entró en vigor en 1992 (Notificación a las Partes Nº 662 de 16 de enero de 1992), aunque Egipto siguió declarando exportaciones hasta 1995. Desde entonces, sólo se ha registrado la confiscación o el decomiso de 248

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

encuentra en cinco reservas naturales. Se desconoce su situación en Yemen y Arabia Saudí.

especímenes exportados desde Egipto, de los cuales 165 eran reexportaciones, según la base de datos sobre comercio CITES (2009).

Especies similares

Antes de 2004, *Uromastyx ornata* estaba considerado como subespecie de *U. ocellata* y se comercializaba con ese nombre.

Uromastyx ornata se puede distinguir de *U. ocellata* por la presencia de escamas agrandadas en el borde anterior del orificio del oído. *U. ornata* también tiene manchas amarillas en el dorso, mientras que las manchas dorsales de *U. ocellata* son de color crema muy pálido.

Al parecer, ha existido bastante confusión en los datos declarados sobre el comercio de Uromastyx ornata, como indican las discrepancias encontradas en la base de datos sobre comercio CITES.

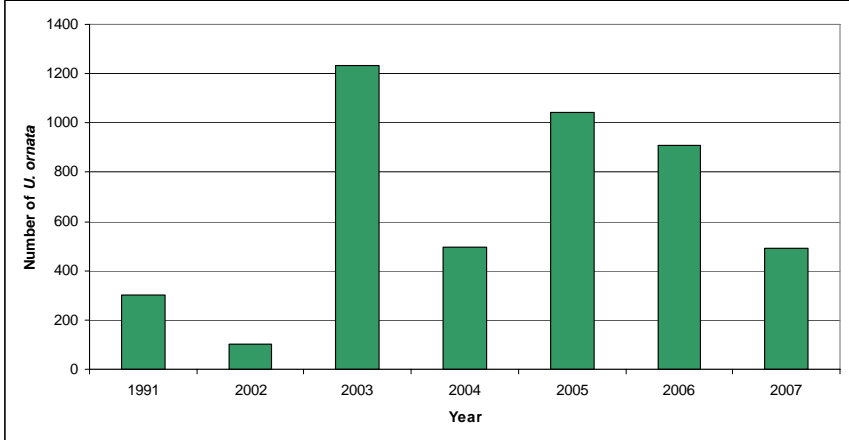
Según Baha el Din (2001), “La gran diferencia en la coloración nupcial de los machos de U. ornata y U. ocellata respalda considerablemente la situación de ambas taxa como especies distintas”.

Cría en cautividad/reproducción artificial

Según los registros sobre comercio de especies silvestres, en los últimos años se ha producido la cría en cautividad de *Uromastyx ornata* con finalidad comercial en EEUU, Ucrania, Jordania y Turquía.

Hasta hace poco, la cría en cautividad de Uromastyx ornata era muy poco frecuente. Sin embargo, en los últimos años ha aumentado mucho el conocimiento sobre los cuidados y la cría en cautividad, así como el éxito de ésta (Wilms, 2001). Esto parece reflejarse en la base de datos sobre comercio CITES, que muestra un aumento importante en el número de especímenes criados en cautividad comercializados desde 2003 (véase la Figura 2), y en las búsquedas realizadas en Internet, en las que se observa un cierto número de especímenes criados en cautividad ofrecidos a la venta.

Figura 2: Número de ejemplares de Uromastyx ornata criados en cautividad declarados como importaciones, excluyendo las reexportaciones (Base de datos sobre comercio CITES, 2009).

| Justificación | Información adicional | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------|--|------|---------------------|------|-----|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|-----|------|-----|
| |  <table border="1"> <caption>Data for Bar Chart: Number of U. ornata by Year</caption> <thead> <tr> <th>Year</th> <th>Number of U. ornata</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1991</td> <td>300</td> </tr> <tr> <td>2002</td> <td>100</td> </tr> <tr> <td>2003</td> <td>1250</td> </tr> <tr> <td>2004</td> <td>500</td> </tr> <tr> <td>2005</td> <td>1050</td> </tr> <tr> <td>2006</td> <td>900</td> </tr> <tr> <td>2007</td> <td>500</td> </tr> </tbody> </table> | Year | Number of U. ornata | 1991 | 300 | 2002 | 100 | 2003 | 1250 | 2004 | 500 | 2005 | 1050 | 2006 | 900 | 2007 | 500 |
| Year | Number of U. ornata | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1991 | 300 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2002 | 100 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | 1250 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2004 | 500 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2005 | 1050 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2006 | 900 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2007 | 500 | | | | | | | | | | | | | | | | |

Comentarios adicionales

El comercio de especies del género Uromastyx ha sido evaluado en los últimos años en el marco del Examen del Comercio Significativo. En la 20ª reunión del Comité de Fauna de CITES, celebrada en 2004, la especie U. ocellata fue elegida entre otras especies para la realización de un análisis más detallado. En ese momento, este taxón incluía a U. ornata. Cuando se realizó el análisis en 2006, U. ornata ya no se consideraba sinónimo de U. ocellata según la taxonomía utilizada en CITES. Por lo tanto, dicha especie no se incluyó en el análisis. En la 22ª reunión del Comité de Fauna, se consideró que el comercio de U. ocellata desde Yibuti, Egipto, Eritrea, Etiopía, Somalia y Sudán era de Menor Preocupación.

Evaluadores:

TRAFFIC Europe, P. Wagner, T. Wilms.

Inclusión de *Ctenosaura bakeri*, *C. melanosterna* y *C. oedirhina* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Honduras.

Resumen: Las especies *Ctenosaura bakeri*, *C. melanosterna* y *C. oedirhina* son iguanas de cola espinosa de la familia Iguanidae endémicas de Honduras. Están muy emparentadas con una cuarta especie, *C. palearis*, que es endémica de Guatemala y para la cual también se propone su inclusión en el Apéndice II en la presente CdP (véase la Propuesta 12). Otras dos especies del mismo género (*C. similis* y *C. flavidorsalis*), que no son objeto de ninguna propuesta de inclusión en CITES, también se encuentran en Honduras. En la actualidad, se reconocen unas 15 especies de *Ctenosaura*, que habitan en México y Centroamérica. Según los informes, existen poblaciones introducidas de dos especies (*C. pectinata* y *C. similis*) en Estados Unidos.

C. bakeri es una especie de iguana de tamaño mediano (55–83 cm) que es principalmente arbórea y se encuentra en tres zonas de manglares en la isla de Utila. Se estima que su área de distribución total abarca 10 km², aunque la especie sólo anida en unas 100 ha de hábitat en playas. En estudios recientes realizados mediante marcado y recaptura, se han encontrado altas densidades poblacionales (entre 24 y 103 individuos/ha) y se ha realizado una estimación total de la población de entre 42.000 y 68.000 adultos, con una proporción de sexos equilibrada y un gran número de juveniles. Se considera que la pérdida de hábitat representa la principal amenaza para la especie. Al parecer, ésta ha sido afectada por el drenaje de humedales, que ha ocasionado la pérdida de hábitat de manglares, y por la construcción de complejos turísticos en el litoral, que destruye sus zonas de cría. La especie también es cazada como alimento a escala local, y las capturas parecen haber aumentado en los últimos años. Según los informes, la hibridación con *C. similis* representa una amenaza potencial.

C. melanosterna es una iguana omnívora de tamaño relativamente grande (70–90 cm) con hábitos principalmente arbóreos. Es endémica del matorral espinoso del Valle de Aguán y del bosque seco tropical y subtropical del Valle de Aguán y el archipiélago de Cayos Cochinos. El archipiélago tiene una superficie terrestre total de unos 2 km²; aunque se desconoce el tamaño del área de distribución de la especie en el continente, es probable que sea pequeña. Se dice que la especie está siendo afectada por la pérdida de hábitat y por su caza como fuente de alimento, aunque se carece de información detallada. Se ha propuesto un tamaño de la población de entre 2.000 y 2.500 individuos.

C. oedirhina es una iguana relativamente pequeña (40–60 cm) que habita en la isla de Roatán (13.000 ha), frente a la costa caribeña de Honduras. Según los informes, la especie se encuentra en una gran diversidad de hábitats en la isla. Se piensa que la especie está afectada por la destrucción del hábitat y la caza como fuente de alimento, aunque la importancia de dichos factores no está clara. Según algunos informes, estos problemas representan una amenaza importante. Otros informes indican que la especie es adaptable, está lo suficientemente extendida y se encuentra en suficientes áreas protegidas como para encontrarse en una situación segura en la actualidad. Se ha propuesto un tamaño de la población de 5.000 individuos.

Entre las amenazas adicionales a estas especies se incluyen la contaminación, el tráfico rodado y la captura con fines medicinales, aunque en la actualidad se desconoce la importancia de dichas amenazas.

C. bakeri y *C. melanosterna* están protegidas por ley en Honduras, aunque al parecer el control de la aplicación de la ley es inadecuado. *C. oedirhina* no está protegida actualmente por legislación nacional, aunque las tres especies reciben cierta protección indirecta a través de las áreas protegidas y/o programas de investigación y cría.

Las tres especies están clasificadas por la UICN en la categoría de En Peligro Crítico, debido a sus pequeñas áreas de distribución, sus poblaciones supuestamente limitadas y fragmentadas y la amenaza continuada que representa la pérdida de hábitat. Al menos en un caso (*C. bakeri*), la estimación poblacional utilizada en la evaluación de la Lista Roja parece ser una importante subestimación.

Las especies del género *Ctenosaura* han estado presentes en el comercio de mascotas exóticas en Europa y Norteamérica. No obstante, su popularidad como mascotas ha disminuido en los últimos años y parece existir poca demanda y disponibilidad de estas especies en el comercio internacional, aunque se han encontrado algunos indicios de que *C. melanosterna* está presente en el comercio de mascotas y está siendo criada en cautividad con éxito. Según la base de datos del Servicio de Pesca y Vida Silvestre (*Fish & Wildlife Service*) de Estados Unidos (LEMIS) para el período 2000–2007, Honduras exportó 858 ejemplares de *Ctenosaura* a Estados Unidos durante este período, la mayoría declarados como extraídos del medio silvestre y un 60% para fines científicos. Los especímenes no estaban identificados a nivel de especie y por lo tanto podrían ser de cualquiera de las cinco especies (las tres incluidas en la propuesta, además de *C. similis* y *C. flavidorsalis*) de *Ctenosaura* que habitan en Honduras. Según la Justificación, EEUU importó 17 y 11 ejemplares de *C. melanosterna* en 2004 y 2008 respectivamente, aunque se desconoce si era para fines comerciales o de otro tipo. En 2008, EEUU importó otros 49 ejemplares silvestres de *C. melanosterna* para fines científicos.

Aunque las tres especies tienen una apariencia similar, los informes indican que son fáciles de distinguir a partir de sus rasgos morfológicos cuando los ejemplares son adultos. Se considera que los ejemplares neonatos son más difíciles de distinguir. Se afirma que *C. melanosterna* y *C. palearis* son más similares entre sí y pueden ser bastante difíciles de distinguir, sobre todo en el caso de neonatos o jóvenes. Se ha presentado una propuesta para incluir a la especie *C. palearis* en el Apéndice II en la presente CdP (véase la Propuesta 12); por lo tanto, también se deberían tener en cuenta cuestiones de semejanza.

Análisis: Las tres especies de *Ctenosaura* tienen un área de distribución restringida. Una especie (*C. bakeri*) tiene un área de distribución muy pequeña, aunque el número de individuos en ella es claramente numeroso; otra (*C. oedirhina*) es adaptable según los informes y se encuentra en una gran variedad de hábitats en las 13.000 ha de su área de distribución. Se dispone de poca información sobre la tercera especie (*C. melanosterna*), que tiene una distribución discontinua y posiblemente muy limitada. Los informes indican que las tres especies están afectadas por la pérdida y degradación de hábitat y la caza para alimento, aunque la gravedad de estas amenazas para cada especie no está clara. Las iguanas, incluyendo las del género *Ctenosaura*, están presentes en el comercio de mascotas exóticas, aunque el comercio internacional de estas especies en concreto parece ser muy limitado. Aunque en los últimos años Honduras ha exportado especies no identificadas de *Ctenosaura*, no existen pruebas que indiquen la presencia en el comercio internacional de *C. bakeri* y *C. oedirhina* en la actualidad. Por lo tanto, parece que dichas especies no cumplen los criterios para su inclusión en el Apéndice II, dado que no es preciso reglamentar el comercio internacional para evitar que reúnan las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, ni tampoco para evitar que la recolección de especímenes para el comercio reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada por la continua recolección u otros factores.

En los últimos años, se ha documentado un nivel bajo de comercio de *C. melanosterna*. La evidencia disponible indica que existe un número suficiente de ejemplares criados en cautividad para satisfacer la demanda limitada de la especie en el comercio de mascotas, aunque existen informes sin confirmar de exportaciones limitadas desde Honduras. Es posible la población silvestre de la especie sea pequeña y por lo tanto que toda captura para la exportación reduzca la población a un nivel que en el que supervivencia se vea amenazada. Sin embargo, no existen pruebas para demostrarlo, por lo que es imposible establecer con confianza si la especie cumple o no los criterios para la inclusión en el Apéndice II contenidos en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*.

Los ejemplares neonatos o jóvenes de esta especie pueden ser difíciles de distinguir de los de *C. palearis*, especie para la cual Guatemala propone su inclusión en el Apéndice II (Propuesta 12). En teoría, los criterios relativos a semejanza que se incluyen en el Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* podrían ser de aplicación si dicha propuesta fuera aprobada. No obstante, existe poca evidencia de que estas especies sean objeto de comercio, y además tienen un país de origen distinto; por consiguiente, es poco probable que su inclusión fuera necesaria para ayudar a reglamentar el comercio de *C. palearis*, sobre todo teniendo en cuenta que todas las demás especies de *Ctenosaura* seguirían fuera de los Apéndices de CITES.

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <u>Taxonomía</u> | |
| <p><i>Ctenosaura</i> subgénero <i>Loganiosaura</i>. El complejo o clado de <i>Ctenosaura palearis</i> incluye a las especies <i>C. bakeri</i>, <i>C. melanosterna</i>, <i>C. oedirhina</i> y <i>C. palearis</i> (incluida en otra propuesta).</p> <p>Hasta 1987 <i>C. oedirhina</i> se consideraba la misma especie que <i>C. bakeri</i>.</p> <p>Hasta 1997 <i>C. melanosterna</i> se consideraba la misma especie que <i>C. palearis</i>.</p> | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| <p><i>C. bakeri</i>: Honduras (Isla de Utila).</p> <p><i>C. melanosterna</i>: Honduras (Valle de Aguán y archipiélago de Cayos Cochinos).</p> <p><i>C. oedirhina</i>: Honduras (Isla de Roatán).</p> | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <p>Las tres especies están clasificadas en la categoría de En Peligro Crítico en la <i>Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN</i>.</p> | <p><i>C. bakeri</i>: <i>En Peligro Crítico B1ab(iii)+2ab(iii)</i> (Evaluada en 2004, versión 3.1 de los Criterios y Categorías).</p> <p><i>C. melanosterna</i>: <i>En Peligro Crítico B1ab(iii,v)</i> (Evaluada en 2004, versión 3.1 de los Criterios y Categorías).</p> <p><i>C. oedirhina</i>: <i>En Peligro Crítico B1ab(iii)</i> (Evaluada en 2004, versión 3.1 de los Criterios y Categorías).</p> |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

Según la Justificación, las “poblaciones silvestres se encuentran muy disminuidas, y todas poseen rangos geográficos altamente restringidos”.

C. bakeri: En la Justificación se señala que el tamaño estimado de la población es de 10.000 ejemplares, aunque se añade que hasta la fecha no se ha realizado ningún estudio poblacional detallado. Según la propuesta, varios expertos

Wilson y McCranie (2003) realizaron un estudio sobre la estabilidad ambiental de Honduras y clasificaron a las especies C. bakeri, C. oedirhina y C. melanosterna como altamente vulnerables atendiendo al tamaño de su área de distribución, la extensión de su distribución ecológica y el grado de persecución humana.

C. bakeri: *Según un estudio reciente, el hábitat de C. bakeri consistía en tres zonas aisladas de manglares en la isla, que abarcaban un área total de 1.091 ha (Gutsche, 2005) y representaban un 27% de la superficie terrestre de la isla de Utila. Los*

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>consideran que esa cantidad es exagerada. Según el autor de la propuesta, una “estimación más realista” se sitúa en torno a 3.000 ejemplares.</p> | <p><i>lugares de anidación estaban restringidos a 109 ha de territorio costero arenoso.</i></p> <p><i>En un estudio mediante marcado y recaptura, se encontraron densidades poblacionales de 24, 39 y 103 individuos/ha, lo cual dio lugar a una estimación total de la población de entre 57.823 y 93.826 individuos. Poco más del 70% de los animales capturados en el estudio eran adultos, y las observaciones indicaron que los juveniles estaban insuficientemente representados, lo cual sugiere que la población total era incluso superior (Gutsche, 2005; Gutsche y Streich, 2009). Estas cifras son similares a las aportadas por Kuttler (2000) y considerablemente más elevadas que las de estimaciones anteriores (p. ej., Zoemer y Köhler, 2004) que claramente estaban basadas más en observaciones más o menos informales que en un muestreo detallado. Aunque observaciones anteriores indicaban una proporción de sexos sesgada, Gutsche y Streich (2009) encontraron una proporción de 1:1,2 entre machos y hembras.</i></p> <p><i>Los expertos están de acuerdo en que la pérdida de hábitat es la principal amenaza para C. bakeri. Esto se debe a la construcción de complejos turísticos y residenciales y carreteras, la utilización de manglares como vertederos y el establecimiento de plantas exóticas invasoras, que hacen que determinadas zonas ya no sean adecuadas para la puesta de huevos (Zoerner y Köhler, 2004). Entre 1999 y 2003, Gutsche y Streich (2009) observaron el desmonte de 25 ha de manglar. Además, muchos de los lugares de anidación (las playas) se han vendido para la construcción de complejos turísticos (Binns, 2003). Dado que las hembras sólo utilizan un pequeño número de zonas costeras (que representan un total aproximado de 109 ha), son particularmente vulnerables a la pérdida de posibles lugares de anidación (Gutsche, 2006). Si los planes de desarrollo continúan, pueden ocasionar la destrucción del 50% de los manglares actuales y la pérdida del 80% de todos los lugares de anidación en los próximos 20 años, lo cual daría lugar a una importante disminución de las poblaciones (Gutsche y Streich, 2009).</i></p> <p><i>El tráfico y la contaminación también podrían poner en peligro la estabilidad de las poblaciones de C. bakeri (Pasachnik, 2006; Gutsche y Streich, 2009).</i></p> <p><i>C. bakeri podría verse amenazada además por la hibridación con la especie C. similis, más abundante y extendida. Se prevé que una mayor destrucción del hábitat aumente el contacto entre las dos especies y podría aumentar la probabilidad de hibridación (Gutsche y Köhler, 2008).</i></p> <p><i>Gutsche y Streich (2009) observaron un aumento en el número de cazadores de subsistencia en la zona, y habitantes locales manifestaron que cazan hasta 20 ejemplares por salida en la estación seca. Esto podría deberse al hecho de que se han habilitado alojamientos temporales para los inmigrantes que trabajan en la construcción de los complejos turísticos o residenciales (Binns, 2009).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>C. melanosterna: Endémica del Valle de Aguán y el archipiélago de Cayos Cochinos, en Honduras. Se puede encontrar en el hábitat de matorral espinoso del Valle de Aguán. El tamaño estimado de la población es de 2.000 individuos.</p> <p>C. oedirhina: Endémica de la isla de Roatán, en Honduras. Se puede encontrar en una gran variedad de hábitats, incluyendo acantilados rocosos frente a playas, manglar y bosque seco. El tamaño estimado de la población es de 5.000 individuos.</p> | <p>C. melanosterna: Según Gaal (2009a), esta especie se encuentra en el continente (Valle de Aguán) y en tres de las islas de Cayos Cochinos: Cayo Cochino Grande, Cayo Cochino Menor y Chachahuate.</p> <p>La calidad y superficie del hábitat está disminuyendo (Köhler, 2004) y se piensa que esta iguana también es fuente de alimento para la población local en la parte continental de Honduras y en Cayo Grande (Pasachnik, 2006).</p> <p>En 2004, la UICN clasificó a la especie en la categoría de En Peligro Crítico basándose en estimaciones de la extensión de la presencia y el área de ocupación de la especie que abarcan menos de 100 km², una población fragmentada que podría estar formada por menos de 2.500 individuos maduros y una disminución continuada de la superficie del hábitat (Köhler, 2004b).</p> <p>Existen informes por confirmar del contrabando esporádico de la especie desde Cayos Cochinos (donde al parecer la especie es abundante en su área de distribución extremadamente limitada) hasta San Pedro Sula para su exportación (TRAFFIC North America, 2010).</p> <p>C. oedirhina: Pasachnik (2006) considera que la isla de Roatán es lo suficientemente grande (y contiene suficientes áreas protegidas) para mantener a la especie, que explota distintos tipos de hábitat con éxito. La isla de Roatán abarca 13.000 ha. Imágenes de satélite obtenidas recientemente indican que una gran parte de la isla podría contener hábitat adecuado para esta iguana.</p> <p>En 2004, la UICN clasificó a la especie en la categoría de En Peligro Crítico basándose en estimaciones de la extensión de la presencia y el área de ocupación de la especie que abarcan menos de 100 km², una población fragmentada que podría estar formada por menos de 2.500 individuos maduros y una disminución continuada de la superficie del hábitat (Köhler, 2004b).</p> <p>Pasachnik (2010) considera que la especie está amenazada por la destrucción del hábitat y la caza.</p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> | |
| <p>Según la propuesta, las especies son muy apreciadas en el mercado de mascotas exóticas, sobre todo en Europa y EEUU, porque tienen un tamaño entre mediano y pequeño y son relativamente dóciles y fáciles de mantener en cautividad.</p> <p>Según la base de datos del Servicio de Pesca y Vida Silvestre (<i>Fish & Wildlife Service</i>) de EEUU (2009), Honduras exportó a EEUU 17 ejemplares de <i>C. melanosterna</i> en 2004 y 11 en 2007.</p> <p>Según la propuesta, un estudio ha detectado el comercio habitual de estas tres especies en el mercado internacional, en la mayoría de los casos de forma ilícita. La tabla incluida muestra que las especies están a la venta en España, Alemania, Países Bajos y EEUU a un precio entre 90 y 100 dólares USA.</p> | <p><i>Newman (2009) manifiesta que actualmente los ejemplares de Ctenosaura son bastante poco comunes en el comercio en el Reino Unido; Werning (2009) considera que no existe una gran demanda de estas especies y que son difíciles de mantener en cautividad. Gutsche (2009) afirma que según aficionados y comerciantes de Ctenosaura, dichas especies no son populares en el mercado de mascotas a causa de su tamaño relativamente grande, su temperamento difícil y su aspecto poco atractivo, mientras que especies más pequeñas como C. defensor y C. alfredschmidtson son más populares en el comercio de mascotas.</i></p> <p><i>Según Werning (2009), el número de ejemplares de estas especies que están en manos de aficionados o son comercializados parece ser muy bajo, y no parece existir una demanda real de las mismas. Werning (2009) aclara que aunque en el pasado se han importado ejemplares silvestres de C. melanosterna para el comercio de mascotas, en los últimos años la mínima demanda de esta especie se abastece fácilmente con especímenes criados en cautividad. Un criador de C. melanosterna manifestó que le resulta difícil vender los 20 o 30 especímenes que cría cada año debido a la falta de demanda (Werning, 2009).</i></p> <p><i>Según la base de datos sobre comercio del Fish & Wildlife Service de EEUU (LEMIS), Honduras exportó 858 especímenes de Ctenosaura a Honduras entre 2000 y 2007; de éstos, todos menos 17 fueron declarados como silvestres y más del 60% eran para fines científicos. Dichos especímenes no fueron identificados a nivel de especie, y serían necesarias copias de las declaraciones y las facturas para identificar la especie. Desgraciadamente, en el momento en que se preparó el presente análisis dicha información no estaba disponible para el equipo de UICN/TRAFFIC encargado del mismo. No obstante, se documentó la exportación de Honduras a EEUU de 49 ejemplares silvestres de C. melanosterna para fines científicos en 2008.</i></p> <p><i>La Justificación no aporta detalles sobre el número y el origen de los especímenes disponibles a la venta.</i></p> <p><i>Una breve búsqueda en Internet realizada para los fines del presente análisis indicó que estas especies no son comunes en el mercado de mascotas. Sólo se encontraron a la venta ejemplares de C. melanosterna, supuestamente criados en cautividad. Reijngoud (2009) también realizó un estudio sobre la disponibilidad de estas especies en Internet y observó que C. bakeri y C. oedirhina no estaban a la venta, mientras que C. melanosterna sí lo estaba pero sólo a pequeña escala y supuestamente procedente de la cría en cautividad.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|---|
| | <p>C. bakeri: Binns (2009) afirma que <i>C. bakeri</i> no parece estar disponible en EEUU.</p> <p>C. melanosterna: Gaal (2009b) considera que <i>C. melanosterna</i> no está amenazada por el comercio internacional, en parte porque no es fácil de mantener en cautividad. Gaal (2009b) también observó que los únicos ejemplares de <i>C. melanosterna</i> a la venta en tiendas de mascotas eran criados en cautividad. Los demás ejemplares de <i>Ctenosaura</i> a la venta eran las especies más pequeñas y populares, tales como <i>C. flavidorsalis</i>, <i>C. oaxacana</i> y <i>C. quinquecariniata</i>. Binn (2009) considera que aunque en ocasiones se encuentran especímenes a la venta, éstos se importan principalmente a EEUU en pequeñas cantidades, junto con <i>C. palearis</i>. En un foro en Internet se indicaba que <i>C. melanosterna</i> se cría en cautividad en EEUU pero no es objeto de gran demanda debido a su mala reputación como animal de compañía (Anón., 2009).</p> <p>C. oedirhina: Werning (2009) manifiesta que un ejemplar de <i>C. oedirhina</i> se puede vender por un precio entre 150 y 250 dólares USA pero que la especie no es objeto de gran demanda.</p> |

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

Ninguna especie de *Ctenosaura* está actualmente incluida en el Apéndice II.

Se ha presentado una propuesta para incluir a *C. palearis* en el Apéndice II que será debatida en la CdP15 (Propuesta 12).

Los neonatos de las especies de *Ctenosaura* tienen una apariencia similar y por lo tanto pueden ser difíciles de identificar a nivel de especie si no se conoce su procedencia.

B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies actualmente incluidas en los Apéndices

Estas tres especies de *Ctenosaura* pueden contribuir a la dispersión de semillas y por lo tanto a la regeneración del bosque.

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>Observaciones complementarias</p> <p>Estas especies son utilizadas como alimento en Honduras, ya que las comunidades locales a veces consumen la carne, los huevos y la piel como fuente de proteína. También han sido utilizadas como afrodisíacos (huevos y carne), en la medicina tradicional en algunas comunidades locales (grasas y carne), y más recientemente como animales de laboratorio y en peletería como pieles exóticas.</p> <p>Es fácil distinguir entre las especies del subgénero <i>Loganiosaura</i> y las otras especies del género <i>Ctenosaura</i>.</p> <p>C. melanosterna: Hasta 1997 esta especie se consideraba la misma que <i>C. palearis</i>. Sin embargo, ambas difieren en coloración, comportamiento y características osteológicas.</p> <p>C. oedirhina: Hasta 1987 esta especie se consideraba la misma que <i>C. bakeri</i>. Sin embargo, los caracteres morfológicos y moleculares demostraron que ambas especies debían ser consideradas como entidades distintas.</p> | <p><u>Amenazas</u></p> <p><i>Wilson y Townsend (2006) afirman que el futuro de la herpetofauna de Honduras está en peligro debido a la deforestación provocada por un crecimiento descontrolado de la población humana. Dado que las tres especies son principalmente arbóreas (Malfatti, sin fecha; Gaal, 2009b), es probable que sean particularmente vulnerables a la deforestación y la tala selectiva de árboles.</i></p> <p><u>Especies similares</u></p> <p><i>Gutsche y Köhler (2008) señalan que las tres especies de Ctenosaura son fáciles de distinguir por sus características morfológicas y su distribución alopatrica a pesar de sus similitudes genéticas (sólo entre 1 y 2% de diferencia). No obstante, los expertos reconocen (Pasachnik, 2009; Echternacht, 2009; Köhler, 2009) que podría haber problemas de semejanza en la identificación de especímenes de procedencia desconocida, sobre todo neonatos.</i></p> <p><i>Ctenosaura flavidorsalis está presente en Honduras.</i></p> <p><i>C. melanosterna y C. palearis también se pueden distinguir por su tamaño y peso cuando son adultas (Gaal, 2009b).</i></p> <p><i>Según la base de datos LEMIS, de EEUU, en el período 2000-2007 ha habido comercio de especímenes silvestres de C. similis desde Honduras (total: 8.025). Sin embargo, se dice que es fácil identificar a los especímenes de C. similis por su color verde cuando son neonatos y sus filas de escamas intercaladas (Echternacht, 2009; Pasachnik, 2009).</i></p> |
| | <p><u>Conservación, gestión y legislación</u></p> <p>C. bakeri: <i>La especie está protegida por ley en Honduras desde 1994, y su caza está prohibida. Sin embargo, el control de la aplicación de la ley no es constante ni adecuado (Pasachnik, 2006). Se sabe que la especie está presente en el Refugio de Vida Silvestre Turtle Harbour y la Estación de Investigación y Crianza de Utila, establecida en 1997 para promover la conservación de la especie y establecer un programa de cría (Binns, 2003).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|---|
| | <p><i>La Asociación para la Conservación de las Islas de la Bahía (BICA, por sus siglas en inglés) y el Proyecto de Conservación de la Iguana de Utila (CPUI) también promueven la conservación de C. bakeri. Existe un proyecto importante centrado en la creación de un “santuario de manglar” para proteger el hábitat de la especie (Binns, 2003).</i></p> <p>C. melanosterna: <i>La especie está protegida por ley en Honduras desde 1994, y su caza está prohibida. Además, el archipiélago de Cayos Cochinos está protegido por la Honduran Coral Reef Foundation (HCRF), que ha establecido un centro de investigación en Cayo Pequeño. Esto ha parado la caza y la destrucción del hábitat y ha permitido que “C. melanosterna se desarrolle muy bien” (Pasachnik, 2006). También existe un área protegida en el Valle de Aguán (Pasachnik, 2006) y se ha propuesto la creación de un centro de investigación y cría en el continente (Gaal, 2008).</i></p> <p>C. oedirhina: <i>La especie no goza de protección legal en la actualidad, aunque, según Pasachnik (2006), la isla es lo suficientemente grande y contiene suficientes áreas protegidas para mantener a la especie, que explota distintos tipos de hábitat con éxito. Los especímenes gozan de cierta protección en terrenos privados (p. ej., Paya Bay en Roatán) y los especímenes que habitan en Mangrove Canal están relativamente bien protegidos, dado que C. oedirhina se considera como una atracción turística (Pasachnik, 2006).</i></p> |

Cría en cautividad/reproducción artificial

| |
|--|
| <p>C. bakeri: <i>Existe un programa de cría en la Estación de Investigación y Crianza de Utila, donde se han obtenido más de 750 crías (Castillo, 2009).</i></p> <p><i>En 1994, varios especímenes fueron importados a Alemania para un programa de cría en cautividad (Köhler y Rittmann, 1998); actualmente se está consiguiendo la reproducción de varios especímenes en zoológicos de Europa, uno de los cuales es el Zoológico de Londres. Existen planes de establecer programas de cría en zoológicos de España, Polonia y California (Eccleston, 2007). También existen dos zoológicos en EEUU que tienen colecciones de C. bakeri (http://www.fortworthzoo.com/conserva/utilaiquana.html).</i></p> <p>C. melanosterna: <i>En 2007 se estableció un libro de cría o “studbook” para C. melanosterna con 30 ejemplares. Se conocen seis lugares en los que existen ejemplares de C. melanosterna, tres en Países Bajos y tres en EEUU (Gaal y Henningheim, 2008). También existen colecciones de la especie en un zoológico en Helsinki y otro en Viena (Gaal, 2009b).</i></p> <p>C. oedirhina: <i>Existe una población cautiva de la especie en el Zoológico de</i></p> |
|--|

| Justificación | Información adicional |
|---------------|--|
| | <p><i>Rotterdam, y también algunos especímenes en manos de coleccionistas de reptiles en Alemania, Países Bajos (Köhler, 2004) y EEUU (Gaal, 2009b). En Alemania se inició un programa de cría en cautividad en 1994 (Köhler y Rittmann, 1998), aunque no se pudo encontrar información sobre los resultados del programa. La European Studbook Foundation también mantiene un libro de cría para C. oedirhina, con dos lugares conocidos: Países Bajos y EEUU.</i></p> <p><u>Comentarios adicionales</u></p> <p><i>C. bakeri: Los manglares suelen ser de propiedad estatal y por lo tanto son fáciles de proteger, mientras que las playas a menudo son de titularidad privada y pueden ser más difíciles de proteger.</i></p> <p><i>Gaal (2009) reconoce que el comercio ilegal no es la amenaza más importante para C. melanosterna sino la pérdida de hábitat y el consumo local.</i></p> |

Evaluadores:

R. Gaal, A. Gutsche, TRAFFIC North America, H. Werning.

Inclusión de *Ctenosaura palearis* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: República de Guatemala.

Resumen: La especie *Ctenosaura palearis* es una iguana arbórea de tamaño mediano y omnívora, endémica de los bosques secos y matorrales espinosos de la zona semiárida del Valle del Río Motagua en Guatemala. Es una de las aproximadamente 15 especies de *Ctenosaura*, un género en la familia Iguanidae autóctono de México y Centroamérica. En Guatemala existen otras dos o posiblemente cuatro especies de *Ctenosaura*, entre las que se incluyen *C. flavodorsalis* y *C. similis* y, con cierta controversia, *C. alfredschmidti* y *C. acanthura*.

Las hembras de *C. palearis* se reproducen una vez al año, y depositan entre seis y doce huevos en agujeros o túneles entre marzo y abril. Los huevos eclosionan en mayo, coincidiendo con el inicio de la época lluviosa.

Estudios recientes indican que la especie se distribuye de forma bastante amplia en la ecorregión del Valle del Río Motagua, en la cual siguen existiendo unas 100.000 ha de hábitat potencialmente adecuado. No obstante, los informes afirman que una gran parte de este hábitat se encuentra degradado y que el proceso de degradación es continuado, sobre todo debido a la tala de los grandes cactus *Stenocereus pruinosus*, que representan un componente importante en el hábitat de la iguana. En un estudio realizado en 2008 en parcelas de muestreo se estimó una densidad media total de 1 individuo por 1,7 ha (0,6 individuos/ha) en un área de 3.000 ha que contenía parte de lo que se considera el hábitat de mejor calidad para la especie. En total, se han identificado unas 20 subpoblaciones de la especie hasta la fecha. En un estudio de marcado y recaptura no publicado se indica que la población total podría estar formada por unos 5.000 individuos, de los cuales tal vez menos de 2.000 sean individuos maduros. Sólo una proporción muy pequeña del hábitat se encuentra dentro de áreas protegidas.

La especie es objeto de extracción (legal) con fines de subsistencia como fuente de alimento y en la medicina tradicional. En dos lugares donde es objeto de captura (Los Morales y Morazán), los informes indican que también ha sido capturada para la exportación (ilegal) en el mercado de animales vivos. Según los habitantes de estas zonas, las personas que capturan *C. palearis* con fines de subsistencia cazan unos seis ejemplares al mes, mientras que los que buscan animales vivos para la exportación capturan entre 50 y 60 al mes. También señalaron que las poblaciones de la iguana han disminuido drásticamente en los últimos 20 años; además, investigadores que han visitado estas zonas recientemente no han podido encontrar la especies.

C. palearis es objeto de comercio internacional como animal vivo, aunque al parecer a una escala relativamente pequeña. Según el sistema de registro de datos del Servicio de Pesca y Vida Silvestre (*Fish and Wildlife Service*) de EEUU (LEMIS), éste país importó 240 ejemplares silvestres de *C. palearis* desde Guatemala en 2008 con fines comerciales; las autoridades guatemaltecas supuestamente no estaban al corriente de dicho comercio. Los datos LEMIS también muestran la importación a EEUU de 210 ejemplares silvestres del género *Ctenosaura* desde Guatemala en el período 2000–2007. No se sabe cuántos de éstos, si es que había algunos, eran *C. palearis*. Existen informes contradictorios sobre el nivel de demanda internacional para la especie. Aunque se dice que los precios anunciados son relativamente bajos, entre 25 dólares USA y 25 Euros, algunos sitios Web ofrecen especímenes a precios bastante superiores (hasta 149 dólares USA).

C. palearis está incluida en la Categoría Nº 2 de la Lista de Especies Amenazadas de Guatemala (CONAP, 2009) y solamente puede ser utilizada con fines científicos, investigación y reproducción prioritaria para su conservación. Los ejemplares sólo pueden ser intercambiados cuando sean reproducidos por personas autorizadas, en condiciones controladas y a partir la segunda generación, y nunca con fines comerciales. Al parecer, no existen establecimientos de cría en cautividad para la especie en Guatemala.

Tres especies similares a *Ctenosaura* (*C. bakeri*, *C. melanosterna* y *C. oedirhina*, todas endémicas de Honduras) también han sido propuestas para su inclusión en el Apéndice II en la CdP15 (véase la Propuesta 11 para la CdP15).

Análisis: *Ctenosaura palearis* está razonablemente extendida, con 20 subpoblaciones identificadas (de las cuales dos podrían estar extintas) en unas 100.000 ha de hábitat. No obstante, la mayor parte del hábitat está fragmentado y degradado, y el proceso de conversión de la tierra y de degradación continúa. La información más reciente indica que la población total podría ser pequeña, en torno a unos 5.000 individuos. La especie es cazada con fines de subsistencia y al parecer ha sido capturada para el comercio internacional de mascotas en dos áreas; en dichas zonas, los informes indican que la especie es muy escasa o incluso está extinta. El número de individuos de los que se tiene constancia en el comercio internacional es pequeño; además, aunque los informes son algo contradictorios, la demanda de la especie parece ser baja en términos generales.

Los datos más recientes sugieren que la población de *Ctenosaura palearis* podría situarse en torno a la cifra orientativa para una población pequeña que se indica en el Anexo 5 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*; además, el hecho de que la captura para la exportación haya sido un factor implicado en la disminución o desaparición de dos subpoblaciones hace que sea posible que *Ctenosaura palearis* cumpla los criterios para la inclusión en el Apéndice II, atendiendo a que puede ser necesario reglamentar el comercio para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo.

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <u>Taxonomía</u> | |
| Sinónimos: <i>Enyalisaurus palearis</i> . | Antes de 1997, <i>C. palearis</i> y <i>C. melanosterna</i> se consideraban conespecíficas (Buckley y Axell, 1997). |
| <u>Área de distribución</u> | |
| Guatemala. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| En Peligro Crítico (Criterio B1ab(iii)). | Evaluada en 2004, versión 3.1 de los criterios y categorías). |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2 a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de regular el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

La especie es endémica de los bosques secos y matorrales espinosos de la zona semiárida del Valle del Río Motagua en Guatemala, incluyendo los departamentos de El Progreso y Zacapa.

En la Justificación se afirma que *C. palearis* está restringida a unas pocas zonas boscosas restantes y la porción semiárida del Valle del Motagua, en un área de

La cifra de 101.353 ha aportada en la Justificación procede de Ariano y Cotí (2007), que calcularon que el área de distribución potencial comprende 101.353 ha investigando colecciones históricas de *C. palearis*; esto fue confirmado mediante entrevistas a la población local sobre capturas y observaciones directas de individuos. Observaron que *C. palearis* estaba distribuida más o menos por toda esa área y que las poblaciones de *C. palearis* parecían estar en buen estado de conservación en toda la zona, particularmente en Cabañas y Gualán. En las regiones

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>101.353 ha², citando a Cotí y Ariano (2008). No obstante, también se menciona que sólo quedan 100.206 ha de su hábitat original.</p> <p>También se señala en la Justificación que la mayor parte de la zona se encuentra degradada y que la especie se ha extinguido a escala local.</p> <p>El rango altitudinal se sitúa entre 350 y 700 msnm.</p> <p>En la Justificación se señala que estudios de marcado y recaptura realizados en 2007 indican una población total de unos 5.000 individuos. En otra parte de la propuesta se señala que mediante métodos de marcado y recaptura se calcula un tamaño total de la población entre 2.500 y 5.000 individuos.</p> <p>Los habitantes locales han notado una disminución en la población, y aseguran que hace unos 20 años se podían observar hasta cinco ejemplares en un mismo árbol y en la actualidad sólo logran observar uno o dos ejemplares cada cierto tiempo.</p> | <p><i>de Morales y El Progreso, la situación de la especie era menos buena, lo cual estaba relacionado con niveles elevados de comercio ilícito.</i></p> <p><i>Según Cotí y Ariano (2008), la región semiárida del Valle del Motagua comprende unas 200.000 ha; señalan que se ha producido una importante pérdida de hábitat en la región, pero no aportan una cifra sobre el hábitat que queda. En su estudio, realizaron un muestreo de un área total de 6.400 m² y su estimación de la población total de su área de estudio fue de 99 individuos. A partir de estos datos, calcularon que la población máxima de las 3.000 ha de su lugar de estudio era de 651 individuos (con un 95% de confianza) y que la densidad media era de 1 individuo por 1,69 hectáreas.</i></p> <p><i>Cotí y Ariano consideran que el lugar de estudio es una de las zonas de mejor hábitat para la especie que quedan, a diferencia de otros lugares, donde el hábitat está más fragmentado y degradado, particularmente a causa de la tala de los grandes cactus Stenocereus pruinosus, que representan un componente importante en el hábitat de la iguana (Ariano, 2010). En estudios recientes se habían identificado 20 subpoblaciones de la especie, aunque no se han encontrado ejemplares en visitas recientes realizadas a dos de ellas (Los Morales y Morazán) donde existen informes de la extracción comercial de la especie. Se considera que la población total es de unos 5.000 individuos, de los cuales menos de 2.000 son maduros (Ariano, 2010).</i></p> <p><i>Köhler y Vesely (1996) sólo consiguieron capturar 15 ejemplares de C. palearis en cuatro días con la ayuda de habitantes locales, lo cual indica que el tamaño de la población podría ser relativamente pequeño.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>Existe una enorme demanda internacional de esta especie para el comercio de mascotas, sobre todo en Europa y Estados Unidos. La demanda de <i>C. palearis</i> para el comercio de mascotas ya supera al número de ejemplares cazados con fines de subsistencia. En la Justificación se detallan ventas de <i>C. palearis</i> por Internet a Alemania, EEUU y la República Checa por 90 dólares USA. Sin embargo, en otro párrafo de la Justificación se dice que el precio medio de <i>C. palearis</i> es de 70 dólares USA.</p> | <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> <p><i>En la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN se especifica que, aunque el comercio internacional de mascotas es una amenaza para <i>C. palearis</i>, “actualmente no se considera una amenaza seria” (Köhler, 2004).</i></p> <p><i>En un estudio realizado por TRAFFIC se observó que <i>C. palearis</i> estaba presente en el comercio de mascotas en la UE (Unión Europea) durante los años 1990 (Auliya, 2003).</i></p> <p><i>Cotí y Ariano (2008) descubrieron que las personas que capturan ejemplares de <i>C. palearis</i> para venderlos a comerciantes internacionales capturan entre 50 y 60 ejemplares al mes, mientras que los que lo hacen con fines de subsistencia cazan unos seis al mes. Ariano y Cotí (2007) y Ariano (2010) afirman que la extracción comercial está limitada a dos áreas (Los Morales y Morazán) y no parece tener lugar en otros lugares, aunque la caza de subsistencia sí se lleva a cabo en otras áreas. Ariano (2010) manifiesta que no se han encontrado iguanas en visitas recientes a esas zonas.</i></p> <p><i>En un estudio sobre la disponibilidad de ejemplares de <i>C. palearis</i> a la venta a través de Internet, Reijngoud (2009) descubrió que <i>C. palearis</i> no está disponible a gran escala. Se realizó una breve búsqueda en Internet para los fines del presente análisis, indicando disponibilidad y demanda limitadas para <i>C. palearis</i>. Entre los hallazgos específicos realizados durante la búsqueda en Internet figuran un foro en el que se daba a entender que es fácil conseguir ejemplares de <i>C. palearis</i> importados en EEUU, un foro en el que se indicaba que se están exportando especímenes de <i>C. palearis</i> desde Países Bajos, aunque sin especificar el origen ni el país de importación, y un número limitado de sitios Web en el que se anunciaban especímenes a la venta (a un precio entre 69 Euros y 149 dólares USA), algunos de los cuales supuestamente procedían de la cría en cautividad.</i></p> <p><i>Cotí y Ariano (2008) manifestaron que los estudios realizados en Internet y en el mercado han revelado que <i>C. palearis</i> se vende en países como Grecia, Alemania y EEUU por unos 25 dólares usa por ejemplar.</i></p> <p><i>Binns (2009) declara que parece haber cientos de ejemplares de <i>C. palearis</i> a la venta en EEUU. Considera que las poblaciones locales se ven presionadas para proporcionar ejemplares de la especie por los incentivos económicos y que actualmente están centrándose en poblaciones aisladas de <i>C. palearis</i> y por tanto arrasando poblaciones que ya están amenazadas por el avance de la agricultura. Gaal (2009) también considera que <i>C. palearis</i> es objeto de un intenso comercio,</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>En la Justificación se afirma que la población local ha recibido solicitudes de captura de hasta 200 ejemplares destinados al comercio internacional. Además, el <i>Fish & Wildlife Service</i> de EEUU registró la importación de 240 ejemplares de <i>C. palearis</i> desde Guatemala en 2008.</p> | <p><i>siendo importada a Europa por contrabando y luego enviada a EEUU. Gaal afirma que la especie es relativamente fácil de mantener en cautividad, lo cual la hace más popular como mascota que otras especies de Ctenosaura. Sin embargo, Werning (2009) piensa que, aunque C. palearis esté disponible en el comercio de mascotas, alcanza precios relativamente bajos (aproximadamente 25 Euros al por mayor en Alemania; Hoch, 2009) y suele ser sólo un “suplemento” en importaciones de especies de reptiles más populares. Según un comerciante de reptiles, existe muy poca demanda específica de C. palearis y la mayoría de los compradores de la especie son aficionados a los reptiles sin conocimientos ni experiencia (Werning, 2009). Un criador de C. palearis en EEUU afirma que le resulta difícil vender sus ejemplares a pesar del pequeño número de crías que obtiene (Werning, 2009), lo cual sugiere que es poco probable que C. palearis sea muy apreciada por contrabandistas o comerciantes.</i></p> <p><i>Según la base de datos sobre comercio del Fish & Wildlife Service de EEUU (LEMIS), Guatemala exportó a EEUU 210 especímenes silvestres del género Ctenosaura durante el período 2000-2007, de los cuales 193 estaban vivos y eran para fines comerciales, y el resto (todos importados en 2007) era para fines científicos. Sin embargo, dichos especímenes no fueron identificados a nivel de especie, y varias especies del género Ctenosaura habitan en Guatemala.</i></p> <p><i>Los 240 ejemplares de C. palearis importados por EEUU en 2008 viajaron en un solo envío y eran para fines comerciales.</i></p> |

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2 a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

Ninguna especie de Ctenosaura está actualmente incluida en el Apéndice II.

Se ha presentado una propuesta para incluir a C. bakeri, C. melanosterna, y C. oedirhina en el Apéndice II que será debatida en la CdP15 (Prop. 11). Se considera que la apariencia de C. melanosterna y C. palearis es similar y que puede ser particularmente difícil distinguir ambas especies cuando los ejemplares son neonatos.

B) Hay razones apremiantes para velar por que se logra un control efectivo del comercio de las especies actualmente incluidas en los Apéndices

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Observaciones complementarias

Existen cuatro amenazas principales para *C. palearis*: el aumento de la población humana, la pérdida de hábitat (relacionada con el factor anterior), el comercio ilícito y las prácticas no sostenibles de caza.

El crecimiento de la población humana de Guatemala ha aumentado la necesidad de mayores infraestructuras y desarrollo. Se calcula que se ha perdido aproximadamente un 30% del hábitat adecuado para *C. palearis*, que representa 60.000 ha. Se considera que esto está relacionado con el desarrollo agrícola y el cultivo de productos como el maíz, melón y tabaco. No obstante, una parte del hábitat (3%) está protegido y sigue existiendo el 56% del hábitat original, aunque está fragmentado y degradado en su mayor parte.

En la Justificación se indica que el hecho de que *C. palearis* sea una especie principalmente arbórea la hace sensible a la tala selectiva de árboles. Conforme el hábitat se va fragmentando, los individuos se van quedando cada vez más aislados o se acercan más a los centros urbanos, lo cual aumenta el riesgo de ser cazados.

La caza local o de subsistencia de *C. palearis* es común para obtener carne y huevos. Se dice que la carne de *C. palearis* es más apreciada que la de *Ctenosaura similis*, que también habita en Guatemala. En la Justificación se indica que algunos cazadores (17,3%) prefieren cazar *C. palearis* durante la época seca, que coincide con la época de reproducción ya que pueden obtener hembras grávidas, obteniendo así carne y huevos. Otra práctica es la sustracción de los huevos directamente de las hembras grávidas. Desgraciadamente, las hembras suelen morir a consecuencia de la incisión realizada para extraer los huevos. También se utilizan algunas partes de *C. palearis* como afrodisíaco y en la medicina tradicional. Más recientemente han empezado a ser utilizadas como animales de laboratorio y en peletería como pieles exóticas.

Se sabe que las inundaciones provocadas por el Huracán Mitch afectaron a *Heloderma horridum charlesbogerti* en la misma región en la que habita *C. palearis*, lo cual implica que esta última ha podido verse afectada.

Amenazas

Según la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN, la pérdida de hábitat es la mayor amenaza para *C. palearis* (Köhler, 2004).

La región semiárida del Valle del Motagua abarca unas 200.000 ha, pero los ecosistemas naturales han sido fragmentados y la zona está compuesta en la actualidad por una combinación de cultivos, pastizales, matorral espinoso y restos de bosque seco caducifolio (Cotí y Ariano, 2008).

Cotí y Ariano (2008) realizaron un estudio sobre la caza de *C. palearis*. Los resultados indican que el 88% de los encuestados indicó que había comido iguanas en el pasado, pero sólo el 39% las come actualmente. Las personas que capturan ejemplares de *C. palearis* con fines de subsistencia cazan unos seis ejemplares al mes, mientras que los que buscan animales vivos para la exportación capturan entre 50 y 60 ejemplares al mes. Los autores informan de que la población local piensa que la sopa hecha con la carne de *C. palearis* puede curar problemas oculares y el cáncer, mientras que la grasa se utiliza para reducir la inflamación y curar dolores de oído.

Según Ariano (2006), no ha sido posible determinar el impacto del Huracán Mitch sobre las poblaciones de *H. h. charlesbogerti* por falta de datos de referencia. No obstante, manifiesta que es probable que se hayan perdido huevos debido a la sensibilidad de los huevos de reptiles a cambios de humedad. Por lo tanto, es probable que *C. palearis* también se haya visto afectada.

Especies similares

C. palearis está incluida en el subgénero *Loganosaura*, que también contiene las

Antes de 1997 *C. palearis* y *C. melanosterna* se consideraban conoespecíficas debido

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>especies <i>C. melanosterna</i>, <i>C. bakeri</i> y <i>C. oedirhina</i>. Es fácil distinguir entre estas especies.</p> <p>Se realizó un estudio para averiguar si la especie descrita como <i>C. palearis</i> en Guatemala era igual o no a la especie descrita en Honduras. Los resultados llevaron a describir la población hondureña como una especie independiente (<i>C. melanosterna</i>).</p> | <p>a su filogenia similar (Buckley y Axell, 1997). Sin embargo, <i>C. palearis</i> es mucho más pequeña y tiene menos colorido que <i>C. melanosterna</i> (en la edad adulta) y tiene rasgos de comportamiento distintos (Malfatti, sin fecha), aunque puede ser más difícil distinguir entre neonatos. También se ha propuesto la inclusión de <i>C. melanosterna</i> en el Apéndice II en la presente CdP (véase el análisis de la Prop. 11).</p> <p><i>C. similis</i> es fácil de distinguir de <i>C. palearis</i> por sus filas de escamas intercaladas y el color verde de los neonatos (Echternacht, 2009; Pasachnik, 2009).</p> |

Conservación, gestión y legislación

Ctenosaura palearis se encuentra incluida en la Categoría Nº 2 de la Lista de Especies Amenazadas de Guatemala.

Localmente, *C. palearis* es una de las especies para las que se permite la caza de subsistencia, aunque su venta está prohibida. Por lo tanto, la comercialización de cualquier parte o derivado de esta especie es ilegal.

Varias leyes ofrecen protección a *C. palearis* y otras especies protegidas. Entre éstas figuran leyes relativas a la caza de ejemplares, las áreas protegidas y la Lista de Especies Amenazadas de Guatemala. Lo más importante es que el Decreto 4-89, Ley de Áreas Protegidas, especifica que las especies endémicas de Guatemala (incluyendo a *C. palearis*) solamente podrá ser utilizadas con fines científicos, investigación y reproducción prioritaria para su conservación. Estas especies sólo pueden ser comercializadas cuando sean criadas en cautividad por personas autorizadas, y a partir la segunda generación. Se establecen sanciones que van desde 5 a 10 años de cárcel y multas de entre 1.250 y 2.500 dólares USA para quien utilice especies silvestres de forma ilegal. Guatemala tiene establecido un sistema de permisos para todos los especímenes silvestres y se encarga de mejorar la formación en controles a funcionarios de aduanas, cuarentena y policía.

Se está desarrollando un plan de conservación nacional para *C. palearis*. Desde 2007, la ONG Zootropic se encarga del seguimiento de poblaciones de *C. palearis* en el medio silvestre, marcando a algunos individuos con microchips y documentando su comportamiento. Zootropic también desarrolla campañas de educación ambiental.

Aunque actualmente sólo un 3% (934 ha) del hábitat de la especie se encuentra dentro de Áreas Protegidas, existen propuestas para aumentar el número de Áreas Protegidas en la región y concienciar a los grandes terratenientes acerca de la importancia de la conservación.

Según Cotí y Ariano (2008), la falta de una entidad reguladora del comercio internacional hace que sea difícil controlar el comercio ilícito de la especie. TRAFFIC North America (2009) sugiere que, dado que todo aprovechamiento de la especie (excepto el uso con fines científicos, investigación y reproducción prioritaria para su conservación) está prohibido por la legislación guatemalteca, el problema principal es una deficiente aplicación de la ley.

Zootropic también está trabajando en la conservación de terrenos privados y en la declaración de reservas naturales municipales, comunales y privadas como parte del sistema de áreas protegidas de Guatemala (Ariano, 2006). Aunque el principal objetivo de este trabajo es *H. h. charlesbogerti*, dichas iniciativas también podrían beneficiar a *C. palearis*.

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u> | |
| <p>Por el momento no existe ningún programa de cría en cautividad para <i>C. palearis</i> debido a lo poco que se conoce sobre la especie; por lo tanto, la extracción sostenible de especímenes no se considera una opción en la actualidad.</p> | <p><i>Se conoce la existencia de poblaciones cautivas en tres zoológicos: el Zoológico de Rotterdam, Woodland Ark Zoo y el Zoológico de Sacramento (Köhler, 2004).</i></p> |
| <u>Comentarios adicionales</u> | |
| | <p><i>Cotí (2009) reconoce que la extracción ilegal para el comercio no es la principal amenaza para la especie pero considera que si este problema no se controla podría aumentar la presión sobre la especie.</i></p> |

Evaluadores: P. Cotí, TRAFFIC North America, H. Werning.

Inclusión del género *Agalychnis* en el Apéndice II.

Autores de la propuesta: Honduras y México.

Resumen: *Agalychnis* es un género de ranas arborícolas originarias de México, América Central y América del Sur. En la referencia normalizada CITES para Anfibios se reconocen cinco especies; una sexta especie (*Agalychnis litodryas*) suele considerarse como un sinónimo de *A. spurrelli*, aunque a veces se considera como una especie. Otra especie, *Cruziophyla calcarifer*, estaba incluida en el género *Agalychnis* pero fue transferida al género *Cruziophyla* en 2005.

Agalychnis callidryas es la especie con la mayor distribución. Se encuentra en Belice, Colombia, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua y Panamá. Aunque se dice que su población está disminuyendo, se considera que es abundante y tolera perturbaciones a su hábitat. Está clasificada en la categoría de Preocupación Menor en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*. En un estudio reciente realizado en Belice, se encontró la especie en densidades entre 0,05 y 0,21 individuos/m² en las charcas donde la especie se reproduce en agrupaciones reproductivas estacionales. El tamaño estimado de la población en Belice es de menos de 2.000 individuos; en Panamá, la población podría llegar a los 10.000 individuos. No se dispone de estimaciones poblacionales para otros Estados del área de distribución.

Agalychnis moreletii se encuentra en Belice, El Salvador, Guatemala, Honduras y México. Según los informes, antes era localmente abundante en algunas localidades en el Estado de Chiapas en México, El Salvador y Guatemala. Sin embargo, estudios recientes en Guerrero, Oaxaca y Chiapas, en México, señalan que la especie ha desaparecido de todos los lugares estudiados. En Guatemala y Honduras, se señala que la población está disminuyendo debido a la destrucción de su hábitat. La especie es poco común pero se encuentra ocasionalmente en agrupaciones reproductivas en Honduras. En un estudio reciente en Belice, se observó la presencia de la especie en las charcas donde la especie se reproduce, con densidades similares a las de *A. callidryas* (0,07–0,21 individuos/m²). Sin embargo, existen muchas menos charcas que albergan poblaciones de *A. moreletii*, y se calcula que la población total es muy inferior a 1.000 individuos. Actualmente, la especie está clasificada en la categoría de En Peligro Crítico por la UICN.

Entre las amenazas a las especies de *Agalychnis* se incluyen la deforestación y el drenaje de zonas húmedas para la agricultura, la tala, los asentamientos humanos, la contaminación del agua, la introducción de especies invasoras de peces, el control de las plagas, la extracción para el comercio internacional y el cambio climático. Se sabe que la enfermedad fúngica quitridiomycosis ha afectado gravemente a subpoblaciones de todas las especies de *Agalychnis*.

De las otras especies, *Agalychnis annae* es endémica de Costa Rica y está clasificada en la categoría de En Peligro por la UICN, aunque según los informes tolera perturbaciones a su hábitat y puede vivir en plantaciones y jardines; *A. spurrelli* (Colombia, Costa Rica, Ecuador y Panamá) y *A. saltator* (Costa Rica, Honduras y Nicaragua) están en la categoría de Preocupación Menor. *Agalychnis litodryas* (Ecuador, Panamá, presencia incierta en Colombia) está considerada como una especie en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN* y está clasificada como Vulnerable.

De las especies del género, *A. callidryas*, la rana arbórea de ojos rojos, es la más común en el comercio internacional. Según los datos de Estados Unidos, este país importó casi 19.000 individuos al año entre 2000 y 2007, principalmente desde Estados del área de distribución. Aunque según los registros la mayor parte de los especímenes comercializados proceden de la cría en cautividad, también existen registros de especímenes silvestres en la base de datos LEMIS sobre comercio de EEUU (poco más de 20.000 en total entre 2000 y 2008). Es posible que este dato no sea fiable, dado que no es obligatorio indicar el origen en la base de datos para especies no incluidas en CITES, y en los casos en los que no se especifica el origen, se supone que es silvestre. La mayor parte del comercio de *A. callidryas* procede de Nicaragua; dicho país prohíbe la exportación de especímenes silvestres y, al menos en teoría, todos los especímenes exportados deberían haber sido criados en cautividad. EEUU también señala importaciones considerables procedentes de Panamá y Guatemala.

Recientemente, se ha registrado la importación por parte de EEUU de un pequeño número de ejemplares silvestres de *Agalychnis moreletii* procedentes de Guatemala (168 en 2007 y 3 en 2008) y existen informes de ejemplares silvestres de *A. annae* disponibles en pequeñas cantidades. Al parecer, ambas especies también están disponibles en cantidades limitadas de ejemplares criados en cautividad. No se dispone de pruebas directas de comercio reciente de *A. saltator* o *A. spurrelli*, aunque los registros señalan pequeñas cantidades de *Agalychnis spp.* comercializadas desde Ecuador. *A. spurrelli* es la única especie del género que habita en Ecuador, aunque *Cruziohyala calcarifer*, que entonces se consideraba dentro del género *Agalychnis*, también está presente.

Se propone la inclusión del género *Agalychnis* en el Apéndice II; la inclusión de *Agalychnis callidryas* y *Agalychnis moreletii* se propone de acuerdo al Artículo II, párrafo 2a; la inclusión de las otras tres especies del género se propone por razones de semejanza.

Análisis: *Agalychnis moreletii* está sujeta a varias amenazas identificadas y al parecer ha sufrido disminuciones poblacionales drásticas que ya la harían cumplir los criterios para su inclusión en el Apéndice I. La especie está presente en el comercio en cantidades limitadas y se ofrece a la venta por Internet, a menudo como procedente de la cría en cautividad, aunque se desconoce la magnitud total de su comercio. No obstante, es posible que cualquier extracción incontrolada de especímenes silvestres aumente la presión sobre una especie que ya está muy amenazada, por lo que puede ser necesario reglamentar su comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada por la continua recolección u otros factores (criterio B del Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14)*).

Agalychnis callidryas, la rana arbórea de ojos rojos, es con diferencia la especie de *Agalychnis* más abundante en el comercio internacional. Se importan unos 20.000 ejemplares al año en EEUU y al parecer la especie es popular como mascota en Europa y Asia. La mayor parte de los especímenes importados por EEUU proceden de Nicaragua, aunque no está claro si proceden de la cría en cautividad o del medio silvestre. También se han registrado importaciones de ejemplares silvestres y criados en cautividad en EEUU procedentes de otros Estados del área de distribución, aunque no están claros ni el nivel de comercio ni su impacto sobre esta especie de amplia distribución y al parecer localmente abundante. En este caso, no está claro que sea preciso reglamentar el comercio para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo (criterio A del Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14)*), ni que dicha reglamentación sea necesaria para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada por la continua recolección u otros factores (criterio B del Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14)*).

Al parecer, *Agalychnis annae* sólo está presente en el comercio con origen silvestre en cantidades muy limitadas, si es que está presente, y parece improbable que sea preciso reglamentar el comercio para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I, o para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada.

Las especies de *Agalychnis* se parecen bastante entre sí. Es posible distinguir las teniendo en cuenta la combinación entre el color del iris y de los flancos, aunque existe variación intraespecífica en estos últimos. De las tres especies sobre las cuales se sabe que existe comercio (al parecer sólo en pequeñas cantidades en el caso de dos de ellas, *A. annae* y *A. moreletii*), el iris tiene un color distinto en cada una de ellas y puede ser relativamente fácil distinguir las por personas no expertas. *A. callidryas*, *A. saltator* y *A. spurrelli* tienen el iris rojo, aunque se distinguen por el color de los flancos. De éstas, actualmente sólo se conoce la presencia en el comercio de *A. callidryas*. Puede ser más difícil distinguir a los ejemplares jóvenes, aunque se considera que no suelen encontrarse ejemplares silvestres en el comercio.

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <u>Taxonomía</u> | |
| <p>Según Frost (2004), el género incluye a las especies <i>Agalychnis callidryas</i> (Cope, 1862), <i>Agalychnis moreletii</i> (Duméril, 1853), <i>Agalychnis annae</i> (Duellmann, 1963), <i>Agalychnis saltator</i> (Taylor, 1955) y <i>Agalychnis spurrelli</i> (Boulenger, 1913).</p> <p><i>A. litodryas</i>, considerada por algunos como otra especie, se considera como un sinónimo de <i>A. spurrelli</i>.</p> | <p><i>Cruziohyla calcarifer</i> estaba incluida anteriormente en el género <i>Agalychnis</i> pero ha sido transferida recientemente al género <i>Cruziohyla</i> (Faivovich et al., 2005, Colma et al., 2008).</p> |
| <u>Área de distribución</u> | |
| <p><i>Agalychnis annae</i>: Costa Rica. <i>Agalychnis callidryas</i>: Belice, Colombia, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua y Panamá. <i>Agalychnis moreletii</i>: Belice, El Salvador, Guatemala, Honduras y México. <i>Agalychnis saltator</i>: Costa Rica, Honduras y Nicaragua. <i>Agalychnis spurrelli</i>: Colombia, Costa Rica, Ecuador y Panamá.</p> | <p><i>A. callidryas</i>—también existe un registro aislado del Jardín Botánico de Cartagena, en el norte de Colombia (Solis et al., 2008).</p> |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <p><i>A. annae</i>—En Peligro. <i>A. callidryas</i>—Preocupación Menor. <i>A. moreletii</i>—En Peligro Crítico. <i>A. saltator</i>—Preocupación Menor. <i>A. spurrelli</i>—Preocupación Menor.</p> | <p>Todas las especies fueron evaluadas en 2008 (versión 3.1. de los Criterios y Categorías)</p> <p><i>Agalychnis litodryas</i> Vulnerable B1ab(iii). Evaluada en 2004 (versión 3.1. de los Criterios y Categorías).</p> |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

A. moreletii—disminución drástica de la población, estimada en más del 80% en los últimos diez años.

A. moreletii antes era localmente abundante en algunas localidades en el Estado de Chiapas en México, El Salvador y Guatemala. Estudios recientes en Guerrero, Oaxaca y Chiapas, en México, señalan que la especie ha desaparecido de todos los lugares estudiados. La especie es poco común pero se encuentra ocasionalmente en agrupaciones reproductivas en Honduras. En Guatemala y Honduras, la población está disminuyendo debido a la destrucción de su hábitat (Santos-Barrera, 2004). En Belice, la especie era localmente abundante, pero actualmente se encuentra en muy pocas agrupaciones reproductivas y la población está disminuyendo debido a la destrucción de su hábitat (Briggs, 2009).

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

B) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

Agalychnis annae tolera perturbaciones a su hábitat y puede vivir en plantaciones y jardines. Ha desaparecido de la mayor parte de su área de distribución, sobreviviendo principalmente alrededor de San José. Se calcula que la población ha disminuido en más del 50% en los últimos 10 años y sigue disminuyendo. Desde la disminución a mediados de los años 1980, se ha observado cierta recuperación de las poblaciones en el Valle Central de Costa Rica.

A. annae se ofrece a la venta en el comercio internacional de mascotas. Según la carta en la que Costa Rica expresa su apoyo a la propuesta, existe extracción ilegal y comercio de esta especie endémica. No se han expedido permisos para la extracción de especímenes silvestres para el comercio o la cría en cautividad.

Agalychnis callidryas se considera una especie con distribución amplia y una población supuestamente grande. En Honduras, el estado de la especie es controvertido, yendo desde escasa a común a escala local, incluso en áreas deforestadas. Puede vivir en bosques secundarios, pero no en bosques muy degradados, y se adapta bien a áreas donde ha habido tala selectiva. Las poblaciones de Colombia y Costa Rica parecen estables. Las disminuciones poblacionales en Belice se atribuyen a cambios en el uso de la tierra. No se dispone de información sobre Guatemala.

A. callidryas es una de las ranas más populares y altamente solicitadas en el comercio internacional de mascotas. Los principales países exportadores son Nicaragua, Guatemala, Panamá y Honduras, seguidos por México y Costa Rica.

A. annae se ofrece a la venta en algunos sitios Web.

Reijingoud (2009) encontró ejemplares de *A. moreletii* y *A. callidryas* a la venta en Internet por unos 35 Euros/ejemplar, en ocasiones como especímenes criados en cautividad.

A. callidryas tolera cierta perturbación en su hábitat (Solís et al., 2008). Es común y estable al menos en una localidad en la selva de Honduras (Wilson y Townsend, 2006).

Briggs (2008) encontró densidades de *A. callidryas* en charcas donde la especie se reproduce en Belice de entre 0,05 y 0,21 individuos/ m² en una sola localidad de estudio. También encontró densidades similares de especímenes de *A. moreletii* aunque durante un período de tiempo más corto. En un intento de realizar una estimación del tamaño poblacional de *A. callidryas* utilizando densidades de localidades de estudio como referencia e informes verbales de otras cantidades, Briggs llegó a la conclusión de que existen menos de 2.000 individuos en todo el país. En Panamá, el tamaño de la población es mayor y la mayor duración de la temporada de lluvias alarga la época de reproducción; se calcula que la población es de unos 10.000 individuos en este país (Briggs, 2009).

No se dispone de datos poblacionales sobre la especie en Nicaragua.

| Procedencia | Origen | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | Total | Ave. per year |
|-------------|--------|------|------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|---------------|
| NI | C | 5280 | 9087 | 11534 | 1723 | 16805 | 10870 | 21447 | 20625 | 24726 | 122097 | 13566 |
| NI | W | 2521 | 7278 | 5958 | 1415 | 300 | | 700 | 1230 | 1700 | 21102 | 2345 |
| NI | R | | 150 | 50 | | 250 | 199 | | | | 649 | 72 |
| CR* | W | | | 12 | 34 | 28 | | 20 | 2 | | 96 | 11 |
| GT | W | 2265 | 2195 | 1166 | | | 689 | 720 | 737 | | 7772 | 864 |
| PA | W | | 2300 | | 1100 | | 200 | 750 | 100 | 100 | 4550 | 506 |
| PA | C | | 600 | 500 | 1350 | 1700 | 1000 | 800 | 767 | 600 | 7317 | 813 |
| HN | W | 110 | 656 | 1418 | 1209 | 1083 | 430 | 164 | | | 5070 | 563 |
| SV | C | | | | | 272 | 50 | 200 | | | 522 | 58 |
| MX | W | 186 | 950 | 150 | 79 | 30 | | | | | 1395 | 155 |

Tabla: Importaciones de *A. callidryas* a EEUU. Fuente: FWS Lemis database. *Costa Rica sólo para fines científicos.

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>En los últimos 10 años, EEUU ha importado al menos 20.000 ejemplares al año. Según los datos sobre importaciones de EEUU, los especímenes procedían de todos los Estados del área de distribución excepto Belice y Colombia. Costa Rica sólo permite la exportación de especímenes con fines científicos. Nicaragua ha exportado un número considerable de especímenes criados en cautividad a EEUU, Canadá, Francia, Alemania y Países Bajos (aproximadamente 26.000/año en el período 2006–2008). Según la carta en la que Nicaragua expresa su apoyo a la propuesta, el país sólo exporta especímenes de <i>A. callidryas</i> criados en cautividad, aunque los datos sobre comercio muestran que EEUU importó casi 25.000 especímenes silvestres entre 1999 y 2008 (véase # en la parte de Información adicional)</p> <p>Los Estados miembros de la Unión Europea importaron 16.077 ejemplares de <i>A. callidryas</i> procedentes de EEUU entre 1999 y 2008; los principales importadores fueron Alemania, el Reino Unido, Italia y Países Bajos. Aunque la especie es muy abundante en el comercio en Europa, no se dispone de datos detallados sobre las importaciones. La especie está disponible en tiendas de mascotas y comerciantes ya sea de forma regular o en determinados momentos del año.</p> <p>Según la carta en la que El Salvador expresa su apoyo a la propuesta (Anexo 5), las autoridades del país no tienen conocimiento de la existencia de cría en cautividad de la especie ni de la extracción de ejemplares silvestres con fines comerciales. Sin embargo, los datos sobre importaciones de EEUU muestran cierto comercio de ejemplares de <i>A. callidryas</i> criados en cautividad.</p> <p><i>Agalychnis moreletii</i> está considerada globalmente como En Peligro Crítico, y en Guatemala y Belice está clasificada como Críticamente Amenazada. En Belice, las poblaciones son pequeñas y dispersas; las agrupaciones reproductivas suelen contar menos de 50 individuos, aunque han llegado a observarse más de 100. En la lista de especies en peligro de extinción de Honduras, <i>A. moreletii</i> aparece como escasa; la especie ha desaparecido en dos de sus localidades históricas, aunque recientemente se han descrito dos nuevas poblaciones. Leenders señala que la especie nunca ha sido común en Honduras. En El Salvador, se calcula que existen 20 poblaciones que suman 121 ejemplares; se sabe que algunas poblaciones ya están infectadas por el hongo <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>, y otra población podría haber sufrido el impacto de una erupción volcánica en 2005. La especie se encuentra tanto en hábitat intacto como alterado, incluyendo plantaciones de café.</p> <p>La especie ha sufrido un descenso drástico de la población estimado en más del 80% en los últimos diez años y las poblaciones siguen disminuyendo. En El Salvador, la población se considera estable actualmente. En la carta que se incluye como anexo a la Justificación, el biólogo Twan Leenders señala la desaparición de <i>A. moreletii</i> de varias localidades en las que se sabe que existían poblaciones viables en los años 1970 en México.</p> | <p><i>Aunque la mayor parte del comercio de A. callidryas se produce con especímenes declarados como criados en cautividad procedentes de Nicaragua, también se ha registrado la exportación de un número considerable de especímenes silvestres desde Nicaragua, a pesar de que al parecer la ley prohíbe las exportaciones de ejemplares silvestres.</i></p> <p><i>#No obstante, para importar especies no incluidas en CITES a EEUU no es obligatorio especificar el origen, y en los casos en los que no se incluye dicha información, los ejemplares se contabilizan como silvestres (Henry, 2009) y por consiguiente las estadísticas sobre importaciones de ejemplares silvestres no son fiables#. Nicaragua asegura que sólo exporta ejemplares criados en cautividad (Castellón, 2009). También se han registrado importaciones considerables a EEUU procedentes de Panamá, Guatemala y Honduras.</i></p> <p><i>Además, se ha registrado la reexportación de un gran número de ejemplares (6.281 en 2007 y 6.321 en 2008) declarados como silvestres y criados en cautividad desde EEUU a Canadá, Taiwán (provincia de China) y Japón (véase la información más arriba sobre los ejemplares registrados como de origen silvestre).</i></p> <p><i>A. moreletii</i> es escasa en Honduras (Wilson y Townsend, 2006). <i>En un estudio reciente en una única localidad de estudio en Belice, se encontraron densidades de A. moreletii entre 0,07 y 0,21 individuos/ m² en charcas donde la especie se reproduce, con un número estimado de la población en Belice muy inferior a los 1.000 individuos (Briggs, 2009).</i></p> <p><i>Greenbaum y Komar (2005) consideran que la especie está en peligro en El Salvador, donde su área de ocupación es de unos 90 km² y la especie se ha encontrado en nueve localidades.</i></p> <p><i>Los datos sobre comercio de EEUU (base de datos LEMIS) muestran que el país importó 168 ejemplares silvestres vivos de A. moreletii en 2007 y tres ejemplares silvestres vivos en 2008, todos procedentes de Guatemala. En dichos datos no se registró ninguna otra importación de la especie. Algunos de los ejemplares importados fueron reexportados a Brasil, Canadá, Suecia, Japón y la República de Corea.</i></p> <p><i>Anón. (2009a) señala que unas pocas personas realizan cría en cautividad de A. moreletii, aunque algunos aficionados sospechan que se están ofreciendo también a</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p><i>A. moreletii</i> solía ser común en el comercio de mascotas. Entre 1999 y 2008, EEUU registró la importación de 168 especímenes silvestres de <i>A. moreletii</i>, todos originarios de Guatemala, 15 ejemplares criados en cautividad procedentes de Alemania, y 1.610 especímenes de <i>Agalychnis</i> no identificados a nivel de especie desde los Estados del área de distribución de Guatemala y Honduras. EEUU exportó 52 ejemplares de <i>A. moreletii</i> a Canadá, Japón, Suecia y la República de Corea durante ese período.</p> <p>Según las autoridades guatemaltecas, no ha habido exportaciones legales de <i>A. moreletii</i> y <i>A. callidryas</i> en los últimos años. Los ejemplares procedentes de Guatemala probablemente fueron exportados ilegalmente. En el Anexo 6, Leenders señala que EEUU importó 275 ejemplares desde Guatemala (no registrados en los datos sobre comercio de EEUU) y que se han ofrecido especímenes silvestres a la venta en Internet. Considera que no se dispone de información para determinar si la extracción de ejemplares silvestres representa una amenaza para la supervivencia a largo plazo de la especie pero manifiesta que la disminución global de su población, justifica la inclusión de la especie en CITES para su protección.</p> <p><i>Agalychnis annae</i> es endémica de Costa Rica y está clasificada como En Peligro. Tolerante perturbaciones a su hábitat y puede vivir en plantaciones y jardines. Ha desaparecido de la mayor parte de su área de distribución, sobreviviendo principalmente sólo alrededor de San José. Se calcula que su población ha disminuido en más de un 50% en los últimos 10 años y sigue disminuyendo. Desde la disminución a mediados de los años 1980, se ha observado cierta recuperación de las poblaciones en el Valle Central de Costa Rica.</p> <p><i>A. annae</i> se ofrece a la venta en el comercio internacional de mascotas. Según la carta en la que Costa Rica expresa su apoyo a la propuesta, existe extracción ilegal y comercio de esta especie endémica. No se han expedido permisos para la extracción de especímenes silvestres con fines comerciales o de cría en cautividad.</p> <p>EEUU registró la importación de 953 ejemplares de <i>Agalychnis</i> spp.spp. procedentes de Estados del área de distribución, y de 1.610 especímenes de <i>Agalychnis</i> no identificados a nivel de especie desde Guatemala y Honduras.</p> <p>También se han registrado importaciones procedentes de Estados fuera del área de distribución, tales como Ghana (3.610 ejemplares).</p> | <p><i>la venta ejemplares cautivos declarados como criados en cautividad.</i></p> <p><i>Además de las importaciones a EEUU registradas a nivel de especie en la base de datos LEMIS, se han registrado importaciones de más de 5.000 ejemplares de Agalychnis (silvestres y criados en cautividad), muchos de los cuales fueron exportados por Nicaragua y documentados como de origen cautivo (~2.000) y silvestre (950) (véase más arriba) y especímenes silvestres desde Guatemala y Panamá y en menor medida de Costa Rica, Ecuador, Honduras y Perú. Se registró la importación de 620 especímenes silvestres vivos procedentes de Ghana en 2000, lo cual probablemente sea un error.</i></p> <p><i>En un foro en Internet, se señala que la especie A. annae sigue siendo importada en pequeñas cantidades y que el proveedor es un comerciante conocido por el autor (Anón., 2009b). Los especímenes ofrecidos a la venta como criados en cautividad se anuncian a precios mucho más elevados que los de A. callidryas y A. moreletii (véase el apartado sobre cría en cautividad).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

Se propone la inclusión de *A. annae*, *A. saltator* y *A. spurrelli* en el Apéndice II de acuerdo al Artículo II, Anexo 2 (b), párrafo A. Las especies de *Agalychnis* son difíciles de distinguir por personas inexpertas, y la situación se complica más aún dado que cada especie presenta variaciones en los patrones de coloración dependiendo del lugar donde habita, la edad o incluso el momento del día. *A. saltator* y *A. spurrelli* también pueden ser confundidas con *Duellmanohyla uranochroa*, y *A. spurrelli* con *Cruziohyla calcarifer* (anteriormente conocida como *Agalychnis calcarifer*), aunque cada especie presenta rasgos específicos y claros que permitirían la identificación con fines de control.

A. saltator supuestamente tiene una distribución amplia (aunque desigual) y una población grande. Localmente, se ha determinado que la especie es abundante en Costa Rica. Las poblaciones son estables. No existen datos comerciales sobre la especie.

A. spurrelli tiene una distribución amplia y una población supuestamente grande. En Colombia, la especie es descrita como abundante, aunque los datos sobre capturas reflejan que pudiera ser escasa. Se considera que sus poblaciones están disminuyendo, aunque es difícil conocer la abundancia real de la especie por sus hábitos arbóreos. *A. spurrelli* se vende ocasionalmente en el comercio internacional y la información es escasa. En los últimos 10 años, EEUU ha importado oficialmente 21 ejemplares silvestres desde Costa Rica para fines científicos.

Es posible confundir la especie *Agalychnis moreletii* (En Peligro Crítico) con *Agalychnis callidryas*, más abundante (Leenders, Anexo 6). Los ejemplares jóvenes de *Agalychnis callidryas* pueden cambiar de color verde durante el día a marrón violáceo de noche. Además, las ranas jóvenes tienen ojos amarillos en vez de rojos, y flancos de coloración más tenue que carecen de barras.

La especie *Cruziohyla calcarifer* a veces recibe el nombre de *Agalychnis calcarifer* en foros de aficionados en Internet (véase caudata.com); *Cruziohyla calcarifer* estaba anteriormente incluida en el género *Agalychnis*, pero ha sido transferida recientemente al nuevo género *Cruziohyla* (Faivovich et al., 2005, Colma et al., 2008). Esta especie habita en Colombia, Costa Rica, Ecuador, Honduras, Nicaragua y Panamá.

A. saltator no es particularmente común, pero es observada con regularidad en agrupaciones reproductivas en muchos lugares. La especie habita en el dosel y se reproduce de forma explosiva, descendiendo a charcas temporales para reproducirse (Bolaños et al., 2008). En Honduras, *A. saltator* se considera común y estable al menos en una localidad en la selva (Wilson y Townsend, 2006) y a pesar de la pérdida de hábitat en dos de las localidades conocidas en Honduras, sigue existiendo una gran cantidad de hábitat apropiado que no parece encontrarse amenazado (Bolaños et al., 2008). En Costa Rica, estudios recientes indican que aunque la distribución de la especie es desigual, no se está produciendo una pérdida continuada de hábitat en las localidades conocidas.

A. spurrelli es una rana de tamaño mediano a grande. En Ecuador, el tamaño de su población podría ser grande a escala local, incluso en áreas perturbadas (Duellman, 2001, Ortega-Andrade, 2008).

Además de los 21 ejemplares de *A. spurrelli* importados por EEUU desde Costa Rica, se importaron 150 especímenes de *Agalychnis* silvestres desde Ecuador en 2003, que podrían haber sido de *A. spurrelli*, la única especie que habita en el país, aunque la especie *Cruziohyla calcarifer*, que en ese momento se llamaba *A. calcarifer*, también está presente en Ecuador.

Agalychnis spurrelli se distingue de otras especies del género *Agalychnis* por tener los flancos y extremidades uniformes de color amarillo, anaranjado, rosa pálido o púrpura pálido, sin rayas oscuras. El dorso es verde, normalmente con manchas blancas pustulares y verrugosas rodeadas de negro (Ortega-Andrade, 2008). *A. annae* tiene el iris amarillo, mientras que en las otras especies el iris es rojo más o menos oscuro (Faivovich et al., 2005).

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| | <p><i>Las especies de Agalychnis se parecen bastante entre sí. Es posible distinguir las teniendo en cuenta la combinación entre el color del iris y de los flancos, aunque existe variación intraespecífica en estos últimos. De las tres especies sobre las cuales se sabe que existe comercio (al parecer sólo en pequeñas cantidades en el caso de dos de ellas, A. annae y A. moreletii), el iris tiene un color distinto en cada una de ellas y puede ser relativamente fácil distinguir las por personas no expertas. A. callidryas, A. saltator y A. spurrelli tienen el iris rojo, aunque se distinguen por el color de los flancos. Puede ser más difícil distinguir entre ejemplares jóvenes. Los renacuajos de A. moreletii son de color marrón violáceo, mientras que los de A. callidryas son casi blancos y fácilmente visibles en aguas turbias (Stuart, 1948). No existe ningún dato que indique que los renacuajos están presentes en el comercio. Es poco probable que se comercialicen ranas jóvenes procedentes del medio silvestre debido a su fragilidad (Allen, 2010).</i></p> |
| <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies actualmente incluidas en los Apéndices</u></p> | |

Observaciones complementarias

Algunas áreas de selva tropical dentro del área de distribución de *Agalychnis* han sufrido los efectos del calentamiento global, la deforestación, la contaminación y cambios en el drenaje de los pantanos. En varios países del área de distribución, los índices de deforestación son elevados.

La degradación y destrucción del hábitat por la agricultura, la tala, la contaminación y el calentamiento global son una amenaza para varias especies de ranas arborícolas, especialmente para aquellas que viven en el dosel.

En Belice, la modificación del hábitat y la contaminación se consideran amenazas para *A. moreletii* y *A. callidryas* porque pueden limitar el acceso a lugares de reproducción.

En El Salvador, la mayoría de los especímenes de *A. moreletii* se encuentran en plantaciones de café, donde la contaminación representa una amenaza.

En Honduras, la deforestación, la modificación del hábitat, la contaminación y el control de plagas son una amenaza para las especies autóctonas de ranas arborícolas.

Amenazas

Es muy probable que la quitridiomycosis sea la causa principal de la desaparición de las poblaciones de A. moreletii en México, y la especie probablemente se encuentre en grave riesgo debido a esta enfermedad en la actualidad. La destrucción del hábitat debido a la agricultura de subsistencia y minifundista y las plantaciones de flores para el comercio en Belice (Briggs, 2009) también representa una amenaza para esta especie, que antes era común en el comercio de mascotas (Santos-Barrera et al., 2004). La presencia de quitridiomycosis se ha confirmado en algunas poblaciones de A. moreletii en El Salvador (Felger et al., 2007).

La presencia de A. spurrelli se ha documentado en varias áreas protegidas, incluyendo al menos tres en Panamá y tres en Costa Rica. En Ecuador, el área de distribución geográfica de la especie se solapa con la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas, pero la presencia de la especie no ha sido confirmada en áreas protegidas en Colombia (Jungfer et al., 2008).

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>En Honduras, los valores obtenidos para <i>A. callidryas</i>, <i>A. moreletii</i> y <i>A. saltator</i> corresponden a una vulnerabilidad media, por lo que estas especies se consideran moderadamente amenazadas.</p> <p><i>A. annae</i>, <i>A. callidryas</i> y <i>A. moreletii</i> están presentes en el comercio internacional de mascotas.</p> <p>La enfermedad fúngica quitridiomycosis ha diezmando poblaciones de <i>Agalychnis</i>, y probablemente sea la principal causa de la desaparición de <i>A. moreletii</i> en México y Belice. <i>A. annae</i> ha sobrevivido en áreas contaminadas porque el hongo parece ser más susceptible a la contaminación que la rana.</p> <p>Las pocas poblaciones conocidas restantes de <i>A. annae</i> están amenazadas por un pez introducido (<i>Xiphophorus hellerii</i>) que devora las larvas.</p> | |
| <u>Conservación, gestión y legislación</u> | |
| <p>En muchos de los Estados del área de distribución, existen poblaciones de <i>Agalychnis</i> en áreas protegidas. <i>A. annae</i>, <i>A. callidryas</i>, <i>A. saltator</i> y <i>A. spurrelli</i> se encuentran en muchas áreas protegidas en Costa Rica. En Ecuador, el área de distribución de <i>A. spurrelli</i> se solapa con la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas. No se ha confirmado la presencia de <i>A. spurrelli</i> en áreas protegidas en Colombia, aunque se han registrado poblaciones de <i>Agalychnis</i> en reservas en Colombia.</p> <p><i>Agalychnis callidryas</i> y <i>A. moreletii</i> se encuentran en la Reserva de Bosque de Chiquibul y en las Montañas Mayas, en Belice. En Panamá, se conocen poblaciones de <i>A. spurrelli</i> en varias áreas protegidas y de <i>A. callidryas</i> en el Parque Nacional Darién. En El Salvador, la mayor distribución de <i>A. moreletii</i> se encuentra fuera de áreas protegidas, en plantaciones de café.</p> <p>En Costa Rica, <i>A. annae</i>, <i>A. saltator</i> y <i>A. spurrelli</i> están protegidas por la <i>Ley de Conservación de Fauna</i> N° 7317, la <i>Ley Ambiental</i> N° 7554 y el <i>Decreto</i> N° 32633 del Reglamento de la <i>Ley de Conservación</i>. Costa Rica no permite la exportación de comercial de ninguna especie de <i>Agalychnis</i>. <i>A. annae</i> es uno de cuatro anfibios costarricenses que han sido escogidos para un programa <i>ex situ</i> de manejo para cría de conservación.</p> <p>En Guatemala, <i>A. callidryas</i> y <i>A. moreletii</i> están protegidas por los Artículos 64 y 97 de la Constitución de la República de Guatemala y la <i>Ley de Áreas Protegidas</i> (<i>Decreto 4-89</i>), por lo que los exportadores deben estar registrados y reciben permisos. En Guatemala, entre 2005 y 2006, dos compañías han sido registradas para la cría la exportación de <i>A. moreletii</i> y una para <i>A. callidryas</i>. Se ha permitido la recolección de un número muy limitado de especímenes en sitios específicos con altas poblaciones de ranas, para que estas compañías establecieran un grupo de cría. Los permisos de exportación sólo serán concedidos para ejemplares de</p> | <p><i>A. spurrelli</i> se ha documentado en varias áreas protegidas, incluyendo al menos tres en Panamá y tres en Costa Rica. En Ecuador, el área de distribución geográfica de la especie se solapa con la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas, pero la presencia de la especie no ha sido confirmada en áreas protegidas en Colombia (Jungfer et al., 2008; Ortega-Andrade, 2008).</p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>segunda generación (F2); hasta ahora, ninguna de las compañías ha solicitado permisos de exportación. Para la exportación, serán necesarios permisos y certificados de origen.</p> <p>En El Salvador, <i>A. moreletii</i> se considera una especie en peligro. En el país, no se han recibido solicitudes para realizar capturas en la naturaleza.</p> <p>En Colombia, <i>A. callidryas</i> y <i>A. spurrelli</i> están protegidas.</p> <p>En Belice, no se permite el comercio de <i>A. callidryas</i> y <i>A. moreletii</i>; aunque no existe una protección específica para anfibios en el país, ésta se da a través de la legislación que protege el hábitat y el medio ambiente.</p> <p>En México, ni <i>A. moreletii</i> ni <i>A. callidryas</i> se encuentran en la lista de especies en riesgo. Se requieren permisos de recolección y certificados de exportación para toda la fauna silvestre.</p> <p>En Honduras, existe un sistema de cupos de exportación para <i>A. callidryas</i> y <i>A. moreletii</i> (3.040 y 176 ejemplares respectivamente para 2003).</p> | |
| <u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u> | |
| <p>En El Salvador no existen instalaciones de cría en cautividad legalmente establecidas.</p> <p>Para varias especies, la cría en cautividad es escasa. Recientemente, criadores alemanes, suizos y austriacos han seleccionado a <i>A. moreletii</i> como una de las 11 especies de anfibios prioritarios para la cría en cautividad, fomentando la conservación <i>ex situ</i>.</p> <p>Únicamente se conoce la existencia de establecimientos de cría en cautividad en Nicaragua.</p> | <p><i>Los ejemplares criados en cautividad de Agalychnis callidryas, la rana arbórea de ojos rojos, suelen estar más sanos, menos estresados, y ser más fáciles de cuidar al principio. Se encontró un sitio Web que los anunciaba a la venta por 30 dólares USA. Se encontraron ejemplares criados en cautividad a la venta, incluyendo: ranas jóvenes de Agalychnis callidryas por 20 dólares USA/ejemplar, ejemplares jóvenes de Agalychnis moreletii por 30 dólares USA/ejemplar y juveniles de Agalychnis annae por 80 dólares USA (anunciados como escasos).</i></p> <p><i>Anón. (2009a) señala que existen problemas de legalidad con los especímenes criados en cautividad si los parentales no han sido importados legalmente.</i></p> <p><i>Briggs (2009) señala que es fácil criar ejemplares de A. callidryas a partir de huevos y que la cría en cautividad con éxito puede reducir y contribuir a eliminar la presencia de ejemplares silvestres en el comercio de mascotas. En el caso de A. moreletii, se pueden obtener ejemplares de forma similar a partir de huevos, aunque la autora recomienda encarecidamente que no se fomente su presencia en el comercio de mascotas.</i></p> |
| <u>Comentarios adicionales</u> | |

Evaluadores:

F. Bolaños Vives, V. Briggs, TRAFFIC North America.

Inclusión de *Neurergus kaiseri* en el Apéndice I.

Autor de la propuesta: República Islámica de Irán.

Resumen: El tritón *Neurergus kaiseri* es un anfibio poco común endémico de Irán, donde sólo se conoce su existencia en cuatro ríos de montaña en la parte meridional de los Montes Zagros. Es la más pequeña de las especies del género *Neurergus*, con una longitud de 10 a 14 cm en ejemplares adultos. Se desconoce la longevidad de la especie en estado silvestre, aunque en cautividad suele vivir al menos de seis a ocho años. *N. kaiseri* alcanza la madurez sexual a la edad de dos o tres años. Las hembras ponen entre 45 y 60 huevos depositados por separado o en grupos. La coloración única de la especie, un mosaico de manchas blancas y negras y una lista rojiza anaranjada a lo largo del dorso, las patas y el vientre hacen que sea popular en el comercio de mascotas.

En 2008, la UICN clasificó a la especie en la categoría de En Peligro Crítico por los siguientes motivos: parece haberse habido una reducción drástica de su población, que se calcula en más del 80% en diez años, su área de ocupación es de menos de 10 km²; sus poblaciones están muy fragmentadas, y se está produciendo una disminución continua de la superficie y calidad de su hábitat. Existe poca información concreta sobre tamaño y/o tendencias de la población, aunque se calcula que podrían existir menos de 1.000 individuos maduros.

Se considera que la recolección excesiva destinada al comercio de mascotas ha sido una causa importante de la disminución de la especie. Entre otras amenazas se incluyen la pérdida de hábitat a consecuencia de la extracción de leña a pequeña escala para uso de subsistencia, los efectos de las recientes sequías intensas y la introducción de peces exóticos que están colonizando los ríos desde zonas más bajas y podrían alimentarse de las larvas y huevos de *Neurergus kaiseri*. También existe la preocupación de que el cambio climático pueda afectar a la supervivencia de la especie, causando fluctuaciones en el nivel del agua de los ríos y probablemente reduciendo el hábitat óptimo a consecuencia del aumento de la temperatura del agua.

Aunque la extracción de la especie está prohibida por ley en Irán, se han observado ejemplares a la venta en mercados de Teherán y al parecer se exportan ilegalmente especímenes silvestres. La especie se ofrece a la venta en Internet, a menudo supuestamente como ejemplares criados en cautividad, aunque según los informes también se ofrecen especímenes silvestres. Es difícil determinar el nivel de comercio de la especie porque el comercio de especímenes silvestres es ilícito. No obstante, existen informes que indican que el número de especímenes de los que dispone un comerciante conocido representan entre el 15 y el 25% de la población estimada de individuos maduros.

Análisis: *Neurergus kaiseri* tiene un área de distribución restringida; se dice que su población es pequeña y la especie se encuentra en menos de cinco localidades extremadamente fragmentadas. Se dice que la población ha disminuido en más de un 80% en los últimos años debido a la extracción para el comercio, la destrucción de su hábitat y la introducción de peces exóticos. Se sabe que existe comercio de especímenes silvestres, a pesar de que es ilegal exportar la especie desde Irán. Por lo tanto, *Neurergus kaiseri* parece cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice I.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Taxonomía

Neurergus kaiseri fue descrito inicialmente como subespecie de *Neurergus crocatus*.

| Justificación | Información adicional |
|--|--------------------------|
| <u>Área de distribución</u> | |
| República Islámica de Irán. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| En Peligro Crítico (A2d; B2ab(iii, v) ver. 3.1). | <i>Evaluado en 2008.</i> |

Crterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I

A) Población silvestre pequeña

(i) Disminución de la población o del hábitat; (ii) subpoblaciones pequeñas; (iii) concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; (iv) grandes fluctuaciones de la población; (v) alta vulnerabilidad

En la Justificación se afirma que la especie cumple los criterios A ii), iii) y v) debido a que se ha observado que sus poblaciones son pequeñas, fluctuantes y muy vulnerables a factores intrínsecos y extrínsecos.

Se considera que la población total es de menos de 1.000 individuos maduros. Los resultados obtenidos a partir de observaciones de campo indican que la especie es escasa y ha sufrido una disminución drástica en los últimos 10 años. No se dispone de ninguna estimación de la población de *Neurergus kaiseri* en ninguno de los cuatro ríos de montaña en los que habita en la parte meridional de los Montes Zagros.

B) Área de distribución restringida

(i) Población fragmentada o localizada; (ii) grandes fluctuaciones en la distribución o en las subpoblaciones; (iii) alta vulnerabilidad; (iv) disminución en la distribución, población, superficie o calidad del hábitat, o en el reclutamiento

En la Justificación se afirma que la propuesta cumple los criterios B i), iii) y iv) porque la especie tiene un área de ocupación muy restringida (mucho menos de 100 km²) y fragmentada.

Neurergus kaiseri es endémica de sólo cuatro ríos (en una única cuenca hidrográfica) dentro de una zona restringida de la parte meridional de los Montes Zagros en Lurestán (Irán); su área de ocupación es de menos de 10 km².

Aunque no se dispone de información sobre la actividad terrestre de *Neurergus kaiseri*, la aparición de los animales en hábitat acuático en marzo y su desaparición en junio indican que este tritón utiliza los hábitats acuáticos principalmente para la

Neurergus kaiseri habita en ríos y charcas temporales (Schmidtler y Schmidtler, 1975; Schultschik y Steinfartz, 1996, citado en Steinfartz et al., 2002) que no proporcionan condiciones ambientales estables, dado que la disponibilidad de agua puede fluctuar drásticamente a lo largo del tiempo. Esto hace que la temporada de reproducción de *N. kaiseri* y el posterior desarrollo larvario sean mucho más cortos en esta especie que en las que habitan en cursos de agua más permanentes (Schmidtler y Schmidtler, 1975 citado en Steinfartz et al., 2002).

Las poblaciones están fragmentadas de manera natural por la topografía de la zona (Barani y Sharifi, en prensa).

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>reproducción y pasa una cantidad de tiempo considerable en un hábitat terrestre, como ocurre con otras especies de <i>Neurergus</i>.</p> <p>Dada la considerable distancia que existe entre los distintos hábitats acuáticos y la topografía muy abrupta de la zona, las poblaciones de <i>Neurergus kaiseri</i> están extremadamente fragmentadas. Teniendo en cuenta que todos los ríos que contienen <i>N. kaiseri</i> se encuentran en valles profundos con laderas muy escarpadas y están muy separados, es poco probable que los tritones puedan dispersarse a gran distancia de sus ríos durante su fase terrestre en verano, otoño e invierno.</p> | <p><i>La especie presenta una alta vulnerabilidad a factores extrínsecos, tales como una disminución de su hábitat debido a la pérdida de hábitat provocada por el desarrollo humano (prácticas forestales inadecuadas) y la construcción de presas, así como la extracción de recursos, que restringe la movilidad de la especie debido a la fragmentación del hábitat (TRAFFIC North America, 2006).</i></p> |
| <p><u>C) Disminución en el número de ejemplares silvestres</u> (i) Disminución histórica o en curso; (ii) disminución deducida o prevista a consecuencia de una disminución de la superficie o calidad del hábitat, los niveles de explotación, una alta vulnerabilidad o una disminución del reclutamiento</p> <p>Según la Justificación, la especie cumple el criterio C ii) debido a la disminución pronunciada del tamaño de su población, deducida a partir de la pérdida de hábitat causada por la ampliación de las aguas cálidas de la presa del lago Dez. La ampliación del presa ha aumentado el número de peces ciprínidos en algunos ríos en los que vive <i>Neurergus kaiseri</i>.</p> <p>En la Justificación también se indica que la población de la especie ha disminuido a causa de los niveles extremadamente elevados de extracción destinada al comercio nacional e internacional en los últimos 10 años.</p> <p>Se calcula que la población ha disminuido en más del 80% en los últimos años (2001–2005). Aunque no se dispone de información sobre tendencias poblacionales de <i>Neurergus kaiseri</i>, en los últimos años la posibilidad de observar a este tritón en el medio silvestre se ha vuelto extremadamente rara.</p> | <p><i>Aunque no se dispone de más información sobre tendencias poblacionales, el número de especímenes supuestamente exportados anualmente por un comerciante podría representar entre el 15 y el 25% de la población estimada de individuos maduros [véase el apartado siguiente].</i></p> |

Crterios comerciales para la inclusión en el Apéndice I

La especie está o puede verse afectada por el comercio

Existen pruebas de que *Neurergus kaiseri* se está vendiendo al por menor en varios países europeos y en Japón. Se recolectan especímenes vivos y se exportan por contrabando desde Irán, probablemente a través de Azerbaiyán, Ucrania y la Federación Rusa.

En diciembre de 2004, se ofrecieron a la venta 50 especímenes de la especie en un sitio Web de Internet. El precio de un ejemplar, que puede alcanzar unos 350 dólares USA, es alto en comparación con el de la mayoría de las especies de

Neurergus kaiseri es un animal muy atractivo y demandado por los coleccionistas privados (Federation of British Herpetologists and Reptile and Exotic Pet Trade Association, 2009).

*En enero de 2006, un comerciante mostró la intención de exportar unos 150 ejemplares adultos de *Neurergus kaiseri* a Canadá (TRAFFIC North America, 2006).*

| Justificación | Información adicional |
|--|-----------------------|
| <p>salamandras. Se sabe que un comerciante de Ucrania ha realizado varios envíos a Norteamérica y Europa en años sucesivos (en 2005–2008 y 2010). La correspondencia con dicho comerciante en 2005 confirmó que éste importa y vende especímenes silvestres de la especie. Según el comerciante, a principios de 2005 negoció la compra y venta de unos 200 especímenes y esperaba disponer de unos 250 más en enero de 2006. Se ha anunciado que en 2010 habrá adultos silvestres y juveniles criados en cautividad disponibles. Un comerciante al por mayor en Francia ofrecía ejemplares de la especie por 135 Euros cada uno y otro gran comerciante en Alemania ha estado ofreciendo la especie todos los años desde 2005.</p> <p>Se han ofrecido a la venta ejemplares criados en cautividad durante el período 2006–2009 a precios más bajos (entre 50 y 100 Euros) que los de ejemplares silvestres (entre 100 y 150 Euros).</p> | |

Observaciones complementarias

Una amenaza importante para *Neurergus kaiseri* es la introducción de varias especies de peces que recientemente han podido ampliar su área de distribución aguas arriba gracias a la expansión de la presa de Dez.

Además, el calentamiento climático puede afectar a la supervivencia de *Neurergus kaiseri* debido a la fluctuación del caudal de los ríos y probablemente a través de la reducción del hábitat óptimo a consecuencia del aumento de la temperatura del agua.

No existen noticias de que la enfermedad fúngica quitridiomycosis, que podría haber sido introducida por recolectores o investigadores, represente una amenaza para la especie.

El hábitat terrestre de *Neurergus kaiseri* es utilizado temporalmente por nómadas, que utilizan leña para atender a sus necesidades de combustible. Dicha utilización, junto con los efectos de las recientes sequías intensas, podrían amenazar la supervivencia de la especie.

Se puede esperar que haya efectos negativos en el río Taleh Zang, donde un número cada vez mayor de visitantes acuden a ver la cascada de Shevi durante las fiestas iraníes del Año Nuevo, que comienzan el 21 de marzo, el período en que los machos de *Neurergus kaiseri* salen de sus refugios para buscar hembras.

Amenazas

La construcción de presas en los pocos ríos donde se conoce la presencia de la especie constituye una importante amenaza potencial para la especie. Además, algunos peces ciprínidos exóticos están colonizando los ríos desde zonas más bajas y ya constituyen una amenaza para los huevos y larvas de la especie (Sharifi et al., 2008).

Los Montes Zagros se encuentran en una zona de alto riesgo sísmico. Dichos movimientos tectónicos a menudo entierran manantiales, cubren hábitats de detritos y vuelven charcas y ríos inhabitables (Anderson, 2009).

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>Aunque <i>Neurergus kaiseri</i> está protegida en Irán, se han observado ejemplares a la venta en tiendas de mascotas de Teherán para su utilización local en acuarios.</p> | |
| <p><u>Conservación, gestión y legislación</u></p> | |
| <p>El Departamento de Medio Ambiente de Irán (DOE) es responsable de la protección de la fauna y flora silvestres. Dicho departamento tiene competencias para la protección medioambiental basadas en la <i>Ley de Caza y Pesca</i> (1967) y la <i>Ley de Protección Medioambiental</i> (1975). Conforme a la legislación iraní, <i>Neurergus kaiseri</i> está considerado como una especie en peligro, por lo que está protegido por ley. La recolección de este anfibio está sujeta a la obtención de un permiso expedido por la oficina de CITES en el departamento jurídico del DOE en Teherán. La recolección o posesión ilegal está penada con una multa, pero no con cárcel.</p> <p>El control y la vigilancia en la zona en la que habita <i>Neurergus kaiseri</i> corre a cargo de la Oficina Regional de Medio Ambiente de Joramabad, en Luristán. Si los guardas forestales de cualquier oficina regional del DOE encuentran a un recolector ilegal en el medio silvestre, están autorizados a confiscar los especímenes recolectados y el instrumento con el que se haya realizado la captura. Sin embargo, el personal de dicha oficina carece de un programa planificado para realizar controles periódicos para prevenir la extracción ilegal. Según la legislación actual, los miembros del DOE están autorizados a confiscar todos los especímenes vivos que se encuentren en tiendas de animales y también en el campo. Sin embargo, no hay documentación que indique hasta qué punto la aplicación de los controles es adecuada. La zona en la que se conoce la presencia de la especie está cerca del área protegida del Robledal de los Montes Zagros.</p> | <p><i>En un decreto (Nº 168) promulgado en septiembre de 1999, se declaró la protección de las especies “salamandra de río”. Aunque en el decreto no se especificaba el nombre científico, las dos especies autóctonas de Neurergus (N. microspiletus y N. kaiseri) son los únicos caudados (Caudata) que habitan en ríos en Irán, y por lo tanto se puede deducir que dichas especies están protegidas por ley (Sharifi, 2009). En el pasado, también se ha registrado la presencia de la especie N. crocatus en el noroeste de Irán, aunque actualmente habría que comprobar su presencia en dicho lugar (Papenfuss et al., 2008).</i></p> <p><i>La Ley de Caza y Pesca de Irán no especifica que la especie esté protegida. Los animales acuáticos están definidos como “todos los peces marinos o de agua dulce” y por lo tanto los anfibios no están incluidos. Jamás se han expedido licencias para la exportación de Neurergus kaiseri (Sharifi, 2009).</i></p> |
| <p><u>Especies similares</u></p> | |
| <p>Las especies más septentrionales del género <i>Neurergus</i> (<i>N. strauchii</i>, <i>N. crocatus</i> y <i>N. microspilotus</i>) tienen un aspecto general similar, con el cuerpo de color oscuro que contrasta con manchas amarillas muy marcadas. <i>N. kaiseri</i>, que habita más al sur, suele tener un aspecto diferente, con un cuerpo moteado blanco y negro y una raya dorsal anaranjada. Al parecer, todas las especies del género habitan en ríos. <i>N. crocatus</i>, <i>N. microspilotus</i> y <i>N. strauchii</i> tienen manchas redondas anaranjadas amarillentas pequeñas o grandes que cubren la parte dorsal de su cuerpo, pero nunca manchas blancas.</p> | <p><i>Todas las especies de Neurergus son fáciles de distinguir por sus rasgos morfológicos y ecológicos (Schmidler, 1994, citado en Steinfartz et al., 2002; Raffaëlli, 2009).</i></p> <p><i>Una comparación entre los caracteres relativos a la morfología y la talla corporal de N. microspilotus y Neurergus kaiseri (Rastegar-Pouyani et al., 2006) reveló que es posible distinguir entre las dos especies (Barani y Sharifi, en prensa)</i></p> |
| <p><u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u></p> | |
| <p>Hasta ahora la cría en cautividad de <i>Neurergus kaiseri</i> por particulares ha sido irregular (véase http://www.caudata.org/cc/species/Neurergus/N_kaiseri.shtml).</p> | <p><i>Los primeros especímenes conocidos de Neurergus kaiseri en cautividad fueron traídos a Europa procedentes de estudios de campo realizados en los años 1970 por</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>Existe un libro de cría (“studbook”, en inglés) gestionado por particulares para la especie en Alemania (véase www.ag-urodela.de). Aumenta el interés de los zoológicos por poner en marcha programas de cría <i>ex situ</i> (por ejemplo, Amphibian Ark) de especies de anfibios poco comunes y en peligro. Sin embargo, raras veces se ha documentado la cría de la especie en revistas científicas.</p> | <p><i>el equipo de Schmidtler y Schmidtler, constituido por padre e hijo. A principios de los 1990, Schultschik y Steinfartz trajeron algunas parejas a Europa, de las cuales algunos descendientes siguen vivos (Olsson, sin fecha).</i></p> <p><i>Se está llevando a cabo un programa de cría en cautividad en el zoológico Sedgwick County Zoo en Wichita, (Kansas, EEUU) que ahora dispone de cientos de excedentes de ejemplares de la especie criados en cautividad. El zoológico ha observado que los ejemplares cautivos de N. kaiseri se reproducen tanto en aguas en movimiento como en aguas estancadas, y se han obtenido juveniles con éxito en entornos acuáticos y terrestres (Amphibiaweb, 2009).</i></p> <p><i>Un criador aficionado de Alemania también gestiona un libro de cría para la especie (TRAFFIC North America, 2006). Actualmente se dispone de directrices para la cría de la especie (Olsson, sin fecha). Bogaerts informa de la cría de la especie en acuaterario sin problemas (Caudata, 2009).</i></p> <p><i>Se ofrecen especímenes a la venta en Internet, a menudo supuestamente criados en cautividad. Los adultos de origen silvestre suelen ser más tímidos que los que han sido criados en cautividad (Caudata, 2009).</i></p> <p><i>En distintos sitios Web se encuentran criadores que ofrecen especímenes declarados como criados en cautividad. Los precios indicados son 40 libras esterlinas/50 Euros para los jóvenes, 75 libras esterlinas para los juveniles criados en cautividad y 125 dólares USA para los adultos criados en cautividad.</i></p> |

Comentarios adicionales

Evaluadores:

S. Anderson, T. Papenfuss, J. Raffaëlli, TRAFFIC North America.

Inclusión de *Sphyrna lewini*, *Sphyrna mokarran*, *Sphyrna zygaena*, *Carcharhinus plumbeus* y *Carcharhinus obscurus* en el Apéndice II.

Autores de la propuesta: Palau y Estados Unidos de América.

Resumen: *Sphyrna lewini* es una especie de gran tamaño distribuida alrededor del globo. Habita en aguas costeras templadas cálidas y tropicales, formando poblaciones distintas en varias cuencas oceánicas. Tiene una productividad baja debido a varias características de su biología, entre las que se incluyen una gran longevidad (de al menos 30 años), gran tamaño de madurez sexual (108–200 cm o más dependiendo del sexo y la población), edad de primera madurez tardía (entre 6 y 17 años), largo intervalo generacional (20 años), larga gestación (entre 8 y 12 meses), tamaño de camada relativamente pequeño (entre 12 y 41 crías por parto) y baja tasa de crecimiento poblacional (entre un 8 y un 10% anual). En la mayor parte de su área de distribución, *S. lewini* es objeto de la pesca dirigida de tiburones, donde representa una gran proporción de las capturas totales, además de formar parte de la captura accidental en las pesquerías de palangre, enmalle, arrastre costero y cerco. En algunos países, estos tiburones también son capturados en la pesca de recreo. Los juveniles y neonatos son objeto de una fuerte presión pesquera dirigida en muchas zonas. En los casos en los que se dispone de datos sobre la abundancia y los índices de captura de *S. lewini* o de un complejo de tiburones martillo que incluye a otras dos especies de la familia Sphyrnidae (*S. zygaena* y *S. mokarran*), éstos muestran claras disminuciones históricas pronunciadas hasta menos del 15 o 20% del valor de referencia, así como disminuciones recientes. Entre estos datos se incluyen los siguientes: una evaluación de stocks de *S. lewini* en el Atlántico Noroccidental que muestra una disminución del 83% en 24 años; una disminución en la captura por unidad de esfuerzo de *S. lewini* de un 98% en 32 años frente a la costa de Carolina del Norte (Estados Unidos), y disminuciones de entre un 60 y un 70% en un período de 8 a 25 años en los stocks del Pacífico Oriental (Parque Nacional Isla del Coco) y el Océano Índico Suroccidental (Sudáfrica). Los datos agregados sobre el complejo de tiburones martillo (*S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*) muestran disminuciones similares, de hasta un 99,9% en el Mediterráneo desde principios del siglo XIX, de más de un 85% en 44 años frente a la costa de Queensland en Australia y de un 93% en desembarcos industriales de esfírnidos en el sur de Brasil entre 1994 y 2008. *S. lewini* es muy explotado en varias zonas de las que se dispone de pocos datos, incluyendo grandes áreas del Océano Índico Occidental y el Pacífico Occidental, donde se sospecha que se han producido disminuciones similares.

Las aletas de *S. lewini* figuran entre las más valoradas en el comercio internacional de aletas de tiburón debido a su gran tamaño y su número elevado de fibras (lo cual significa que dichas aletas son particularmente apreciadas, dado que las fibras son la parte de la aleta que se consume). Se conoce muy poco sobre los patrones y tendencias del mercado internacional por la falta de registros comerciales a nivel de especie. No obstante, los registros de transacciones comerciales y análisis genéticos realizados en el mercado de aletas de Hong Kong proporcionaron una estimación conjunta de entre 1,3 y 2,7 millones de ejemplares de *S. lewini* y *S. zygaena* explotados anualmente para el comercio de aletas. El análisis genético de una muestra de aletas en el mercado de Hong Kong mostró que los ejemplares de *S. lewini* utilizados en el comercio de aletas proceden de poblaciones del Indo-Pacífico, el Atlántico Oriental y el Atlántico Occidental. La creciente demanda de aletas está estimulando una mayor retención de aletas y la pesca dirigida de tiburones martillo, incluyendo a *S. lewini*. Aunque se suele considerar que la carne de tiburón martillo tiene un sabor desagradable por su elevada concentración de urea, existen registros de comercio internacional de la misma. En algunas regiones como Brasil, los neonatos y juveniles de *S. lewini* están muy explotados por la pesca de bajura con enmalle y se comercializan en mercados nacionales. Aunque esta especie está incluida en varios convenios internacionales, aún no se han adoptado medidas de gestión para especies en concreto. A partir de enero de 2010, la captura de *S. lewini* estará prohibida para las flotas españolas de pesca dondequiera que se encuentren. En principio, la especie debería obtener cierta protección gracias a las distintas prohibiciones regionales de la práctica de cercenar las aletas de tiburones y desechar el resto del animal (“shark finning”, en inglés) en las áreas en las que se controla la aplicación de la prohibición, así como las prohibiciones de pesca de tiburones establecidas en las zonas económicas exclusivas (ZEE) de Polinesia Francesa, Palau y las Maldivas. *S. lewini* está clasificado globalmente en la categoría de En Peligro en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*, aunque las poblaciones regionales están clasificadas individualmente en las categorías de Vulnerable y En Peligro.

El Comité de Pesca (COFI) de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) reconoció la necesidad de mejorar la gestión de las pesquerías de tiburones en 1999 con la adopción del Plan de Acción Internacional para la Conservación y Gestión de los Tiburones (IPOA - Sharks, por sus siglas en inglés), respaldado por el Consejo de la FAO en 2000. En 2009, la FAO señaló que de 68 miembros que respondieron a un cuestionario, el 50% había realizado una evaluación para determinar si era necesario establecer un Plan de Acción Nacional (PAN en español, NPOA en inglés) y que el 90% de éstos habían pasado a desarrollar y aplicar un PAN. Hasta la fecha no se evaluado la eficacia de los PAN.

Se propone la inclusión de *S. lewini* en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* debido a las importantes disminuciones poblacionales en curso impulsadas por el comercio internacional de aletas y también provocadas por la captura accidental en otras pesquerías. La inclusión propuesta contiene una anotación según la cual su entrada en vigor se aplazaría 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas. También se propone la inclusión en el Apéndice II de las especies *Sphyrna mokarran*, *Sphyrna zygaena*, *Carcharhinus plumbeus* y *Carcharhinus obscurus* con arreglo al criterio A del Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* por razones de semejanza. Todas estas especies son objeto de la pesca dirigida y la captura accidental y existe comercio internacional de sus aletas. Las aletas de todas estas especies son delgadas y falciformes, y la altura de la aleta dorsal es mayor que la longitud de su base. En el comercio, las aletas de otros tiburones martillo así como las de las especies *C. plumbeus* y *C. obscurus* son morfológicamente similares a las de *S. lewini*. Las capturas de tiburones martillo a menudo se agrupan bajo la designación de *Sphyrna* spp., y *S. lewini* se suele confundir con *S. zygaena*. Debido a la dificultad para identificar a estas especies de tiburón martillo de gran tamaño, las capturas de *S. lewini* se suelen agrupar con las especies *S. mokarran* y *S. zygaena*. Debido al mayor valor asociado a las aletas triangulares más grandes de los tiburones martillo y de *Carcharhinus plumbeus* y *Carcharhinus obscurus*, los comerciantes las clasifican separándolas de las de otros carcarínidos, que suelen agruparse. La clasificación de las aletas por especies corre a cargo de profesionales en el tratamiento de las aletas, pero esta operación se produce en una etapa bastante avanzada en la cadena comercial y posterior al momento en que la Aduana tendría la obligación de identificar las aletas a nivel de especie.

Las otras especies incluidas en la propuesta comparten muchas características biológicas con *S. lewini* que hacen que sean vulnerables a la explotación y tarden bastante tiempo en recuperarse. Una serie de evaluaciones de stocks realizados en el Atlántico Noroccidental han mostrado las disminuciones siguientes: *S. mokarran* disminuyó en un 96% entre 1981 y 2005, *S. zygaena* disminuyó en un 91% entre 1981 y 2005, *Carcharhinus plumbeus* ha disminuido entre un 64 y un 71% respecto de los niveles previos a su explotación, y *Carcharhinus obscurus* ha disminuido al menos en un 80% respecto de los niveles previos a su explotación.

Análisis: *S. lewini* es objeto de la pesca dirigida para el mercado internacional de aletas y también es objeto de la captura accidental en otras pesquerías, y sus productos son objeto de comercio internacional. La biología de la especie la hace intrínsecamente vulnerable a la sobreexplotación. La pesca ha ocasionado graves disminuciones en algunas áreas, hasta el punto que algunos stocks ya parecen cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice I. Se sospechan disminuciones similares en otras áreas donde se sabe que la especie es capturada, pero faltan datos cuantitativos. Todas las subpoblaciones de la especie han sido clasificadas en la categoría de Vulnerable o En Peligro por la UICN y no se conoce ninguna población importante sin explotar. Por lo tanto, la especie parece cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice II, dado que es preciso reglamentar el comercio internacional para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I, suponiendo que no cumple ya dichas condiciones.

El producto principal de *S. lewini* en el comercio son las aletas, que se comercializan junto con las de las otras cuatro especies incluidas también en la propuesta por razones de semejanza. Aunque los comerciantes de aletas con conocimientos expertos son capaces de clasificar las aletas por especies de manera fiable (excepto en el caso de *S. lewini* y *S. zygaena*, que a menudo se agrupan en todas las etapas de la cadena de suministro), dicha clasificación sólo tiene lugar después de la etapa en que la que la Aduana tendría la obligación de identificar las aletas a nivel de especie. Aunque se dispone de pruebas de ADN para confirmar la identificación de especies de tiburones, éstas no son adecuadas para los controles rutinarios en la Aduana. Por lo tanto, parece que las otras especies cuya inclusión se propone cumplen el criterio A del Anexo 2b de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev CoP14)*, dada la dificultad de distinguir entre sus aletas y las de *S. lewini*.

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <u>Taxonomía</u> | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| <p>Especies distribuidas alrededor del globo en aguas costeras templadas cálidas y tropicales en los océanos Atlántico, Pacífico e Índico.</p> <p>Se considera que existen poblaciones reproductoras distintas en cada cuenca oceánica (poblaciones del Atlántico Noroccidental, Mar Caribe, Atlántico Suroccidental, Atlántico Centro-Oriental e Indo-Pacífico) con rasgos genéticos distintos. Las poblaciones de juveniles vinculadas entre sí por zonas continuas de litoral presentan una alta conectividad. Los tiburones adultos utilizan hábitats oceánicos alejados de la costa (p. ej., montañas submarinas y la plataforma continental) y no suelen recorrer grandes distancias.</p> <p>Número de áreas de pesca de la FAO en las que están presentes las especies: <i>Sphyrna lewini</i>: 11. <i>Sphyrna mokarran</i>: 13. <i>Sphyrna zygaena</i>: 14. <i>Carcharhinus plumbeus</i>: 10. <i>Carcharhinus obscurus</i>: 10.</p> | <p><i>Sphyrna lewini</i>: <i>En el pasado, los juveniles estaban distribuidos por toda la plataforma continental (Kotas, 2009). Las hembras realizan migraciones estacionales a las zonas costeras para parir a sus crías. Las hembras grávidas muestran una alta fidelidad a las áreas de cría donde nacieron (Ibid.).</i></p> <p><i>S. mokarran</i>: <i>Ampliamente distribuido en aguas tropicales (40°N–35°S). Al parecer tiene un comportamiento nómada y migratorio y algunas poblaciones se acercan a los polos en verano.</i></p> <p><i>S. zygaena</i>: <i>Tiene una distribución más amplia que la de otros miembros de su familia y habita en los océanos Atlántico, Pacífico e Índico.</i></p> <p><i>Carcharhinus obscurus</i>: <i>Distribución cosmopolita pero desigual en aguas tropicales y templadas cálidas, incluyendo el Atlántico Occidental y Oriental, el Mediterráneo, el Océano Índico y el Pacífico Occidental y Oriental.</i></p> <p><i>C. plumbeus</i>: <i>Habita en todo el mundo en aguas tropicales y templadas cálidas, incluyendo el Atlántico Noroccidental y Oriental, el Mediterráneo, el Océano Índico Occidental y el Pacífico Occidental y Oriental.</i></p> |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <p><i>Sphyrna lewini</i>: Global-EN (En Peligro). <i>Sphyrna mokarran</i>: Global-EN (En Peligro). <i>Sphyrna zygaena</i>: Global-VU (Vulnerable). <i>Carcharhinus plumbeus</i>: Global-VU (Vulnerable). <i>Carcharhinus obscurus</i>: Global-VU (Vulnerable).</p> | <p><i>S. lewini</i>: <i>Evaluación global de la especie–En Peligro A2bd+4bd (Evaluado en 2007, versión 3.1 de los Criterios). Subpoblación del Pacífico Centro-Oriental y el Pacífico Suroriental–EN. Subpoblación del Atlántico Centro-Oriental–VU. Subpoblación del Atlántico Noroccidental y el Atlántico Centro-Occidental–EN. Subpoblación del Atlántico Suroccidental–VU. Subpoblación del Océano Índico Occidental–EN.</i></p> <p><i>Carcharhinus obscurus</i>: <i>Evaluación global de la especie–Vulnerable A2bd (Evaluado en 2007, versión 3.1 de los Criterios). Subpoblación del Atlántico Noroccidental y el Golfo de México–VU.</i></p> <p><i>Carcharhinus plumbeus</i>: <i>Evaluación global de la especie– Vulnerable A2bd +4bd (Evaluado en 2007, versión 3.1 de los Criterios).</i></p> |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))**A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I**

La propia biología de *Sphyrna lewini* tiene varias características que hacen que sea muy vulnerable a la sobreexplotación pesquera y tarde bastante en recuperarse: gran longevidad (hasta 30 años), gran tamaño de madurez sexual (108–200 cm dependiendo del sexo y la población), edad de primera madurez sexual tardía (6–17 años), largo intervalo generacional (20 años), larga gestación (8–12 meses), tamaño de camada relativamente pequeño (12–41 crías por parto) y baja tasa de crecimiento poblacional (8–10% anual). Un estudio demográfico concluyó que *S. lewini* es una de las especies de tiburones con menor productividad, comparada con otras 26 especies de tiburones.

Las poblaciones de *S. lewini*, y en algunos casos del complejo de tiburones martillo (*S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*), han experimentado disminuciones históricas y recientes pronunciadas en el Atlántico, Mediterráneo e Indo-Pacífico, como demuestran las evaluaciones de stocks y las tasas de capturas. Es probable que otros stocks experimenten disminuciones similares a menos que la reglamentación sobre el comercio ofrezca un incentivo para introducir medidas de gestión sostenible.

S. lewini ha disminuido hasta por lo menos el 15–20% del valor de referencia en muchas poblaciones. A partir de series cronológicas más cortas relativas a la abundancia de la especie, se prevé que las recientes tasas de disminución hagan que la población disminuya desde su nivel actual hasta la magnitud de la disminución histórica en un período de unos 10 años.

En la Justificación se aporta información detallada sobre las disminuciones pronunciadas en las poblaciones y capturas de tiburones martillo. Los datos se resumen a continuación.

| Año | Región | Datos | Tendencia |
|------------------------------|--------------|-----------------|----------------------|
| <i>Sphyrna lewini</i> | | | |
| 1972–2003 | Atlántico NW | CPUE | Disminución del 98%* |
| 1981–2005 | Atlántico NW | ES (C, B, CPUE) | Disminución del 83%* |
| 1994–2005 | Atlántico NW | CPUE | Aumento del 56%* |

El tamaño de madurez sexual de S. lewini se sitúa entre 150 y 250 cm, dependiendo del sexo y la población (Branstetter, 1987, Stevens y Lyle, 1989).

En un caso concreto, se calculó una edad de 36,5 años para una hembra de S. lewini del sur de Brasil (Kotas, 2009).

Existen estimaciones conflictivas sobre índices de crecimiento y productividad en S. lewini, probablemente ocasionadas por la variación regional y las distintas metodologías empleadas en los estudios (Cortes, 2002). Aún no se han validado las edades y por lo tanto los índices de crecimiento de S. lewini en ningún lugar (Piercy et al., 2007).

Aunque la evaluación de la subpoblación australiana de S. lewini realizada en 2003 por el Grupo de Especialistas en Tiburones dio lugar a su clasificación en la categoría de Preocupación Menor (Cavanagh et al., 2003), los resultados preliminares del análisis de una serie de datos de 44 años procedente del Programa de Control de Tiburones de Queensland (Australia) indica una disminución a largo plazo de los tiburones martillo en la región de Cairns y Townsville (la disminución del 85% en el Pacífico Occidental incluida en la tabla de la izquierda) (de Jong y Simpfendorfer, 2009).

Aunque es evidente que S. lewini ha sufrido disminuciones muy grandes en la mayoría de las regiones, esto se debería analizar en el contexto del tamaño original de las poblaciones, que probablemente era muy grande (p. ej., en una evaluación se calculó una abundancia en el Atlántico Noroccidental de entre 25.000 y 45.000 individuos después de 1995, Jiao et al., 2008).

Los informes señalan una disminución del 62% en los desembarcos de S. lewini en la costa del Pacífico del sur de México (Soriana et al., 2006).

Los desembarcos industriales del grupo Sphyrna (principalmente S. lewini y S. zygaena) en el estado de Santa Catarina (sur de Brasil) experimentaron una disminución total del 93% entre 1994 y 2008, después de haber alcanzado el nivel máximo de 570 t en 1994 y máximos menos elevados de 202 t en 1998, 353 t en 2002 y 381 t en 2005, para finalmente reducirse a 44 t en 2008 (Kotas, 2004). Esto fue provocado principalmente por la rápida expansión de una pesquería de enmalle dirigida sobre todo a los tiburones martillo para el comercio internacional de aletas (Ibid.). También se observaron fuertes disminuciones en la CPUE (kg/salida) para los tiburones martillo capturados por los palangreros y la flota de enmalle de profundidad de la misma región (Kotas, 2004; Kotas, 2009).

| | | | |
|--|----------------------------|-------------------|---------------------------------|
| 1993–2001 | Atlántico SW-bajura | CPUE | Disminución del 60–90% |
| 1992–2004 | Pacífico E (Isla del Coco) | A | Disminución del 71%* |
| 2004–2006 | Pacífico E | D | Disminución del 49% |
| 1978–2003 | Índico SW | CPUE | Disminución del 64%* |
| 1989–1992 | Índico SW | C | Disminución del 47% en neonatos |
| Complejo de <i>Sphyrna</i> (<i>S. lewini</i>, <i>S. mokarran</i> y <i>S. zygaena</i>) | | | |
| 1986–2005 | Atlántico NW | CPUE (C, B, CPUE) | Disminución del 89%* |
| 1981–2005 | Atlántico NW | ES (C, B, CPUE) | Disminución del 72% |
| 1898–1922, 1950–2006, 1978–1999, 1827–2000 | Mediterráneo | CPUE | Disminución del 99%* |
| 1978–2007 | Atlántico SW–altura | CPUE | Ninguna |
| <i>Sphyrna</i> spp. (tiburones martillo) | | | |
| 2004–2006 | Pacífico E (Ecuador) | D | Disminución del 51% |
| 1963–2007 | Pacífico W | CPUE | Disminución del 85% |
| 1997–1998 y 2004–2005 | Índico E | CPUE | Disminución del 50–75% |
| 1992–2005 | Atlántico NW | CPUE | Disminución del 76%* |
| 1994–2005 | Atlántico NW | CPUE | Disminución del 25%* |
| 1983–1984 y 1994–1995 | Atlántico NW | CPUE | Disminución del 66% |

En el período 1995–2005, se observó una disminución mayor del 80% en las capturas de esfirnidos y la CPUE en una pesquería con redes de deriva a lo largo de la costa sur de Brasil que abastecía al comercio de aletas (Kotas et al., 2008).

La CPUE de los tiburones martillo (principalmente *S. zygaena* y *S. lewini*) en la flota industrial de enmalle de profundidad del estado de Santa Catarina (sur de Brasil) cayó de 365 kg/salida en 2000 a 15 kg/salida en 2008 (una disminución en torno al 96% en ocho años), lo que indica que las disminuciones podrían ser más graves en las zonas costeras donde son más comunes los tiburones martillo neonatos y juveniles (Kotas, 2009). En cambio, la flota de pesca de altura con redes de deriva registró una tasa de capturas relativamente estable, con algunas fluctuaciones (en 2008 la CPUE de las redes de deriva era de 4.700 kg/salida). No obstante, estos datos deben analizarse con cautela, dado que se produjo el colapso de esta pesquería industrial en 2008 y sólo quedaban unas pocas embarcaciones en la región (Ibid.). En los palangreros industriales de altura, la CPUE disminuyó de 1.461 kg/salida en 2000 a 105 kg/salida en 2008, una disminución mayor del 90% (Ibid.).

CPUE=Captura por unidad de esfuerzo, D=Desembarcos, C=Capturas, ES=Evaluaciones de Stocks, A=Avistamientos, B=Biología. *Datos sometidos a una normalización estadística para corregir factores no relacionados con la abundancia.

La pesca de recreo se hizo muy popular en el Atlántico Noroccidental con el estreno de la película "Tiburón" y se observaron disminuciones asociadas a esta actividad en la abundancia de las poblaciones en los años 1970 y 1980. En la actualidad, la población de *S. lewini* parece haberse estabilizado a niveles relativamente bajos y es posible que haya aumentado respecto de los niveles de mediados de los años 1990.

No se dispone de datos sobre la población y las capturas de *S. lewini* en el Atlántico Oriental aparte de los datos sobre el Mediterráneo. No obstante, en el Atlántico Nororiental y Central se prevén disminuciones similares a las documentadas en el Atlántico Noroccidental, dado que las flotas palangreras se han desplazado desde las aguas occidentales a las orientales, donde están desplegando un esfuerzo de pesca comparable.

En el Atlántico Suroccidental, las tasas de capturas en la pesca de bajura han experimentado disminuciones recientes de hasta un 90%, mientras que las flotas de altura registran una tasa de capturas relativamente estable, lo cual parece indicar que las disminuciones podrían ser más graves en las zonas costeras, donde la presencia de la especie es más habitual.

En los últimos 10 años, los tiburones martillo han disminuido drásticamente en las aguas de Belice debido a la extracción excesiva, lo cual ha hecho que se detenga la actividad de la pesquería de tiburones de Belice. Sin embargo, la zona sigue bajo la presión de pescadores que penetran en las aguas de Belice desde Guatemala. Se dispone de pocas fuentes adicionales de información para evaluar la población caribeña de *S. lewini*, aunque la especie es capturada en distintas pesquerías a lo largo de las costas caribeñas de Sudamérica, Guyana, Trinidad y Tobago y el Mar Caribe Oriental.

En todo el Pacífico Oriental y el Sudeste Asiático, los ejemplares juveniles de *S. lewini* son objeto de una fuerte presión pesquera dirigida y de la pesca accidental. En el pasado, los tiburones martillo de gran tamaño eran abundantes frente a la costa del Pacífico de Centroamérica, pero según los informes ya estaban diezmados en los años 1970. Dado que la pesca tradicional y de bajura está agotada en Centroamérica, las flotas nacionales han aumentado la presión sobre los sitios de agregación de ejemplares adultos tales como Isla del Coco y las Islas Galápagos o a lo largo del talud continental, donde se pueden obtener elevadas tasas de captura de juveniles.

Existen razones para sospechar que se han producido disminuciones similares en zonas sobre las que no se dispone de datos para evaluar la situación y las tendencias de la población pero donde *S. lewini* es objeto de una fuerte presión pesquera, tales como el Sudeste Asiático y el Océano Índico Occidental.

B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

S. lewini es objeto de la pesca dirigida y accidental en algunas partes de su área de distribución, estimulada por la demanda internacional de sus valiosas aletas (véase el apartado A más arriba para obtener información detallada sobre las disminuciones de los stocks).

Las aletas de *S. lewini* son muy apreciadas en el comercio de aletas por su gran tamaño y elevado número de fibras (ceratotriquiás). En el mercado mayorista, el precio medio de las aletas secas/sin transformar de la especie es de 135 dólares USA/kg, por lo que figuran entre los tipos de aletas de mayor valor del mercado. Las aletas de *S. lewini* y *S. zygaena* representan casi el 5% del comercio de aletas de Hong Kong. Los datos comerciales del mercado de aletas de Hong Kong, junto con análisis estadísticos y de ADN para tener en cuenta los registros que faltan, proporcionan una estimación conjunta de entre 1,3 y 2,7 millones de ejemplares de *S. lewini* y *S. zygaena* explotados anualmente para el comercio de aletas.

La creciente demanda de aletas y carne de tiburón a partir de finales de los años 1990 ha estimulado la retención de aletas y la pesca dirigida de tiburones, incluyendo los tiburones martillo, en el Atlántico Suroccidental y la presión pesquera de las flotas palangreras en el Pacífico Suroriental y Central.

Aunque se suele considerar que la carne de tiburón martillo tiene un sabor desagradable por su elevada concentración de urea, existen registros de su exportación de las Seychelles a Alemania y de Uruguay a Brasil, España, Alemania, Países Bajos e Israel, entre otros. La carne de tiburón martillo es apreciada en España y Japón.

S. lewini es una de las especies preferidas para la producción de cuero y aceite de hígado de tiburón, y las mandíbulas se utilizan como curiosidades marinas.

Se han documentado casos de pesca ilícita, no declarada y no reglamentada de tiburones martillo por parte de 120 palangreros que pescaban ilegalmente en el Océano Índico Occidental y embarcaciones industriales, así como la pesca ilícita de aletas de tiburón en otras zonas del Océano Índico. Es probable que la pesca ilícita de aletas de tiburón en las Islas Galápagos afecte a *S. lewini*, debido a su abundancia local y el gran valor de sus aletas.

En África oriental, *S. lewini* es objeto de una fuerte presión pesquera por la pesca dirigida y la captura accidental en pesquerías artesanales y flotas europeas de altura. Entre 2001 y 2005, las especies de *Sphyrna* representaron más del 40% de la captura accidental total de buques arrastreros congeladores industriales dirigidos a pequeños peces pelágicos frente a la costa de Mauritania. En esta zona, sólo se

Datos sin publicar señalan que el precio medio de las aletas secas/sin transformar de tiburón oceánico (Carcharhinus longimanus) en las subastas al por mayor es de 125 dólares USA/kg (rango 8-470 dólares USA/kg) (Clarke, 2009). El precio medio de las aletas de tiburón martillo es inferior al de las aletas de tiburón oceánico (Ibid.).

La identificación genética de los stocks de procedencia de las aletas obtenidas en el mercado de Hong Kong indica que las poblaciones de S. lewini del Indo-Pacífico y del Atlántico Oriental y Occidental son explotadas para el comercio de aletas (Chapman et al., 2009). En una muestra de 62 aletas de S. lewini, el 21% procedía del Atlántico Occidental, lo cual indica que el comercio internacional de aletas sigue siendo una amenaza para las poblaciones de esta región, que están en peligro (Ibid.).

En algunas regiones como Brasil, los neonatos de tiburón martillo (principalmente S. lewini) son un objetivo de la pesca de bajura con enmalle y se comercializan en los mercados nacionales (Kotas, 2009). En verano también se capturan muchos neonatos de S. lewini en la pesca de recreo (Ibid.).

capturan ejemplares juveniles de *S. lewini*. Se han señalado disminuciones en la tasa de capturas de tiburones, particularmente *S. lewini*, en África Occidental frente a Senegal y Gambia.

S. lewini es una de las cinco especies principales en la pesca de tiburones en Omán. Los datos de la FAO sobre desembarcos de tiburones en Omán señalan capturas variadas de entre unas 3.000 y 8.000 t desde 1985, con niveles máximos a mediados de los años 1980 y 1990s, y una disminución hasta menos de 4.000 t en 2000. Al parecer, los tiburones grandes, entre los que se incluye *S. lewini*, han experimentado disminuciones.

En el Pacífico Oriental, la captura de *S. lewini* es habitual en la pesca dirigida de tiburones; la especie representa un 36% de la captura total en una pesquería artesanal de tiburones en el Golfo de Tehuantepec (México), entre un 6 y un 74% en distintas zonas de Guatemala y un 12% en El Salvador.

S. lewini constituye entre el 18 y el 30% de la pesca de tiburones frente a la costa de Australia.

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

Se propone la inclusión de otras cuatro especies en el Apéndice II por motivos de semejanza.

Estas especies son *Spyrma mokarran*, *Sphyrna zygaena*, *Carcharhinus obscurus* y *Carcharhinus plumbeus*, y se propone su inclusión porque sus aletas son morfológicamente similares a las de *S. lewini* y difíciles de distinguir en el comercio.

Los comerciantes clasifican las aletas triangulares más grandes de los tiburones martillo y de *Carcharhinus plumbeus* y *C. obscurus* aparte de las de otros carcarinidos, que suelen agruparse. En el mercado de aletas de Hong Kong, los comerciantes establecen categorías distintas para las aletas de *S. lewini* (Bai chun), *S. zygaena* (Gui chun), *S. mokarran* (Gu Pian) y una categoría general que contiene aletas de *S. lewini* y *S. zygaena* (Chun chi) en una proporción aproximada de 2:1. *Carcharhinus plumbeus* y *C. obscurus* también tienen sus propias categorías en el mercado.

En conjunto, las aletas de *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena* representan casi el 6% de las aletas identificadas en el mercado de aletas de tiburón de Hong Kong.

Se suelen agrupar las capturas de *S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*.

Las evaluaciones de stocks realizadas en el Atlántico Noroccidental muestran que la población de *Carcharhinus plumbeus* ha disminuido entre un 64 y un 71% respecto de los niveles previos a su explotación. Se considera que los niveles de explotación de la especie en Australia Occidental son insostenibles.

Un análisis genético de las aletas del mercado de Hong Kong reveló que una proporción relativamente elevada de las muestras (86–95%) de las cinco especies incluidas en la presente propuesta coincidían con las especies que supuestamente estaban a la venta según las categorías establecidas por los comerciantes (Clarke et al., 2006, véase la tabla siguiente). Otras siete categorías con distintas especies de tiburones también estaban bien identificadas entre un 60 y un 100% de los casos. Por lo tanto, parece que los comerciantes son capaces de distinguir entre las especies en el comercio, aunque no siempre es así.

Resultados del análisis de aletas de tiburón por categoría de mercado para las cinco especies de la propuesta (Clarke et al., 2006).

| Categoría de mercado de los comerciantes | Especie principal de tiburón anunciada en la categoría | % de la muestra que coincidía con la especie anunciada |
|---|---|---|
| <i>Gu Pian</i> | <i>S. mokarran</i> | 86 |
| <i>Chun chi</i> | <i>S. zygaena</i> o <i>S. lewini</i> | 95 |
| <i>Bai qing</i> | <i>C. plumbeus</i> | 63 |
| <i>Hai hu</i> | <i>C. obscurus</i> | 85 |

En el estudio en cuestión, no fue posible caracterizar un gran volumen de aletas (más de la mitad por peso) comercializadas en categorías no estudiadas y a menudo no establecidas a nivel de especie (Clarke et al., 2006), lo cual indica que una gran parte del comercio se realiza con aletas relativamente indistintas.

Las redes de protección de playas en ZwaZulu-Natal, en la costa suroccidental del Océano Índico de Sudáfrica, muestran una disminución considerable de *Carcharhinus plumbeus* pero no de *C. obscurus* entre 1978 y 2003.

Modelos múltiples de evaluación de stocks han señalado una disminución de al menos un 80% respecto de niveles previos a la explotación de *C. obscurus* en el Atlántico Noroccidental. Existe preocupación sobre las poblaciones de la especie debido a una disminución en el reclutamiento de neonatos y la captura no cuantificada de tiburones de mayor edad en la pesca no dirigida.

C. plumbeus suele ser objeto de la pesca dirigida de enmalle y palangre y en ocasiones forma parte de la captura accidental de palangreros pelágicos. Existen importantes pesquerías de la especie en el Atlántico Noroccidental y Nororiental y el Mar de China Meridional. En las estadísticas sobre capturas de la FAO, declaradas principalmente por EEUU, las capturas alcanzaron su nivel máximo en 1990 con 89 t y han disminuido desde entonces debido a las restricciones establecidas.

C. plumbeus es objeto de la pesca dirigida en Australia por parte de una pesquería de enmalle (suroeste) y una pesquería de tiburones con palangre de profundidad (noreste). Las capturas anuales de estas pesquerías superaron las 400 t entre 2003 y 2004, lo que representa más del doble de los niveles del período 1994-1995. Las aletas de *C. plumbeus* son muy valoradas por los comerciantes de Hong Kong y figuran entre las especies más comunes identificadas en el mercado internacional de aletas.

C. obscurus y *C. plumbeus* tienen una baja capacidad intrínseca de recuperación y una baja productividad comparadas con otras especies de tiburones.

C. obscurus es objeto de la pesca dirigida de bajura en varias partes del mundo y también de la captura accidental en pesquerías pelágicas de atún y pez espada.

Los juveniles de *C. obscurus* son el objetivo principal de una pesquería de enmalle de profundidad en las aguas del suroeste de Australia al menos desde los años 1970; las capturas anuales aumentaron rápidamente, pasando de menos de 100 t a un nivel máximo de unas 600 t en 1998–1999 antes de que las restricciones aplicadas redujeran y estabilizaran las capturas anuales a unas 300 t.

Las aletas de *C. obscurus* son muy valoradas por los comerciantes de aletas de Hong Kong y se sigue documentando su presencia en el comercio internacional.

Se ha publicado una prueba de identificación por PCR para los tiburones martillo y las especies *C. obscurus* y *C. plumbeus*. También existen pruebas de ADN para confirmar la identificación de las especies.

Aunque los profesionales de la venta y el tratamiento de las aletas sean capaces de clasificar muchas aletas a nivel de especie mediante una inspección visual, esto sólo ocurre después de la etapa en que la que la Aduana tendría la obligación de identificar las aletas a nivel de especie (Sant, 2009).

En el estudio se concluyó que las aletas de Carcharhinus obscurus representaban en torno al 1,4% de las aletas del mercado de Hong Kong y daban lugar a más errores de identificación (Ibid.).

Las evaluaciones de stocks muestran que las poblaciones de S. mokarran y S. zygaena del Atlántico Noroccidental han disminuido en un 96% y un 91% entre 1981 y 2005 (Hayes, 2007).

Varias características de la biología de S. mokarran contribuyen a su baja productividad, tales como su gran tamaño corporal (longitud máxima documentada: 610 cm, Compagno 1984; longitud habitual: 370 cm, Compagno, 1998) y su larga gestación (unos 11 meses, White et al., 2006).

Varias características de la biología de S. zygaena contribuyen a su baja productividad, tales como su gran tamaño corporal (tamaño máximo documentado: 500 cm, Muus y Nielsen, 1999; longitud habitual 335 cm, Compagno, 1998) y su larga gestación (10-11 meses, White et al., 2006).

Se considera que C. plumbeus es una especie con baja productividad debido a varias características de su biología, tales como su gran tamaño corporal (longitud máxima documentada: 250 cm, Nakaya, 1984; longitud habitual: 200 cm, Frimodt, 1995), gran longevidad (edad máxima documentada: 32 años, Casey y Natanson, 1992), pequeño tamaño de camada (1-14 crías, Randall et al., 1990), larga gestación (12 meses, White et al., 2006) y edad de primera madurez sexual tardía (13–16 años, referencias obtenidas en Fishbase.org).

Se considera que C. obscurus es una especie con baja productividad debido a varias características de su biología, tales como su gran tamaño corporal (máxima longitud documentada: 420 cm, Compagno et al., 1989; longitud habitual 250 cm, Sanches, 1991), edad de primera madurez tardía (14–23 años, referencias obtenidas en fishbase.org), gran longevidad (edad máxima documentada: 40 años, Smith et al., 1998), larga gestación (unos 16 meses, White et al., 2006) y pequeño tamaño de camada (3–14 crías, Compagno, 1984).

B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices**Observaciones complementarias****Amenazas**

La principal amenaza es la sobreexplotación en la pesca dirigida y la captura accidental, que elimina adultos, juveniles y neonatos.

Conservación, gestión y legislación

Los tiburones martillo están incluidos en el Anexo I (Especies Altamente Migratorias) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS). La práctica del cercenamiento de aletas y desperdicio del cuerpo (llamada "shark finning" en inglés y pesca de aletas en español) está prohibida por la mayoría de las organizaciones regionales de pesca (ORP).

No se conoce la existencia de medidas de conservación o gestión establecidas para las especies de tiburones martillo.

S. lewini está incluido en la Dependencia de Gestión del Complejo de Grandes Tiburones Costeros (*Large Coastal Shark Complex Management Unit*) en el Plan Consolidado de Gestión de la Pesca de Especies Altamente Migratorias del Atlántico de 2006 (*2006 Consolidated Atlantic Highly Migratory Species Fishery Management Plan*) en Estados Unidos, que incluye cupos comerciales para tiburones y límites de capturas para la pesca de recreo. Sin embargo, no existen medidas específicas para la especie en EEUU ni en ningún otro lugar.

A partir del 1 de enero de 2010, el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España prohibirá la captura de *S. lewini* a través de una Orden Ministerial. La medida afectará a las flotas españolas de pesca dondequiera que se encuentren.

Ecuador prohíbe la exportación de aletas de tiburón como medida para acabar con la pesca ilegal de aletas en las Islas Galápagos.

Existen prohibiciones de la pesca de aletas en distintos Estados pesqueros, incluyendo a la Unión Europea (UE) y nueve organizaciones regionales de pesca, entre las cuales figuran las comisiones para la gestión del atún en el Atlántico (ICCAT), Pacífico Oriental (IATTC) e Índico (IOTC). Estas medidas podrían contribuir a reducir la extracción de tiburones martillo sólo por sus aletas y la pesca de *C. plumbeus* en los lugares en los que se captura.

La pesca de tiburones está prohibida en las zonas económicas exclusivas (ZEE) de Polinesia Francesa, Palau y las Maldivas (en 2010).

*Se sabe que la mortalidad de los tiburones martillo durante la captura es elevada. Se calculó una mortalidad del 91,4% en los ejemplares de *S. lewini* atrapados en el palangre en el Atlántico Norte (Morgan y Burgess, 2007). Por lo tanto, es probable que no sea suficiente establecer la obligación de liberar a los ejemplares vivos para compensar las capturas y conservar las poblaciones de tiburones martillo (Camhi et al., 2009).*

El Plan de Acción Internacional para la Conservación y Gestión de los Tiburones (IPOA - Sharks, por sus siglas en inglés) insta a todos los Estados que pescan tiburones a que apliquen planes de conservación y gestión. En 2009, la FAO señaló que de 68 miembros que respondieron a un cuestionario, el 50% había realizado una evaluación para determinar si era necesario establecer un Plan de Acción Nacional (PAN en español, NPOA en inglés) y que el 90% de éstos habían pasado a desarrollar y aplicar un PAN (Lack y Sant, 2009). En 2009 se anunció el Plan de Acción Regional de las Islas del Pacífico para los tiburones (Lack y Meere, 2009).

Hasta la fecha no se ha evaluado la eficacia de ningún PAN y ninguna organización regional de pesca ha adoptado un plan regional para la gestión de los tiburones Lack, 2009).

En la ZEE de Brasil, la pesca de aletas está prohibida por ley, aunque es necesario un control por parte de las autoridades (Kotas, 2009).

Está prohibida la pesca comercial o recreativa de *C. obscurus* en la zona económica exclusiva (ZEE) de EEUU en el Océano Atlántico, el Golfo de México y el Mar Caribe. Lo mismo ocurre con *C. plumbeus*, excepto en el caso de una pequeña pesquería con fines de investigación. Existen medidas de gestión para *C. plumbeus* en Australia y para *C. obscurus* en Australia Occidental y Sudáfrica (p. ej., límites de capturas en la pesca de recreo).

Cría en cautividad/reproducción artificial

No se conoce ningún caso.

Comentarios adicionales

Será importante desarrollar guías para la identificación de la carne, los cadáveres y las aletas de la *S. lewini* y las otras especies de tiburones cuya inclusión también se propone por razones de semejanza.

Se propone que la entrada en vigor de la inclusión de *S. lewini*, *S. mokarran*, *S. zygaena*, *C. obscurus* y *C. plumbeus* en el Apéndice II de CITES se aplase 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas.

Evaluadores:

S. Clarke, A. Harry, C. G. Hayes, J. Kotas, E. McManus, O. Sosa, TRAFFIC Oceania.

Inclusión de *Carcharhinus longimanus* (tiburón oceánico) en el Apéndice II.

Autores de la propuesta: Palau y Estados Unidos de América.

Resumen: El tiburón oceánico (*Carcharhinus longimanus*) es una de las especies de tiburón más extendidas y habita en aguas tropicales y subtropicales (30°N–30°S). Se trata de una especie altamente migratoria con las siguientes características: gran tamaño (en estudios recientes, los ejemplares de mayor tamaño alcanzaban una longitud entre 250 y 300 cm), edad de primera madurez sexual tardía (entre los cuatro y siete años de edad), longevidad relativamente larga (hasta 22 años), largo tiempo de gestación (de 9 a 12 meses), tamaño medio de camada pequeño (cinco o seis crías) y largo intervalo generacional (10 años). Estos factores significan que la especie tiene una baja productividad, lo cual hace que sea vulnerable a la sobreexplotación y tarde bastante tiempo en recuperarse tras el agotamiento de sus poblaciones.

En el pasado, el tiburón oceánico era uno de los tiburones pelágicos más abundantes en su área de distribución. La especie forma parte de la captura accidental de muchas pesquerías pelágicas en todo el mundo. Es objeto de la pesca dirigida de unas cuantas pesquerías importantes a pequeña escala y sigue constituyendo una proporción considerable de la captura accidental de tiburones en muchas pesquerías pelágicas, principalmente en la pesca con palangre y la pesca con redes de cerco para la captura del atún y pez espada. Entre 1993 y 2004, el tiburón oceánico representaba más del 20% de la captura accidental de tiburones en la pesca de cerco en el Pacífico Oriental. La especie también está presente en el 16% de las redes de cerco francesas y españolas para la pesca del atún en el Océano Índico Occidental. Se calcula que la captura accidental del tiburón oceánico en la pesca con palangre asciende a más de 7.000 individuos en el Pacífico Norte y casi 540.000 individuos en el Pacífico Sur y Central. La falta de informes y registros significa que las capturas de la especie podrían ser mayores que las documentadas en algunas zonas. Aunque no se dispone de evaluaciones de los stocks para determinar el tamaño de las poblaciones, los datos disponibles sobre capturas indican que la especie ha sufrido disminuciones históricas y recientes graves. En el Atlántico Noroccidental y el Pacífico Central, se han observado disminuciones de entre el 90 y el 99% en las capturas por unidad de esfuerzo y la biomasa desde los años 1950. En el Pacífico Oriental, la captura por unidad de esfuerzo del tiburón oceánico ha disminuido en un 90% en 10 años. Las capturas notificadas a la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC) habían disminuido en un 85% en ocho años en 2006. Aunque se dispone de relativamente poca información sobre la situación de la especie en el Océano Índico y el Océano Atlántico Sur, se sabe que ésta también forma parte de la captura accidental en esas zonas (además de ser objeto de pesca dirigida en una pesquería del Golfo de Adén) y es posible que haya experimentado disminuciones similares a la documentadas en otras áreas. Según los informes, las capturas de la pesca con palangre en el Atlántico ecuatorial han disminuido mucho. Una gran proporción de los tiburones oceánicos capturados de forma accidental en la pesca con palangre están vivos cuando se cargan en el barco (>75% en la pesquería con palangre de EEUU, y entre 76 y 88% en la de Fiyi) y la mayoría de los individuos tendrían una gran probabilidad de supervivencia si fueran liberados sin sufrir más daños.

La fuerte demanda de aletas de tiburón oceánico impulsa el comercio internacional y fomenta que se corten y conserven las aletas de tiburones capturados de forma accidental en toda su área de distribución. Se desconoce prácticamente todo sobre patrones y tendencias en el mercado internacional de aletas porque no existen registros comerciales a nivel de especie. No obstante, el análisis de datos comerciales del mercado de aletas de Hong Kong proporcionó una estimación de entre 200.000 y un millón de tiburones oceánicos capturados para el comercio de aletas en 2000. Se calcula que las aletas de tiburón oceánico representaron un 2% del peso del comercio total de aletas en el mundo entre 2002 y 2004.

El tiburón oceánico está incluido en el Anexo I de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS), aunque aún no se han tomado medidas de gestión para especies concretas. La especie es objeto de un cupo conjunto en EEUU y debería beneficiarse de las prohibiciones del cercenamiento de aletas de tiburón establecidas en distintos países y de las prohibiciones de pesca de tiburones decretadas en Palau, Polinesia Francesa y las Maldivas. El tiburón oceánico está clasificado globalmente en la categoría de Vulnerable en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*, aunque las poblaciones del Atlántico Noroccidental y el Atlántico Central están en la categoría de En Peligro Crítico.

El Comité de Pesca de la FAO (COFI) reconoció la necesidad de mejorar la gestión de la pesca de tiburones con la adopción en 1999 del Plan de Acción Internacional para la Conservación y Gestión de los Tiburones (IPOA–Sharks), respaldado por el Consejo de la FAO en 2000. En 2009, la FAO señaló que de 68 miembros que respondieron a un cuestionario, el 50% había realizado una evaluación para determinar si era necesario establecer un Plan de Acción Nacional (PAN en español, NPOA en inglés) y que el 90% de éstos habían pasado a desarrollar y aplicar un PAN. Varios PAN actuales abarcan regiones donde el tiburón oceánico forma parte de la captura accidental, incluyendo a Japón, EEUU y Fiyi (Plan de Acción Regional de las Islas del Pacífico). Hasta el momento no se evaluó la eficacia de los PAN.

La inclusión propuesta contiene una anotación según la cual la entrada en vigor de la inclusión de *C. longimanus* en el Apéndice II se aplazaría 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas.

Análisis: Las aletas de tiburón oceánico son muy explotadas como producto de la captura accidental en la pesca en toda su área de distribución; el gran valor de las aletas en el comercio internacional fomenta que se corten y conserven las aletas de los animales capturados. Una gran proporción de tiburones oceánicos capturados están vivos cuando se cargan en las embarcaciones y se piensa que la mayoría de los individuos sobrevivirían si fueran liberados sin sufrir más daños en vez de guardados para el cercenamiento de sus aletas. La propia biología de la especie la hace vulnerable a la sobreexplotación, y existen pruebas de disminuciones en la mayoría de los casos en los que se ha realizado un seguimiento de las poblaciones explotadas. Varios stocks de tiburón oceánico ya parecen cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice I, con disminuciones históricas de hasta <10% del valor de referencia; para esta especie de baja productividad, dichos datos se corresponden con las directrices sobre disminución para las especies acuáticas objeto de explotación comercial contenidas en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*. La situación de otros stocks es incierta, aunque en muchas zonas se sabe que son objeto de una fuerte presión pesquera y cabe suponer que muestren cambios similares a los de las poblaciones estudiadas. No existen indicios de la existencia de stocks considerables sin explotar.

Por lo tanto, la especie parece cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice II, dado que es preciso reglamentar el comercio internacional para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I.

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <u>Taxonomía</u> | |
| | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| <p>La especie se encuentra entre las latitudes 20° N y 20° S en una franja que rodea el globo, y se desplaza hasta las latitudes 30° N y 30°S durante sus migraciones estivales. Su área de distribución posiblemente incluya el Mediterráneo.</p> | <p><i>El tiburón oceánico se encuentra en la jurisdicción de 131 Estados del área de distribución, y es autóctono de las siguientes áreas de pesca de la FAO: Atlántico, centro-oriental; Atlántico, nordeste; Atlántico, noroeste; Atlántico, sudoriental; Atlántico, suroccidental; Atlántico, centro-occidental; Océano Índico, occidental; Océano Índico, oriental; Pacífico, sudoriental; Pacífico, sudoccidental; Pacífico, centro-occidental; Pacífico, centro-oriental; Pacífico, noroeste y Pacífico, nordeste.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| Categoría global en la UICN | |
| Global—VU (Vulnerable). Atlántico Noroccidental—CR (En Peligro Crítico). Atlántico Central—CR (En Peligro Crítico). | <i>Evaluación global de la especie VU A2ad+3d+4ad (Evaluado en 2006, versión 3.1. de los Criterios).</i> |

Crterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

El tiburón oceánico tiene varias características biológicas que contribuyen a su baja tasa de crecimiento poblacional (7–9% anual), lo cual indica que la especie es vulnerable al agotamiento de sus poblaciones y es muy lenta a la hora de recuperarse de la sobreexplotación, según la categoría de baja productividad de la FAO (<0,14año⁻¹).

Algunas de estas características son un tamaño corporal teóricamente grande (325–342 cm), gran tamaño de madurez sexual (168–296 cm), edad de madurez sexual tardía (4–7 años), longevidad moderadamente larga (11–13 años), largo tiempo de gestación (9–12 meses), tamaño medio de camada pequeño (5-6 crías) y largo intervalo generacional (10 años).

Las poblaciones de tiburón oceánico han sufrido disminuciones históricas y recientes pronunciadas en el Atlántico Noroccidental, el Atlántico Centro-Occidental y el Pacífico Central y Oriental. En varias zonas, la especie ha disminuido hasta por lo menos el 15–20% del valor de referencia. Es probable que otros stocks experimenten disminuciones similares a menos que la reglamentación sobre el comercio ofrezca un incentivo para introducir medidas de gestión sostenible.

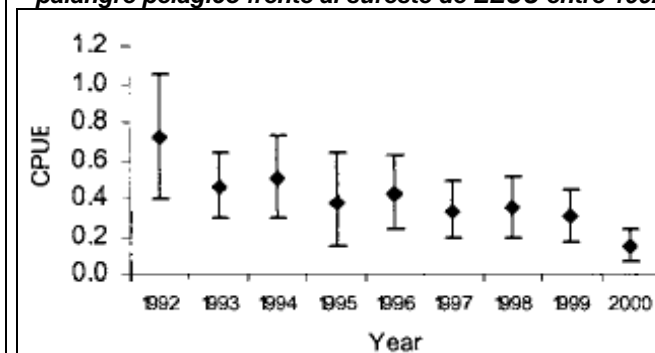
Pese a su prevalencia en las pesquerías pelágicas, es frecuente que las capturas de tiburón oceánico no se documenten o declaren y en muchos casos no se declaren a nivel de especie; por lo tanto, las capturas podrían ser mayores y más generalizadas de lo que se conoce a partir de los datos.

Existe cierta variación en las medidas aportadas para el tiburón oceánico. La longitud máxima documentada para la especie es 396 cm según Randal et al. (1990) y la longitud común es 270 cm según Compagno et al. (1995). El tamaño de madurez sexual parece ser de unos 180–200 cm para la mayoría de las poblaciones de la especie en el mundo (Harry, 2009). En todos los estudios recientes, los ejemplares de mayor tamaño que se midieron empíricamente tenían una longitud entre 250 y 300 cm; un tamaño entre 250 y 296 cm es mayor que el tamaño obtenido normalmente (ibid.). Según todas las estimaciones, se trata de tiburones muy grandes.

La longevidad máxima documentada en el tiburón oceánico es de 22 años (Smith et al., 1998).

La captura por unidad de esfuerzo (nº ind./1.000 anzuelos) de tiburón oceánico en una pesquería de pez espada frente a la costa oriental de Florida (EEUU) fue de 0,87 en 1981–1983 y 0,32 en 1992–2000, mostrando una disminución del 63%, y con una disminución en curso en la captura por unidad de esfuerzo en este último período (Berkley y Campos, 1988; Beerkircher et al., 2002) (véase la Figura 1 a continuación).

Figura 1: Captura por unidad de esfuerzo media anual de tiburón oceánico con palangre pelágico frente al sureste de EEUU entre 1992 y 2000.



Fuente: Beerkircher et al., 2002

Justificación

Disminuciones en las tasas de captura y el tamaño de los ejemplares de tiburón oceánico, principalmente como captura accidental en la pesca con palangre (descritas en la Justificación y resumidas en la tabla).

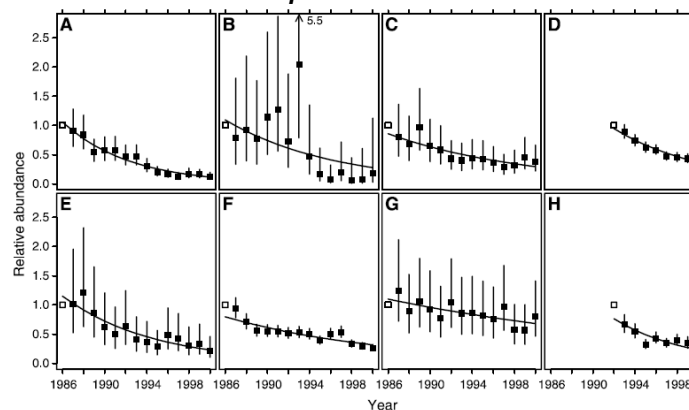
| Año | Región | Datos | Tendencia |
|-----------------------|--|-------------------|---|
| 1992-2005 | Atlántico NW | CPUE | Disminución del 57%* |
| 1992-2000 | Atlántico NW | CPUE | Disminución del 70%* |
| 1992-2003 | Atlántico NW | CPUE | Disminución del 9%* |
| 1954-1957 y 1995-1999 | Golfo de México | CPUE | Disminución del 99%* |
| 1954-1957 y 1995-1999 | Golfo de México | Tamaño medio (kg) | Disminución del 35% |
| 1951/58-1999/2002 | Pacífico Central | B | Disminución del 90%* |
| 1951/58-1999/2002 | Pacífico Central | Tamaño medio (kg) | Disminución del 50% |
| 1967/70-1992/95 | Pacífico Central al Oeste de 180° Lat | CPUE | Sin cambios |
| 1967/70-1992/95 | Pacífico Central al E de 180° Lat, 0-10°N | CPUE | Aumento del 40-80% |
| 1967/70-1992/95 | Pacífico Central al E de 180° Lat, 10-20°N | CPUE | Disminución del 30-50% |
| 1995/2000-2004/6 | Pacífico Central | CPUE | Disminución del 78% en palangre de profundidad Disminución del 54% en palangre de superficie |
| 1996-2006 | Pacífico Oriental | CPUE | Tendencia decreciente ~90% |

CPUE=Captura por unidad de esfuerzo, B=Biomasa.

* Datos sometidos a una normalización estadística para corregir factores no relacionados con la abundancia.

Información adicional

Figura 2: Disminuciones en las estimaciones de la abundancia relativa de distintas especies de tiburones costeros y oceánicos en el Atlántico Noroccidental. H muestra los datos procedentes de bitácoras de pesca sobre tiburones oceánicos capturados desde 1993.



Fuente: Baum et al., 2003

Los datos sobre capturas de tiburón oceánico notificados a la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC, por sus siglas en inglés) desde 1994 han disminuido aproximadamente en un 85% en ocho años hasta 2006. Los informes sobre el aumento de las capturas y la captura por unidad de esfuerzo hasta finales de los años 1990 podrían deberse a errores de identificación en las especies (WCPFS, 2008). Véanse las Figuras 3 y 4 a continuación.

Justificación

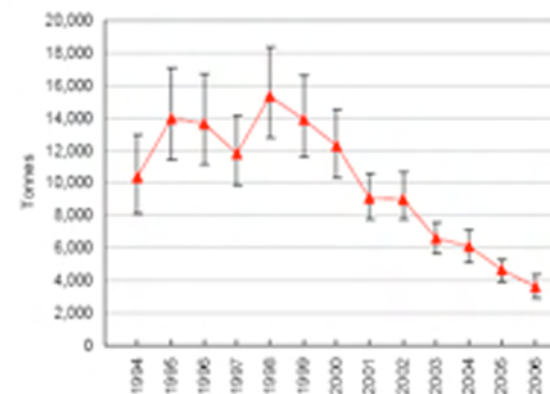
Existen algunas variaciones en las disminuciones en las capturas por unidad de esfuerzo calculadas para el tiburón oceánico en el Atlántico Noroccidental según distintas fuentes de datos. Entre éstas se incluyen una disminución de entre el 57 y el 70% entre 1992 y 2000 (a partir de bitácoras de pesca comunicadas por palangreros comerciales), una disminución del 36% (series nominales de observadores) y una disminución del 9% entre 1992 y 2003 (observadores científicos a bordo de embarcaciones). Aunque ha existido cierto debate sobre las disminuciones extremas calculadas para el tiburón oceánico en el Golfo de México desde los años 1950, la extrapolación de datos más recientes que se remontan hasta los años 1950 encajan con el análisis histórico, por lo que es probable que los stocks de la especie en el Atlántico Noroccidental se encuentren a niveles entre el 15 y el 20% del valor de referencia.

Se dispone de muy pocos datos sobre capturas o abundancia durante largos períodos de tiempo para el tiburón oceánico en el Atlántico Sur y Central. La abundancia de la especie parece desigual, y existen pruebas que indican que ha disminuido en áreas donde antes era abundante. Las tasas de capturas de los palangreros brasileños en zonas ecuatoriales han disminuido drásticamente desde 1997.

No se dispone de datos para evaluar la situación del tiburón oceánico en el Océano Índico, aunque se sabe que es capturado en esa región (véase el apartado B a continuación).

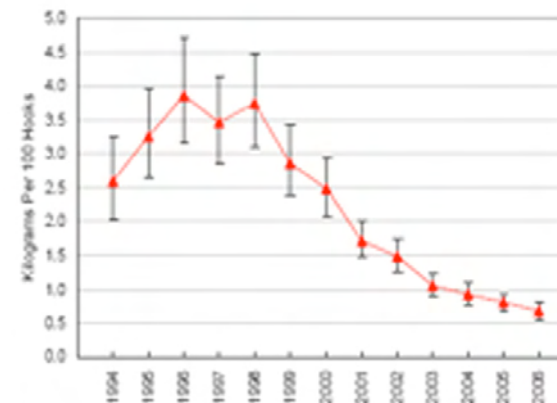
Información adicional

Figura 3: Captura anual (t) de tiburón oceánico por palangreros entre 1994 y 2006 en el Pacífico Occidental y Central.



Fuente: WCPFC, 2008.

Figura 4: Captura por unidad de esfuerzo anual (kg/100 horas) de tiburón oceánico por palangreros entre 1994 y 2006 en el Pacífico Central y Occidental.



Fuente: WCPFC, 2008.

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> | |
| <p>La demanda internacional de las valiosas aletas del tiburón oceánico (45–85 dólares USA/kg) fomenta que se conserven los ejemplares capturados de forma accidental en pesquerías de altura no sostenibles en algunas partes de su área de distribución. Es probable que otros stocks experimenten disminuciones similares a menos que la reglamentación proporcione un incentivo para la gestión sostenible. Normalmente se cercenan las aletas y se tiran los cadáveres al mar, dado que la carne suele tener poco valor, aunque a veces se consume fresca, seca o salada. A veces también se extrae el hígado por su aceite y la piel se utiliza como cuero. Una gran proporción de los tiburones oceánicos capturados de forma accidental en la pesca con palangre están vivos cuando se cargan en el barco (más del 75% en la pesquería con palangre de EEUU, y entre 76 y 88% en la de Fiyi) y es probable que la mayoría sobrevivieran si fueran liberados sin sufrir más daños.</p> <p>Los datos comerciales del mercado de aletas de Hong Kong, junto con análisis de ADN y correcciones estadísticas para tener en cuenta los registros que faltan, proporcionan una estimación de entre 222.000 y 1.210.000 tiburones oceánicos comercializados en todo el mundo en 2000. Las aletas de esta especie son algunas de las más características y constituyen aproximadamente un 2% del comercio internacional de aletas en términos de peso.</p> <p>El tiburón oceánico es obtenido como captura accidental por pesquerías en todo el Atlántico, incluyendo las flotas de cerco francesas y españolas para la pesca del atún, la flota palangrera de Uruguay y la flota palangrera atlántica de Japón. La especie constituye una proporción mayor de la captura accidental de tiburones en las pesquerías de regiones tropicales que en las regiones templadas del Atlántico. Brasil, México, España, Santa Lucía y EEUU han comunicado capturas de la especie a la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT, por sus siglas en inglés) y es probable que los datos declarados ofrezcan una enorme infrarrepresentación de la magnitud de las capturas en el Atlántico, que podría ser 50 veces mayor que la declarada.</p> <p>Según la Comisión Interamericana del Atún Tropical (IATTC, por sus siglas en inglés), el tiburón oceánico constituyó más del 20% de la captura accidental de tiburones por la pesquería de cerco en el Pacífico Oriental entre 1993 y 2004. Las capturas de ejemplares observadas ascendieron a 32.000 durante este período. Dada la baja cobertura de muestreo de los observadores, es probable que estos datos representen una importante subestimación. Las estimaciones de la captura accidental de tiburón oceánico en la pesca con palangre apuntan a más de 7.000 individuos en el Pacífico Norte y casi 540.000 en el Pacífico Sur y Central.</p> | <p><i>En 2001, el precio medio de subasta al por mayor de aletas de tiburón oceánico secas/sin transformar era de 122 dólares USA/kg (entre 27 y 357 dólares USA/kg) (Clarke, 2009). El tiburón oceánico está entre las 20 especies preferidas para el comercio de aletas (Ibid.).</i></p> <p><i>El tiburón oceánico representa una parte considerable de la captura accidental de las pesquerías brasileñas con palangre en el Atlántico Sur (Hazin et al., 2008).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>Aunque se capturan tiburones oceánicos en esta región, las capturas de la especie no se comunican a la Comisión del Atún Tropical del Océano Índico. Existen informes de la pesca dirigida del tiburón oceánico en embarcaciones palangreras y de la captura accidental de la especie por pescadores de atún en las Maldivas. En los años 1960, el tiburón oceánico constituía el 3,4% de las capturas de tiburón en el Océano Índico en palangreros japoneses que pescaban atún rojo del sur. El tiburón oceánico está presente en el 16% de las redes de cerco de las flotas atuneras francesa y española en el Océano Índico Occidental.</p> <p>Existen algunas pesquerías pequeñas dirigidas a la pesca del tiburón oceánico, sobre todo en el Gofo de Adén y la costa del Pacífico de Centroamérica.</p> | <p><i>El hecho de que no se notifiquen las capturas de tiburón oceánico a la Comisión del Atún Tropical del Océano Índico probablemente se debe a que no existe la obligación de declarar las capturas a nivel de especie en la región (McManus, 2009).</i></p> |

Observaciones complementarias

Amenazas

La pesca dirigida y la captura accidental.

Conservación, gestión y legislación

El tiburón oceánico está incluido en el Anexo I (Especies Altamente Migratorias) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar.

No existen medidas de gestión para especies concretas.

En EEUU existe un cupo conjunto para tiburones pelágicos que incluye el tiburón oceánico, el tiburón zorro (*Alopias vulpinus*) y el marrajo o mako (*Isurus oxyrinchus*). En EEUU, los tiburones capturados deben desembarcarse con todas las aletas en estado natural. La práctica del cercenamiento de aletas y desperdicio del cuerpo (llamada "shark finning" en inglés) está prohibida en 21 países, la UE y nueve organizaciones regionales de pesca (ORP). La pesca de tiburones está prohibida en las zonas económicas exclusivas (ZEE) de Polinesia Francesa, Palau y las Maldivas (en 2010).

El Plan de Acción Internacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones insta a todos los Estados con pesquerías de tiburones a que pongan en marcha planes de conservación y gestión. En 2009, la FAO señaló que de 68 miembros que respondieron a un cuestionario, el 50% había realizado una evaluación para determinar si era necesario establecer un Plan de Acción Nacional (PAN) para tiburones y que el 90% de éstos habían pasado a desarrollar y aplicar un PAN (Lack y Sant, 2009). Los Estados miembros de la FAO con PAN comprenden varias regiones donde el tiburón oceánico es obtenido mediante la captura accidental, incluyendo a Japón y EEUU. En 2009, se anunció el Plan de Acción Regional para tiburones de las Islas del Pacífico (Lack y Meere, 2009). Esta región abarca varias áreas donde la captura accidental afecta al tiburón oceánico, incluyendo a Fiji.

Hasta la fecha, no se ha evaluado la eficacia de ningún PAN y ninguna organización regional de pesca ha adoptado un plan regional de gestión para tiburones (Lack, 2009).

Entre las estrategias de mitigación de la captura accidental establecidas para las pesquerías con palangre australianas que capturan a la especie se incluyen un límite de 20 tiburones por barco y salida, restricciones sobre el corte de aletas en el mar y la prohibición de utilizar brazoladas de acero (Gilman et al. 2007).

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Cría en cautividad/reproducción artificial

No se conoce su existencia.

Comentarios adicionales

Las aletas de tiburón oceánico son fáciles de identificar y no se suelen confundir con las aletas de otros tiburones en el comercio; será importante desarrollar guías para la identificación de carne/cadáveres y aletas de la especie.

Según la propuesta, la entrada en vigor de la inclusión del tiburón oceánico en el Apéndice II se aplazaría 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas.

Los comerciantes de Hong Kong clasifican las aletas de tiburón oceánico en una categoría de mercado propia llamada Liu Qui (Clarke et al., 2006). Un estudio genético de 23 aletas Liu Qiu reveló que todas estaban bien identificadas como tiburón oceánico (Ibid.).

Evaluadores:

S. Clarke, A. Harry, C. G. Hayes, E. McManus, TRAFFIC Oceania.

Inclusión de *Lamna nasus* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Suecia, en nombre de los Estados miembros de la Comunidad Europea, actuando en interés de la Comunidad Europea.

Resumen: *Lamna nasus* es un tiburón de sangre caliente de gran tamaño que habita en las aguas templadas del Atlántico Norte y en una franja que rodea el globo en el Hemisferio Sur (30°-60°S). Aunque su crecimiento es más rápido que el de muchos tiburones de sangre fría, *Lamna nasus* tiene varias características ligadas a su ciclo vital que hacen que sus stocks sean muy vulnerables a la sobreexplotación y tarden mucho en recuperarse una vez que han sido afectados por la misma. Algunas de estas características son un crecimiento relativamente lento, madurez tardía (entre los 8 y los 18 años), gran longevidad (entre 29 y 65 años), su gran tamaño (hasta 357 cm), pequeño número de crías (cuatro crías por parto como promedio), larga gestación (entre 8 y 9 meses) y largo intervalo generacional (entre 18 y 26 años), que conducen a una baja tasa intrínseca de crecimiento poblacional (entre un 5 y un 7% anual en el Atlántico Norte y un 2,6% en el Pacífico Suroccidental) y una baja productividad.

Lamna nasus es una de las relativamente pocas especies de tiburones que son explotadas directamente por su carne, y existe una historia bien documentada de pesquerías de esta especie que han sobreexplotado los stocks, así como de disminuciones en el número de individuos muertos por la pesca accidental en otras pesquerías. Tras el colapso de la pesquería de *Lamna nasus* en el Atlántico Nororiental en 1960 (con una disminución de entre el 85 y el 99% de los desembarcos en 69 años), las flotas de Noruega, las Islas Feroe y Dinamarca se desplazaron al Atlántico Noroccidental, donde la pesquería sólo se pudo sostener durante seis años antes de colapsarse también. En las evaluaciones de stocks realizadas en 2009 por la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT) y el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) se identificaron disminuciones históricas hasta un 6% del valor de referencia en el Atlántico Nororiental en 82 años (entre 1926 y 2008), entre un 22 y un 27% en el Atlántico Noroccidental en 44 años (entre 1961 y 2005) y hasta un 18% en el Atlántico Suroccidental en 47 años (entre 1961 y 2008), además de una disminución del 60% entre 1982 y 2008. Es posible que la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de esta especie por los palangreros pelágicos en el Pacífico Suroccidental también haya disminuido entre un 50 y un 80% en 10 años (entre 1992 y 2002) y entre un 80 y un 95% en 17 años (entre 1983 y 2000). *Lamna nasus* prácticamente ha desaparecido de las áreas del Mediterráneo donde solía ser abundante, y su captura en las almadrabas para la pesca del atún ha disminuido en más del 99,99% en algunas áreas. Aún existen pesquerías dirigidas a la captura de *Lamna nasus* en el Atlántico Norte, entre las que figuran cinco embarcaciones francesas, embarcaciones canadienses (con un cupo de 185 t) y embarcaciones estadounidenses (con un cupo de 11 t). Flotas de España, Japón, Taiwan (Provincia de China) y Corea del Sur son responsables de la captura accidental de un número indeterminado de ejemplares de la especie en el Pacífico Suroriental. Según las evaluaciones de la población del Atlántico Noroccidental, ésta se mantiene a niveles bajos pero es relativamente estable, con una ligera disminución continuada del número de hembras sexualmente maduras. Este factor probablemente contribuye a la escasa recuperación experimentada por los stocks hasta la fecha a pesar de las restricciones en las capturas. Las previsiones futuras apuntan a que si se cerrara la pesquería en el Atlántico Noroccidental, la especie se recuperaría hasta alcanzar el rendimiento máximo sostenible (RMS) entre 2030 y 2060. En Nueva Zelanda, las capturas declaradas han disminuido de forma constante, pasando de 300 t en el período 1988–1989 a 50 t en el período 2005–2006, pese a un aumento en el esfuerzo de captura.

La carne de *Lamna nasus* es de excelente calidad y alto valor y es objeto de comercio internacional, pero se conoce muy poco sobre los patrones y tendencias del comercio internacional debido a la ausencia de registros comerciales a nivel de especie. El valor de las aletas de la especie para el comercio de aletas es cuestionable, pero existe comercio internacional de las mismas, en gran medida como subproducto de la industria de la carne. Una gran proporción de los ejemplares de *Lamna nasus* que se capturan en aguas de Nueva Zelanda se desembarcan como aletas, y todas se exportan para el comercio de aletas. Las pesquerías de *Lamna nasus* se gestionan sólo en una pequeña parte de su área de distribución mundial, y existen cupos de capturas en Canadá, Estados Unidos y Nueva Zelanda, además de un cupo nulo de capturas establecido para 2010 en la Unión Europea (UE). En Nueva Zelanda, el total admisible de capturas (TAC) no está basado en una evaluación de los stocks y sólo se ha comunicado el desembarco del 20% del TAC en los últimos años. Aunque se desconocen los niveles de pesca no declarada y no reglamentada en alta mar, se considera que son considerables y que ponen en peligro la recuperación de

los stocks. La especie está clasificada globalmente como Vulnerable en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*, y las poblaciones regionales están clasificadas en distintas categorías, desde Casi Amenazada (Océano Austral) hasta En Peligro Crítico (Atlántico Nororiental y Mediterráneo).

El Comité de Pesca (COFI) de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) reconoció la necesidad de mejorar la gestión de las pesquerías de tiburones en 1999 con la adopción del Plan de Acción Internacional para la Conservación y Gestión de los Tiburones (IPOA - Sharks, por sus siglas en inglés), respaldado por el Consejo de la FAO en 2000. En 2009, la FAO señaló que de 68 miembros que respondieron a un cuestionario, el 50% había realizado una evaluación para determinar si era necesario establecer un Plan de Acción Nacional (PAN en español, NPOA en inglés) y que el 90% de éstos habían pasado a desarrollar y aplicar un PAN. Hasta la fecha no se evaluado la eficacia de los PAN.

La inclusión propuesta contiene una anotación según la cual su entrada en vigor se aplazaría 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas.

Análisis: Las características biológicas de *Lamna nasus* hacen que sea intrínsecamente vulnerable a la sobreexplotación. Existe una larga historia de capturas no sostenibles de la especie en pesquerías dirigidas y no dirigidas. En todas las áreas en las que se dispone de estadísticas sobre desembarcos y CPUE y evaluaciones de stocks, dichos datos indican disminuciones recientes o históricas pronunciadas, atribuidas en todos los casos al impacto de la pesca. Sin duda existe una gran demanda para la carne de la especie, que tiene un alto valor económico, y al parecer existe menos demanda de las aletas. Aunque ambos productos son objeto de comercio internacional, la falta de datos a nivel de especie significa que no es posible determinar con exactitud la magnitud del comercio internacional. La importancia relativa total del comercio en las disminuciones observadas y previstas comparado con otros factores (principalmente la pesca accidental y la pesca para uso doméstico) también se desconoce. No obstante, al menos una pesquería (en Nueva Zelanda) parece estar impulsada principalmente por la demanda internacional, y parece probable que dicha demanda sea un importante factor contribuyente en otras pesquerías.

Varios stocks, en particular los del Atlántico Norte y el Mediterráneo, ya parecen cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice I, con disminuciones históricas de la abundancia y los desembarcos hasta menos del 10% del valor de referencia. Además, los datos disponibles sobre tendencias en las poblaciones del Atlántico Suroccidental y el Pacífico muestran disminuciones de al menos un 50%, y en algunas de ellas se observan disminuciones que se acercan a las directrices cuantitativas para la inclusión en el Apéndice I. Aunque no se dispone de información sobre un stock (Atlántico Suroriental/Océano Índico Suroccidental), éste representa una parte relativamente pequeña del área de distribución de la especie y es improbable que su estado influya sobre la evaluación del estado global de la especie en su conjunto. Además, no hay razones para suponer que no respondería de la misma forma que todos los demás stocks si fuera objeto de la pesca en la actualidad o llegara a serlo en un futuro.

Dadas las disminuciones observadas y el papel conocido del comercio al menos en una pesquería y su papel probable en otras, *Lamna nasus* parece cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice II, ya que es preciso reglamentar el comercio internacional para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Taxonomía

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <u>Área de distribución</u> | |
| <p><i>Lamna nasus</i> se encuentra dentro de la jurisdicción de 57 países y territorios de ultramar, en las aguas templadas del Océano Atlántico Norte (entre los 30° y los 70° de latitud norte) y en una franja que rodea el globo en el Hemisferio Sur (entre los 30° y los 60° de latitud sur).</p> <p>Existen stocks separados en el Atlántico Nororiental y Noroccidental, además del Atlántico Suroriental y Suroccidental, que se extienden abarcando parte del Océano Índico Suroccidental y el Pacífico Suroriental respectivamente.</p> | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <p>Global–VU (Vulnerable). Atlántico Nororiental–CR (En Peligro Crítico). Atlántico Noroccidental–EN (En Peligro). Mediterráneo–CR (En Peligro Crítico). Océano Austral–NT (Casi Amenazado)</p> | <p><i>Evaluación global de la especie: Vulnerable A2bd+3d+4bd (Evaluado en 2006, versión 3.1. de los Criterios).</i></p> |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

La propia biología de *Lamna nasus* tiene varias características que hacen que sus stocks sean muy vulnerables a la sobreexplotación. Algunas de estas características son un crecimiento relativamente lento, edad de madurez sexual tardía (8-18 años), gran longevidad (29-45 años), gran tamaño (hasta 357 cm), pequeño número de crías (4 crías por parto como promedio), larga gestación (8-9 meses), largo intervalo generacional (entre 18-26 años) y baja tasa intrínseca de crecimiento poblacional (5-7% anual en el Atlántico Norte y 2,6% en el Pacífico Suroccidental).

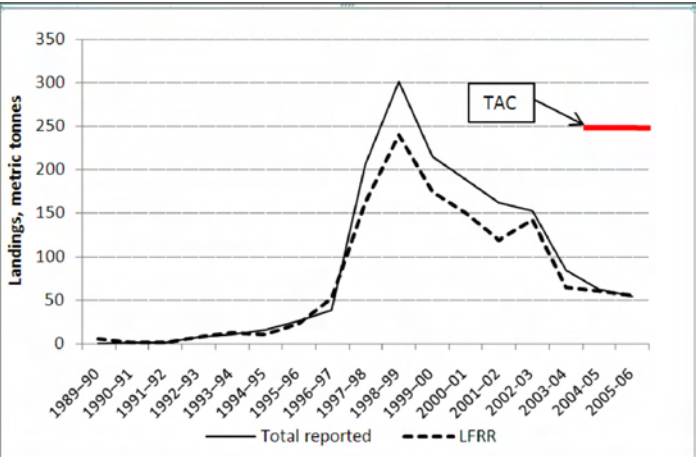
Por lo tanto, se debería considerar que se trata de una especie con baja productividad (estimación de la mortalidad natural entre 0,1 y 0,2). También es altamente migratoria y, al menos en algunas áreas, se segrega por edad, estado reproductivo y sexo.

Lamna nasus ha experimentado disminuciones históricas y recientes pronunciadas en el Atlántico Norte y Suroccidental, como demuestran los desembarcos y sobre todo las evaluaciones de stocks realizadas en 2009 por ICCAT e ICES, que indican disminuciones de entre un 10 y un 30% del valor de referencia en un período de 44 a 72 años. *Lamna nasus* prácticamente ha desaparecido de las áreas del Mediterráneo donde solía ser abundante, y su captura en las almadrabas para la pesca del atún ha disminuido en más del 99,99% en algunas áreas.

| Justificación | | | | Información adicional | | | |
|---|---|-------|--|-------------------------|------------------------|-------|------------------------|
| <p>Las graves disminuciones de los stocks y desembarcos de <i>Lamna nasus</i> están descritas en detalle en la Justificación y se encuentran resumidas a continuación:</p> | | | | | | | |
| Año | Región | Datos | Tendencia | | | | |
| 1936–2007 | Atlántico NE (Noruega) | D | Disminución >99% del valor de ref. | | | | |
| 1973–2007 | Atlántico NE (Noruega) | D | Disminución del 96% | | | | |
| 1954–2007 | Atlántico NE (Dinamarca) | D | Disminución del 99% del valor de ref. | | | | |
| 1973–2007 | Atlántico NE (Dinamarca) | D | Disminución del 90% | | | | |
| 1973–2007 | Atlántico NE (Islas Feroe) | D | Disminución y cierre | | | | |
| 1936–2007 | Atlántico NE (todas las capturas dirigidas) | C | Disminución del 80% desde después de la 2ª Guerra Mundial | | | | |
| 1926–2008 | Atlántico NE | ES | Disminución del 94% en biomasa y del 93% en nº de individuos del valor de ref. | | | | |
| Var 1800–2006 | Mediterráneo | B + A | Disminución >99% en las almadrabas en 50–100 años | | | | |
| 1963–1970 | Atlántico NW | D | Disminución ~90% y colapso de la pesquería | | | | |
| 1961–2005 | Atlántico NW | ES | Disminución del 73–78% desde el valor de ref. | | | | |
| 1961–2005 | Atlántico NW | ES | Disminución del 84–88% en nº de hembras maduras | | | | |
| 1961–2008 | Atlántico SW | ES | Disminución del 82% | | | | |
| 1982–2008 | Atlántico SW | ES | Disminución del 60% | | | | |
| 1992–2002 | Pacífico SW (Nueva Zelanda) | CPUE | Disminución >50–80%* | | | | |
| 1998–2005 | Pacífico SW (Nueva Zelanda) | D | Disminución del 75% | | | | |
| | | | | Año | Región | Datos | Tendencia |
| | | | | 1983–2000 | Atlántico SW (Uruguay) | CPUE | Disminución del 80–95% |
| | | | | (Domingo et al., 2002). | | | |

| Justificación | Información adicional |
|--|-----------------------|
| <p>D=Desembarcos (tonelaje), C=Capturas, ES=Evaluaciones de Stocks, CPUE=captura por unidad de esfuerzo, B + A=Biomasa y Abundancia.</p> <p>* Las disminuciones podrían no reflejar la abundancia de los stocks debido a posibles fuentes de variación.</p> <p>Se ha producido el agotamiento sistemático e insostenible de las poblaciones de <i>Lamna nasus</i>. Después del colapso de la pesquería de la especie en el Atlántico Nororiental en 1960, las flotas tiburonerías de Noruega, las Islas Feroe y Dinamarca se desplazaron al Atlántico Noroccidental, donde la pesquería sólo se pudo sostener durante seis años antes de colapsarse también. En 2005, el ICES señaló que, aunque la pesca dirigida de <i>Lamna nasus</i> en el Atlántico Nororiental había cesado en los años 1970 debido a las tasas de capturas muy bajas (con la existencia de sólo algunas pequeñas pesquerías esporádicas desde entonces), el alto valor de mercado de la especie indica que si aumentara su abundancia se volvería a desarrollar la pesca dirigida de la misma. Las reuniones de especialistas de ICCAT/ICES celebradas en 2009 recomendaron que no se produjera la pesca dirigida de <i>Lamna nasus</i> en pesquerías de altura.</p> <p>Aún existen pesquerías dirigidas a la captura de <i>Lamna nasus</i> en el Atlántico Norte, entre las que figuran una pequeña flota francesa en el Noreste (cinco embarcaciones) y flotas canadienses (con un cupo de 185 t) y estadounidenses (con un cupo de 11 t). Palangreros de España, Japón, Taiwan y Corea son responsables de la captura accidental de un número indeterminado de ejemplares de la especie.</p> <p>A pesar de las restricciones de la pesca en el Atlántico Noroccidental, sólo se ha producido una recuperación muy limitada en 25 años; el tamaño total de la población se ha mantenido relativamente estable desde 2002, con una posible disminución continuada del número de hembras sexualmente maduras. En 2000, las tasas de capturas de tiburones maduros en el Atlántico Noroccidental representaban sólo el 10% de las cifras de 1992 y se calculaba que la cantidad de biomasa se situaba entre el 11 y el 17% de la biomasa virgen. En 2009, la estimación del número de hembras maduras en el Atlántico Noroccidental representaba entre el 12 y el 16% de los niveles de 1961. La pesca no declarada y no reglamentada en alta mar pone en peligro la recuperación de los stocks.</p> <p>La evaluación de los stocks de las poblaciones del Atlántico Noroccidental indica que si se cerrara la pesquería, la especie se recuperaría hasta alcanzar el rendimiento máximo sostenible entre 2030 y 2060; una captura anual de entre 185 y 192 t debería permitir que se recuperara hasta alcanzar el 20% de la biomasa virgen en un período de 10 a 30 años.</p> | |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>Una evaluación basada en el stock del Atlántico Suroccidental reveló disminuciones en la biomasa que reflejan la disminución en la CPUE ya identificada con anterioridad. Es probable que este stock abarque una parte del Pacífico Suroriental.</p> <p>No se dispone de datos para respaldar una evaluación del stock de la especie en el Atlántico Suroriental/Océano Índico Suroccidental.</p> <p>Los stocks de <i>Lamna nasus</i> en el Hemisferio Sur tienen una tasa anual de crecimiento poblacional más baja, un intervalo generacional más largo, mayor longevidad (unos 65 años) y una madurez más tardía que los del Hemisferio Norte, lo cual los hace bastante más vulnerables a la sobrepesca que las poblaciones agotadas del Atlántico Norte.</p> | <p><i>Japón también captura la especie en su pesquería de atún rojo del sur en el Océano Índico y el Pacífico Central y Occidental (CCSBT ERSWG, 2009; WCPFC Scientific Committee, 2009) y España declara que captura Lamna nasus en sus flotas en el Pacífico Suroriental (FAO FishStat, 2009).</i></p> |
| <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> | |
| <p><i>Lamna nasus</i> es objeto de pesquerías dirigidas y no sostenibles en algunas partes de su área de distribución debido a la demanda internacional de su carne, de gran valor (véase el apartado A más arriba para obtener información detallada de las disminuciones de la población). La evolución experimentada por las pesquerías y el cambio del esfuerzo de pesca del Atlántico Nororiental al Atlántico Noroccidental permite prever disminuciones similares en otros stocks del Hemisferio Sur a menos que la reglamentación del comercio internacional proporcione un incentivo para introducir una gestión sostenible.</p> <p>Los resultados de los estudios indican que la demanda de carne fresca, congelada o elaborada de alta calidad y gran valor así como de otros productos de <i>Lamna nasus</i> es lo suficientemente alta como para justificar la existencia de un mercado internacional. No obstante, la falta de registros a nivel de especie en desembarcos y datos comerciales hace que sea imposible evaluar las proporciones de las capturas globales que abastecen la demanda nacional y son objeto de comercio internacional.</p> <p>Existen varias pesquerías en las que <i>Lamna nasus</i> es objeto de una importante pesca accidental y en su mayoría no declarada, entre las cuales figuran las pesquerías de palangre de profundidad y arrastre dirigidas a la merluza negra o bacalao de profundidad (<i>Dissostichus eleginoides</i>) y el draco rayado (<i>Champscephalus gunnari</i>) en el Océano Austral y el Océano Índico Austral y las pesquerías de palangre de atún y pez espada frente a la costa atlántica de Sudamérica, incluyendo las flotas argentina y chilena.</p> | <p><i>Entre 1985 y 1991, Lamna nasus representó el 29% de las importaciones de tiburones a Italia, aunque el país de origen no está claro (Laurenti y Rocco, 1996).</i></p> <p><i>Según los comerciantes de los Países Bajos, la especie figura entre las importaciones de tiburones (Rose, 1996).</i></p> <p><i>En Estados Unidos, el 40% de las importaciones de tiburones se componen de un grupo de varias especies, entre las que se incluye Lamna nasus, importadas desde Chile, Ecuador, México, Panamá, Perú, Surinam, Uruguay, Canadá, Portugal, Japón, Filipinas y Taiwan (Provincia de China) (Rose, 1996).</i></p> <p><i>Noruega exporta carne fresca y congelada de Lamna nasus a mercados de la UE, y las aletas se exportan a países asiáticos como subproductos de la industria de la carne (Fleming y Papageogiou, 1997).</i></p> <p><i>Según Kreuzer y Ahmed (1978), entre las especies preferidas para la producción de cuero de tiburón se incluye Lamna nasus, aunque Rose (1996) indica que es poco probable que el cuero aparezca en los mercados y el comercio debido a los diferentes requisitos de elaboración que implican la producción de cuero y de carne.</i></p> <p><i>En Australia, la especie es objeto de captura accidental en pequeñas cantidades en pesquerías pelágicas de atún con palangre en el Océano Pacífico y el Océano Índico y pesquerías de enmalle en el sur de Australia (Patterson y Tudman, 2009).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>Desembarcos comerciales de <i>Lamna nasus</i> declaradas por pescadores y transformadores (LFRR) entre 1989-1990 y 2004-2005. El TAC establecido para Nueva Zelanda es de 249 t.</p>  <p>Entre las transacciones comerciales no cuantificadas se incluyen exportaciones de carne de Canadá a EEUU y la Unión Europea, exportaciones de Japón a la UE, exportaciones de la UE a Estados Unidos y exportaciones de Australia a EEUU.</p> <p>Se ha identificado <i>Lamna nasus</i> en el comercio de aletas de Hong Kong. Aunque algunas fuentes indican que el valor comercial de las aletas de esta especie es bajo, su gran tamaño hace que se utilicen a menudo.</p> <p>Las pesquerías de palangre de Nueva Zelanda indican que aproximadamente el 80% de los ejemplares que forman la captura accidental están vivos cuando se cargan en la embarcación, aunque se desconoce la tasa de supervivencia de los tiburones liberados sin haber sufrido más daños.</p> | <p><i>De los desembarcos de Lamna nasus en Nueva Zelanda, el 85% fueron aletas (los cadáveres se desechan en el mar) y el resto pescado eviscerado y sin cabeza (Francis, 2007). Desde el período 1998-1999, se ha producido una disminución del 75% en el peso total de la especie declarado en esta pesquería, hasta el mínimo de 54 t en el período 2005-06 (Ministry of Fisheries, 2008). Esta disminución empezó durante un período de fuerte aumento del esfuerzo nacional de pesca en la pesquería de atún con palangre de Nueva Zelanda. Sin embargo, se ha acelerado desde la disminución del esfuerzo de pesca de atún con palangre en los últimos cuatro años, lo cual indica que la reducción del esfuerzo de pesca con palangre no consigue explicar del todo la disminución de las capturas (Ibid.).</i></p> <p><i>Dado que prácticamente todas las aletas de tiburón desembarcadas en Nueva Zelanda son exportadas (principalmente a Hong Kong), esto proporciona una estimación conservadora del volumen de Lamna nasus exportado desde Nueva Zelanda (Francis, 2007). Es posible que también se exporte carne de esta especie (Ibid.).</i></p> <p><i>En Nueva Zelanda, el TAC no está basado en una evaluación de los stocks. Según los informes, la captura actual está muy por debajo del TAC comercial, lo cual permite un gran aumento de las capturas para satisfacer la demanda no abastecida. "No se sabe si las capturas anuales o el TAC corresponden a niveles que permitan al stock acercarse a una biomasa que pueda soportar el rendimiento máximo sostenible. No obstante, la disminución de las capturas en un período en el que el esfuerzo ha aumentado rápidamente y la baja CPUE de los últimos años, unidas a la baja productividad de la especie y los antecedentes de colapso de las pesquerías en el Atlántico Norte, son motivo de preocupación". (Ministry of Fisheries, 2008).</i></p> <p><i>Los comerciantes de aletas son conscientes del bajo número de fibras de las aletas de Lamna nasus, lo que significa que, a pesar de su gran tamaño, tienen menos valor que las de otras especies de tiburones. Esto hace que haya menos demanda de las mismas y rara vez aparezcan en el comercio (Clarke, 2009). En los lugares donde se comercializan, muchos comerciantes no separan las aletas de Lamna nasus de las del marrajo carite (Isurus paucus) y a veces del mako (Isurus oxyrinchus) (no caudales) debido al bajo valor de todas esas aletas (Clarke, 2009).</i></p> <p><i>Se calcula que un 54% de los ejemplares de Lamna nasus aún están vivos cuando se recuperan las artes de pesca en la pesquería francesa del Atlántico (Jung, 2008), y entre un 25 y un 68% están vivos cuando se cargan en las embarcaciones en la pesquería de Nueva Zelanda (Francis et al., 2001).</i></p> |

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

Se plantea que todos los stocks de *Lamna nasus* que no cumplen actualmente los criterios para la inclusión en el Apéndice II según el Anexo 2a cumplen los criterios del Anexo 2b, por problemas de semejanza. Los patrones complejos de exportación, transformación y reexportación de la carne hacen que sea difícil distinguir entre los productos procedentes de distintos stocks a menos que se utilicen análisis de ADN para confirmar el origen de los productos transformados. Se ha desarrollado un análisis de ADN para confirmar la identificación de productos de *Lamna nasus* con un coste de entre 20 y 60 dólares USA por muestra y un tiempo de espera de los resultados entre dos y siete días. Las pruebas pueden distinguir entre stocks del Hemisferio Norte y del Hemisferio Sur.

Una inclusión dividida en los Apéndices podría facilitar la pesca ilícita, no registrada y no declarada de stocks incluidos en el Apéndice II.

No se analiza este aspecto en mayor detalle dado que la especie en su conjunto se ha evaluado respecto de los criterios del Anexo 2a.

Observaciones complementarias

Amenazas

La principal amenaza es la sobreexplotación en pesquerías dirigidas y la pesca accidental, en las que se capturan tanto animales maduros como juveniles de todas las clases de edad.

Conservación, gestión y legislación

Internacional:

Lamna nasus está incluida en los siguientes Convenios:

- Anexo 1 (Especies Altamente Migratorias) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS);
- Anexo III (Especies cuya explotación está regulada) del Protocolo del Convenio de Barcelona (sólo la población del Mediterráneo);
- Apéndice III del Convenio de Berna (sólo la población del Mediterráneo) como especie cuya explotación debe ser regulada para mantenerla fuera de peligro;
- Apéndice II del Convenio sobre la Conservación de Especies Migratorias (CMS);
- Convenio OSPAR: Lista de especies y hábitats amenazados y/o en declive (especies y hábitats que necesitan protección o conservación).

Estas inclusiones aún no han dado lugar a ninguna medida de gestión.

Aunque Lamna nasus está incluido como especie altamente prioritaria en el Convenio sobre la Protección del Medio Marino de la Zona del Mar Báltico (Convenio de Helsinki), no se han adoptado medidas de gestión al respecto (Lack y Sant, 2009).

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>El Plan de Acción Internacional para la Conservación y Gestión de los Tiburones (IPOA-Sharks) insta a todos los Estados con pesquerías de tiburones a que apliquen planes de conservación y gestión. Sin embargo, menos de 20 Estados han realizado Informes sobre la Evaluación de Tiburones o Planes para Tiburones. Muchas organizaciones regionales de pesca (ORP) han prohibido la práctica del cercenamiento y la retención de aletas.</p> <p><u>Atlántico Nororiental:</u> En 2008, se adoptaron medidas de gestión en la pesquería de <i>Lamna nasus</i> de la UE a través de TAC y tallas máximas de desembarco para proteger a las hembras grandes. La práctica del cercenamiento de aletas y desperdicio del cuerpo (llamada "shark finning" en inglés) está prohibida para la especie por un Reglamento de la Comisión Europea que es vinculante para las embarcaciones de la UE en todas las aguas y para todas las embarcaciones de fuera de la UE en aguas comunitarias.</p> <p><u>Atlántico Noroccidental:</u> Los cupos para la especie (con arreglo al Plan de gestión para especies pesqueras altamente migratorias, <i>Highly Migratory Species Fisheries Management Plan</i>) se redujeron a 11 t para todas las pesquerías de EEUU en 2008, incluyendo un cupo inferior a dos toneladas para el comercio nacional, lo que ocasionó el cierre de la pesquería antes de finales de ese año. En EEUU, los tiburones del Atlántico deben ser desembarcados con todas sus aletas en estado natural. Los cupos anuales en aguas canadienses se redujeron a 185 t en 2006.</p> <p><u>Hemisferio Sur:</u> La Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR, por sus siglas en inglés) estableció una moratoria para la pesca dirigida de tiburones en 2006. Aunque se recomienda la liberación de los tiburones capturados de forma accidental sin que sufran más daños, esto no es obligatorio. En</p> | <p><i>En 2009, la FAO señaló que de 68 miembros que respondieron a un cuestionario, el 50% había realizado una evaluación para determinar si era necesario establecer un Plan de Acción Nacional (PAN en español, NPOA en inglés) y que el 90% de éstos habían pasado a desarrollar y aplicar un PAN (Lack y Sant, 2009); varios de estos miembros tienen importantes pesquerías de <i>Lamna nasus</i>, incluyendo la UE, Nueva Zelanda, Taiwan (Provincia de China), EEUU y Japón. Sin embargo, aún no existen pruebas de que dichos planes den lugar a una mejora en la gestión.</i></p> <p><i>Hasta la fecha, no se ha evaluado la eficacia de ningún PAN, y ninguna ORP ha adoptado aún un plan regional de gestión para tiburones (Lack, 2009). Muchas ORPs, tales como la Comisión para la Conservación del Atún Rojo del Sur (CCBST, por sus siglas en inglés) y la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC, por sus siglas en inglés), que se encargan de regiones en las que se sabe que la especie es objeto de captura accidental, no exigen la presentación de datos sobre capturas de tiburones (Ibid.).</i></p> <p><i>En el Adriático, Croacia ha incluido a <i>Lamna nasus</i> en la categoría de especie estrictamente protegida en las aguas de su jurisdicción (Soldo, 2009).</i></p> <p><i>El TAC para <i>Lamna nasus</i> en la UE era de 581 t in 2008 (Camhi et al., 2009) y se redujo en un 25% a 436 t en 2009. (véase http://ec.europa.eu/fisheries/doc_et_publ/liste_publi/tac09/en/index_en.htm). El Consejo de la UE acordó un TAC cero para 2010 siguiendo el asesoramiento científico del ICES (EU Press release IP /09/1948, 15 diciembre 2009).</i></p> <p><i>La exigencia de desembarcar a los tiburones con sus aletas en estado natural es válida para todas las pesquerías gestionadas por la Commonwealth Australiana, excepto las pesquerías dirigidas a la captura de tiburones (Lack, 2009). Es posible que <i>Lamna nasus</i> sea capturado en algunas pesquerías australianas gestionadas a</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>las pesquerías de palangre de Australia está prohibida la posesión de aletas de tiburón separadas del cuerpo del animal. En Nueva Zelanda la especie está incluida en el Sistema de Gestión de Cupos, con un TAC no restrictivo de 249 t.</p> | <p><i>nivel estatal (que deben respetar limitaciones en la práctica del cercenamiento de las aletas), aunque no se dispone de estimaciones de las capturas (Ibid.). En Nueva Zelanda no existen restricciones para dicha práctica (Ibid.).</i></p> <p><i>Dado que la especie se captura principalmente por su carne, no se conseguirá mejorar el estado de su población únicamente prohibiendo la práctica de cercenar las aletas.</i></p> <p><i>En una evaluación de riesgo ecológico realizada por la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) a instancias de la WCPFC, se concluyó que Lamna nasus está más amenazado por las pesquerías del Océano Pacífico Occidental y Central que la mayoría de las otras especies de tiburones que se capturan en dichas pesquerías (Kirby y Molony, 2006).</i></p> |

Cría en cautividad/reproducción artificial

No se conoce su existencia.

Comentarios adicionales

Los registros comerciales no suelen incluir datos a nivel de especie y se desconocen en gran medida los niveles, patrones y tendencias del comercio internacional.

Se propone que la entrada en vigor de la inclusión de *Lamna nasus* en el Apéndice II de CITES se aplase 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas, como la posible designación de una Autoridad Administrativa adicional. Será importante desarrollar códigos de productos a nivel de especie y guías para la identificación de la carne y las aletas de la especie.

Evaluadores:

M. Lack, S. Clarke, A. Domingo, E. McManus, A. Soldo, TRAFFIC Europe.

Inclusión de *Squalus acanthias* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Suecia, en nombre de los Estados miembros de la Comunidad Europea, actuando en interés de la Comunidad Europea.

Resumen: *Squalus acanthias* es un tiburón de aguas templadas y principalmente migratorio que habita en las aguas de la plataforma continental en los hemisferios norte y sur. Se considera que es la especie de tiburón con el crecimiento más lento, la edad de primera madurez sexual más tardía (entre 10 y 32 años) y la mayor longevidad (entre 35 y 100 años), y la especie de pez marino con la tasa intrínseca de crecimiento poblacional más baja (entre un 2,3 y un 7% dependiendo del stock), con una gestación extremadamente larga (entre 18 y 22 meses). Por todas estas razones, *Squalus acanthias* tiene una productividad muy baja y es extremadamente vulnerable a la sobreexplotación.

Squalus acanthias es una de las pocas especies de tiburones para las que existen datos comerciales específicos a nivel de especie. El comercio internacional y la pesca dirigida en todo el mundo están impulsados por la fuerte y persistente demanda de la carne de la especie, de gran valor económico, principalmente en Europa. También existe comercio internacional de las aletas y otros productos de la especie. Muchas poblaciones de *Squalus acanthias* han sido gravemente diezgadas por la pesca dirigida (cuyo objetivo suele ser las hembras maduras), y la especie se ha caracterizado por el agotamiento sistemático de sus poblaciones en todo el mundo. Dado que se trata de una especie migratoria que forma grandes agrupaciones por edad y por sexo, los pescadores pueden mantener las capturas a pesar del agotamiento de los stocks y concentrarse en la parte más valiosa de la población (las hembras grávidas, de gran tamaño). *Squalus acanthias* ha experimentado disminuciones históricas acentuadas hasta menos del 20% del valor de referencia en la abundancia de los stocks y en los desembarcos en el Atlántico Norte y el Pacífico Norte, además de disminuciones recientes pronunciadas. Entre los motivos de preocupación sobre la situación de la población del Atlántico Noroccidental figuran un desequilibrio en la relación de sexos, con muchos más machos que hembras (4–7:1), una década de reclutamiento bajo, una falta de hembras pequeñas y grandes (de más de 100 cm) en la población y una disminución en el tamaño de las camadas y en la longitud media de las crías. Algunos stocks del Pacífico Nororiental (Canadá) parecen relativamente estables, algunos han disminuido y en otros la situación es variable. La especie ha disminuido mucho en el Mediterráneo Occidental y actualmente es muy escasa. Faltan datos sobre otros stocks; aunque la especie es objeto de captura accidental en el Pacífico Suroccidental, podría beneficiarse en una gran parte de la plataforma continental argentina de la protección otorgada por las medidas de gestión adoptadas para otras especies; en Alaska y Nueva Zelanda, se considera que los stocks son estables o están en aumento. Se dispone de poca información sobre las poblaciones de Sudáfrica y Australia.

El reciente cierre de las pesquerías dirigidas de *Squalus acanthias* de la Unión Europea (UE) y Noruega en el Atlántico Nororiental implica que la mayor parte de la demanda futura de carne de la especie tendrá que ser abastecida a través de importaciones. La Comisión de Pesca del Atlántico Noreste (NEAFC, por sus siglas en inglés) prohibió la pesca de altura de *Squalus acanthias* en el Atlántico Nororiental en 2008 (y 2009). En otras regiones, ha habido pocas mejoras en la gestión de la especie desde 2007, cuando la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) señaló que la gestión de la especie era “entre inadecuada y extremadamente inadecuada en todo el mundo”. Los cupos de pesca de *Squalus acanthias* en las aguas frente a la costa este de Estados Unidos han aumentado considerablemente en los últimos años. A pesar de las disminuciones documentadas en la captura por unidad de esfuerzo, no se han tomado medidas de gestión para la especie en el Pacífico Noroccidental.

El Comité de Pesca (COFI) de la FAO reconoció la necesidad de mejorar la gestión de las pesquerías de tiburones en 1999 con la adopción del Plan de Acción Internacional para la Conservación y Gestión de los Tiburones (IPOA - Sharks, por sus siglas en inglés), respaldado por el Consejo de la FAO en 2000. En 2009, la FAO señaló que de 68 miembros que respondieron a un cuestionario, el 50% había realizado una evaluación para determinar si era necesario establecer un Plan de Acción Nacional (PAN en español, NPOA en inglés) y que el 90% de éstos habían pasado a desarrollar y aplicar un PAN. Hasta la fecha no se evaluó la eficacia de los PAN. *Squalus acanthias* está clasificado globalmente como Vulnerable en la *Lista Roja de Especies*

Amenazadas de la UICN, y las poblaciones regionales están clasificadas en distintas categorías, desde Vulnerable hasta En Peligro Crítico, excepto las poblaciones de Sudáfrica y Australasia, que se consideran de Preocupación Menor.

La propuesta para la inclusión en el Apéndice II contiene una anotación según la cual su entrada en vigor se aplazaría 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas.

Análisis: *Squalus acanthias* es una especie que de manera natural presenta una amplia distribución y un número abundante de ejemplares. La propia biología de la especie hace que sea muy vulnerable a la explotación, debido a una serie de características entre las que se incluyen una productividad extremadamente baja y un intervalo generacional muy largo (entre 25 y 40 años). La demanda de su carne de gran valor económico, sobre todo en Europa, impulsa la explotación de muchos stocks, y se considera que una gran proporción de la carne de la especie entra en el comercio internacional.

La situación de los stocks y el conocimiento que se tiene sobre los mismos son muy variables en toda el área de distribución de la especie. En el caso de algunos stocks, particularmente en el Hemisferio Sur, no se tiene constancia de que estén fuertemente explotados en la actualidad y parecen estables. Sin embargo, prácticamente todos los stocks del Hemisferio Norte han sido muy explotados en el pasado y tal vez sigan siendo explotados. En casi todos los casos en los que se dispone de datos, los stocks explotados han mostrado disminuciones históricas pronunciadas o muy pronunciadas. Se considera que algunos stocks explotados en el pasado o en la actualidad se encuentran estables o están en aumento pero que ninguno se aproxima al valor de referencia histórico. Además, al menos en un caso (Atlántico Noroccidental-EEUU), se prevé que la disminución se reanude dentro de menos de 10 años debido al bajo reclutamiento de los últimos años.

Se puede obtener una indicación de las tendencias de la especie en su conjunto agrupando las mejores estimaciones disponibles sobre hembras maduras, utilizando cifras relativamente conservadoras sobre disminuciones históricas en las áreas en las que se sabe que se han producido y suponiendo que no se han producido cambios en las regiones en las que no se tiene constancia de ellos (el Atlántico Suroccidental y el Pacífico Suroccidental, por ejemplo). Esto permite realizar una estimación muy aproximada según la cual la población total de hembras maduras en la actualidad sería de aproximadamente un tercio (33%) de la población histórica (en este caso "histórica" se refiere a hace más de 10 años pero dentro del intervalo de tres generaciones de *Squalus acanthias*).

En las directrices de CITES para las especies acuáticas objeto de explotación comercial, se señala que "raramente sería necesario preocuparse por poblaciones que han presentado una magnitud de disminución histórica inferior a 50%". La información actual indica que *Squalus acanthias* (en lo que se refiere al número de hembras maduras) ha experimentado una disminución bastante mayor que esta cifra. Las directrices también señalan que una especie podría considerarse para la inclusión en el Apéndice II si se aproxima a las directrices de la magnitud de disminución recomendadas para considerar la inclusión en el Apéndice I. En el caso de una especie con baja productividad, esta última disminución se sitúa entre el 15 y el 20% del valor de referencia, y "aproxima" se define como entre el 5 y el 10%, tomando en consideración la productividad de la especie. Dada la productividad extremadamente baja de *Squalus acanthias*, se puede entender que la especie se encuentra en el nivel máximo de estos rangos, es decir, que una magnitud de disminución hasta el 30% del valor de referencia podría hacer que la especie fuera candidata a la inclusión en el Apéndice II. Este porcentaje se acerca a la estimación (muy aproximada) obtenida más arriba, indicando que la especie podría cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice II con arreglo a la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*.

Justificación

Información adicional

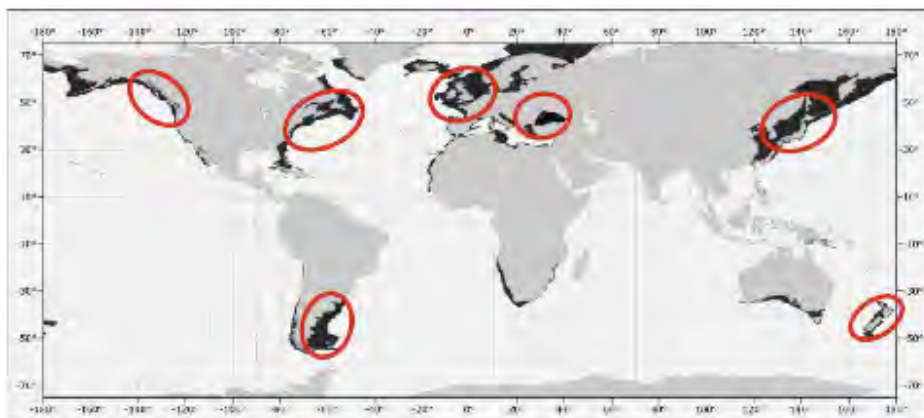
Taxonomía

Sinónimos: se proporcionan 15 sinónimos.

Área de distribución

Habita en aguas templadas y boreales entre 0° y 12°C, aunque prefiere temperaturas entre 6° y 11°C. Se encuentra en la jurisdicción de 66 países y territorios de ultramar. Sólo una parte de la población del Atlántico Noroccidental realiza migraciones estacionales periódicas entre el norte y el sur, mientras que otras pueden migrar ocasionalmente. Según algunos autores, podría existir una metapoblación de *S. acanthias* en el Atlántico Noroccidental y el Pacífico Nororiental.

Distribución mundial de *S. acanthias* (en negro) según el mapa de distribución de la FAO (2003) y caladeros principales (círculos rojos):



Las poblaciones principales se encuentran en el Atlántico Noroccidental y Nororiental (incluyendo el Mar Mediterráneo y el Mar Negro), El Pacífico Nororiental y Noroccidental (incluyendo el Mar de Japón), el Atlántico Sur y el Pacífico Suroriental frente a Sudamérica, además de Nueva Zelanda, con poblaciones de menor tamaño frente a Sudáfrica y el sur de Australia.

Categoría global en la UICN

Global—Vulnerable.
 Atlántico Nororiental—En Peligro Crítico.
 Mar Mediterráneo—En Peligro.
 Mar Negro—Vulnerable.
 Atlántico Noroccidental—En Peligro.
 Pacífico Nororiental—Vulnerable.
 Pacífico Noroccidental—En Peligro (podría pasar a En Peligro Crítico una vez que se pueda realizar una evaluación regional completa).
 Sudamérica—Vulnerable.
 Australasia—Preocupación Menor.
 África Austral—Preocupación Menor.

Todos evaluados en 2006 con la versión 3.1 de los Criterios y Categorías.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

Los científicos están de acuerdo en que *S. acanthias* es uno de los tiburones de crecimiento más lento, madurez más tardía (15-32 años en las hembras y 10-14 años en los machos) y mayor longevidad (entre 35 y 100 años); es la especie de pez marino con la tasa intrínseca de crecimiento poblacional más baja (2,3–7% dependiendo del stock) y tiene la gestación más larga conocida en un vertebrado (18–22 meses). Otras características de la biología de la especie que la hacen particularmente vulnerable a la sobrepesca son su largo intervalo generacional (24–40 años) y gran tamaño corporal (83–200 cm). Por lo tanto, se debe considerar que *S. acanthias* tiene una baja productividad.

S. acanthias es una especie migratoria que tiende a formar agrupaciones por sexo y edad, por lo cual es fácil para los pescadores mantener las capturas a pesar del agotamiento de los stocks y concentrarse en la parte más valiosa de la población (las hembras grávidas, de gran tamaño). En las poblaciones muy explotadas hay muchos más machos que hembras, con la consiguiente escasez de crías, lo cual provoca un alto riesgo de colapso del stock.

Estimación del número de hembras maduras (5–10% de la población total):

Atlántico Nororiental: entre 25.000 y 125.000.

Atlántico Noroccidental: unos 7,2 millones.

Mediterráneo: 170.000.

Mar Negro: 2,5 millones.

Pacífico Nororiental: entre 2 y 3 millones.

Pacífico Noroccidental: desconocido; tal vez un número similar al Atlántico Nororiental.

Atlántico Suroccidental (plataforma continental argentina): entre 2,5 y 5 millones.

Pacífico Suroccidental (Nueva Zelanda): no evaluado completamente. Un millón en tres áreas principales.

Muchos stocks de esta especie de tiburón de baja productividad directamente explotados en el Atlántico Norte y el Pacífico Norte han experimentado disminuciones históricas de hasta menos del 20% del valor de referencia, además de rápidas disminuciones recientes. Estos stocks cumplen las directrices de CITES para la aplicación de “disminución” a las especies acuáticas objeto de explotación comercial.

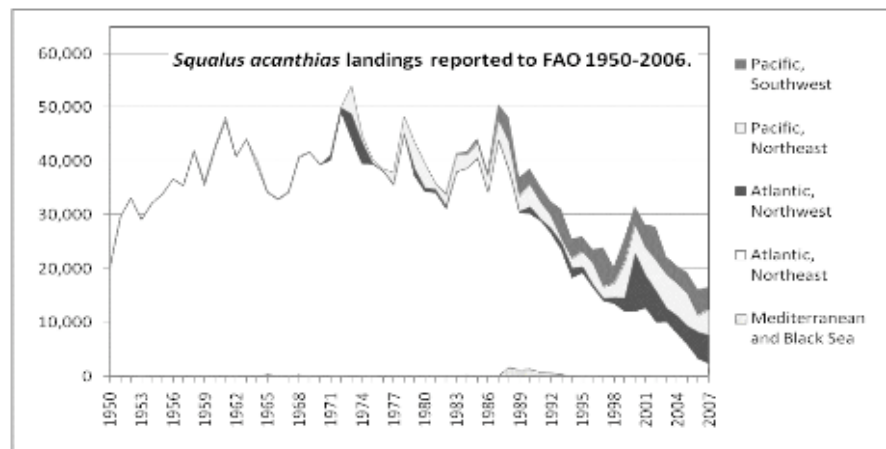
*Resumiendo las mejores estimaciones disponibles sobre hembras maduras indicadas en la Justificación (tomando el punto medio de los rangos) y utilizando cifras relativamente conservadoras sobre disminuciones históricas en las áreas en las que se sabe que se han producido y suponiendo que no se han producido cambios en las regiones en las que no se tiene constancia de ellos (el Atlántico Suroccidental y el Pacífico Suroccidental, por ejemplo), se puede obtener una estimación muy aproximada según la cual la población total de hembras maduras en la actualidad sería de aproximadamente un tercio (33%) de la población histórica (en este caso “histórica” se refiere a hace más de 10 años pero dentro del intervalo de tres generaciones de *Squalus acanthias*).*

| | Estimación actual del nº de hembras | % de dismin. observado | Estimación de la población de ref. de hembras maduras |
|---|-------------------------------------|------------------------|---|
| Stock | | | |
| <i>Atlántico Nororiental</i> | 75.000 | 95 | 1.500.000 |
| <i>Atlántico Noroccidental</i> | 7.200.000 | 75 | 28.800.000 |
| <i>Mediterráneo</i> | 170.000 | 80 | 850.000 |
| <i>Mar Negro</i> | 2.500.000 | 66 | 7.500.000 |
| <i>Pacífico Nororiental</i> | 2.500.000 | 66 | 7.500.000 |
| <i>Pacífico Noroccidental: desconocido. Tal vez similar al Atlántico Nororiental.</i> | 75.000 | 95 | 1.500.000 |
| <i>Atlántico Suroccidental (plataforma argentina)</i> | 3.750.000 | 0 | 3.750.000 |
| <i>Pacífico Suroccidental (Nueva Zelanda)</i> | 1.000.000 | 0 | 1.000.000 |
| Total | 17.270.000 | | 52.400.000 |
| <i>Proporción del valor de referencia existente en la actualidad</i> | | 0,33 | |

| Justificación | | | | Información adicional |
|---|----------------------------------|----------|--|---|
| <p>La siguiente tabla resume las disminuciones graves en los stocks de <i>S. acanthias</i> que cumplen el criterio A del Anexo 2a según la Justificación.</p> | | | | |
| Año | Región | Datos | Tendencia | |
| 1905-2005 | Atlántico NE | ES – B | Agotamiento del 93,4-94,8% | |
| 1955-2005 | | ES – B | Agotamiento del 92,9-93,4% | |
| 1985-2005 | | CPUE | Dismin. >75% valor de ref. | |
| 1957-1995 | Mediterráneo W | P | Disminución desde años 80 | |
| 1970s-1980s | | P | Cierre de pesquería en los 80 | |
| 1988-2005 | Atlántico NW-USA | ES – BH | Dismin. 75% del valor de ref. | |
| 1990-2005 | | ES – B | Dismin. 80% del valor de ref. | |
| 1987-2005 | | ES – PMH | Disminución del 50% | |
| 2010-2017 | | ES – BH | Disminución del 60-80% | |
| 1952-2000s | Pacífico NW-Japón | D | Dismin. >99% del valor de ref | |
| 1970-1990s | | CPUE | Dismin. 80-90% valor de ref. | |
| 1970s-2000s | Pacífico NE – Estrecho Georgia | CH | Dismin. 65-80% del valor de referencia | |
| 1984-2003 | Pacífico NE – Estrecho de Hecate | CH | Dismin. >95% valor de ref. | |
| <p>ES=Evaluaciones de Stocks, B=Biomasa, P=Presencia, CPUE= Captura por unidad de esfuerzo, BH=Biomasa de Hembras, PMH=Peso Medio de las Hembras, D=Desembarcos; CH=Capturas de Hembras.</p> | | | | |
| <p><i>S. acanthias</i> ha disminuido mucho en el Mediterráneo Occidental y ya es muy escaso. La pesquería dirigida de la especie en las Islas Baleares se abandonó en los años 1970 a causa de la disminución de los stocks. En el estudio MEDITS sobre la pesca de arrastre entre 1994 y 2004 no se documentó la presencia de <i>Squalus</i> spp. en las Baleares, y existen muy pocos registros de su presencia en otras zonas de la cuenca occidental.</p> | | | | |
| <p>Un stock geográficamente delimitado de <i>S. acanthias</i> en Puget Sound (Pacífico Nororiental) experimentó una caída en la CPUE en los años 1990 y ahora se considera que tiene una abundancia baja. En la Justificación, también se considera que este stock cumple el criterio A del Anexo 2a.</p> | | | | |
| <p>Durante el siglo XX, las pesquerías más importantes de <i>S. acanthias</i> estaban en la zona de la plataforma continental del Atlántico Nororiental, el Pacífico Noroccidental y el Pacífico Nororiental; todas obtenían 50.000 t anuales en su nivel máximo, antes de colapsarse. Los desembarcos en el Atlántico Noroccidental alcanzaron su nivel máximo a mediados de los 1990 con la captura de 30.000 t al año antes de que se establecieran restricciones para la gestión de la especie. Las pesquerías del Mediterráneo y el Mar Negro eran más pequeñas. En el Hemisferio Sur, la mayoría de las pesquerías son más recientes y de menor tamaño.</p> | | | | <p>Los datos sobre el Pacífico Noroccidental proceden de áreas de pesca marginales respecto de la distribución principal de la especie en la región y por lo tanto deben ser interpretados con cautela (FAO, 2007).</p> |

Justificación

Información adicional

Informes sobre desembarcos de *S. acanthias* en áreas de pesca de la FAO (1950–2007).


Las pesquerías dirigidas de *S. acanthias* de la UE en el Atlántico Nororiental cesaron su actividad en diciembre de 2006.

Existen varios motivos de preocupación sobre la población de la especie en el Atlántico Noroccidental, entre los que figuran los siguientes:

- Concentración del tamaño de las hembras entre 79 y 90 cm, con pocas hembras de más de 100 cm o menos de 75 cm.
- Desequilibrio en la relación de sexos a favor de los machos (4-7:1)
- Disminución en el número de crías por parto y en el tamaño medio de las crías, lo cual reduce sus tasas de supervivencia.
- Fracaso del reclutamiento durante el período 1997-2003 con sólo una ligera recuperación desde entonces.

En 2008, científicos asociados a la Comisión de Pesca Marina de los Estados del Atlántico (*Atlantic States Marine Fisheries Commission, ASMFC*) advirtieron que se prevé una disminución drástica de la población reproductora del Atlántico Noroccidental en torno al 2007 debido al bajo reclutamiento que se ha venido produciendo desde 1997. Esta previsión podría incluir suposiciones optimistas sobre supervivencia de las crías y selectividad de las artes de pesca.

En el Pacífico Nororiental, las pesquerías intensivas de los años 1940 provocaron una disminución del 60% en la abundancia en tres años y se calcula que redujeron la población entre un 40 y un 60%. Después de que se reanudara la pesquería en 1975

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>para suministrar la carne a Europa, los niveles actuales son inciertos y las estimaciones sobre la biomasa en 2004 oscilaban entre menos del 30% de los niveles de 1935 y una considerable recuperación comparada con la pesquería de los años 1940.</p> <p>Desde hace mucho tiempo, <i>S. acanthias</i> es objeto de la captura accidental de la pesca de profundidad en el Atlántico Suroccidental y los ejemplares se descartan. Con arreglo al nuevo código de bitácora establecido para la especie se han registrado muy pocos desembarcos en la región. Se han identificado algunas disminuciones regionales y localizadas, aunque las tendencias no están claras.</p> | <p><i>Aunque S. acanthias es objeto de la captura accidental en distintas pesquerías frente a Argentina, las capturas no son siempre considerables y no existen tendencias claras en la abundancia de la especie (Chiaramonte, 2009). Las disminuciones relativas plataforma continental argentina mencionadas en la propuesta están basadas en metodologías poco claras y potencialmente problemáticas (Ibid.).</i></p> <p><i>En la captura accidental de las pesquerías costeras de arrastre de la Patagonia, S. acanthias fue identificado como la cuarta especie de tiburón más presente de las siete especies que se suelen capturar (Van Der Molen et al., 1998). Se observó a S. acanthias durante todo el año en la zona de la pesquería argentina de merluza a lo largo de estudios realizados en 1998 y la especie estaba presente y era descartada en el 37,91% y 16,53% de los arrastres de los buques arrastreros congeladores y fresqueros respectivamente, representando el 0,57% y 0,13% de las capturas de los mismos (Cañete et al., 1999). La captura accidental media anual de S. acanthias en la pesquería de langostino argentino (Pleoticus muelleri) de la Patagonia corresponde al 0,04% de la biomasa media total documentada por estudios realizados entre 1992 y 2001 (Mari et al., 2005).</i></p> |
| <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> | |
| <p>Según la propuesta, los siguientes stocks de <i>S. acanthias</i> cumplen los criterios para la inclusión con arreglo al criterio B del Anexo 2a:</p> <p><u>Mediterráneo Oriental</u>—Los estudios de la cuenca oriental no muestran tendencias estadísticamente significativas en la abundancia de <i>S. acanthias</i>. Los datos sobre la región son incompletos y la presentación de informes es muy escasa.</p> <p><u>Mar Negro</u>—La biomasa disminuyó entre un 40 y un 60% en 11–13 años; los desembarcos declarados disminuyeron entre un 65 y un 95% en 13–24 años. Los datos sobre la región son incompletos.</p> <p><u>Atlántico Noroccidental (Canadá)</u>—La biomasa aumentó desde principios de los 1980 hasta principios de los 1990 y después disminuyó en un 40% hasta la actualidad, con una disminución no cuantificada en la biomasa de las hembras. El stock compartido de Georges Bank disminuyó fuertemente después de 1992. El stock de la plataforma continental de Nueva Escocia es relativamente numeroso pero variable. El pequeño stock aislado del sur del Golfo de San Lorenzo está disminuyendo y podría desaparecer por la falta de reclutamiento.</p> | <p><i>Aunque se dispone de pocas estadísticas sobre exportaciones para indicar volúmenes de Squalus acanthias comercializados internacionalmente, en distintos informes se describen rutas comerciales; entre 1990 y 1994, las importaciones de España procedieron de Portugal, África, Centroamérica, Sudamérica y Asia; entre 1985 y 1991, el 38% del peso de las importaciones totales de tiburones de Italia correspondía a Squalus acanthias; Corea del Sur es el mercado principal para Squalus acanthias de Nueva Zelanda; el Reino Unido importa Squalus acanthias fresco desde las Islas Feroe; los datos sobre importaciones de la UE incluyen la importación de unas 10 t anuales de Squalus acanthias desde Namibia a partir de 2001 (Rose, 1996; Fleming y Papageorgiou, 1997; Lack, 2006).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>Pacífico Noroccidental (Rusia)—Aunque <i>S. acanthias</i> no es objeto de la pesca dirigida en esta zona, la captura accidental está en aumento.</p> <p>Se producen desembarcos de escuálidos en Corea, pero no se dispone de información sobre especies concretas.</p> <p>En Sudáfrica la especie no es objeto de pesca comercial dirigida ya que no tiene mucho valor económico, y entre el 99 y el 100% de la captura accidental en la pesca de arrastre se descarta.</p> <p>La especie es objeto de pesca no sostenible, incluyendo la pesca dirigida y la captura accidental, en varias partes de su área de distribución debido a la demanda internacional de su carne, de gran valor económico (entre 9 y 36 Euros/kg)</p> <p>Es probable que otros stocks experimenten disminuciones similares a no ser que las normas comerciales proporcionen un incentivo para que se introduzca una gestión sostenible.</p> <p>En 2007, los Estados miembros de la UE (tradicionalmente los principales importadores y consumidores de la especie) importaron 4.177 t de <i>S. acanthias</i> (peso transformado) desde países no comunitarios, entre los que se incluyen EEUU, Canadá, Noruega, Marruecos, Nueva Zelanda, Argentina, Mauritania, Islandia y Chile. Las exportaciones de Noruega y EEUU han disminuido, mientras que las de Canadá, Marruecos y Nueva Zelanda han aumentado. Con el cierre de la pesquería europea, la demanda futura de carne de la especie tendrá que ser abastecida a través de importaciones.</p> <p>En 2007, EEUU también exportó <i>S. acanthias</i> a Tailandia, China (Hong Kong), México, Japón y Australia.</p> <p>Se sabe que las aletas de <i>Squalus acanthias</i> también son objeto de comercio internacional, pero no se dispone de datos globales sobre importaciones a nivel de especie. También existe un amplio comercio del cartílago y el hígado (o aceite de hígado), las pieles se pueden utilizar para fabricar cuero y los dientes y mandíbulas se venden ocasionalmente.</p> <p>La tasa de mortalidad de los escuálidos en la captura accidental se sitúa entre el 30 y el 55% en las redes de enmalle y entre el 0 y el 50% en las redes de arrastre. Dado que la supervivencia suele ser elevada en las pesquerías en las que se capturan ejemplares de forma accidental sin selección de tamaño, el impacto de éstas sobre la situación de los stocks podría ser menor que el de la pesca dirigida de hembras maduras.</p> | <p><i>Aunque S. acanthias no sea objeto de la pesca dirigida en Sudáfrica, “la experiencia indica que el deterioro en la situación de los stocks en otras regiones y el establecimiento de límites de capturas en algunas pesquerías, unido a la fuerte y sostenida demanda internacional, podría impulsar el desarrollo de una pesquería dirigida” (Lack, 2006).</i></p> <p><i>Aunque no se conoce la proporción de desembarcos mundiales que entra en el mercado internacional, es probable que sea alta, como indica la comparación de los desembarcos notificados a la FAO y las importaciones de la UE entre 2004 y 2006 (disponibles en la Justificación); Noruega e Islandia exportaron a la UE entre el 91–94% y el 55–67% de sus capturas declaradas respectivamente.</i></p> <p><i>Las aletas de Squalus acanthias son pequeñas y por lo tanto tienen poco valor en el mercado de aletas, así que algunos comerciantes no se molestan en comercializarlas (Clarke, 2009). No obstante, debido al gran volumen de la especie que se captura en Estados Unidos y Europa, éstas se han comercializado de forma habitual al menos hasta finales de los años 1990 y podrían constituir una proporción importante del volumen de aletas de tiburón registrado en el comercio (Rose, 1996). Se sabe que Noruega y Canadá también exportan aletas de esta especie (Ibid.).</i></p> <p><i>De los 112 Estados del área de distribución o países/territorios/entidades implicados en el comercio de Squalus acanthias, sólo 10 no son Parte en CITES y no realizan capturas ni comercio significativos de la especie (Lack, 2006).</i></p> <p><i>En 2004, el 94% de las capturas declaradas de Squalus acanthias fueron realizadas por seis Estados: Canadá (38%), Reino Unido (24%), Nueva Zelanda (15%), Estados Unidos (6%), Francia (6%) y Noruega (5%) (Lack, 2006).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas</p> | |
| <p><u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u></p> | |
| <p>Se plantea que todos los stocks de <i>S. acanthias</i> que no cumplen los criterios para la inclusión en el Apéndice II según el Anexo 2a cumplen el criterio A del Anexo 2b, por problemas de semejanza.</p> <p>Según la Justificación, los siguientes stocks cumplen este criterio:</p> <p>Pacífico Nororiental (Alaska); Atlántico Suroccidental (Argentina); Pacífico Suroccidental (Nueva Zelanda).</p> <p>Los patrones complejos de exportación, transformación y reexportación de la carne hacen que sea difícil distinguir entre los productos procedentes de distintos stocks a menos que se utilicen análisis de ADN para confirmar el origen de los productos transformados. Una inclusión dividida en los Apéndices podría facilitar la pesca ilícita, no declarada y no reglamentada de stocks incluidos en el Apéndice II.</p> | <p><i>No se analiza este aspecto en mayor detalle dado que la especie en su conjunto se ha evaluado respecto de los criterios del Anexo 2a.</i></p> |
| <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> | |

Observaciones complementarias

Amenazas

La principal amenaza es la sobreexplotación en pesquerías dirigidas y la pesca accidental, particularmente cuando las hembras de gran tamaño son el objetivo.

Conservación, gestión y legislación

Los stocks del Hemisferio Norte están incluidos en el Apéndice I del Convenio sobre la Conservación de Especies Migratorias (CMS);

S. acanthias está incluido en el Anexo V del Convenio OSPAR. En 2009 se estudiarán las propuestas relativas a actuaciones, medidas y seguimiento.

El Plan de Acción Internacional para la Conservación y Gestión de los Tiburones (IPOA-Sharks) insta a todos los Estados con pesquerías de tiburones a que apliquen planes de conservación y gestión.

El seguimiento de la población de *S. acanthias* está limitado por la falta de informes a nivel de especie sobre desembarcos y captura accidental en las pesquerías de

*En 2009, la FAO señaló que de 68 miembros que respondieron a un cuestionario, el 50% había realizado una evaluación para determinar si era necesario establecer un Plan de Acción Nacional (PAN en español, NPOA en inglés) y que el 90% de éstos habían pasado a desarrollar y aplicar un PAN (Lack y Sant, 2009); varios de estos miembros tienen importantes pesquerías de *S. acanthias*, incluyendo a Canadá, la UE, Nueva Zelanda y EEUU.*

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>tiburones. Se dispone de datos sobre desembarcos relativamente buenos para unas cuantas pesquerías importantes en el Atlántico Norte, el Pacífico Norte y Nueva Zelanda.</p> <p><u>Atlántico Nororiental:</u> La importante pesquería dirigida de <i>S. acanthias</i> en el Mar del Norte se cerró en diciembre de 2006, siguiendo las recomendaciones del ICES. En 2009, había un total admisible de capturas (TAC) de 1.422 t para la captura accidental en las aguas de la UE. Desde enero de 2009 existe una talla máxima de desembarco de 100 cm de longitud total con el fin de proteger a las hembras maduras.</p> <p>En 2007, Noruega prohibió la pesca y el desembarco de <i>S. acanthias</i> en su ZEE y en aguas internacionales en las áreas I-XIV del ICES, aunque el desembarco de la captura accidental es obligatorio. Se permite la pesca de <i>S. acanthias</i> por parte de pequeñas embarcaciones de bajura (de menos de 28 m) con artes de pesca tradicionales y en aguas territoriales. Se puede declarar una veda en la pesca cuando las capturas alcancen los niveles del año anterior. También existe una talla mínima de desembarco de 70 cm.</p> <p>En 2008, la Comisión de Pesca del Atlántico Nordeste (<i>North-East Atlantic Fisheries Commission, NEAFC</i>) prohibió la pesca de la especie en la zona regulada por la NEAFC.</p> <p>El Plan de Acción Comunitario (CPOA, por sus siglas en inglés) para la Conservación y Gestión de los Tiburones (2009) establece el marco para la recuperación de stocks de tiburones mermados explotados por la flota de la UE, entre los que se incluyen <i>S. acanthias</i>. Las medidas establecidas en el CPOA se aplicarán a escala comunitaria y de los Estados miembros y la Comunidad intentará obtener el respaldo de todas las organizaciones regionales de pesca pertinentes para las propuestas sólidas de la UE en materia de tiburones.</p> <p>Desde 2007, cuando la FAO señaló que la gestión de las pesquerías de <i>S. acanthias</i> era "entre inadecuada y extremadamente inadecuada en todo el mundo", se han producido pocas mejoras en la gestión fuera del Atlántico Nororiental.</p> <p><u>Atlántico Noroccidental:</u> En Canadá, existe un cupo para la pesca de <i>S. acanthias</i> en el Atlántico Noroccidental desde 2002; en 2004, el cupo se redujo a 2.500 t. Las futuras decisiones en materia de gestión estarán basadas en una evaluación de stocks conjunta para Canadá y Estados Unidos prevista en enero de 2010. En 2007 Canadá adoptó el Plan Nacional para los Tiburones (<i>National Shark Plan</i>).</p> <p>En Estados Unidos, se gestiona la pesca de <i>S. acanthias</i> desde 2000. El Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (<i>National Marine Fisheries Service -NMFS</i>) impone</p> | <p><i>Hasta la fecha no se ha evaluado la eficacia de ningún PAN y ninguna organización regional de pesca ha adoptado un plan regional para la gestión de los tiburones (Lack, 2009).</i></p> <p><i>En consonancia con el plan de acción para los tiburones adoptado recientemente en la UE, el Consejo de la UE autorizó un TAC cero para la pesca dirigida de <i>S. acanthias</i> en 2010 y un TAC limitado de captura accidental (142 t) comprometiéndose a establecer un TAC cero en 2011 (EU Press release IP /09/1948, 15 Diciembre 2009).</i></p> <p><i>El ICES formuló la siguiente recomendación para <i>Squalus acanthias</i> en 2009–2010 en el Atlántico Nororiental (áreas ICES I-XI): "El stock está diezmado y podría estar al borde del colapso. No se debería permitir que continúe la pesca dirigida, y se debería reducir la captura accidental en la pesca no dirigida al nivel más bajo posible. El TAC debería incluir a todas las zonas donde se captura <i>S. acanthias</i> en el Atlántico Nororiental y se debería fijar en cero (...)". (ICES, 2008).</i></p> <p><i>En 2006, la Comisión de Pesca Marina de los Estados del Atlántico (Atlantic States Marine Fisheries Commission, ASMFC) adoptó un cupo comercial un 50% mayor que los</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>límites por salida y cupos para la especie, pero las medidas de gestión establecidas por el gobierno federal no son obligatorias en las aguas de los estados (hasta tres millas náuticas desde la orilla). Aunque la ASMFC adoptó un plan para <i>S. acanthias</i> en 2000, ha seguido permitiendo la pesca dirigida sostenida en aguas estatales a niveles mayores que los recomendados por los científicos. Los límites federales y estatales para las capturas de la especie han aumentado considerablemente en los últimos años.</p> <p><u>Pacífico Nororiental:</u> Aunque EEUU y Canadá colaboran en la realización de estudios de la especie en el Pacífico Nororiental, no existe una gestión coordinada, internacional o bilateral del stock. Desde 2006, la pesquería canadiense de <i>S. acanthias</i> se gestiona con cupos establecidos para las capturas y la pesca accidental basados en estimaciones de niveles de biomasa históricos y tasas de crecimiento poblacional incorrectas. Los desembarcos recientes sólo representan un 30% de los cupos. En Estados Unidos, la gestión por parte del gobierno federal empezó en 2006 con límites por salida (establecidos principalmente para otras especies protegidas) en espera de evaluaciones de stocks y del desarrollo de cupos, que se han pospuesto una y otra vez. En Alaska, <i>Squalus acanthias</i> forma parte de un TAC de "otras especies" para la pesca accidental. En el estado de Washington, <i>Squalus acanthias</i> se gestiona de forma poco rigurosa dentro de los planes de gestión de peces demersales, con restricciones relativas al tamaño de la luz de malla y el cierre de una zona de cría.</p> <p><u>Pacífico Noroccidental:</u> No existen medidas de gestión para la especie.</p> <p><u>Hemisferio Sur:</u> <i>Squalus acanthias</i> está incluido en el Sistema de Gestión de Cupos de Nueva Zelanda desde 2004. Los desembarcos nunca han alcanzado el TAC de 12.660 t. Se han adoptado Planes sobre Tiburones en Argentina (2009), Chile y Uruguay (2008), aunque ninguno de ellos contiene limitaciones específicas sobre <i>S. acanthias</i>. Una gran parte de las vastas zonas donde se han establecido restricciones de pesca para proteger a las especies se solapa con las zonas conocidas de máxima concentración de <i>S. acanthias</i>.</p> | <p><i>cupos del NMFS y ha permitido que los distintos estados fijen sus propios límites por salida a niveles superiores en varios órdenes de magnitud a la recomendación científica de 22–297 kg (ASMFC, 2006). Por ejemplo, los estados de Massachusetts, Rhode Island y Carolina del Norte (EEUU) autorizan la captura de 900 kg por salida y el estado de Virginia autoriza 1.800 kg por salida (Fordham, 2007). Este aumento de las capturas autorizadas se ha llevado a cabo con el fin de reanudar la pesca dirigida (ASMFC, 2006). Los estados de Massachusetts y Carolina del Norte han expresado su intención de seguir presionando para que se autoricen capturas mayores de escuálidos en aguas federales (Fordham, 2007).</i></p> <p><i>En la plataforma continental argentina se ha establecido una larga veda para reglamentar la pesca de la merluza que coincide con las principales agrupaciones de hembras grávidas de <i>S. acanthias</i> en primavera-verano (Di Giacomo, 2009).</i></p> <p><i>La gestión de la pesca de <i>Squalus acanthias</i> en Nueva Zelanda prevé la expansión de la pesquería de la especie para satisfacer la demanda de su carne en Europa (Fowler et al., 2004).</i></p> <p><i>No existe gestión específica de la especie en Australia, y debido a una falta de claridad a nivel de especie en los datos sobre capturas no está clara la magnitud de la captura de la misma (TRAFFIC International, 2007).</i></p> |
| <p><u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u></p> <p>La cría en cautividad de la especie no es viable para fines comerciales debido a sus bajas tasas de reproducción y crecimiento. Es posible que se produzcan algunos nacimientos en acuarios públicos.</p> | |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Comentarios adicionales

Es probable que surjan dificultades asociadas a la identificación de algunos productos de *Squalus acanthias*, dado que los filetes y troncos se comercializan y transportan junto con los de otros pequeños tiburones. Será necesario preparar guías de identificación para distinguir los productos de carne más comunes de *Squalus acanthias* de los de otras especies. Éstas podrán fácilmente contar con el respaldo de herramientas de identificación genética que están desarrollando varios laboratorios de investigación para poder identificar especies y stocks de elasmobranquios.

La anotación de la propuesta prevé que la entrada en vigor de la inclusión de *Squalus acanthias* en el Apéndice II de CITES se aplase 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas, como la posible designación de una Autoridad Científica o Administrativa adicional.

Evaluadores:

S. Clarke, G. Chiaramonte, E. Di Giacomo, S. Fordham, E. McManus, TRAFFIC Europe.

Inclusión de *Thunnus thynnus* (atún rojo del Atlántico) en el Apéndice I.

Autor de la propuesta: Principado de Mónaco.

Resumen: El atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*) es el miembro más grande de la familia Scombridae, pudiendo superar los 650 kg de peso. Se distribuye por el Atlántico Norte y sus mares adyacentes, sobre todo el Mediterráneo. Se considera generalmente que la especie está formada por dos stocks, de los cuales uno desova en el Golfo de México y el Estrecho de Florida (el stock occidental) y el otro desova en el Mediterráneo (el stock oriental). Los adultos de la especie presentan una gran tendencia a permanecer en el área de nacimiento y fidelidad a los lugares de desove. No obstante, existen pruebas de importantes desplazamientos transatlánticos y de ejemplares de la población occidental que se alimentan en el Atlántico Oriental. Los individuos que desovan en el Mediterráneo alcanzan la madurez sexual aproximadamente a los cuatro años, más pronto que los que desovan en el Golfo de México, que alcanzan la madurez sexual entre los 8 y los 12 años de edad. La longevidad de la especie es de 30 años o más. El número de huevos parece depender de la edad (o del tamaño): una hembra de cinco años produce una media de cinco millones de huevos, mientras que una hembra de 15 a 20 años puede producir hasta 45 millones de huevos. Existe cierto desacuerdo sobre la productividad de la especie. Algunos consideran que se trata de una especie con baja productividad, mientras que otros argumentan que el stock oriental tiene mayor productividad que el stock occidental y que debería considerarse de productividad media. Se calcula que el stock occidental está formado por más de 170.000 individuos de más de un año de edad y que el stock oriental contiene más de tres millones de individuos de un año o más.

El atún rojo del Atlántico ha sido explotado durante siglos y tradicionalmente se consume fresco en los países mediterráneos (sobre todo en España, Francia e Italia). Sin embargo, la explotación en el Mediterráneo está impulsada principalmente por el mercado internacional de sushi y sashimi, principalmente en Japón, y casi todas las capturas declaradas son exportadas. Durante siglos, el atún rojo se capturaba en el Mediterráneo y Atlántico próximo principalmente a través de almadrabas, pero en la actualidad la mayor parte de las capturas comerciales se realizan con palangre y en los últimos años con redes de cerco. En el Mediterráneo, alrededor del 70% de la captura se realiza actualmente mediante embarcaciones de cerco y los atunes se transportan vivos a las granjas de atún, donde se engordan durante un período entre seis y ocho meses para su posterior exportación, principalmente a Japón; se calcula que el peso de los ejemplares aumenta aproximadamente en un 13% en este período. La carne de la especie alcanza precios elevados en el mercado internacional. En el pasado, el precio más alto alcanzado por la especie era de unos 900 dólares USA por kg en la subasta del mercado de Tsukiji en Tokio (Japón); los precios recientes se sitúan mayormente entre 200 y 300 dólares USA por kg.

La Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT), que entró en vigor en 1969, es responsable de la gestión del atún rojo del Atlántico. Todos los países del Mediterráneo que pescan la especie o la engordan en granjas son Partes contratantes, así como EEUU, Canadá y Japón. ICCAT gestiona la especie como dos stocks distintos desde 1980; se han establecido distintas medidas de gestión, incluyendo un total admisible de capturas (TAC) para cada stock.

El TAC para el stock oriental se fijó en 22.000 t para 2008 y en 19.950 t para 2009. Estos cupos superan los niveles recomendados por el Comité Permanente de Investigación y Estadísticas (SCRS) de ICCAT, según el cual sería necesario establecer un total admisible de capturas anual entre 8.500 t y 15.000 t como máximo para evitar el colapso del stock y permitir que éste se empiece a recuperar. En 2009, el TAC para 2010 se redujo a 13.500 t con una reducción en la temporada de pesca y otras medidas de gestión. En cuanto al stock occidental, se fijó un TAC incluyendo los descartes muertos de 1.900 t para 2009 y 1.800 t para 2010. El cupo para 2010 no fue ajustado en la reunión anual de ICCAT en 2009. ICCAT se ha comprometido a establecer niveles de capturas basados en datos científicos para el período 2011-2013 con una probabilidad del 60% de recuperar el stock hasta niveles saludables para 2023.

Se cree que el nivel de capturas supera en gran medida el nivel fijado por ICCAT; para el período 1998–2007, el SCRS de ICCAT informó de que las capturas anuales en el Atlántico Oriental probablemente se sitúan en torno a las 50.000 t, a pesar de que los TAC se encuentran alrededor de 30.000 t. El

Comité manifestó que esta aparente falta de cumplimiento del TAC y el hecho de declarar menos capturas de las reales pondría en peligro la conservación del stock. Aunque el TAC para el stock oriental se ha reducido actualmente para situarse dentro de los límites recomendados por el Comité, se piensa que es probable que las capturas reales sigan superando el TAC.

El SCRS de ICCAT ha realizado una estimación de la magnitud de la disminución de ambos stocks. Se calculó la disminución tomando el tamaño actual de la población y comparándolo con las estimaciones del tamaño de la población no explotada (SSB_0) y también con el tamaño máximo de la población calculado entre 1970 y 2007 en la evaluación del stock (SSB_{max}). El Comité también analizó la disminución comparada con las estimaciones poblacionales previstas en función de distintos regímenes de explotación, de nuevo realizando comparaciones con la estimación del tamaño de la población no explotada y el tamaño máximo de la población entre 1970 y 2007. El Comité concluyó que existía una probabilidad mayor del 90% de que ambos stocks (oriental y occidental) hubieran disminuido hasta menos del 15% del tamaño de su población previo a la explotación (SSB_0). En su cálculo de las disminuciones a partir de SSB_{max} , (es decir, la población máxima calculada para el período 1970–2007), el comité concluyó que existía una probabilidad del 30% de que el stock occidental se encontrara por debajo del 15% de dicho tamaño poblacional y una probabilidad del 21% de que el stock oriental se encontrara por debajo del 20% del mismo. En ambos casos, se cree que los stocks fueron considerablemente diezmos antes de este período.

La propuesta va acompañada de un borrador de Resolución según el cual “la inclusión en el Apéndice I debería ir acompañada de una resolución de la Conferencia que daría poder al Comité de Fauna de la Convención para revisar el estado del stock del Atlántico Este y Mediterráneo y del stock del Atlántico Oeste de *Thunnus thynnus* a la luz de acciones llevadas a cabo por ICCAT y, en caso de ser concedida, solicitar al Gobierno Depositario (Suiza) proponer a una CoP subsiguiente la transferencia de la especie al Apéndice II o su eliminación de los Apéndices”. El autor de la propuesta señala que “la decisión a este efecto del Comité de Fauna requiere solamente la mayoría simple de los miembros del Comité y las CdPs tienen una tasa de aceptación elevada para propuestas presentadas por el Gobierno Depositario cuando son solicitadas por el Comité CITES correspondiente”.

Análisis: Según la nota al pie de página sobre la “aplicación de la disminución a especies acuáticas objeto de explotación comercial”, el principal criterio que debe considerarse para la inclusión en el Apéndice I debe ser la magnitud de disminución histórica, que debería abarcar el mayor número posible de años en el pasado y puede ser calculada o deducida utilizando métodos directos o indirectos. Las directrices de la nota indican que las disminuciones históricas en especies con baja productividad deberían situarse entre un 15 y un 20% del valor de referencia histórico y que para especies con productividad media, las disminuciones que alcanzan entre el 10 y el 15% del valor de referencia histórico son apropiadas para la inclusión en el Apéndice I. Se considera que la especie tiene una productividad entre baja y media. Basándose en una estimación de la magnitud histórica de la disminución a partir del stock no explotado, el SCRS de ICCAT consideró que había una probabilidad mayor del 90% de que tanto el stock oriental como el occidental hayan disminuido hasta alcanzar menos del 15% del tamaño de su población antes de la explotación. Por lo tanto, parece que *Thunnus thynnus* cumple los criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I, y está claro que la especie está afectada por el comercio.

Se prevé que el TAC para el stock oriental, que fue reducido por ICCAT en 2009 (13.500 t para 2010), permita cierta recuperación de los stocks, siempre y cuando se respete estrictamente. No obstante, el SCRS reconoce que una proporción considerable de las capturas no son declaradas (probablemente en torno a un 60%, es decir, 20.000 t por año por encima del cupo en el período 1998–2007). En su informe anual resumido sobre la especie en 2009, manifestaba lo siguiente: “Según el análisis del Comité, es obvio que el TAC fue excedido durante una década y ha resultado muy poco eficaz a la hora de controlar las capturas totales” [p. 75]. No existen razones para suponer que esta situación vaya a cambiar en un futuro inmediato. Pese a los cupos bajos establecidos para el stock occidental, aún no se ha observado una recuperación del mismo.

La resolución que se propone para acompañar la inclusión parece no ser conforme al Anexo 4 A 1 de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*, que establece que “ninguna especie incluida en el Apéndice I será retirada de los Apéndices, a menos que haya sido transferida antes al Apéndice II, y todo impacto ocasionado por el comercio de la especie se haya supervisado durante por lo menos dos intervalos entre reuniones de la Conferencia de las Partes”.

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <u>Taxonomía</u> | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| Se distribuye por el Atlántico Norte y sus mares adyacentes, sobre todo el Mediterráneo, desde el "límite meridional del ecuador al límite septentrional del norte de Noruega" y desde el límite occidental del Golfo de México hasta el límite oriental del Mar Negro. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| | <i>Stock del Atlántico Oriental—En Peligro A1bd (evaluado en 1996, ver 2.3 de los Criterios; la evaluación necesita ser actualizada).</i> |
| | <i>Stock del Atlántico Occidental—En Peligro Crítico A1bd (evaluado en 1996, ver 2.3 de los Criterios; la evaluación necesita ser actualizada).</i> |

Crterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I

A) Población silvestre pequeña

(i) Disminución de la población o del hábitat; (ii) subpoblaciones pequeñas; (iii) concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; (iv) grandes fluctuaciones de la población; (v) alta vulnerabilidad

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

- iii) la mayoría de los individuos están concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; o
- v) una alta vulnerabilidad bien sea a factores intrínsecos o extrínsecos.

Las estimaciones del tamaño efectivo de la población (N_e) de las distintas subpoblaciones oscilan entre 400 y 700 individuos, que representan valores bajos ya que su rango se solapa con el umbral mínimo ($N_e = 500$).

El atún rojo del atlántico forma grandes grupos para alimentarse y desovar. Estas altas concentraciones de individuos hacen que los stocks sean muy vulnerables a la captura (a través de barcos de cebo vivo en el Atlántico Oriental y buques de cerco en el Mediterráneo, por ejemplo).

La población silvestre de Thunnus thynnus en el Atlántico Oriental no se considera pequeña (se calcula que la población contenía más de tres millones de individuos de un año de edad o más en el 2008) (ICCAT SCRS, 2009a).

La población silvestre de Thunnus thynnus en el Atlántico Occidental no se considera pequeña (se calcula que la población contenía más 170.000 individuos de un año de edad o más en el 2008) y la distribución no se considera restringida (la especie está distribuida por todo el Atlántico) (ICCAT SCRS, 2009a).

Muchos científicos consideran que existen dos zonas de reproducción distintas, una en el Golfo de México o el Estrecho de Florida y otra en el Mar Mediterráneo (Mather et al., 1995) y los adultos muestran una gran fidelidad a la zona de cría donde nacieron (Block et al., 2005; Boustany et al., 2007; Carlsson et al., 2007; Rooker et al., 2008).

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p><u>B) Área de distribución restringida</u> (i) Población fragmentada o localizada; (ii) grandes fluctuaciones en la distribución o en las subpoblaciones; (iii) alta vulnerabilidad; (iv) disminución en la distribución, población, superficie o calidad del hábitat, o en el reclutamiento</p> <p><u>C) Disminución en el número de ejemplares silvestres</u> (i) Disminución histórica o en curso; (ii) disminución deducida o prevista a consecuencia de una disminución de la superficie o calidad del hábitat, los niveles de explotación, una alta vulnerabilidad o una disminución del reclutamiento</p> <p>En la Justificación se propone la inclusión de la especie atendiendo a una disminución acentuada del tamaño de la población en la naturaleza, que se haya bien sea: comprobado que existe en la actualidad o ha existido en el pasado (pero con probabilidad de reiniciarse); o deducido o previsto, atendiendo a alguno de los aspectos siguientes:</p> <ul style="list-style-type: none"> – los niveles o los tipos de explotación; o – una alta vulnerabilidad bien sea a factores intrínsecos o extrínsecos; o – una disminución en el reclutamiento. <p>En la actualidad, <i>Thunnus thynnus</i> no se encuentra o es muy escaso en hábitats en los que estaba presente en el pasado, tales como el Mar del Norte, el Mar de Noruega, el Mar Negro, el Mar de Marmara, frente a la costa de Brasil y las Bermudas, y algunas localidades frente a las costas nororientales de América; sin embargo, se han realizado grandes capturas en zonas nuevas, tales como el Mediterráneo oriental, el Golfo de Sirte y el Atlántico Norte central. No se conoce el motivo de estos cambios en los patrones espacio-temporales de la especie, y es probable que sean el resultado de interacciones entre procesos biológicos, ambientales, tróficos y pesqueros. A efectos prácticos, la pesca del atún rojo del Atlántico provocó la extinción de la especie en aguas noruegas en poco menos de una década.</p> <p>Actualmente ICCAT considera que la especie está formada por dos stocks distintos y los gestiona por separado. En la Justificación se trata cada uno de estos stocks de forma individual.</p> <p>La evaluación de la información aportada en el Anexo 1 sobre la productividad de la especie respalda la afirmación realizada en la Justificación según la cual la especie tiene baja productividad.</p> | <p><i>La distribución no está restringida (ICCAT SCRS, 2009a).</i></p> <p><i>La captura por la flota palangrera de entre 5.000 y 12.000 t anuales de Thunnus thynnus entre 1962 y 1967 frente a la costa de Brasil provocó la desaparición de la especie en la zona (Porch, 2005; Safina y Klinger, 2008). En 1963 se produjo el colapso de las pesquerías de la especie en el Mar de Noruega y el Mar del Norte (Fromentin, 2009).</i></p> <p><i>Thunnus thynnus es una especie longeva con una baja tasa de crecimiento poblacional, lo cual la hace más vulnerable a la explotación que los túnidos tropicales (Fromentin y Fonteneau, 2001). Las estimaciones sobre la fecundidad media de las hembras de T. thynnus de gran tamaño (más de 205 cm de longitud a la horquilla (LH)) en el Atlántico Occidental oscilan entre 30 y 60 millones de huevos (Baglin, 1982). Rodríguez-Roda (1967) calculó una fecundidad de 45 millones de huevos en una hembra de T. thynnus de 20 años de edad del stock oriental, aunque Medina et al. (2002) obtuvieron una estimación más baja de entre 13 y 15 millones de huevos para hembras reproductoras de T. thynnus en zonas del Mediterráneo Occidental y el Estrecho de Gibraltar. Existe cierto desacuerdo acerca de la productividad de la especie. Algunos consideran que se trata de una especie con baja productividad, mientras que otros argumentan que el stock oriental tiene mayor</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>Disminución histórica hasta el presente El atún rojo del Atlántico se clasifica como una especie con baja productividad según los criterios establecidos por la Sociedad Americana de Pesca (<i>American Fisheries Society</i>) y/o los criterios de la FAO (a partir de la información aportada en la Justificación) y por lo tanto debería aplicarse el criterio del 20% del valor de referencia respecto de la disminución acentuada.</p> <p>A partir del stock no explotado <i>Thunnus thynnus</i> ha experimentado disminuciones enormes a partir de la biomasa virgen; las poblaciones restantes representan entre el 10 y el 20% de la biomasa virgen.</p> <p>Stock occidental En 1998, ICCAT adoptó un programa para la recuperación del stock del Atlántico Occidental con la idea de recuperar la biomasa del stock reproductor a los niveles necesarios para alcanzar el rendimiento máximo sostenible (MSY, en inglés) con una probabilidad de al menos el 50%. Desde entonces, el stock reproductor se ha mantenido relativamente estable a un nivel de entre el 15 y el 18% del de su biomasa antes de la explotación.</p> | <p><i>productividad que el stock occidental y que debería considerarse de productividad media (Fromentin et al., 2009).</i></p> <p><i>Según la nota al pie de página incluida en la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14), para la inclusión en el Apéndice I se consideran adecuadas las disminuciones históricas hasta un 10–15% del valor de referencia en especies con productividad media y hasta un 15–20% para especies con baja productividad.</i></p> <p><i>El SCRS de ICCAT ha realizado estimaciones sobre la magnitud de la disminución de ambos stocks. Se calculó la disminución tomando la biomasa del stock reproductor (SSB, por sus siglas en inglés) actual y comparándola con las estimaciones del tamaño de la población sin explotar (SSB₀) y también con el tamaño máximo de la población histórico calculado en la evaluación del stock (SSB_{max}). Se calculó la probabilidad de cumplir la definición de “disminución” para especies de productividad alta, media y baja (es decir, <10%, <15% y <20%). Las probabilidades de situarse en los niveles de <15% y <20% se explican a continuación, aunque el informe se centró en disminuciones de hasta <15%, ya que se consideró que este nivel era el máximo necesario para una especie con baja productividad y el mínimo para una especie con productividad media (ICCAT SCRS, 2009a).</i></p> <p>Disminución histórica hasta el presente (SSB₂₀₀₉) a partir de las estimaciones del tamaño de la población sin explotar (SSB₀). <i>Las estimaciones del SCRS sobre la biomasa reproductora potencial a largo plazo no son estimaciones de la biomasa histórica en sí, sino del tamaño que podría tener el stock si no hubiera pesca.</i></p> <p>Stock occidental <i>Se utilizaron dos escenarios para realizar una estimación de SSB₀: un “escenario de alto reclutamiento” (SSB₀ ~ 221.000 t) y un “escenario de bajo reclutamiento” (SSB₀ ~ 80.000 t). El primero refleja una hipótesis según la cual la productividad potencial no ha mostrado ninguna tendencia a lo largo del período de evaluación; el segundo refleja la hipótesis según la cual la productividad potencial ha cambiado a un nivel menor después de finales de los años 1970.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <i>en el escenario de bajo reclutamiento, existe una alta probabilidad (93%) de que SSB₂₀₀₉ sea inferior al 15% de SSB₀.</i> <i>en el escenario de alto reclutamiento, existe una probabilidad de cerca del 100% de que SSB₂₀₀₉ sea inferior al 10% de SSB₀ (ICCAT SCRS, 2009a).</i> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>Stock oriental</p> <p>Un estudio realizado por Taylor <i>et al.</i> (2009) utilizando la metodología MAST (que integra los efectos de las grandes migraciones realizadas por <i>Thunnus thynnus</i>) indica que la magnitud de la disminución histórica, particularmente en el caso del stock del Atlántico Oriental y el Mediterráneo, podría ser más elevada que la que indica el SCRS (2008a), con niveles actuales para ambos stocks por debajo del 20% del valor de referencia histórico. Según los estudios citados, es muy probable que la biomasa del stock reproductor de la población oriental de <i>Thunnus thynnus</i> ya se encuentre (2009) por debajo del 20% del valor de referencia histórico.</p> <p>A partir del stock máximo histórico documentado</p> <p>Stock occidental</p> <p>La evaluación del stock realizada por el SCRS de ICCAT en 2008 muestra una magnitud de disminución de la población reproductora en términos absolutos del 82,4% en el período histórico de 38 años (lo cual indica que sólo queda el 17,6% de la biomasa reproductora de 1970). La fuerte disminución de la biomasa reproductora del stock oriental se produjo entre 1970 y 1985 (en 1985, el nivel de dicha biomasa representaba aproximadamente el 18,9% del nivel de 1970). Desde entonces, el stock se ha mantenido a niveles relativamente constantes pero bajos. Además, se ha calculado una disminución en el reclutamiento del stock del Atlántico Occidental a partir de las series históricas analizadas por el SCRS.</p> | <p><i>Estos resultados respaldan la opinión de Rooker et al. (2007) de que el tamaño de las poblaciones reproductoras del Atlántico Occidental representa el 10% de la biomasa que existía cuando comenzó la pesca industrial y que la recuperación se confunde por los desplazamientos transatlánticos a través de jurisdicciones internacionales.</i></p> <p><i>Block (2009) considera que las cifras aportadas sobre la disminución del stock Occidental según las cuales éste se sitúa entre el 15 y el 18% de la biomasa antes de la explotación corresponden en realidad a los niveles de 1970 y que el stock ha disminuido en un 9% más desde entonces, por lo que el nivel del stock occidental es inferior al 10% de su nivel antes de la explotación.</i></p> <p>Stock oriental</p> <p><i>El SSB_0 potencial a largo plazo de la especie en el Atlántico Oriental está aún menos definido que el del stock occidental. Las estimaciones han oscilado entre 825.000 t y 2.810 millones de t y el amplio rango obtenido es el resultado de la incertidumbre en el supuesto de la inclinación de la curva de stock-reclutamiento. Se han utilizado estimaciones de SSB_0 entre 1 y 11,7 millones de t. Las conclusiones resumidas del SCRS se describen a continuación. Los resultados obtenidos con otros escenarios se incluyen en el informe.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Existe una probabilidad del 96% de que SSB_{2009} sea inferior al 15% de SSB_0.</i> ▪ <i>Existe una probabilidad del 99% de que SSB_{2009} sea inferior al 20% de SSB_0 (ICCAT SCRS, 2009a).</i> <p>Índice de disminución reciente a partir del stock máximo histórico documentado (SSB_{max} a 2009)</p> <p><i>El SCRS comparó el nivel de la biomasa reproductora con la estimación máxima para el período 1970–2009 (SSB_{max}). La biomasa máxima sólo refleja la abundancia histórica en el contexto del período posterior a 1970.</i></p> <p>Stock occidental</p> <p><i>SSB_{max} para la población occidental = 45.000 t según el SCRS de ICCAT (2009)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>La probabilidad de que SSB_{2009} sea inferior al 15% de SSB_{max} estimada desde 1970 es del 30% aproximadamente.</i> • <i>Existe una probabilidad en torno al 54% de que sea inferior al 20% de SSB_{max}.</i> <p><i>El SCRS concluyó que la biomasa máxima sólo refleja la abundancia histórica en el contexto del período posterior a 1970 y no refleja abundancias mayores que</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>Stock oriental</p> <p>La evaluación realizada por el SCRS de ICCAT indica que la magnitud absoluta de la disminución del stock del Atlántico Oriental y el Mediterráneo durante el período de 50 años entre 1957 y 2007 es del 74,2% en lo que respecta a la biomasa del stock reproductor (lo que significa que sólo quedaba el 25,8% de las poblaciones en ese momento). En 2007, la estimación de la biomasa del stock reproductor para el stock del Atlántico Oriental y el Mediterráneo era de 78.724 t. Estos datos contrastan con las estimaciones del nivel máximo de biomasa de 305.136 t para 1958 y de 201.479 t para 1997. La mayor parte de la disminución (el 60,9%) se produjo en los últimos 10 años.</p> <p>Disminuciones previstas a partir del stock virgen</p> <p>Stock occidental</p> <p>Sobre la base de una hipótesis relativa al reclutamiento, con los cupos más restrictivos aplicados en 2008, la sobrepesca podría acabarse en 2010 y se podría recuperar el stock occidental [alcanzando los niveles necesarios en la biomasa del stock reproductor para conseguir el rendimiento máximo sostenible] para 2019 con una probabilidad mayor del 75%; sin embargo, utilizando otra hipótesis igual de probable sobre el reclutamiento, las previsiones no indican la recuperación del stock.</p> | <p>probablemente existieron antes de 1970, a la luz de las elevadas capturas de los años 1960.</p> <p>Entre 1960 y 1970 se produjo una intensa explotación del stock occidental, con capturas que alcanzaron el nivel máximo de 18.679 t en 1964 (Safina y Klinger, 2008). En los años 1960 se produjeron disminuciones drásticas. Taylor et al. (en prensa) calculan que el stock occidental representa un 13% de la SSB en 1950 sobre la base de modelos nuevos que incorporan la mezcla entre los stocks (Block, 2009).</p> <p>Stock oriental</p> <p>La SSB máxima entre 1970 y 2009 (SSB_{max}) para el stock oriental es de entre 297.000 t y 309 000 t.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ La probabilidad de que SSB_{2009} sea inferior al 15% de SSB_{max} es del 21% aproximadamente. ▪ La probabilidad de que SSB_{2009} sea inferior al 20% de SSB_{max} es del 33% aproximadamente (ICCAT SCRS, 2009a). <p>En 1963, se produjo repentinamente el colapso inesperado de las pesquerías más importantes dirigidas al atún rojo del Atlántico en el Mar de Noruega y el Mar del Norte (Fromentin, 2009). Fromentin considera que SSB_{max} es menos subjetiva que SSB_0.</p> <p>Taylor et al. (en prensa) calculan que el stock oriental representa un 15% de la SSB en 1950 sobre la base de modelos nuevos que incorporan la mezcla entre los stocks (Block, 2009).</p> <p>Disminuciones previstas a partir del stock virgen o sin explotar (SSB_0) hasta 2019 (SSB_{2019})</p> <p>Se realizaron previsiones para calcular la SSB en 2019 sobre la base de distintos regímenes de explotación en los próximos 10 años, incluyendo las medidas ya establecidas por ICCAT, las medidas recomendadas por el SCRS de ICCAT y un cupo nulo o cuota cero. Las estimaciones sobre los cupos de capturas fijados por ICCAT se modelizaron suponiendo una aplicación estricta y un error de aplicación (sobrepesca) del 20% para la población oriental. Se supuso una aplicación estricta de los otros cupos de capturas para obtener una estimación de la SSB en 2019 (SSB_{2019}).</p> <p>Stock occidental—Para consultar los cupos Rec 08-04, véase el apartado sobre gestión más adelante</p> <ul style="list-style-type: none"> • Con una aplicación estricta de Rec 08-04 de ICCAT en el escenario de bajo reclutamiento, la probabilidad de que SSB_{2019} fuera inferior al 15% del stock no explotado (SSB_0) fue del 4%. En el escenario de alto reclutamiento, la probabilidad de que SSB_{2019} fuera inferior al 15% del stock no explotado (SSB_0) fue del 85%. |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>Stock oriental Según el SCRS (2008), se prevé una reducción de la biomasa del stock reproductor al 6% del nivel previo a la explotación si se sigue pescando la especie con las tasas actuales de mortalidad por pesca.</p> <p>Disminuciones previstas a partir del stock máximo histórico documentado</p> <p>Stock oriental Según el SCRS (2008), se prevé una disminución a niveles muy bajos (aproximadamente el 18% del nivel de 1970) en la biomasa del stock reproductor</p> | <ul style="list-style-type: none"> • Con una aplicación estricta de un cupo nulo para el período 2010-2019 (es decir, sin capturas) en el escenario de bajo reclutamiento, SSB_{2019} sería prácticamente con seguridad superior al 15% de SSB_0. Con una aplicación estricta de un cupo nulo para el período 2010-2019 (es decir, sin capturas) en el escenario de alto reclutamiento, existe una probabilidad del 30% de que SSB_{2019} fuera inferior al 15% de SSB_0 y una probabilidad del 63% de que fuera inferior al 20% de SSB_0. <p>Stock oriental—Para consultar los cupos Rec 08-05, véase el apartado sobre gestión más adelante. Estas estimaciones fueron realizadas antes de que el cupo para el stock oriental se redujera en 2009 a 13.500 t para 2010.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Las previsiones indican que la aplicación estricta de Rec. 08-05 hasta el año 2019 daría lugar a una probabilidad mayor del 85% de que SSB_{2019} fuera inferior al 15% del nivel de SSB_0 potencial histórico (y una probabilidad del 91% de que fuera inferior al 20% de SSB_0). ▪ Si la aplicación de Rec. 08-05 no es estricta hasta el año 2019 (dentro de un exceso de capturas del 20%) habrá una probabilidad del 91% de que SSB_{2019} sea inferior al 15% de SSB_0 (y una probabilidad del 95% de que sea inferior al 20% de SSB_0). ▪ Si las capturas se mantuvieran al nivel de 15.000 t anuales entre 2010 y 2019, habría una probabilidad del 78% que SSB_{2019} fuera inferior al 15% de SSB_0 (y una probabilidad del 87% de que fuera inferior al 20% de SSB_0). ▪ Si las capturas se mantuvieran al nivel de 8.500 t anuales entre 2010 y 2019, habría una probabilidad del 66% que SSB_{2019} fuera inferior al 15% de SSB_0 (y una probabilidad del 77% de que fuera inferior al 20% de SSB_0). ▪ Si no hubiese capturas entre 2010 y 2019, habría una probabilidad del 48% que SSB_{2019} fuera inferior al 15% de SSB_0 (y una probabilidad del 61% de que fuera inferior al 20% de SSB_0). <p>Disminuciones previstas (SSB_{2019}) a partir del stock máximo histórico documentado (SSB_{max})</p> <p>Stock occidental</p> <ul style="list-style-type: none"> • Con una aplicación estricta de Rec 08-04 de ICCAT en los escenarios de bajo y alto reclutamiento, existe una probabilidad menor del 4% de que SSB_{2019} sea inferior al 15% de SSB_{max}. • Con una aplicación estricta de un cupo nulo entre 2010 y 2019 (es decir, sin capturas), SSB_{2019} sería prácticamente con seguridad superior al 15% de SSB_{max} en los escenarios de bajo y alto reclutamiento. <p>Stock oriental</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Las previsiones indican que una aplicación estricta de Rec. 08-05 hasta el año 2019 daría lugar a una probabilidad del 35% de que SSB_{2019} fuera |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>oriental si se sigue pescando la especie con las tasas actuales de mortalidad por pesca.</p> | <p>inferior al 15% de SSB_{max} (y una probabilidad del 38% de que fuera inferior al 20% de SSB_{max}).</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Si la aplicación de Rec. 08-05 no es estricta hasta el año 2019 (dentro de un exceso de capturas del 20%), habrá una probabilidad del 49% de que SSB_{2019} sea inferior al 15% de SSB_{max} (y una probabilidad del 52% de que sea inferior al 20% de SSB_{max}). ▪ Si las capturas se mantuvieran al nivel de 15.000 t anuales entre 2010 y 2019, habría una probabilidad del 24% que SSB_{2019} fuera inferior al 15% de SSB_{max} (y una probabilidad del 27% de que fuera inferior al 20% de SSB_{max}). ▪ Si las capturas se mantuvieran al nivel de 8.500 t anuales entre 2010 y 2019, habría una probabilidad del 9% que SSB_{2019} fuera inferior al 15% de SSB_{max} (y una probabilidad del 11% de que fuera inferior al 20% de SSB_{max}). ▪ Si no hubiese capturas entre 2010 y 2019, habría una probabilidad del 0% que SSB_{2019} fuera inferior al 15% de SSB_{max} (y una probabilidad del 1% de que fuera inferior al 20% de SSB_{max}) (ICCAT SCRS, 2009a). <p>Disminución prevista para la biomasa en 2019 (SSB_{2019}) comparada con la biomasa en 2009 (SSB_{2009})</p> <p>Stock occidental Con una aplicación estricta de las capturas recomendadas por ICCAT, se puede prever casi con toda seguridad que en 2019 el stock será mayor que en 2009 (ICCAT SCRS, 2009a). En la reunión anual de ICCAT no se realizaron cambios en los TAC para 2010 (ICCAT, 2009).</p> <p>Stock oriental</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Las previsiones indican que la aplicación estricta de Rec. 08-05 hasta el año 2019 dará lugar a una probabilidad del 39% de que SSB_{2019} sea inferior a SSB_{2009}. ▪ Si la aplicación de Rec. 08-05 no es estricta hasta el año 2019 (dentro de un exceso de capturas del 20%), habrá una probabilidad del 58% de que SSB_{2019} sea inferior a SSB_{2009}. ▪ Si las capturas se mantuvieran al nivel de 15.000 t anuales entre 2010 y 2019, habría una probabilidad del 26% de que SSB_{2019} fuera inferior a SSB_{2009}. ▪ Si las capturas se mantuvieran al nivel de 8.500 t anuales entre 2010 y 2019, habría una probabilidad del 7% de que SSB_{2019} fuera inferior a SSB_{2009} (ICCAT SCRS, 2009a). |

Justificación

Información adicional

Criterios comerciales para la inclusión en el Apéndice I

La especie está o puede verse afectada por el comercio

El atún rojo del Atlántico es objeto de comercio internacional a una escala enorme y existe una incidencia elevada de comercio ilícito del stock del Atlántico Oriental y el Mediterráneo.

El SCRS de ICCAT calculó que las capturas reales de *Thunnus thynnus* podrían haber alcanzado el nivel de 61.000 t en 2007, lo cual contrasta mucho con el cupo de 29.500 t para ese año. No obstante, las comparaciones deberían realizarse con cautela dado que los datos para 2007 incluyen algunos ejemplares capturados en 2006 y engordados en granjas, y la información comercial se refiere a pescado elaborado. La captura anual máxima recomendada por el SCRS de ICCAT para evitar el colapso y empezar a recuperar el stock en cuestión se situaba entre 8.500 y 15.000 t.

Para 2007, Japón notificó a ICCAT la importación de 32.356 t de atún rojo del Atlántico elaborado (Circulares 1951/07 y 500/08 de ICCAT), en contraste con el TAC de 29.500 t para ese año.

El atún rojo del Atlántico ha sido explotado durante muchos siglos; en la primera mitad del siglo XX se calcula que las capturas oscilaban entre 10.000 y 20.000 t anuales (Fonteneau, 2009). Ravier y Fromentin (2002) calcularon que las capturas históricas medias eran de unos 110.000 individuos/año ($\pm 50,000$), es decir, 15.000 t/año a principios del siglo XX.

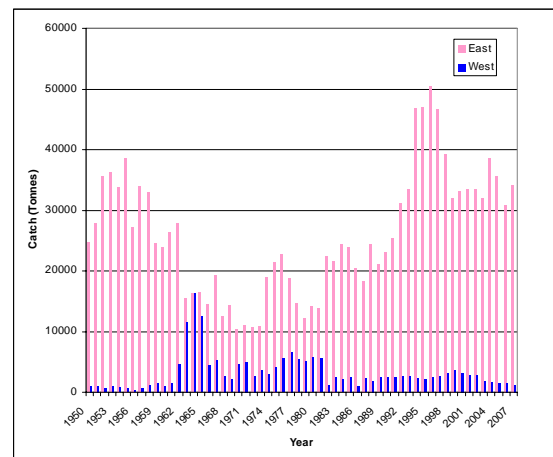


Figura: Producción total de las capturas (t) (Fuente: FAO Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service, 2009).

Es muy probable que se haya superado el TAC durante el período 1998–2007 y que las capturas se hayan situado en torno a las 50.000 t con un TAC de unas 30.000 t (Fromentin, 2009b).

Worm et al. (2009) consideran que la biomasa de *Thunnus thynnus* en 2007 representaba aproximadamente un tercio de la biomasa en equilibrio prevista cuando se explota al rendimiento máximo sostenible y que la tasa de capturas de 2007 era casi 10 veces mayor que el nivel previsto para dar lugar a un rendimiento máximo sostenible.

Un ejemplar de atún rojo del Atlántico fue vendido por 174.000 dólares USA en 2001 en el mercado de Tokio (Fromentin y Powers, 2005). A principios de 2010 se vendió un atún de 233 kg en la primera subasta del año en Japón por 177.000 dólares USA (The Times, 2010).

| Justificación | Información adicional |
|---------------|---|
| | Según los datos aportados en la Justificación, el peso aumenta aproximadamente en un 13% durante el período de engorde en las jaulas. |

Observaciones complementarias

Amenazas

La sobrepesca, incluyendo la captura accidental.

El atún rojo del Atlántico ha sido explotado en el Mediterráneo durante siglos (Fromentin y Ravier, 2005; Fromentin, 2009a).

Conservación, gestión y legislación

La gestión del atún rojo del Atlántico corre a cargo de ICCAT, establecida en 1966. En la reunión anual de ICCAT se adopta legislación sobre medidas de gestión que es vinculante para las 48 Partes contratantes. Todos los países del Mediterráneo que pescan la especie o la engordan en granjas son Partes contratantes.

Las recomendaciones formuladas por ICCAT serán aplicables a las Partes contratantes (ICCAT, 2007). Los Estados miembros de la UE son Partes contratantes a través de la adhesión de la Comunidad Europea en 1997.

Thunnus thynnus está incluido en el Anexo I de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, de 1982, como especie altamente migratoria (FAO Fisheries Department, 1994).

Los adultos muestran una gran tendencia a permanecer en las zonas de cría donde nacieron tanto en la población oriental como en la occidental (Block et al., 2005; Boustany et al., 2007; Carlsson et al. 2007; y Rooker et al., 2007), aunque existen pruebas de importantes desplazamientos transatlánticos (de este a oeste) que parecen depender del tamaño, con individuos de origen mediterráneo que se mezclan con la población occidental en el Atlántico de EEUU (Rooker et al., 2008). La especie presenta un comportamiento altamente migratorio y los desplazamientos transoceánicos están bien documentados (Mather et al., 1995; Turner y Powers, 1995; Block et al., 2005 y Rooker et al., 2006a). Todavía existe debate sobre la estructura poblacional de la especie y se debate si se trata de una población panmíctica, de dos stocks cuyas áreas de alimentación se solapan o de una metapoblación. Esta incógnita representa una de las mayores incertidumbres en la evaluación de stocks (Fromentin, 2009b).

Los grandes desplazamientos entre las áreas de alimentación y de desove a menudo da lugar a que la especie cruce los límites de áreas internacionales de gestión. Las tasas de intercambio muestran que las pesquerías de Thunnus thynnus parecen depender hasta cierto punto del reclutamiento de individuos procedentes del Mar Mediterráneo.

Medidas de gestión

Actualmente, ICCAT gestiona el atún rojo del Atlántico considerando que está formado por dos stocks, el stock occidental y el stock oriental, separados por el meridiano 45° Oeste. ICCAT ha establecido sistemáticamente cupos de captura

Medidas de gestión

ICCAT establece cupos para las pesquerías desde 1998. No obstante, el informe del SCRS de ICCAT (p. 75) señalaba en 2009 que "según el análisis del Comité, es

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>para el stock del Atlántico Oriental y el Mediterráneo por encima de los niveles recomendados por sus propios científicos (SCRS). La continua disminución poblacional del stock del Atlántico Oriental y el Mediterráneo demuestra el fracaso de las medidas de gestión adoptadas por ICCAT hasta la fecha.</p> <p>Stock oriental En 2006, los científicos advirtieron que los únicos escenarios que podrían atajar la disminución del stock y comenzar una recuperación son los que incluyen, entre otras medidas, la veda de la pesca en el Mediterráneo durante los meses de desove (mayo, junio y julio) y un TAC de 15.000 t o menos. Según las estimaciones del SCRS, las capturas superaron el TAC en un 56%. Sin embargo, en noviembre del mismo año, ICCAT adoptó en su sesión plenaria el primer "Plan de recuperación para el atún rojo en el Atlántico este y Mediterráneo" sin tener en cuenta ninguno de los requisitos esenciales para la recuperación del stock mencionados en la propuesta de inclusión de la especie en el Apéndice I. El TAC se fijó en 29.500 t para 2007, con una disminución gradual hasta 25.500 t en 2010 y sólo se estableció el cierre de la pesca durante un mes de la temporada de desove en vez de los tres meses recomendados.</p> <p>En julio de 2008, el SCRS realizó una nueva evaluación del stock del Atlántico Oriental y el Mediterráneo (SCRS, 2008a). Esta vez, el SCRS recomendó un TAC máximo entre 8.500 y 15.000 t y la prohibición de la pesca durante la temporada de desove (mayo, junio y julio). ICCAT estableció un TAC de 22.000 t, 19.950 t y 18.500 t para 2009, 2010 y 2011 respectivamente.</p> | <p><i>obvio que el TAC fue excedido durante una década y ha resultado muy poco eficaz a la hora de controlar las capturas totales" (ICCAT SCRS, 2009b).</i></p> <p>Stock oriental <i>Recomendación [08-05] de ICCAT (reemplazada en 2009):</i></p> <p><i>TAC</i> 2007: 29.500 t 2008: 28.500 t 2009: 22.000 t 2010: 19.950 t 2011: 18.500 t <i>Se han establecido vedas para distintas áreas y tipos de artes de pesca. Se prevé la creación de santuarios en el Mediterráneo.</i></p> <p><i>Se ha establecido una talla mínima de 30 kg excepto para los barcos de cebo vivo, los barcos curricaneros, las pesquerías artesanales, y para fines de engorde, para los cuales se aplica una talla mínima de 8 kg.</i></p> <p><i>En 2009, el TAC para 2010 se redujo a 13.500 t, con una reducción de la temporada de pesca y otras medidas de gestión más estrictas. Los TAC para los próximos años serán determinados sobre la base de las evaluaciones de stocks realizadas por el SCRS en 2010 (ICCAT Secretariat, 2009). Entre otras medidas se incluyen los ajustes de la capacidad de pesca, la obligación de presentar informes, medidas relativos a las actividades de engorde y medidas de cumplimiento para las Partes contratantes. Es la primera vez que el TAC fijado por ICCAT se encuentra dentro del rango de las recomendaciones del SCRS, después de fijar un TAC muy superior a las recomendaciones del SCRS durante más de 10 años.</i></p> <p>Stock occidental <i>Recomendación [08-04] de ICCAT:</i> TAC incluyendo los descartes muertos: 1.900 t en 2009 y 1.800 t en 2010. Los TAC para los próximos años serán determinados sobre la base de las evaluaciones de stocks realizadas por el SCRS en 2010. En la reunión de ICCAT en 2009 no se modificaron los límites de capturas (ICCAT Secretariat, 2009). La talla mínima de captura es un peso de 30 kg o una longitud a la horquilla de 115 cm. No se permite la pesca dirigida en las zonas de desove, tales como el Golfo de México.</p> <p><i>A pesar de la existencia de una reglamentación estricta para las pesquerías en el Atlántico Occidental desde hace más de 20 años, las estimaciones poblacionales están muy por debajo de los niveles de referencia (SCRS, 2003; 2006) (Rooker, 2007). La disparidad entre el tamaño de la población oriental y occidental y la</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

disminución continuada del stock occidental indican que se necesita una mayor protección para garantizar la sostenibilidad del componente occidental, de menor tamaño (Rooker, 2008).

Especies similares

Las especies de atún son muy comercializadas a escala internacional. Entre estas especies se incluyen *Thunnus orientalis* (atún rojo del Pacífico o atún aleta azul del Pacífico), *Thunnus maccoyii* (atún rojo del Sur), *Thunnus obesus* (patudo o atún de ojo grande), *Thunnus albacares* (atún claro, rabil o atún de aleta amarilla), *Thunnus alalunga* (atún blanco, bonito del norte o albacora) y *Katsuwonus pelamis* (listado o bonito de vientre rayado) Morfológicamente, las tres especies de atún rojo (*Thunnus thynnus*, *Thunnus orientalis* y *Thunnus maccoyii*) tienen un aspecto similar, sobre todo las dos primeras. Los ejemplares adultos de atún rojo son fáciles de distinguir de los de *Thunnus obesus*, *Thunnus albacares*, *Thunnus alalunga* y *Katsuwonus pelamis* a partir de sus caracteres externos (forma del cuerpo y otros parámetros morfométricos, características de las aletas, etc.).

En el comercio, estas especies se presentan de distintas formas: pescado eviscerado y sin agallas o elaborado en forma de lomo y ventresca, por ejemplo. Todos estos productos se comercializan frescos/refrigerados o congelados. Una vez que se han transformado en lomo o ventresca, es muy difícil o incluso imposible distinguir entre las tres especies de atún rojo (*Thunnus thynnus*, *Thunnus orientalis* y *Thunnus maccoyii*) mediante una inspección visual.

Las técnicas genéticas constituyen herramientas precisas para distinguir entre el atún rojo del Atlántico y cualquier otra especie de atún y se pueden aplicar a tejidos procedentes de individuos enteros frescos o congelados, fragmentos de aletas o incluso tejido secos y larvas.

*La Comisión para la Conservación del Atún Rojo del Sur (CCSBT, por sus siglas en inglés) establece la obligación de marcar los productos de atún rojo del sur en el comercio para evitar problemas de semejanza con la especie (Sant, 2009). Se han desarrollado técnicas de ADN para distinguir entre *Thunnus thynnus* y *Thunnus orientalis* (atún rojo del sur) (Lowenstein et al., 2009).*

Cría en cautividad/reproducción artificial

Stock oriental

La mayor parte de los atunes capturados por las embarcaciones industriales de cerco en el Mediterráneo se transportan vivos a jaulas para su engorde (normalmente durante unos cuantos meses). Aunque, según los parámetros de la FAO, esta actividad se considera acuicultura basada en la captura de ejemplares silvestres, no implica la cría en cautividad de los animales.

La capacidad de producción de las granjas aumentó bruscamente de unos pocos cientos de toneladas en 1997 a 30.000 t en 2003 (WWF, 2006) y alrededor de

Stock oriental

La Figura 2 muestra los datos de la FAO sobre la producción de la “acuicultura” (cría/engorde) de atún rojo. Según la definición de CITES, no se trata de cría en cautividad propiamente dicha, ya que consiste en la captura de ejemplares en redes de cerco para engordarlos en jaulas durante un período de seis a ocho meses. El atún procedente de las granjas de engorde tienen un mayor contenido en grasa y por lo tanto es más apreciado en el mercado.

Justificación

64.000 t en 2008, lo que representa aproximadamente entre 51.000 y 57.000 t de peso total de peces (grandes) en el momento de la captura (SCRS, 2008a).

Tal como se ha indicado más arriba, la capacidad de las granjas de engorde en el Mediterráneo es de unas 64.000 t según los cálculos del SCRS (SCRS, 2008a).

Stock occidental

Actualmente no se extraen ejemplares del stock occidental para el engorde en granjas, la cría en cautividad o la reproducción artificial.

Una especie similar, el atún rojo del Pacífico (*Thunnus orientalis*) es objeto de una verdadera cría en cautividad de ciclo cerrado en Japón, donde la pequeña producción se está introduciendo en el mercado local con el nombre de "kindai". El proyecto SELFDOTT, financiado por la Unión Europea, investiga actualmente la cría en cautividad del atún rojo del Atlántico.

Información adicional

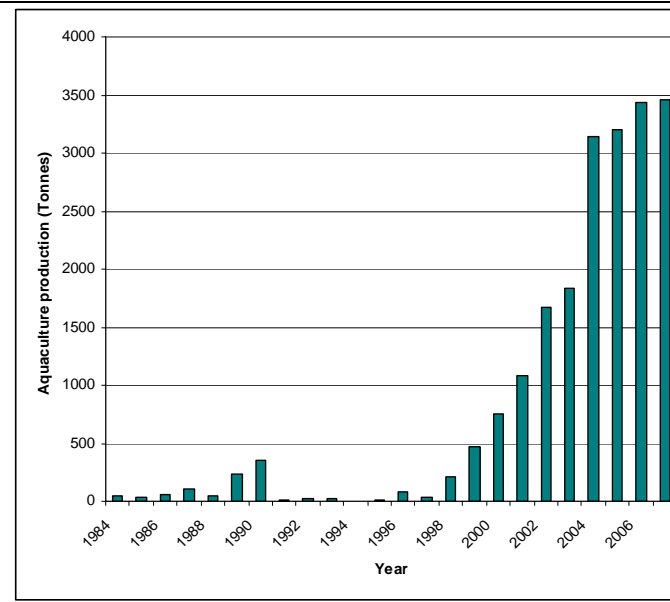


Figura 2: Producción de la acuicultura de atún rojo entre 1964 y 2009 Fuente: FAO Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service. 2009.

Según los datos aportados en la Justificación, el peso aumenta aproximadamente en un 13% durante el período de engorde en las jaulas.

Siguen existiendo muchos problemas relativos al desarrollo de una verdadera acuicultura de *Thunnus thynnus* y si consigue tener éxito serán necesarios al menos entre 10 y 20 años de investigación intensiva (Fromentin, 2009b).

Una iniciativa australiana llamada Clean Seas también realiza el engorde de atún rojo del sur.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Comentarios adicionales

La inclusión en el Apéndice I iría acompañada de una Resolución de la Conferencia que daría poder al Comité de Fauna de CITES para evaluar la situación del stock del Atlántico Oriental y el Mediterráneo y del stock del Atlántico Occidental de *Thunnus thynnus* a la luz de cualquier acción llevada a cabo por ICCAT y, en caso necesario, solicitar al Gobierno Depositario (Suiza) la presentación de una propuesta a una CdP subsiguiente para la transferencia de la especie al Apéndice II o su eliminación de los Apéndices. La decisión a este efecto del Comité de Fauna requiere solamente la mayoría simple de los miembros del Comité y las CdPs tienen una tasa de aceptación elevada para propuestas presentadas por el Gobierno Depositario cuando son solicitadas por el Comité correspondiente de CITES.

Esto parece no ser conforme al Anexo 4 A 1 de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14), que establece que "ninguna especie incluida en el Apéndice I será retirada de los Apéndices, a menos que haya sido transferida antes al Apéndice II, y todo impacto ocasionado por el comercio de la especie se haya supervisado durante por lo menos dos intervalos entre reuniones de la Conferencia de las Partes".

*Basándose en datos procedentes de almadrabas durante largos períodos de tiempo, Ravier y Fromentin (2001) mostraron que la población oriental de *T. thynnus* ha experimentado fluctuaciones en un período de 100–120 años y variaciones cíclicas de unos 20 años de duración.*

Evaluadores:

B. Block, B. Collette, J-M, Fromentin, TRAFFIC Oceania.

Inclusión de *Dynastes satanas* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Estado Plurinacional de Bolivia.

Resumen: *Dynastes satanas* es un escarabajo negro de gran tamaño que sólo se encuentra en los distritos de La Paz y Cochabamba en Bolivia, en un área total que abarca unos 1.000 km², según los informes. Se trata de una de las varias especies de escarabajos de la subfamilia Dynastinae, en la familia Scarabeidae. Los machos tienen un “cuerno” torácico de gran tamaño y pueden alcanzar una longitud de 115 mm. Se conoce poco sobre la biología de la especie. Las hembras ponen entre 25 y 40 huevos y los ejemplares pasan por tres estadios larvarios seguidos por una fase pupal, con una duración de unos dos años antes de alcanzar la edad adulta. Se desconoce la longevidad de los ejemplares adultos en el medio silvestre, y en cautividad se piensa que los ejemplares pueden vivir unos nueve meses.

Aunque no se han publicado estimaciones poblacionales sobre *Dynastes satanas* y se desconoce su área de distribución, se piensa que la especie ha sufrido la pérdida de hábitat provocada por la colonización humana, la deforestación y el desarrollo agrícola.

Está claro que *Dynastes satanas* es objeto de demanda en Europa, Estados Unidos y algunas partes de Asia (sobre todo Japón) para el comercio de mascotas, la utilización en luchas de escarabajos y como objeto de colección. Se ofrecen individuos a la venta en Internet, incluyendo larvas y adultos secos o vivos, pudiendo alcanzar precios elevados (hasta 220 dólares USA para un macho adulto vivo). Según los informes, las comunidades locales en La Paz recolectan ejemplares de esta especie y de *Dynastes hercules*, una especie muy emparentada, para la exportación en el comercio internacional de mascotas. En los últimos años, se han realizado varias incautaciones de ejemplares de *D. satanas* y se han documentado solicitudes para el suministro de ejemplares silvestres de la especie desde Bolivia. No se dispone de muchos más datos sobre el comercio, aunque la base de datos sobre comercio (LEMIS) del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EEUU (*US Fish and Wildlife Service*) documentó un pequeño volumen de comercio de especímenes muertos de *Dynastes* desde Bolivia entre 2000 y 2007 de los cuales es probable que algunos fueran de *D. satanas*.

El impacto de la extracción para el comercio es incierto, aunque las comunidades implicadas en la extracción manifiestan que en los últimos cinco o seis años se ha producido una disminución en el número de ejemplares de *Dynastes satanas* que se obtienen, a pesar del aumento del esfuerzo de búsqueda.

La especie está protegida en Bolivia, por lo que el comercio es ilícito. Existen proyectos piloto en curso para el uso sostenible de *Dynastes satanas*.

Análisis: No existe suficiente información para determinar si *Dynastes satanas* cumple los criterios para la inclusión en el Apéndice II. Aunque la especie tiene un área de distribución relativamente limitada, en la cual es probable que se vea afectada por una pérdida continuada de hábitat, no se dispone de información sobre densidades poblacionales ni tendencias globales de la población. Existe información anecdótica sobre disminuciones en la tasa de capturas en zonas donde la especie es recolectada (ilegalmente) para el comercio pero no está clara la magnitud de dichas disminuciones y tampoco si la extracción para el comercio tiene un impacto considerable sobre la población.

| Justificación | Información adicional |
|------------------------------------|-----------------------|
| <u>Taxonomía</u> | |
| | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| | |
| Bolivia. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| | |
| No evaluado. | |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

Dynastes satanas es endémico de los Yungas o bosques húmedos siempre verdes en el departamento de La Paz (localidades de Zongo, Suapi, Chairó, Pacallo, Charobamba, Coroico Viejo, Yolosa, Santo Domingo, Florida, Villa Aspiazu Chojlla, Chulumani, Irupana, Apa Apa y San Juan de la Miel) y Yungas del Chapare en el departamento de Cochabamba (Bolivia).

Se encuentra a altitudes entre 900 y 2.000 m en un rango de temperaturas entre 7° y 24°C, con una precipitación media anual entre 1.500 y 6.000 mm.

El mapa aportado en la Justificación que indica la ubicación geográfica del área de distribución de la especie muestra un área relativamente extensa de poco más de 1.000 km²; no está claro si se piensa que la especie está presente en toda el área o no.

Según Ledezma (2009), *Dynastes satanas* se encuentra en Cañadón, Cristal Mayu y Sehuencas en el departamento de Cochabamba (Bolivia).

Lachaume (1985) documentó la mayor altitud para la especie en 2.300 m.

No se encontró información sobre el tamaño total de la población o las tasas de disminución poblacional.

B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

Según los habitantes de la zona, las poblaciones de *Dynastes satanas* se han reducido mucho a lo largo del tiempo.

Según la propuesta, Vidaurre y Guerra (2008) capturaron entre 500 y 600 individuos utilizando trampas de luz en cinco noches en una localidad en la provincia de Nor Yungas de La Paz.

Dynastes satanas es popular por su tamaño, cuernos y atractivo, y también porque es inofensivo para el hombre. Estas características hacen que exista demanda del mismo como mascota y que se utilice para exhibiciones de lucha. A partir de los datos obtenidos en búsquedas en Internet, la Justificación indica que el comercio

No se han encontrado estimaciones poblacionales en la bibliografía. Sin embargo, como se menciona en la Justificación, Vidaurre y Guerra (2008) intentaron realizar una estimación del tamaño de la población de *Dynastes satanas* en Coroico Viejo y Santo Domingo en la provincia de Nor Yungas, en La Paz. Aunque se colocaron trampas de luz 11 horas por noche durante cinco noches consecutivas, no se capturó ningún espécimen (en vez de 500-600 especímenes); se pensó que esto se debía a que el estudio fue realizado la primera semana de junio, cuando los escarabajos no vuelan y por lo tanto son difíciles de capturar (Vidaurre, 2009).

Búsquedas realizadas en Internet muestran que es posible obtener ejemplares de *Dynastes satanas* a través de Internet, ya sean adultos, larvas, especímenes secos

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>representa una importante amenaza para <i>D. satanas</i> y que existe una gran demanda internacional de la especie, lo cual fomenta que los habitantes de la región participen en la recolección ilegal de ejemplares. En la Justificación también se indica que se extraen ejemplares adultos del medio silvestre.</p> | <p>(para exhibición) o vivos. Los precios oscilan entre unos 40-65 Euros/larva, 120-375 dólares USA/adulto y 300-475 dólares USA/pareja. Los precios varían dependiendo del tamaño y sexo de los ejemplares, siendo los más apreciados los machos de gran tamaño. Los precios son más altos para <i>D. satanas</i> que para <i>D. hercules</i>, lo que implica que <i>D. satanas</i> es más escaso y más valorado. Se dice que los coleccionistas (tanto adultos como niños) que quieren una mascota prefieren a <i>D. satanas</i> porque esta especie no es ruidosa ni complicada de alimentar y no desprende un fuerte olor (Jemio, 2007), mientras que los que quieren utilizar a los escarabajos para hacerlos luchar prefieren a <i>D. hercules</i>, de mayor tamaño (Quispe, 2009).</p> <p>Aunque en la mayoría de los sitios Web consultados no se especificaba el origen de los escarabajos, en un sitio Web se anunciaban especímenes silvestres a la venta (7 machos y 11 hembras) y en otro se anunciaban especímenes de Cochabamba, (Bolivia), donde <i>D. satanas</i> es endémico, al parecer por el mismo proveedor. Jemio (2007) manifestó que es posible obtener ejemplares de <i>D. satanas</i> a través de Internet por 100 dólares USA, mientras que Quispe (2009) y Anón. (2009) indican que la especie puede alcanzar el precio de 350 dólares USA (sin mencionar el origen de los especímenes). También se ha señalado que durante los años 1980, los ejemplares de <i>D. satanas</i> alcanzaban precios de hasta 1.000 dólares USA/unidad, pero que ahora son más baratos porque se está extrayendo un gran número de ellos del medio silvestre para exportarlos en el comercio internacional (Ledezma et al., 2007). Los anuncios de demanda de ejemplares observados eran principalmente de personas residentes en Asia, Estados Unidos y Europa; según Vidaurre (2009), los ejemplares silvestres de <i>D. satanas</i> se suelen exportar ilegalmente a Japón y Francia.</p> <p>El sistema de registro de datos del Servicio de Pesca y Vida Silvestre (Fish and Wildlife Service) de EEUU (LEMIS), que contiene información sobre importaciones y exportaciones (incluyendo reexportaciones) del país sólo muestra tres importaciones de <i>Dynastes</i> procedentes de Bolivia durante el período 2000-2007. Entre éstos se incluyen un envío de 16 especímenes silvestres a Chile en 2000 (sin especificar la finalidad) y dos envíos de cinco especímenes criados en granjas importados por Japón, uno en 2004 y otro en 2005 (con finalidad comercial). Todos los especímenes eran "cadáveres" y dado que no fueron identificados a nivel de especie, podría haberse tratado de <i>D. satanas</i> o <i>D. hercules</i>, ya que ambos habitan en Bolivia.</p> <p>Según Moore (2006) y Guerra (2005), para proporcionar ejemplares de <i>D. satanas</i> a los coleccionistas, varios aficionados a los insectos están criando la especie en cautividad en Japón. La cría de escarabajos exóticos se ha hecho cada vez más popular en Japón en los últimos años y se dice que el número de criadores está en aumento (Kameoka y Kiyono, 2003). Sin embargo, un estudio realizado por TRAFFIC no reveló casos de ejemplares de <i>D. satanas</i> a la venta, aunque sí que se encontraron otras cuatro especies de <i>Dynastes</i> a la venta (una de las cuales era <i>D. hercules</i> procedente de Bolivia) (Kameoka y Kiyono, 2003).</p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>En diciembre de 2006, dos ciudadanos japoneses solicitaron recolectar 200 ejemplares de <i>Dynastes satanas</i> para transportarlos a la ciudad de Osaka (Japón). Las autoridades de Bolivia denegaron el permiso. En 2007, Hosogushi Masatsugu, un ciudadano japonés, intentó transportar 423 escarabajos ilegalmente desde Bolivia pero éstos fueron incautados en Ecuador; de éstos, 211 fueron repatriados a Bolivia más tarde y forman parte de un proyecto piloto comunitario en la provincia de Nor Yungas. En la Justificación también se describe la denuncia de ejemplares de <i>D. satanas</i> transportados desde la localidad de Coroico a la ciudad de La Paz y posteriormente con destino desconocido.</p> | <p><i>De los 423 especímenes incautados en 2007 y los 211 repatriados a Bolivia, no se sabe cuántos eran de Dynastes hercules y cuántos eran de D. satanas. Los que murieron se conservaron y se encuentran en Ecuador (Quispe, 2009).</i></p> <p><i>Un informe de TRAFFIC (2008) explica que un "personaje importante del mundo del coleccionismo ilegal de mariposas" fue detenido en 2007 por introducir varios especímenes por contrabando en Los Ángeles, incluyendo ejemplares de D. satanas.</i></p> <p><i>También se ha documentado una solicitud realizada por un comerciante para la exportación de 70 ejemplares de Dynastes satanas desde Bolivia con finalidad comercial (Ledezma et al., 2007).</i></p> <p><i>Según Ledezma et al. (2007), los recolectores locales reciben aproximadamente 15 bolivianos (2,14 dólares USA) por un ejemplar de Dynastes satanas, aunque según otra fuente la población puede obtener hasta 300 bolivianos (más de 40 dólares USA) por pareja (Jemio, 2007). Los ingresos de la venta de los escarabajos se utilizan como complemento de una fuente principal de ingresos, principalmente la agricultura. Dado que los ejemplares de mayor tamaño son más apreciados, los recolectores suelen mantenerlos en su casa hasta tres meses para engordarlos y así obtener un mayor precio (Vidaurre, 2009).</i></p> <p><i>Los habitantes de la comunidad de Santa Rosa en La Paz que llevan muchos años recolectando escarabajos del medio silvestre dicen que hace ocho años podían recolectar 150 ejemplares al mes pero ahora sólo consiguen encontrar 70. Estos datos se refieren a Dynastes satanas y D. hercules (Anón., 2009).</i></p> <p><i>Las entrevistas a los habitantes de Coroico Viejo y Santo Domingo en la provincia de Nor Yungas (La Paz) revelaron que éstos recolectan 250 parejas de Dynastes satanas por año (en cuatro meses, de febrero a mayo). No obstante, estaban todos de acuerdo en que el número de especímenes obtenidos había disminuido en los últimos cinco o seis años pese a haberse multiplicado por tres el esfuerzo de búsqueda y al aumento del número de familias que participaban en la actividad (Vidaurre y Guerra, 2008; Vidaurre, 2009). En Coroico Viejo, el 31,4% de las familias participaban en la recolección y venta de D. satanas; de éstas, el 73% llevaba entre tres y cinco años realizando esta actividad y el 27% llevaba entre siete y ocho años realizándola. En Santo Domingo, sólo una familia estaba implicada en la recolección y venta de D. satanas y llevaba siete u ocho años realizando la actividad. Todos los que se dedicaban a la recolección de escarabajos eran de la zona y todas las familias dijeron que recolectaban ejemplares entre febrero y abril y a veces en mayo. Sólo tres familias utilizaban trampas de luz para capturar a los especímenes, mientras que las otras familias utilizaban luces en el exterior de su casa para atraer y capturar a los escarabajos.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p><i>D. satanas</i> pone entre 25 y 40 huevos. El ciclo de huevo dura unos dos meses y los estadios larvarios tienen una duración de entre un año y medio y dos años hasta alcanzar el estado pupal. La pupa se transforma en adulto en unos dos meses.</p> | <p>La información obtenida a través de los traficantes indica que <i>D. satanas</i> puede vivir unos nueve meses en cautividad (Vidaurre, 2009). No se pudo obtener más información sobre la biología a partir de la bibliografía o de la consulta a expertos.</p> |

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices

Observaciones complementarias

Amenazas

En Bolivia se ha producido una considerable deforestación debida a la ampliación de la frontera agrícola en las últimas décadas. Según la propuesta, se deduce que *Dynastes satanas* se puede encontrar en zonas donde la vegetación ha sido bastante alterada. La conversión de los bosques en plantaciones de coca y frutales, la roza y quema y la erosión del suelo provocada por dichas prácticas han provocado una importante pérdida de hábitat para la especie.

Especies similares

En la Justificación se mencionan varias especies, tales como *Dynastes granti* (que habita en Arizona, EEUU), *Dynastes hercules* (que habita en Centroamérica y Sudamérica), *Dynastes hyllus* (que habita en México, Belice, El Salvador, Honduras, Guatemala y Nicaragua), *Dynastes maya* (que habita en México y Guatemala), *Dynastes miyashitai* (que habita en México), *Dynastes neptunus* (que habita en Colombia) y *Dynastes tityus* (que habita en EEUU).

De las especies enumeradas en la Justificación, sólo *Dynastes hercules* se encuentra en Bolivia. *D. hercules* es mucho más grande que *D. satanas* y los machos de *D. hercules* tienen los élitros de color verde oliváceo con motas marrones, mientras que los de *D. satanas* son completamente negros y por lo tanto deberían ser fáciles de distinguir.

Conservación, gestión y legislación

No existen leyes internacionales para la protección de la especie. No obstante, el comercio de *Dynastes satanas* es ilegal en Bolivia y la Autoridad Ambiental Competente Nacional es responsable de los controles nacionales, en coordinación con las instancias descentralizadas y otros organismos encargados de las especies silvestres. Existen varias leyes y organismos de control/aplicación de la ley para la

El proyecto comunitario de Santa Rosa empezó en 2008 y se está llevando a cabo con 32 familias que pretenden conservar la especie *Dynastes satanas*. Tienen previsto criar y vender escarabajos vivos y elaborar recuerdos para turistas con escarabajos tales como llaveros con escarabajos incrustados en resina, etc. (Anón., 2009).

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>protección de las especies. Entre las principales disposiciones jurídicas actuales se incluyen los <i>Decretos Supremos 22641 y 25458</i>, que prohíben la recolección y el acondicionamiento de fauna silvestre a no ser que su uso sea sostenible. El uso sostenible de una especie se establece a partir de planes de gestión y estudios o inventarios por grupos taxonómicos que determinen que el aprovechamiento es factible y establezcan cupos por períodos de dos años. La investigación científica también es controlada a partir de una resolución (nº 024).</p> <p>En la actualidad no existe ningún plan de gestión sostenible para <i>Dynastes satanas</i>, aunque existen proyectos piloto comunitarios para el uso sostenible de la especie. El objetivo de estos proyectos es promover la cría en cautividad de la especie y garantizar la conservación de los ejemplares silvestres.</p> | |
| <p><u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u></p> | |
| <p>Como se indica más arriba, es posible que se establezcan programas de cría en cautividad si los proyectos comunitarios se aplican en su totalidad.</p> | <p><u>Comentarios adicionales</u></p> |

Evaluadores:

J. Ledezma, B. Ratcliffe, T. V. Sanchez.

Inclusión de Coralliidae spp. en el Apéndice II con la siguiente anotación: “La entrada en vigor de la inclusión de las especies en la familia Coralliidae en el Apéndice II de la CITES se aplazará 18 meses para permitir a las Partes resolver las cuestiones técnicas y administrativas conexas”.

Autores de la propuesta: Suecia, en nombre de los Estados miembros de la Comunidad Europea, y Estados Unidos de América.

Resumen: La familia Coralliidae es un grupo de unas 31 especies de octocorales que se distribuyen por todo el mundo. Se trata de especies bentónicas que se alimentan de partículas en suspensión y crecen a profundidades entre 7 y 1.500 m. Forman parte del valioso grupo de los corales preciosos, aunque muchas especies tienen poblaciones demasiado pequeñas o dispersas como para ser explotadas comercialmente. Entre las especies que tienen un uso comercial figuran *Corallium rubrum* en el Mediterráneo y el Atlántico Nororiental y varias especies en el Pacífico Noroccidental. El color del esqueleto de las distintas especies oscila entre el blanco y el rojo intenso, incluyendo distintos tonos de rosa y naranja, y los productos se utilizan mucho para la elaboración de joyas y objetos artísticos. Muchas especies, sobre todo las que habitan en aguas profundas, son de crecimiento lento y longevas, lo que las hace particularmente vulnerables a la sobreexplotación. *C. rubrum*, que habita a profundidades desde 7 a 300 m, alcanza la madurez sexual con relativa rapidez y ha sido muy explotado durante muchos años en varias áreas del Mediterráneo Occidental. En los últimos años, las poblaciones han disminuido drásticamente en su tamaño, edad y rendimiento reproductivo y la explotación comercial de algunas poblaciones ya no es viable. Estudios genéticos de *C. rubrum* y algunas especies del Pacífico han demostrado un aislamiento considerable entre algunas poblaciones y una importante deficiencia de heterocigotos en algunas especies pero no en otras.

Según los datos comerciales, los mayores productores de *Corallium rubrum* en el período 1967–2006 fueron Italia, España y Túnez, con cantidades menores obtenidas en Albania, Argelia, Croacia, Francia, Grecia y Marruecos. En el pasado, la extracción de *C. rubrum* y otras especies se realizaba dragando el fondo marino, lo cual destruyó grandes extensiones de hábitat, pero este método ha sido sustituido en gran medida por otros más selectivos y menos destructivos. Las especies explotadas comercialmente en el Pacífico se encuentran principalmente en Japón, Taiwan (Provincia de China), Estados Unidos y en montañas submarinas en aguas internacionales. Los datos sobre comercio indican que las especies más importantes son *Corallium secundum*, *C. elatius* y *Paracorallium japonicum*, además de *C. konjoi* en cantidades muy pequeñas. También se han comercializado grandes cantidades de una especie indeterminada, declarada con el nombre de “Midway deep coral” (en inglés), aunque sin información taxonómica no es posible establecer con certeza que el taxón pertenece a la familia Coralliidae. Tras el descubrimiento de poblaciones comercialmente viables, las especies del Pacífico han sido objeto de una rápida explotación que ha provocado el agotamiento del recurso. Aunque las poblaciones han mostrado indicios de una cierta recuperación una vez que ha cesado la extracción, no se han recuperado del todo incluso después de varios años. La mayoría de los productos comercializados son cuentas trabajadas, tradicionalmente elaboradas en Italia y exportadas a otros países, aunque en tiempos más recientes también se han empezado a elaborar en países asiáticos. Estados Unidos es el principal importador de productos de Coralliidae e importa millones de piezas trabajadas y sin trabajar. La extracción ilegal de coral solía ser un problema en las aguas territoriales de EEUU y según los informes es cada vez más frecuente en aguas españolas. La principal amenaza para la familia Coralliidae es la extracción excesiva, aunque existen amenazas antropogénicas secundarias tales como la contaminación, la sedimentación en el Mediterráneo y la captura accidental y la degradación del hábitat, asociadas a la pesca con palangre y la pesca de arrastre en el Pacífico. El cambio climático también puede representar una amenaza adicional; se ha afirmado que las poblaciones densas y poco longevas con una tasa de recambio elevada son más susceptibles de sufrir una mortalidad en masa cuando la presión pesquera se combina con el cambio climático global (sobre todo las anomalías en la temperatura). Las mortalidades en masa también se han relacionado con enfermedades.

La extracción de *Corallium rubrum* está regulada en la mayoría de los países. Las especies del Pacífico están reguladas en las Islas de Hawai, otras áreas bajo la jurisdicción de EEUU, Japón y Taiwan (Provincia de China). En la actualidad, la familia Coralliidae no está gestionada por ninguna organización de pesca. Las especies *C. elatius*, *C. (= Paracorallium) japonicum*, *C. konjoi* [sic] y *C. secundum* fueron incluidas en el Apéndice III por China; la inclusión entró en vigor a partir del 1 de julio de 2008. Actualmente no existen programas de cría en cautividad o reproducción artificial para la familia Coralliidae.

Análisis: El coral derivado de las especies de Coralliidae es un valioso producto que se comercializa en grandes cantidades. Las poblaciones de distintas especies de Coralliidae, sobre todo en el Mediterráneo, el Atlántico Nororiental y el Pacífico Noroccidental, han sido explotadas por su coral, la mayor parte del cual está destinado al comercio internacional. La explotación ha sido intensiva en muchos casos y en los últimos años algunas poblaciones han mostrado disminuciones muy pronunciadas en su tamaño, edad y rendimiento reproductivo.

No obstante, siguen existiendo importantes incógnitas acerca del impacto de la extracción para el comercio internacional sobre las especies de Coralliidae, particularmente en el caso de las especies del Pacífico. Por ejemplo, se desconocen los aspectos siguientes: la proporción de cada especie que no es accesible para la extracción y cómo esta proporción podría cambiar en el futuro con las nuevas tecnologías; la proporción de poblaciones accesibles que no son explotadas (porque no es económicamente viable o por la aplicación de controles sobre la extracción); el índice de recuperación de las poblaciones explotadas y hasta qué punto las especies son capaces de recolonizar algunas zonas; la edad de primera reproducción de las colonias comparada con la edad a la cual son explotadas; el impacto de otros factores, tales como la sedimentación, la contaminación y la captura accidental, sobre las poblaciones de Coralliidae; y en algunos casos, la identidad de las especies comercializadas. Dadas estas incógnitas, no es posible establecer con certeza si la mayoría de las especies de Coralliidae cumplen los criterios para la inclusión en el Apéndice II con arreglo a la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*.

Aunque se conoce bastante más sobre *Corallium rubrum* que sobre otras especies de Coralliidae, incluso en este caso es difícil aplicar los criterios de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)* para la inclusión en el Apéndice II de forma clara, principalmente porque es obvio que éstos no fueron formulados pensando en organismos coloniales marinos con una amplia distribución. Al intentar evaluar a la especie con respecto a los criterios, se podría argumentar que se debería tener en cuenta la “aplicación de la disminución a especies acuáticas objeto de explotación comercial” explicada en la nota al pie en el Anexo 5. En realidad, la terminología utilizada en la nota procede de la biología de pesquerías convencional y su gestión, que sólo se puede aplicar de forma coherente a los stocks de pesca convencionales. Incluso se podría argumentar que dicha nota es incluso menos relevante en el caso de la familia Coralliidae que los criterios y directrices generales incluidos en la Resolución. Aplicando los criterios tal como están establecidos en el Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*, se plantean dos cuestiones: la primera es si es preciso reglamentar el comercio (a través de la inclusión en el Apéndice II) para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo (Anexo 2a A); la segunda es si es preciso reglamentar el comercio para garantizar que la recolección de especímenes del medio silvestre no reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada por la continua recolección u otros factores (Anexo 2a B).

La primera cuestión debe ser evaluada utilizando los criterios relativos al Apéndice I. Está claro que la especie no tiene una población pequeña ni un área de distribución restringida, y no se prevé que eso ocurra en un futuro próximo. En cuanto a una disminución poblacional observada o prevista, si por tamaño poblacional se entiende el número de colonias, es poco probable que la especie haya experimentado una disminución reciente pronunciada o lo experimente en un futuro próximo: según los expertos, en la mayoría de los casos, la explotación tiene el efecto de reducir el tamaño medio de las colonias (a veces de forma drástica) y no el número de colonias. No obstante, si se argumentara que el número total de pólipos individuales refleja mejor el tamaño de la población, la masa o peso total de la población podría ser una medida más adecuada. En este caso, dado que el tamaño medio de las colonias ha disminuido en las zonas explotadas, es posible que el tamaño de la población global de la especie haya experimentado una disminución acentuada (lo cual ha ocurrido a escala local). La explotación del coral se está realizando en aguas cada vez más profundas, donde las colonias suelen ser más grandes pero están más dispersas, por lo que se puede prever que continúe la disminución. No obstante, siguen existiendo importantes incógnitas, dado que, como ocurre con otras especies de Coralliidae, se conoce muy poco la biomasa total de las colonias de las aguas más profundas y su tasa actual de explotación. Debido a esta falta de información, no es posible afirmar si la magnitud global de la disminución de la especie (medida por la biomasa) se acerca al concepto de “acentuada” o no. La interpretación se complica aún más ya que no existe una definición generalmente aceptada de intervalo generacional para la especie ni es probable que llegue a haber acuerdo al respecto, aunque se puede suponer que es mayor que la edad de madurez sexual más temprana documentada (siete años). El gran valor de la especie por unidad en el comercio internacional parece indicar que existe un incentivo para explotar (y diezmar) cualquier población accesible.

En cuanto al segundo criterio, se ha argumentado que la reducción en el tamaño medio de las colonias debido a la extracción comercial reduce el potencial reproductivo de las colonias y las hace más susceptibles de ser destruidas por otras amenazas. No existen pruebas sólidas que indiquen la probabilidad de que la extracción comercial llegue a representar una amenaza para la supervivencia de la especie. No se ha establecido ninguna relación clara entre las tasas de reclutamiento (en contraposición con el potencial de reclutamiento) y el tamaño de la colonia o la producción absoluta de larvas, y tampoco se ha demostrado que las colonias pequeñas o con menores densidades poblacionales sean intrínsecamente más vulnerables a la extinción. La especie tiene una amplia distribución y al menos algunas poblaciones tienen una gran probabilidad de seguir siendo inaccesibles a la explotación o económicamente inviables para la explotación, aparte de estar alejadas de otras influencias antropogénicas directas. Esto significa que por sus propias características biológicas es improbable que la especie se llegue a extinguir, a no ser que se produzcan cambios ambientales catastróficos y generalizados en toda su área de distribución.

En conclusión, es posible pero en absoluto seguro que *Corallium rubrum* cumpla los criterios para la inclusión en el Apéndice II atendiendo a que es preciso reglamentar el comercio para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I, aplicando el criterio relativo a la disminución (para la inclusión en el Apéndice I) a la masa global de la especie en vez del número de colonias, suponiendo un intervalo generacional largo para la especie y también que las colonias inaccesibles de las aguas más profundas no representan una proporción importante de la masa global reciente de la especie en su conjunto. La especie no parece cumplir ningún otro criterio para la inclusión en el Apéndice II.

En la forma en que se comercializan, las especies de Coralliidae se parecen entre sí y probablemente no sea posible identificar a todos los especímenes comercializados a nivel de especie. Por lo tanto, la inclusión de algunas especies en los Apéndices y no todas podría ocasionar problemas de aplicación.

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| Taxonomía | |
| <p>En revisiones taxonómicas recientes se divide la familia Coralliidae en dos géneros: <i>Corallium</i> y <i>Paracorallium</i>. Actualmente existen 31 especies reconocidas, además de varias especies no descritas y una que recibe el nombre de “<i>Corallium</i> sp. nov. Midway deep coral” (en inglés). Hay que señalar que aún no se ha aclarado la taxonomía de este coral no descrito y que existen indicios de que “Midway coral” se refiera a varias especies.</p> <p>Se enumeran 25 especies de Coralliidae: <i>Corallium abyssale</i>, <i>C. borneense</i>, <i>C. ducale</i>, <i>C. elatius</i>, <i>C. halmaheirensis</i>, <i>C. imperiale</i>, <i>C. johnsoni</i>, <i>C. kishinouyei</i>, <i>C. konojoi</i>, <i>C. lauuense</i>, <i>C. maderense</i>, <i>C. medea</i>, <i>C. niobe</i>, <i>C. reginae</i>, <i>C. rubrum</i>, <i>C. secundum</i>, <i>C. sulcatum</i>, <i>C. tricolor</i>, <i>Paracorallium inutile</i>, <i>P. japonicum</i>, <i>P. nix</i>, <i>P. salomonense</i>, <i>P. stylasteroides</i>, <i>P. thrinax</i> y <i>P. tortuosum</i>.</p> <p><i>Corallium regale</i> se considera un sinónimo de <i>C. lauuense</i>.</p> <p>Las otras seis especies <i>Corallium boshuense</i>, <i>C. niveum</i>, <i>C. porcellanum</i>, <i>C. pusillum</i>, <i>C. vanderbilti</i> y <i>C. variabile</i> se enumeran como “especies adicionales”.</p> | <p><i>Siguen existiendo problemas taxonómicos sin resolver respecto de la familia Coralliidae, tales como el relativo a “Corallium sp. nov.”: aún no se ha publicado la justificación de su inclusión en el género Corallium o la familia Coralliidae.</i></p> <p><i>En un estudio molecular no publicado aún, Ardila y Sánchez (en prep.) identificaron dos clados muy claros que corresponden a Corallium y Paracorallium, pero observaron que C. rubrum, C. kishinouyei y C. niveum formaban parte del clado de Paracorallium en vez del de Corallium.</i></p> <p>Corallium regale: <i>Baco y Shank (2005) manifestaron lo siguiente: “C. lauuense antes estaba mal identificado y se consideraba como C. regale”, lo cual no indica que exista sinonimia. No obstante, existen problemas taxonómicos sin resolver con estas dos especies.</i></p> <p><i>Bayer y Cairns (2003) difieren de la lista de especies aportada en la Justificación en varios aspectos: no mencionan las especies Corallium boshuense, C. niveum, C. porcellanum, C. pusillum, C. vanderbilti y C. variabile, y consideran a C. regale como válido.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>Se recomienda que las Partes adopten a Bayer y Cairns (2003) como referencia oficial para la nomenclatura de Coralliidae.</p> <p style="text-align: center;">Área de distribución</p> <p>Las especies de la familia Coralliidae se encuentran en todo el mundo en océanos o mares tropicales, subtropicales y templados, incluyendo el Océano Atlántico, el Mar Mediterráneo, el Océano Índico, el Océano Pacífico Oriental y el Océano Pacífico Occidental a profundidades entre 7 y 1.500 m.</p> <p>Corallium rubrum: endémico del Mediterráneo, principalmente alrededor de la cuenca central y occidental (a profundidades entre 7 y 300 m, pero sobre todo entre 30 y 200 m), con poblaciones de menor tamaño en aguas más profundas en la cuenca oriental, y hasta el Atlántico Oriental frente a la costa de África.</p> <p>También se encuentran colonias aisladas de Coralliidae frente a la costa de Australia, las Islas Salomón, Vanuatu, Fiji, Kiribati, Tonga, Samoa y las Islas Cook a profundidades entre 200 y 500 m, en aguas internacionales en la Cordillera Submarina de Nueva Inglaterra (Océano Atlántico) y en aguas estadounidenses frente a las costas de Florida, California (la Montaña Submarina de Davidson), Alaska (Montes Submarinos del Golfo de Alaska), Guam y tres localidades en Samoa Americana.</p> | <p><i>En el Anexo de la Justificación sólo se mencionan seis especies con valor comercial procedentes del Pacífico. La séptima especie en la referencia citada (Grigg, 1982) era el “momo” o Corallium nobile, que más adelante (Grigg, 1984) pasó a ser llamado C. elatius.</i></p> <p>Corallium rubrum (Albania, Argelia, Cabo Verde, Croacia, España, Francia, Gibraltar, Grecia, Italia, Libia, Malta, Marruecos, Mauritania, Mónaco, Montenegro, Portugal, Senegal, Túnez y Turquía).</p> <p>C. elatius (Filipinas, Guam, Islas Salomón, Japón, Mauricio y Taiwan [Provincia de China]).</p> <p>C. secundum (Estados Unidos, Japón, Samoa Americana, Taiwan [Provincia de China] y Montañas Submarinas del Emperador).</p> <p>C. lauense (Estados Unidos, Samoa Americana y aguas internacionales)</p> <p>C. regale (Estados Unidos, Samoa Americana y Montaña Submarina de Vityaz).</p> <p>P. japonicum (Japón y Taiwan [Provincia de China]).</p> <p>C. konojoi (Filipinas, Islas Salomón, Japón y Taiwan [Provincia de China]).</p> <p><i>Se han identificado los siguientes Estados del área de distribución para el género: Bahamas, Brasil, Cabo Verde, España, Estados Unidos, Francia, Indonesia, Irlanda, islas menores del Pacífico de Estados Unidos, Japón, Malasia, Marruecos, Mauricio, México, Montaña Submarina de Fieberling, Montaña Submarina de Vityaz, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Portugal, Samoa, Sri Lanka, Territorio Británico del Océano Índico y Vanuatu.</i></p> <p><i>También se han encontrado colonias no identificadas de Coralliidae en la región de Nueva Zelanda (Consalvey et al., 2006). Aún no se ha identificado la especie de la Cordillera Submarina de Nueva Inglaterra.</i></p> <p style="text-align: center;">Categoría global en la UICN</p> |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> <p>Las únicas poblaciones conocidas de Coralliidae que son lo suficientemente grandes como para soportar la extracción comercial se encuentran al norte de los 19° N y corresponden a siete especies del Pacífico y una especie del Mediterráneo (<i>Corallium rubrum</i>). Todas las especies conocidas de esta familia tienen una abundancia baja de manera natural.</p> <p><i>A continuación se proporciona información sobre la familia en general, seguida por información específica sobre las especies del Mediterráneo, y por último información específica sobre las especies del Pacífico.</i></p> <p>Las especies de Coralliidae son fundamentalmente estrategias de la K y su biología tiene las características típicas de los organismos con baja productividad, lo cual las hace particularmente vulnerables a la sobreexplotación. Algunas de estas características son una longevidad extrema (75–200 años), edad de primera madurez sexual tardía (7–12 años o posiblemente hasta 25 años), crecimiento lento (menos de 1 cm/año) y baja fecundidad. La FAO indicó en el pasado que <i>C. rubrum</i> era una especie con productividad media.</p> <p>Cuando no están sometidas a la presión pesquera, pueden alcanzar una altura de 300 mm (<i>P. japonicum</i> y <i>C. konojo</i>), 500–600 mm (<i>C. rubrum</i>) o más de 1 m (<i>C. secundum</i> y <i>C. elatius</i>). <i>Corallium rubrum</i> tiene una tasa media de crecimiento de 0,2-2 cm/año de longitud y 0,24-1,32 mm de diámetro, y sus tasas de crecimiento disminuyen con la edad.</p> <p>Todas las especies conocidas del Pacífico y las poblaciones de aguas profundas de <i>C. rubrum</i> tienen densidades bajas de manera natural (normalmente menos de una colonia/m²), y cualquier disminución adicional en la densidad duplica o triplica la distancia entre las colonias, lo cual podría provocar un efecto Allee. Aunque la baja densidad no es tan problemática para las especies de <i>Corallium</i> que liberan sus gametos, <i>C. rubrum</i> se reproduce por fecundación interna, que no llega a ocurrir si una colonia masculina está demasiado lejos de una colonia femenina.</p> <p><i>C. rubrum</i>: Históricamente, era frecuente que las colonias de <i>C. rubrum</i> alcanzaran una masa superior a los 2 kg, una altura de 500 mm y un diámetro en la base entre 30 y 100 mm. Antes se pensaba que las colonias de <i>C. rubrum</i> podían alcanzar un diámetro en la base de 7 mm en 7 años pero según estimaciones más recientes se alcanza ese tamaño a la edad de 30-40 años. Las colonias de <i>C. rubrum</i> con un diámetro en la base de 5-7 mm y tallos no ramificados con una altura máxima de 20-30 mm suelen tener un máximo de 100 pólipos que pueden producir entre decenas y unos pocos cientos de larvas cada año como máximo. Después de un siglo, pueden</p> | <p><i>Se considera que los corales de la familia Coralliidae son los recursos marinos de crecimiento más lento que jamás hayan existido.</i></p> <p><i>C. rubrum</i>: <i>Cada pólipo sólo produce unas cuantas larvas (de una a varias larvas por pólipo), por lo que la estimación de “cientos de miles de larvas” parece demasiado alta. Aparte de esto, los cálculos y conclusiones de este párrafo son válidos (Tsounis, 2009).</i></p> <p><i>Jebali (2006) utilizó un método ajustado para calcular la edad en Corallium rubrum a partir de los anillos de crecimiento y calculó una tasa de crecimiento media del diámetro en la base de 0,35 mm/año en Túnez, que coincide con los resultados de</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>alcanzar 500 mm de altura y tener cientos de ramas y miles de pólipos, que pueden producir cientos de miles de larvas cada año.</p> <p>Para un organismo modular caracterizado por la formación de colonias muy complejas y ramificadas, pasar de las medidas históricas de 200-500 mm de altura a una situación en la que más del 90% de las colonias miden menos de 50 mm de altura equivale a una pérdida del 80-90% de los módulos reproductivos de las colonias. Aparte de unas pocas poblaciones conocidas en aguas profundas, en la actualidad es raro que las colonias de <i>C. rubrum</i> superen 100-200 mm de altura y 20 mm de diámetro en la base a profundidades de hasta 60 m, y la mayoría de las poblaciones están dominadas por colonias de 20-50 mm de altura, ya que la extracción comercial ha acabado con la mayoría de las colonias grandes. Para restaurar esta estructura poblacional sería necesario eliminar la presión pesquera durante décadas.</p> <p>Las poblaciones locales de Coralliidae spp. se autorreproducen y son genéticamente distintas, y la conectividad entre las localidades se mantiene a través de episodios ocasionales de dispersión a larga distancia. Varios estudios han identificado un considerable aislamiento genético y una dispersión larvaria limitada entre las poblaciones, y han señalado que los bancos dependen principalmente del reclutamiento local. Datos nuevos procedentes de Cerdeña también muestran un alto grado de diferenciación genética y segmentos poblacionales distintos en aguas profundas y someras, lo cual reduce la probabilidad de que las poblaciones de aguas profundas sirvan de refugio para las poblaciones de aguas someras sometidas a una explotación excesiva.</p> <p>Los hábitats de aguas profundas de las especies de Coralliidae han sufrido el impacto de las dragas y otros sistemas de arrastre utilizados para la extracción de corales y de la pesca de arrastre dirigida a los peces que habitan en montañas submarinas y aguas profundas. En el Mediterráneo Occidental, las pesquerías no selectivas de coral han degradado la estructura tridimensional creada por <i>C. rubrum</i>, que era visible hace 20 años, convirtiéndola en una estructura similar a una pradera.</p> <p>Tamaño poblacional: En la mayoría de los casos, las colonias se encuentran en bajas densidades (pocas colonias por unidad de área, generalmente menos de una por metro cuadrado), una abundancia total baja (número de colonias) en un banco determinado y un área de ocupación pequeña en zonas concretas con hábitats adecuados. Las pocas poblaciones más grandes y comercialmente explotables que se conocen en el Mediterráneo y el Pacífico Occidental también se caracterizan por tener densidades bajas y un número relativamente pequeño de colonias maduras y económicamente valiosas. Las únicas excepciones son determinados hábitats de aguas someras en el Mediterráneo que ya no se consideran comercialmente viables, dado que esas poblaciones ahora están dominadas por colonias pequeñas (de 10–</p> | <p><i>Marschal et al. (2004) en Francia, pero es considerablemente inferior a los resultados obtenidos por García-Rodríguez y Massó (1986) en España (1,32 mm/año) y por Santangelo et al. (1993) en Italia (0,93 mm/año).</i></p> <p><i>No se aporta ninguna referencia para los datos nuevos sobre Cerdeña, pero al parecer la correcta es Casu (2008). El estudio confirma el uso de una técnica sencilla y poco costosa para realizar análisis genéticos en poblaciones de <i>C. rubrum</i>. No obstante, los resultados no muestran una diferencia clara entre las poblaciones de aguas someras y profundas.</i></p> <p>Tamaño poblacional: <i>Corallium rubrum puede encontrarse en altas densidades a profundidades de > 100 m en algunas zonas, como indican las fotos de dispositivos submarinos dirigidos por control remoto y los testimonios de pescadores profesionales en Albania, Argelia y Marruecos. La comparación entre densidades actuales y densidades de “hace varias décadas” puede inducir a error debido a las diferencias en el método de muestreo y la comparación de las distintas localidades (Harmelin, 2007).</i></p> <p><i>Corallium rubrum es mucho más escaso en el Mediterráneo Oriental que en el Occidental. Por ejemplo, sólo ha sido encontrado en una localidad en el Mar Egeo por Salomidi et al. (2009).</i></p> |

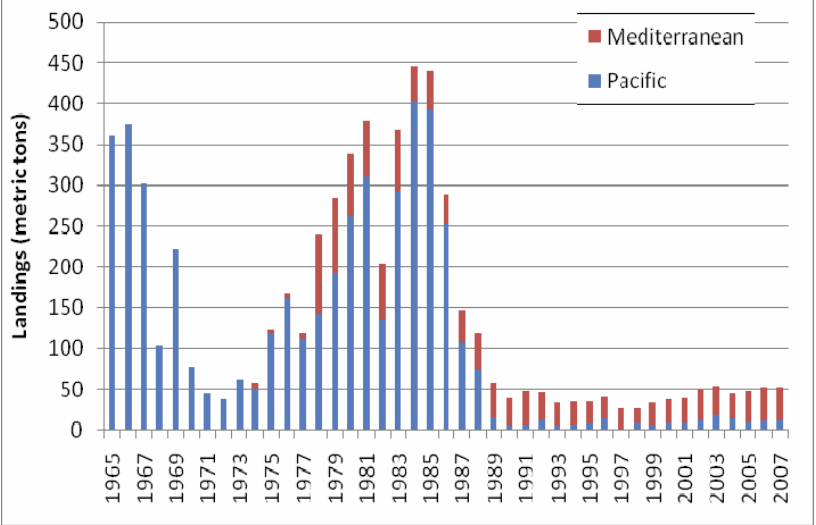
| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>50 mm de altura) que nunca alcanzan un tamaño suficiente como para soportar una extracción legal.</p> <p><u>Pacífico</u>: Se han encontrado bancos de Coralliidae en 16 zonas frente a las costas de Hawai a profundidades de entre 380 y 575 m, aunque sólo tres de ellas se consideran lo suficientemente grandes como para soportar la pesca comercial. El banco de mayor tamaño, frente a las costas de Oahu, está dominado por <i>C. secundum</i>, con una densidad de 0,3 colonias/m² y una población total de 120.000 colonias. El banco de Keahole Point abarca una superficie de 0,96 km² y contiene hasta 7.000 colonias de <i>C. regale</i> de tamaño adecuado para la extracción legal.</p> <p>Estructura poblacional:</p> <p><u>Mediterráneo</u>: Dado que el potencial de reclutamiento está directamente ligado al número de pólipos por colonia, las poblaciones muy explotadas en las que predominan las colonias jóvenes corren un mayor riesgo de extinción local cuando también están sometidas a otros factores de estrés, a no ser que exista una fuente externa de larvas.</p> <p>Las poblaciones de Coralliidae de aguas profundas se han convertido en objetivos cada vez más importantes de la pesca a medida que las poblaciones de aguas menos profundas han quedado agotadas. En una consulta reciente con expertos realizada en Italia (Taller sobre el Coral Rojo: Nápoles, 2009), los expertos estuvieron de acuerdo en que las poblaciones de aguas someras del Mediterráneo están sobreexplotadas y deberían ser protegidas de la pesca, mientras que las zonas más profundas todavía contienen grandes colonias que se podrían explotar. No obstante, parece que las poblaciones de aguas profundas podrían tener una alta viabilidad comercial durante poco tiempo, dado que los corales se encuentran en densidades bajas a esas profundidades y están en posiciones más expuestas, lo que los hace más vulnerables a la presión pesquera.</p> <p>Según algunos informes, varias poblaciones de <i>C. rubrum</i> localizadas en aguas profundas quedaron agotadas en los años 1980 y aún no se han recuperado de una pesca intensa con dragas durante siglos.</p> <p>Tendencias de la población: Es probable que los corales preciosos lleguen a la extinción comercial antes de alcanzar la extinción biológica, dado que son animales coloniales de amplia distribución muy resistentes a la mortalidad total de las colonias una vez que han alcanzado un gran tamaño. Sin embargo, la presión de pesca insostenible puede provocar – y ya lo ha hecho – la eliminación de los segmentos más importantes para el mantenimiento de dichas poblaciones (colonias grandes), seguida por la extracción (ilegal) de colonias más pequeñas conforme aumenta la demanda y disminuye el recurso.</p> | <p>Estructura poblacional: <i>La estructura poblacional de las poblaciones del Mediterráneo Oriental, que son poco conocidas, ha sido estudiada en Croacia por Kržić y Popijač (2009), que han descubierto que el estado de las poblaciones protegidas es mucho mejor que el de las que no lo están y que la profundidad tiene un efecto positivo significativo sobre la altura máxima de las colonias.</i></p> <p><i>Gandini (2009) ha estudiado dos poblaciones, una en Italia y una en España, y ha observado que el rendimiento reproductivo de la primera era significativamente mayor, lo cual parece estar influenciado principalmente por la mayor densidad de las colonias adultas y el tamaño y estructura de la relación de sexos de la población.</i></p> <p><i>Pese a las restricciones en el flujo génico a distancias cortas demostrado por estudios de microsatélites, un estudio de secuencias de intrones ha indicado una homogeneidad general de Corallium rubrum en toda su área de distribución en el Mediterráneo (Mokhtar-Jamaï et al., 2009).</i></p> <p>Tendencias de la población: <i>Bavestrello et al. (2009) señalan que existen datos abundantes sobre la tasa de crecimiento de colonias recién establecidas o juveniles que habitan en aguas someras (< 50 m) y que los valores de 1 mm el primer año para el diámetro de la base y 1 cm el primer año para la altura de la colonia gozan de aceptación generalizada. Sin embargo, se ha demostrado que cuatro o cinco años después del establecimiento de la colonia, el crecimiento prácticamente se detiene o se vuelve insignificante: colonias que han sido estudiadas durante más de 20 años frente a la costa de Francia han alcanzado una altura de unos 4 cm y un diámetro en la base de 0,5 cm. Datos históricos y recientes sobre el tamaño y la densidad de la población de aguas someras del promontorio de Portofino (mar de Liguria) indican</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>Las estadísticas sobre la extracción mundial entre 1950 y 2001 indican la rápida disminución de la abundancia de las especies del Mediterráneo y el Pacífico que coincide con el descubrimiento, el comienzo de la pesca comercial, el aumento de los desembarcos, la sobreexplotación y por último el agotamiento del recurso. Un banco de gran tamaño descubierto en 1965 (a una profundidad entre 300 y 500 m) y otro descubierto en 1978 (entre 900 y 1.500 m), ambos en las Montañas Submarinas del Emperador, fueron explotados por cientos de barcos durante los años de máxima actividad y la producción se acercó a las 300 t o incluso las superó durante varios años. En 1989 se produjo un colapso en los desembarcos, que se han mantenido por debajo de las 5 t/año en los últimos 19 años. En estudios recientes de estos antiguos bancos de coral con dispositivos submarinos se han observado colonias aisladas, muchas de las cuales estaban fragmentadas o muertas, y se ha comprobado que no quedan poblaciones grandes.</p> <p><u>Mediterráneo:</u> En España, el diámetro medio en la base de las colonias disminuyó de 7,2 mm a 4,8 mm, y la altura media se redujo de 61,8 mm a 27 mm entre 1986 y 2003. Incluso en zonas protegidas de la pesca durante más de 14 años, las colonias de mayor tamaño raras veces superaban los 200 mm de altura y el diámetro medio en la base era de sólo 4,8 mm, lo cual corresponde a una edad media de 7,5 años. La altura de las colonias aumenta con la profundidad, alcanzando una altura de 40 mm entre 25 y 50 m y 60 mm entre 50 y 90 m; las colonias de mayor tamaño (entre 130 y 160 mm de altura) se encuentran en zonas que no han sido explotadas a profundidades de más de 50 m. En cambio, las colonias explotadas en los años 1950 y 1960 superaban con frecuencia los 500 mm de altura y 20 mm de diámetro. Una recolección realizada en 1962 frente a la Costa Brava (España) constaba de colonias con un diámetro en la base de entre 10 y 45 mm (media=16 mm) y una altura de entre 100 y 500 mm (media=115 mm), y se calculó que los corales más grandes debían tener entre 50 y 80 años de edad.</p> <p>En Francia, el tamaño de las colonias (diámetro en la base y altura) en las localidades no explotadas era cuatro veces mayor y la altura media era dos veces mayor que la de los corales de zonas explotadas. En comparación con los datos históricos de colonias de entre 300 y 500 mm de altura y entre 10 y 30 mm de diámetro, las colonias de las zonas que son explotadas en la actualidad tienen entre 30 y 50 mm de altura, lo que equivale a una media de menos del 10% del número histórico de pólipos por colonia y entre el 20 y el 30% del número de pólipos por colonia en las zonas protegidas de la pesca durante un período entre 10 y 15 años; estas colonias de menor tamaño producirán menos del 10% de descendientes por colonia de lo que se observaba históricamente.</p> <p>El primer estudio realizado en aguas profundas en España mostró un aumento de la estructura de tamaño de los corales directamente proporcional a la profundidad de</p> | <p><i>importantes fluctuaciones de estos parámetros en bancos no sometidos a impactos antropogénicos. En primer lugar, el tamaño de las colonias es inversamente proporcional a su densidad, lo que parece indicar que existe competencia intraespecífica relacionada con el espacio disponible y el aporte trófico. Además, es sorprendente observar que en los últimos diez años las poblaciones de Portofino han mostrado una tasa de crecimiento excepcionalmente alta, alcanzando el tamaño de colonia máximo registrado en los últimos 43 años (15 cm de altura y 20 g de peso seco). Esta tasa de crecimiento fue documentada después de los episodios de mortalidad en masa de 1999 y 2003, que no sólo afectaron al coral rojo sino también a otras comunidades bentónicas, provocando un cambio importante en la estructura de la comunidad coralígena. Todas estas pruebas indican que el crecimiento del coral rojo del Mediterráneo está muy afectado por interacciones intra e interespecíficas relacionadas no sólo con variables locales sino también con acontecimientos estocásticos.</i></p> <p><i>Los datos históricos se refieren a la presencia de colonias de tamaño máximo (50 cm) o señalan que las colonias grandes de unos 30 cm eran abundantes. Los datos sobre los corales obtenidos en los primeros tiempos de la recolección con escafandra respaldan la información anterior (Tsounis et al., en prensa). Sin embargo, dado que no existen datos precisos sobre la estructura histórica de la población en aguas someras, es difícil realizar una estimación sobre la abundancia histórica de las colonias grandes. Por lo tanto, cualquier valor sobre la reducción relativa de pólipos en la población debe ser considerado como una estimación aproximada. El hecho de que en algunas poblaciones de coral en arrecifes la mitad más vieja de las colonias produzca el 98% de los oocitos (Beiring y Lasker 2000) o de que el 22% de las colonias de mayor tamaño produzcan el 80% de los oocitos cada año (Babcock, 1984) demuestra que la eliminación de las colonias grandes reduce drásticamente el número de pólipos (y por lo tanto la fecundidad) de una población, aunque las colonias grandes no fueran abundantes en la población natural (Tsounis, 2009).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>las aguas – desde entre 30 y 50 mm de altura en aguas someras (<30 m de profundidad) hasta una altura entre 100 y 150 mm de altura a una profundidad entre 80 y 120 m –, con los corales de mayor tamaño localizados a mayor profundidad que las zonas que son objeto de la pesca con escafandra en la actualidad.</p> <p>Más recientemente, se han encontrado también corales más grandes en las zonas de aguas profundas estudiadas frente a las costas de Cerdeña. Más del 50% de los desembarcos no alcanzaban el diámetro mínimo recomendado (10 mm) para esa localidad, basado en un tamaño de muestra de más de 200 colonias. Esto indica que, aunque existen colonias mayores, sólo constituyen una pequeña proporción de las poblaciones y, a falta de información más completa sobre el estado y las tendencias de la población, es probable que la presión continua sobre estos recursos provoque un rápido agotamiento de los mismos, como ya ha ocurrido en las aguas someras.</p> <p><u>Pacífico:</u> En 1971, tras dos períodos breves de extracción comercial, se calculó que el banco de Makapu'u (frente a las costas de Hawai) contenía 79.200 colonias de <i>Corallium secundum</i>, con una densidad media de 0,02 colonias/m². Entre 1974 y 1979, se extrajo aproximadamente el 40% de la población (17.500 kg). Seis años después de que cesara la extracción, la densidad de las colonias era similar a los niveles anteriores a la misma (0,022 colonias/m²), aunque las colonias eran más jóvenes y más pequeñas y no había colonias de más de 35 años de edad. En 2001, el porcentaje de clases de tamaño de mayor edad (entre 20 y 45 años) había aumentado, pero las colonias de mayor edad (entre 45 y 55 años) seguían estando insuficientemente representadas, pese a la ausencia de presión pesquera durante ese período.</p> <p>Los métodos de extracción pueden ser muy destructivos y de hecho algunos han sido prohibidos. Se han realizado extracciones limitadas de bajo impacto con dispositivos sumergibles frente a la costa de Hawai y con escafandra en el Mediterráneo desde los años 1950. Aunque la mayoría de los pescadores de <i>Corallium rubrum</i> utilizan ahora la escafandra, están explotando colonias de tamaños cada vez más pequeños y utilizando métodos muy destructivos que afectan a toda la diversidad de tamaños de poblaciones, extrayendo sus bases completamente y reduciendo la posibilidad de que vuelvan a crecer.</p> <p>Tendencias geográficas: La pesca de Coralliidae ha presentado ciclos de auge y decadencia, con rápidos aumentos del esfuerzo de pesca y los desembarcos poco después del descubrimiento de un nuevo banco de coral precioso, seguidos de fuertes disminuciones unos años después, una vez agotado el banco. Desde 1990 no se han descubierto grandes bancos nuevos comercialmente viables y los desembarcos se han mantenido a niveles históricamente bajos que representan entre el 10 y el 20% de los señalados a finales de los años 1980. La mayoría de las</p> | <p><i>En estudios submarinos realizados en los Bancos de las Fragatas Francesas (French Frigate Shoals, Islas Hawaianas) se encontraron abundantes corales rosados del género Corallium, lo cual dio lugar a planes para reanudar la extracción en la zona (Parrish et al., 2002). Se ha aclarado que estos planes no se han llevado a cabo y que los comerciantes de Hawai están eliminando progresivamente la utilización de especies de Coralliidae en la elaboración de joyas una vez que se hayan agotado las existencias actuales (Cooper, 2009).</i></p> <p><i>Las dragas se suelen considerar como el método más destructivo para la extracción de coral. En general, la pesca con escafandra no suele ser un método destructivo, aunque sí lo es la práctica de los recolectores ilegales de extraer todas las colonias de una población. No obstante, esto no causa daños colaterales a las especies no extraídas (Tsounis et al., en prensa; Tsounis, 2009).</i></p> <p>Tendencias geográficas: <i>Liverino (1983) y Tescione (1973) describieron la pesca histórica en el Mediterráneo. El último descubrimiento de una población de gran tamaño fue el Canal de Scherzi, de 14 millas de largo, entre Sicilia y Túnez. Ochenta buzos de Italia, Francia y España extrajeron entre 70 y 120 t en 1978, empezando a 60 m de profundidad y descendiendo gradualmente hasta los 130 m. Este cañón submarino fue descrito como un oasis para la fauna y flora marinas no contaminado y excepcionalmente rico en especies raras. En 1979, había 366 embarcaciones trabajando en la zona (283 matriculadas en Italia) y 150 buzos (Liverino 1983). En</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>poblaciones de <i>Corallium rubrum</i> del Mediterráneo Occidental quedaron agotadas también después de cuatro o cinco años de su descubrimiento, lo que provocó el abandono o el traslado del esfuerzo de pesca a medida que se descubrían nuevos bancos.</p> <p>Los únicos casos en que se descubrieron grandes bancos valiosos de Coralliidae se produjeron entre los años 1960 y 1980 en la parte más occidental del Pacífico, principalmente alrededor de los Montañas Submarinas del Emperador y las islas de Hawai. En la última década se han descubierto otros bancos de Coralliidae en aguas de Hawai utilizando sumergibles y robots teledirigidos, aunque sólo tres de ellos son lo suficientemente grandes para soportar la extracción comercial, incluido uno cuyo rendimiento máximo sostenible está calculado en sólo 35 kg/año.</p> <p>Aunque es improbable que la presión pesquera haya afectado a la distribución geográfica de especies concretas, sí que ha provocado la extinción comercial de los bancos y una pérdida de la biodiversidad debida a la limitación de la conectividad y la dispersión entre esas subpoblaciones.</p> <p>Vulnerabilidad: Desde finales de los años 1990, se han observado nuevas causas de perturbación de las poblaciones de <i>Corallium rubrum</i> y perturbaciones de mayor gravedad, incluyendo varios episodios de mortalidad en masa relacionados con temperaturas anormalmente elevadas y perturbaciones mecánicas provocadas por el aumento del buceo recreativo (Mediterráneo) y la recolección de objetos de recuerdo para turistas. Las simulaciones realizadas por ordenador muestran que las mortalidades en masa, que han ocurrido durante los últimos veranos excepcionalmente calurosos, pueden eliminar poblaciones de aguas someras que ya están estresadas por la extracción excesiva. Las poblaciones saludables probablemente se recuperen de dichos problemas, pero las poblaciones sobreexplotadas tal vez no puedan. En 1999 un episodio provocó una amplia mortalidad en poblaciones de aguas someras (<30 m de profundidad) a lo largo de 50 km de costa en la región francesa de Provenza, y se calcula que las pérdidas ascendieron a millones de colonias. Se atribuyó esta mortalidad excepcional a una enfermedad y se relacionó con las anomalías en las temperaturas. Un episodio de mortalidad en masa comparable ocurrió en 1987 en arrecifes de aguas profundas (>80 m de profundidad) entre Marsella y Niza y en poblaciones de aguas someras en La Ciotat en 1983.</p> | <p><i>Cerdeña existe una población que parece seguir teniendo colonias grandes en aguas profundas (>90m). Al parecer, los altos impuestos y la eliminación progresiva de las dragas a partir de 1979 contribuyeron a disminuir la producción anual y por lo tanto a mejorar la gestión de las especies. En cambio, las poblaciones de Marruecos (a profundidades accesibles con escafandra) parecen mostrar niveles de sobreexplotación similares a los del norte de España en 1986 (Tsounis et al., en prensa; Tsounis, 2009)</i></p> <p><i>Tsounis et al. (2009) señalan que existe información anecdótica sobre equipos comerciales de buceo que están extrayendo Corallium rubrum de grandes colonias en montañas submarinas internacionales donde no existe reglamentación en la actualidad. Expresan la hipótesis de que podría tratarse de las últimas poblaciones naturales que podrían servir como valor de referencia para la investigación ecológica y que por lo tanto está justificado establecer algún nivel de protección para las mismas.</i></p> <p><i>En un estudio de zonas previamente inexploradas en la parte más noroccidental de las Islas Hawaianas del Noroeste realizado en 2003 se encontraron cinco localidades nuevas con Coralliidae (Baco, 2007).</i></p> <p>Vulnerabilidad: <i>Jabin et al. (2008) proporcionaron datos detallados sobre un modelo de crecimiento continuo del coral rojo estructurado por tamaños, con la esperanza de que se pudiera desarrollar para describir de forma precisa los episodios de mortalidad en masa y sus consecuencias sobre la dinámica del coral rojo.</i></p> <p><i>Linares et al. (2009) subrayan la necesidad de estudios intensivos (a largo plazo) y extensivos (a gran escala espacial), incluyendo el seguimiento fotográfico de parcelas permanentes de Corallium rubrum, con el fin de mejorar el conocimiento sobre la respuesta de las comunidades coralígenas a las perturbaciones antropogénicas.</i></p> <p><i>Santangelo et al. (2009a) han desarrollado modelos demográficos basados en tablas de vida para simular los efectos de las mortalidades sobre la estructura y dinámica de las poblaciones de Corallium rubrum, lo cual ha facilitado la proyección de las tendencias poblacionales en el tiempo. Consideran que ha habido pocos estudios sobre los efectos a largo plazo de las mortalidades en masa porque para realizar una evaluación exhaustiva del impacto de dichos acontecimientos en términos de mortalidad en especies longevas es necesario disponer de datos durante largas series temporales antes y después de los mismos. No obstante, piensan que un enfoque demográfico basado en datos poblacionales sólidos podría proporcionar una buena predicción del impacto de la mortalidad en masa sobre la dinámica de la población.</i></p> <p><i>Estos problemas se han estudiado en el proyecto Medchange. A través de estudios detallados y multidisciplinares, este proyecto ha proporcionado datos</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>Utilización y comercio: Entre los corales preciosos de la familia Coralliidae figuran especies muy apreciadas en joyería y en el mercado de objetos artísticos. Su comercio reviste la siguiente forma: colonias enteras secadas, ramas no trabajadas y fragmentos de ramas, cuentas y piedras pulidas, joyería elaborada, y polvo, píldoras, gránulos, pomada y líquido. Tradicionalmente, el sector de la joyería fina no utilizaba corales de pequeño tamaño ni coral reconstituido incrustado en epoxi y rechazaba las colonias pequeñas. Sin embargo, la demanda de corales y fragmentos más pequeños, que resultan menos costosos, ha aumentado debido a su uso en los mercados étnico y turístico.</p> <p>Las especies más valiosas son <i>Corallium rubrum</i>, <i>C. secundum</i>, <i>C. elatius</i>, <i>C. konojoi</i>, <i>Paracorallium japonicum</i> y "Midway deep coral", y los especímenes de mayor valor son los que están vivos en el momento de la recolección. Se extraen en el Mar Mediterráneo, principalmente entre 30 y 120 m de profundidad, y en el Pacífico Noroccidental, en dos zonas de profundidad: entre 200 y 500 m y entre 1.000 y 1.500 m. Los desembarcos comerciales (de todas las especies agrupadas, según las estadísticas de la FAO) alcanzaron su nivel máximo de 450 t en 1984, se redujeron a 40 t en 1990 y fluctuaron entre 28 y 54 t entre 1991 y 2005.</p> | <p><i>extremadamente valiosos sobre la resistencia, la adaptación y la capacidad evolutiva de especies longevas emblemáticas del Mediterráneo que se enfrentan a cambios en el régimen de temperaturas en hábitats litorales. Estos conocimientos deberían proporcionar la base científica adecuada para prever trayectorias en la biodiversidad marina a medio y largo plazo en vista del cambio climático previsto (Garrahou et al. (2009).</i></p> <p>Utilización y comercio: <i>El polvo de Coralliidae se vende a India, Pakistán, Japón y Taiwan (Provincia de China), donde se utiliza en la medicina tradicional, sobre todo en el caso de las especies asiáticas. También se utilizan trozos de coral como biomaterial en trasplantes óseos (Amel y Nouredine, 2006).</i></p> <p><i>Bayer (1956) afirmó lo siguiente sobre Corallium regale: "De todos los corales preciosos de Hawaii, C. regale tiene el mejor color y podría tener valor comercial si se pudiera obtener en cantidades suficientes". El único indicio de comercio de esta especie fue la extracción de 61 kg en 2000, aunque se desconoce si hubo comercio internacional de los especímenes en cuestión. No existen pruebas de que haya existido comercio de las otras 23 especies. Bayer (1956) dijo que Paracorallium tortuosum "parece ser el coral precioso más abundante en las aguas de Hawaii, aunque probablemente no tenga posibilidades comerciales debido a su pequeño tamaño y al hecho de que su eje suele estar deformado".</i></p> <p><i>Paracorallium japonicum está valorado aproximadamente entre 6.600 y 8.800 dólares USA/kg y por lo tanto es el coral precioso de mayor valor en la actualidad (Tsounis, 2009).</i></p> <p><i>Parece haber algunas discrepancias entre los datos aportados en la Justificación y los que proporciona la fuente utilizada (FAO, 2008).</i></p> <p><i>No se ha declarado comercio desde la Jamahiriya Árabe Libia, aunque la Oficina del Programa Mediterráneo de WWF (2005) señaló que estaba a punto de concederse una licencia a una empresa italiana para explotar sus poblaciones. No se sabe si esto se ha llevado a cabo.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
|  <p>Mediterráneo: <i>Corallium rubrum</i> se ha extraído en el Mediterráneo desde hace unos 5.000 años, y la cantidad extraída ha fluctuado dependiendo de la oferta, la demanda, el descubrimiento de nuevos bancos de coral y la estabilidad política y económica de los países en cuestión.</p> <p>Los desembarcos totales de <i>Corallium rubrum</i> del Mediterráneo notificados a lo largo de un período de 30 años (1976–2006) ascendieron a 1.250 t, de las cuales el 33,5% procedieron de Italia, el 17,6% de España, el 15,3% de Túnez y el 9,9% de Francia. Los desembarcos de estos cuatro países principales mostraron una tendencia decreciente a lo largo de 15 años (disminución >85%, de 97 t en 1976 a 12 t en 1992); las mayores disminuciones correspondieron a países europeos. Véase la Justificación para consultar datos sobre países concretos.</p> <p>Es probable que en los desembarcos recientes se hayan podido mantener mediante la extracción de un número cada vez mayor de colonias pequeñas.</p> <p>Según los informes, la extracción ilegal es un problema cada vez más frecuente en aguas españolas.</p> <p>Pacífico: Las pesquerías de <i>Corallium</i> en el Pacífico empezaron en Japón en 1804 y se fueron ampliando con los años, centrándose en bancos en aguas de Japón y Taiwan (Provincia de China). Los desembarcos de <i>Corallium</i> y <i>Paracorallium</i> procedentes del Pacífico y declarados por Japón y China (isla de Taiwan) muestran</p> | <p><i>Corallium rubrum</i> se vende a precios elevados; las colonias de alta calidad se venden en bruto por 1.500 dólares USA/kg. Incluso las ramas jóvenes finas se compran por un precio entre 230 y 300 dólares USA/kg, mientras que hace unas pocas décadas prácticamente no tenían valor. La elaboración de artículos con el coral requiere mucho tiempo y los precios varían en función de la especie y el tamaño. El sector está comprando las grandes piezas de joyería de <i>C. elatius</i> que se vendieron a los grupos tribales en Nigeria en los años 1960 para revenderlos después en el mercado de lujo, lo cual indica la escasez de grandes colonias tropicales de <i>Corallium</i> (Tsounis et al., en prensa).</p> <p>La extracción ilegal también se ha confirmado en Italia y probablemente sea común en todo el Mediterráneo. Estimaciones no oficiales realizadas por pescadores indican que en España el número de recolectores ilegales es similar o incluso superior al de recolectores autorizados (Tsounis et al., 2009).</p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>cinco niveles máximos en un período de 45 años (1962–2007). Véase la Justificación para obtener información sobre especies y países concretos. En el Pacífico se han registrado disminuciones importantes en los desembarcos y se han extraído menos de 10 t anuales en los últimos 15 años.</p> <p>Actualmente, todos los bancos conocidos de Coralliidae en aguas internacionales de torno a la Isla de Midway y las Montañas Submarinas del Emperador han quedado agotados y no soportan la pesca comercial a gran escala, aunque en los datos sobre desembarcos de la FAO figuran pequeñas cantidades de este taxón (<1 t/año) y se han observado barcos coralleros faenando en la zona hace poco tiempo (en 2007).</p> <p>Se descubrieron nuevos bancos al norte de la Isla de Midway en 1965 y durante los veinte años siguientes, la mayor parte de la recolección mundial procedió del Banco de Milwaukee y los montes submarinos circundantes. Las cifras relativas a la extracción en EEUU no están incluidas en los datos de la FAO, pero en el caso de <i>Corallium secundum</i> se extrajo un total de 1.800 kg entre 1966-1969 y 6.427 kg entre 1973 y 1978. La pesquería de EEUU se reactivó en 1999–2000 con el uso de minisubmarinos tripulados por una persona y con capacidad para bajar hasta 700 m de profundidad. En 2000, se extrajeron 1.216 kg de <i>C. secundum</i> del banco de Makapu'u y 61 kg de <i>C. regale</i> (<i>C. lauuense</i>) en zonas de exploración frente a las costas de Kailua, en Kona. No hubo recolección entre 2001 y 2009.</p> <p>En 1966 se inició una pesquería menos importante en aguas estadounidenses frente a las costas de Hawai, inicialmente con sistemas de arrastre con redes, y más tarde con dispositivos sumergibles tripulados hasta 1978, cuando se abandonó esta técnica por los elevados costes de explotación. En 1988, las dragas sólo conseguían extraer coral muerto o rosado de poca calidad, por lo que se puso fin a la operación. En el pasado, la extracción ilegal representaba un problema en las aguas territoriales de Hawai.</p> <p>En 1969, la industria de corales preciosos de Hawai facturó unos 2 millones de dólares USA en ventas al por menor, en parte con la recolección propia y el resto en forma de joyas importadas desde la isla de Taiwan (Provincia de China) y Japón.</p> <p>Una gran parte del comercio reviste la forma de cuentas elaboradas, de las que Italia ha sido el principal productor y exportador desde hace mucho tiempo. Los productos alcanzan un valor muy elevado; las cuentas de calidad superior alcanzan precios de hasta 50 dólares USA por gramo y los collares cuestan hasta 25.000 dólares USA. En 1988, el valor de las exportaciones de coral de Torre del Greco ascendió a casi 30 millones de dólares USA. Se han desarrollado centros de elaboración en otros países, particularmente China y Japón. Estados Unidos es el mayor consumidor de corales preciosos, e importa esqueletos no trabajados y productos elaborados con corales preciosos de Coralliidae.</p> | <p><i>Parecen existir algunas incoherencias y errores en los datos sobre comercio incluidos en la Justificación. La FAO no ha notificado desembarcos de “C. sp. nov” desde 1992.</i></p> <p><i>Japón explota actualmente sólo tres de 28 bancos de coral, de los cuales la mayoría se encuentra frente a islas costeras. Una zona se explota con un dispositivo submarino, mientras que en las otras dos zonas hay fuertes corrientes, por lo que se utilizan dragas. En esta actividad trabajan entre 112 y 160 barcos sólo durante dos semanas al año, que utilizan las dragas durante cuatro horas al día y extraen unos 12 kg de coral por barco y año. Además, parece que su objetivo suelen ser los depósitos de coral muerto en los fondos arenosos, que se encuentran cerca de hábitat rocoso donde se puede encontrar coral vivo (que también es objetivo de la pesca en otras ocasiones). Japón y Taiwan (Provincia de China) extraen hasta un 80% de coral muerto. Sería muy útil realizar estudios independientes de las pesquerías con dispositivos dirigidos por control remoto para ayudar a estas pesquerías a establecer niveles óptimos de producción, pero esto no parece haber ocurrido aún (Tsounis, 2009).</i></p> <p><i>En 2008, se vio a dos barcos coralleros de Taiwan (Provincia de China) en las aguas de las Montañas Submarinas del Emperador (Fisheries Agency of Japan, 2008).</i></p> <p><i>La cifra de 2 millones de dólares USA relativa a Hawai incluye a los corales negros (orden Antipatharia) (Grigg, 1993).</i></p> <p><i>Utilizando información adicional como el precio, por ejemplo, es posible identificar la mayoría de los niveles máximos y demostrar el descubrimiento y agotamiento de bancos concretos, tal como se describe en la Justificación. Por lo tanto, los datos describen la disminución en la biomasa de esas poblaciones concretas. Sin embargo, los datos conjuntos sobre desembarcos de varias especies y poblaciones durante períodos de tiempo más largos no se pueden utilizar para deducir la disminución en la biomasa de la población total (Tsounis et al., en prensa; Tsounis, 2009).</i></p> <p><i>Grigg (2007) indicó que la mayor parte o posiblemente todo el comercio en el Pacífico, es decir, Japón, Taiwan (Provincia de China) y Hawai (EEUU) procede de materia prima que lleva muchos años almacenada, y que también existe una gran cantidad de existencias almacenadas en Italia.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|--|
| | Los expertos señalan que un aplazamiento de 18 meses no sería suficiente para resolver la cuestión del coral almacenado (Tsounis, 2009). |

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

No existen rasgos suficientes para realizar una identificación fiable a nivel de especie en la familia Coralliidae en el caso de esqueletos o joyería elaborada y objetos curiosos, que constituyen la mayor parte de los artículos comercializados. La identificación taxonómica de los octocorales requiere un análisis microscópico de la forma, el tamaño y el color de los escleritos (diminutos elementos esqueléticos calcificados) incrustados en el tejido y en la matriz orgánica del esqueleto axial; en la elaboración de joyería desaparecen esos rasgos. Por lo tanto, en ocasiones sólo es posible identificar los especímenes trabajados a nivel de familia (Coralliidae), sobre todo en los casos en los que éstos contienen varias especies. Dado que la familia ha sido dividida recientemente en dos géneros y podrían crearse más géneros en revisiones taxonómicas futuras, resulta difícil identificar los especímenes trabajados a nivel de género. Por esta razón, está justificado utilizar nombres de taxa superiores en los permisos correspondientes a especímenes trabajados. En el caso de corales en bruto o muertos, normalmente es posible identificarlos a nivel de especie. Las piezas de coral reconstituidas se pueden identificar mediante un análisis químico o utilizando un microscopio para examinar los anillos de crecimiento. En cuanto al polvo de coral que puede ser objeto de comercio, podría ser difícil reconocer la especie a no ser que vaya indicada en una etiqueta, en cuyo caso el producto estaría sujeto a las disposiciones de la *Resolución Conf. 9.6 (Rev.)*.

Smith et al. (2007) se referían a las estrías paralelas características que se aprecian a simple vista en la superficie de las piezas no trabajadas de Coralliidae y también en piezas trabajadas como las cuentas. Describieron la estructura muy distinta del coral esponja (Melithaea ochracea), que es abierta y porosa, pero no mencionaron el coral bambú (familia Isididae).

Cooper (2009) menciona el desarrollo de una guía para la identificación de corales preciosos que abordará el problema de distinguir a los especímenes de Coralliidae de los de otros taxa de coral y las imitaciones. Además, TRAFFIC colabora en un proyecto para la identificación de productos de Coralliidae a nivel de especie mediante un análisis de ADN (Cooper, 2009).

B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices

Observaciones complementarias

Amenazas

Entre las causas de mortalidad de Coralliidae figuran la asfixia por la acumulación de arena, la separación y el derribo causados por organismos que debilitan el emplazamiento de la unión basal y la predación por gastrópodos. Entre los impactos antropogénicos secundarios figuran la contaminación, la sedimentación, el turismo y el buceo recreativo (Mediterráneo) y la captura accidental o la degradación del hábitat asociada a la pesca con palangre y la pesca de arrastre (Pacífico Occidental). Los impactos bentónicos de las artes de pesca móviles se han equiparado a las técnicas de tala rasa en los bosques primarios.

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <u>Conservación, gestión y legislación</u> | |
| <p>En 2008, China incluyó cuatro especies de Coralliidae en el Apéndice III de CITES (<i>Paracorallium japonicum</i>, <i>Corallium elatius</i>, <i>C. konojoi</i> y <i>C. secundum</i>). Las especies de Coralliidae no están incluidas en ningún acuerdo internacional sobre especies silvestres o pesca y no tienen estatus jurídico internacional.</p> <p>Las especies de Coralliidae están protegidas por la legislación nacional en Croacia, Gibraltar, Mónaco, Montenegro, Nueva Zelanda y Turquía. En Marruecos, la extracción está controlada y existe un sistema de cupos.</p> <p>Unión Europea: <i>Corallium rubrum</i> está incluido en el Anexo V de la <i>Directiva Hábitats de la Unión Europea</i>. <i>C. rubrum</i> está incluido en el Anexo III del Convenio de Berna y el Anexo III del Protocolo sobre las Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo. En 1994, la UE prohibió la utilización del “ingegno” o Cruz de San Andrés (<i>Reglamento (CE) N° 1626/94 del Consejo</i>).</p> <p>El Gobierno español ha creado reservas para la protección de <i>Corallium rubrum</i> en el Mar Mediterráneo. En 2006, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de España publicó una nueva Orden Ministerial que establece un <i>Plan Integral de Gestión para la Pesca en el Mediterráneo</i>, que prohíbe la utilización del arrastre de fondo, el cerco y las dragas a menos de 50 m de profundidad.</p> <p>Estados Unidos: El Plan de Gestión de la Pesca de los Corales Preciosos del Consejo de Gestión de la Pesca en el Pacífico Occidental (WPFMC, por sus siglas en inglés) regula la recolección de Coralliidae desde 1983. El Plan de Gestión establece la obligación de obtener permisos válidos para determinadas localidades, cupos de extracción para bancos de corales preciosos, una talla mínima para el coral rosado, restricciones relativas a las artes de pesca, zonas restringidas y temporadas de pesca. En el Monumento Nacional de las Islas Hawaianas del Noroeste está prohibida la extracción de corales preciosos dentro de la Reserva. El Estado de Hawai prohíbe la extracción y venta de coral rosado sin licencia y ha establecido una talla mínima (254 mm). California prohíbe la extracción comercial de Coralliidae.</p> <p>China: En enero de 2009 se renovó la reglamentación relativa a la extracción para la isla de Taiwan. Los barcos que extraen Coralliidae están regulados mediante la concesión de licencias y se han establecido zonas de recolección y un número máximo de días al año para la recolección. Para controlar la pesca e imponer el</p> | <p><i>Corallium rubrum</i> está totalmente protegido en Malta (<i>Flora, Fauna and Natural Habitats Protection Regulations, 2003</i>) y la extracción está regulada en Grecia (<i>Dounas et al., 2009</i>) y Túnez (<i>Chouba y Tritar, 1998</i>).</p> <p>La legislación relativa a la extracción en Argelia fue resumida por Akrouer (1989); posteriormente, la extracción quedó estrictamente controlada en 1995 por el Décret Exécutif n° 95-323, y más tarde en 2001 con arreglo al Décret Exécutif n° 01-56. Se esperan los resultados de un estudio en el que se ha evaluado el recurso. Belbacha et al. (2006, 2009) actualizaron la información sobre la situación de la especie en Argelia, donde al parecer sigue suspendida la extracción de coral.</p> <p>Aunque <i>C. rubrum</i> no se considera amenazado en Francia (<i>Labarraque et al., 2000</i>), su extracción está gestionada y reglamentada: está prohibido recolectar coral con escafandra, pero se expiden permisos con arreglo a exenciones provisionales, que se renuevan cada año. En Córcega, el número de recolectores se ha limitado a ocho y éstos han aceptado trabajar a profundidades mayores de 50 m para permitir la recuperación de las poblaciones de aguas menos profundas (<i>Harmelin, 2007</i>). En Cerdeña (Italia) existe legislación regional sobre la pesca de coral promulgada en 1979 y modificada en 1989. En 2009, se permitió la expedición de un máximo de 30 permisos de pesca de coral (<i>Anón., 2009</i>).</p> <p><i>Parrish et al. (2009)</i> señalan que se crearon tres Monumentos Nacionales Marinos adicionales en 2009, en las islas Line y Phoenix, el Atolón de Rose (<i>Rose Atoll</i>) y las tres islas Marianas del Norte, junto con la Fosa de las Marianas. No obstante, se desconoce si existen especies de Coralliidae en estas zonas.</p> <p><i>Tsounis et al. (en prensa)</i> aportan información según la cual “la pesquería de coral precioso de Taiwan empezó en 1929 y se limitaba a 150 embarcaciones en 1983. Actualmente hay 53 embarcaciones que se dedican a la extracción de <i>Corallium sp.</i> en cinco regiones, y cada una tiene un cupo anual de 200 kg y un límite de actividad de 220 días por año. Los pescadores utilizan artes tradicionales no selectivas que</p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>cumplimiento de la normativa, se utilizan los datos del sistema de vigilancia de embarcaciones VMS (<i>Vessel Monitoring System</i>), cuadernos de bitácora, puertos designados para los desembarcos, mercados de subastas centralizados y programas de observadores. Cincuenta y seis barcos cuentan con licencia para la extracción legal de <i>Corallium</i> y <i>Paracorallium</i> y las cantidades de coral que se puede extraer y exportar están limitadas a 200 y 120 kg respectivamente por barco y año. El incumplimiento de la normativa se puede sancionar con la confiscación de las artes de pesca y la suspensión de la licencia para la extracción de <i>Corallium</i> y <i>Paracorallium</i>.</p> <p>Japón: En Japón, la recolección de <i>Corallium</i> y <i>Paracorallium</i> está regulada por los gobernadores de las prefecturas (Kochi, Okinawa, Kagoshima y Nagasaki) conforme al reglamento de la pesca de la Ley de Pesca y Política de Conservación de los Recursos Marinos (<i>Fishery Law and Conservation Policy for Marine Resources</i>). Tanto los pescadores como los barcos están obligados a obtener licencias y existen zonas designadas para la recolección. No existen temporadas ni cupos específicos de recolección.</p> <p>Gestión de la extracción Las zonas de veda y la rotación de áreas de extracción son herramientas eficaces para la conservación de peces de arrecife con dispersión pelágica de las larvas. Sin embargo, en el caso de organismos sésiles y de crecimiento lento como <i>Corallium rubrum</i>, las zonas de veda son menos eficaces, a no ser que sean permanentes, pues estas especies pueden necesitar hasta 100 años o más para que la población se recupere totalmente. Actualmente, existen cuatro áreas marinas protegidas (AMP) en el Mediterráneo Noroccidental que protegen al coral rojo (3 en Francia y 1 en España). Después de 14 años de veda en el AMP de las Islas Medas en España, las poblaciones no se han recuperado a su estado natural, dado que sigue sin haber colonias mayores de 200 mm de altura. En este momento, no existen pruebas que demuestren que el número, el tamaño y el emplazamiento de las AMP son adecuados para proteger o mantener las poblaciones de <i>C. rubrum</i>.</p> | <p>consisten en las redes de enredo típicas en Asia remolcadas a baja velocidad (1,5 nudos). Sólo el 2% del coral extraído en Taiwan es coral vivo; el 83% es coral muerto y el 15% restante es coral muerto que lleva bastante tiempo en el lecho marino”.</p> <p><i>Tsounis et al. (en prensa) señalan que “los corales rojos, rosados y blancos se extraen con redes de enredo tradicionales y no selectivas con lastres de piedra en Kochi. Desde 1983, en las aguas entre Kagoshima y Okinawa, los recolectores utilizan vehículos submarinos tripulados y no tripulados, que están programados para respetar las tallas establecidas (Iwasaki y Suzuki, 2008). No existe un cupo oficial para esta pesca porque la investigación necesaria para gestionar las poblaciones ha empezado hace poco. La producción ha sido estable en la última década y las capturas, al menos en una zona (prefectura de Kochi) indican un 80% de coral muerto, lo cual implica una tasa de renovación baja del recurso”.</i></p> <p><i>En Filipinas, se prohíbe la explotación y exportación de los corales preciosos del género Corallium con arreglo a la Fisheries Administrative Order No. 202, Serie de 2000.</i></p> <p><i>En la Justificación se afirma que todas las especies de “coral rojo” están totalmente protegidas en Nueva Zelanda, implicando que esto incluye a Coralliidae spp. Sin embargo, el término “coral rojo” en la legislación de Nueva Zelanda se refiere a Stylasteridae spp. y no existe protección específica para Coralliidae spp. (Consalvey et al., 2006).</i></p> <p>Gestión de la extracción <i>El Comité Asesor Científico de Comisión General de Pesca del Mediterráneo (GFCM, por sus siglas en inglés) (2008) recomendó que se tomaran en consideración una serie de medidas en el norte de España (GSA 06) a la luz de los problemas siguientes: mortalidad elevada por la pesca, baja abundancia y población sobreexplotada (explotada a un nivel por encima del que se considera sostenible a largo plazo, sin posibilidad de expansión y con un riesgo elevado de agotamiento/colapso del stock). Las medidas propuestas son las siguientes: reducción progresiva del número de permisos para permitir una recuperación en los próximos 5 a 10 años (no expidiendo permisos nuevos para sustituir a los existentes), revisión del cupo autorizado actual (400 kg/año/pescador) y cierre de la pesca entre el 15 de junio y el 31 de agosto (período reproductivo). Un estudio realizado en la zona a la que se refiere el Informe del GFCM (costa de Montgrí, en el norte de España) mostró que una moratoria de cinco años dio lugar a una recuperación insignificante de las poblaciones (Tsounis et al., 2006). Costantini et al. (2007) demostró que la rotación de áreas de extracción perjudica a la biodiversidad genética de las poblaciones (Tsounis, 2009).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>Otra medida muy utilizada en el Mediterráneo en materia de recolección es un diámetro mínimo de 7 mm en la base. En Cerdeña el diámetro mínimo es de 10 mm, pero se permite una variación del 20%. Los datos recientes sobre desembarcos muestran que más del 50% de las colonias tienen menos de 10 mm de diámetro en la base. Dado que se sabe que la fertilidad y el número de larvas aumentan con el tamaño de las colonias (altura y número de ramas), la talla actual de extracción de las colonias de <i>Corallium rubrum</i> resulta inadecuada para proteger a las colonias reproductoras. Esas colonias pequeñas sólo se pueden reproducir dos o tres veces como máximo antes de la extracción y su pequeño tamaño y la configuración de su ramificación, relativamente limitada, limita su potencial reproductivo. Los científicos han indicado que, en vista de las tasas de crecimiento, que son muy bajas (y de los datos recientes sobre las mismas), es necesario un aumento de la talla mínima legal.</p> <p>En aguas de EEUU, se estableció el rendimiento máximo sostenible a partir de las supuestas tasas de crecimiento y abundancia de los corales de las zonas estudiadas, con un tamaño (altura) mínimo autorizado para la extracción. En el banco de Makapu'u, frente a las costas de Hawai, los bajos niveles de extracción selectiva entre 1972 y 1978 causaron una reducción en la proporción de colonias grandes que seguía siendo visible 20 años después, pese a que no había habido extracción alguna durante ese período.</p> <p>En 2004, los Estados miembros de las Naciones Unidas acordaron tomar medidas urgentes para la protección de los ecosistemas marinos vulnerables (EMV), como por ejemplo los corales de aguas frías. Las medidas no vinculantes adoptadas por una resolución de la Asamblea General de las Naciones Unidas prohíben los métodos de pesca destructivos, incluido el arrastre de fondo, que tienen un impacto perjudicial sobre los ecosistemas marinos vulnerables.</p> <p>En el Pacífico se han aplicado o impuesto pocas medidas de gestión de la pesca de Coralliidae, particularmente en aguas internacionales. La gestión ha estado obstaculizada por problemas de jurisdicción y de control, el carácter multinacional de la pesca, la presencia de bancos de corales preciosos en aguas situadas fuera de la jurisdicción de ningún Estado, y el desconocimiento sobre el estado de la población y la biología de la familia Coralliidae.</p> | <p><i>Un estudio sobre las AMP en el Mediterráneo (Abdulla et al., 2008) reveló que Corallium rubrum está presente aproximadamente en la mitad de las 85 AMP que respondieron a un cuestionario.</i></p> <p><i>Santangelo et al. (2009b) recomendaron la protección de las poblaciones de aguas someras de C. rubrum, añadiendo que el futuro de la extracción debería orientarse hacia las poblaciones de aguas profundas, que deberán ser gestionadas con cautela a partir de datos sólidos sobre poblaciones y pesca, además de un análisis fiable de las tendencias demográficas que permita el establecimiento de un tamaño mínimo para las colonias. No obstante, Tsounis et al. (2009) consideran que la explotación de las poblaciones de aguas profundas podría ser problemática porque es posible que éstas contribuyan al reclutamiento de las colonias de aguas someras.</i></p> <p><i>Anón. (2008) aportó información acerca de la identificación de los EMV y una evaluación del impacto causado por las actividades de pesca de fondo sobre los EMV y las especies marinas.</i></p> |
| <u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u> | |
| <p>Actualmente, no existen programas completos de cría en cautividad de Coralliidae. La Universidad de Pisa (Italia) ha desarrollado un método de reproducción del coral en substratos artificiales, y un pequeño proyecto de cría de <i>Corallium rubrum</i> en substratos artificiales y su trasplante al medio silvestre ha demostrado una</p> | <p><i>Harmelin (2006) analizó las posibilidades de reproducir Corallium rubrum, incluyendo un proyecto realizado en Mónaco en 1989 y 1993, pero concluyó que aún queda mucho por aprender.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>supervivencia relativamente elevada, aunque hasta el momento las medidas de restauración siguen siendo muy incipientes y no se han aplicado a gran escala.</p> <p>Comentarios adicionales</p> <p>El coral bambú y el coral esponja han aparecido en los mercados internacionales en forma de artículos de joyería, a menudo teñidos de rosa o rojo, y se han vendido con el nombre de Coralliidae. Los ejemplares de Coralliidae sin trabajar tienen patrones de crecimiento característicos que se pueden observar con un microscopio. La gorgonina negra presente en los nudos del coral bambú y la estructura porosa y el dibujo reticulado bicolor del coral esponja excluyen su identificación como Coralliidae.</p> | <p><i>Pedersen (2007) aclaró que los corales bambú también tienen estrías pero que, a diferencia de las estrías de los especímenes de Coralliidae, que son muy finas (con una separación de 0,25-0,5 mm entre estrías), las del coral bambú tienen aproximadamente 1 mm de separación, así que es fácil distinguir entre ambos tipos de coral.</i></p> <p><i>Al parecer, la extracción de coral bambú en Bone Bay, en Sulawesi (Indonesia) ha aumentado considerablemente en los últimos años, ya que se han declarado exportaciones de más de 100 t en 2005. Este cambio podría corresponder al conocido fenómeno de pasar al siguiente recurso disponible después de haber agotado los más valiosos e indica un cambio en la situación de oferta y demanda para los corales de la familia Coralliidae (Tsounis et al., en prensa; Tsounis, 2009).</i></p> |

Evaluadores:

G.Tsounis, TRAFFIC North America.

Inclusión de *Operculicarya decaryi* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Operculicarya decaryi* es un árbol caducifolio de tallo grueso que puede alcanzar una altura de nueve metros y es endémico de Madagascar. Se trata de una de las ocho especies del género *Operculicarya*, de las cuales siete son endémicas de Madagascar y una (*O. gummifera*) se encuentra en Madagascar y las Comoras. *Operculicarya decaryi* está extendida en el matorral espinoso y el bosque semicaducifolio degradado a altitudes bajas en el sur de Madagascar. Se han realizado estimaciones variadas, según las cuales la extensión de la presencia de la especie se sitúa entre 50.000 y 70.000 km² y el área de ocupación comprende entre 3.000 km² (300.000 ha) y 8.500 km² (850.000 ha). Se conocen unas 30 subpoblaciones. La especie puede ser abundante a escala local, con una estimación de más de 30.000 individuos en una subpoblación y densidades de 220 a 400 individuos por hectárea en lugares de estudio. Al menos en algunas zonas, la regeneración parece adecuada.

La especie tiene aspecto de bonsái y es cultivada principalmente por coleccionistas de plantas suculentas. Según los informes, las exportaciones desde Madagascar consisten principalmente en plantas pequeñas. Las exportaciones declaradas muestran un aumento del comercio, pasando de 56 plantas en 2003 a casi 2.700 en 2006. En principio, por lo menos algunas de estas plantas eran de origen silvestre, y probablemente todas lo fueran.

Al parecer, es fácil reproducir la especie a partir de esquejes del tallo o de las raíces y menos fácil reproducirla a partir de semillas, que pueden tener problemas de viabilidad. Las plantas están disponibles con relativa facilidad a escala internacional. La mayoría se venden a un precio moderado (entre 12 y 40 Euros en Europa y entre 25 y 120 dólares USA en EEUU) y supuestamente son reproducidas artificialmente, aunque en ocasiones se ofrecen a la venta plantas de mayor tamaño y a precios mucho más elevados (hasta 500 dólares USA) que casi con toda seguridad son de origen silvestre.

Se propone la inclusión de otras dos especies de *Operculicarya* (*O. hyphaenoides* y *O. pachypus*) en el Apéndice II en la CdP15 (véase las Propuestas 23 y 24).

Análisis: *Operculicarya decaryi* es una planta relativamente extendida y común en Madagascar. La información disponible sobre la extensión de su presencia y densidad poblacional indica que la población de la especie en el medio silvestre podría ser muy grande. La especie se comercializa en el mercado hortícola, aunque suele tratarse de plantas pequeñas, y los informes indican la especie es fácil de reproducir. No se conoce la existencia de extracción intensiva o extensiva para el uso nacional en Madagascar. Parece muy improbable que la extracción comercial esté reduciendo la población de la especie a un nivel en el que la especie llegue a ser candidata a la inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo o que sea necesario reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.

La especie se parece a otras especies del género *Operculicarya*, particularmente a una de las otras dos especies cuya inclusión en el Apéndice II se propone en la presente reunión de la Conferencia de las Partes (*O. pachypus*). Es posible imaginar que, si esta última fuera incluida en el Apéndice II, la inclusión de *O. decaryi* podría contribuir a regular su comercio (aunque otras especies similares de *Operculicarya*, de las cuales al menos algunas tal vez sean objeto de comercio, seguirían sin estar incluidas en CITES).

| Justificación | Información adicional |
|------------------------------------|-----------------------|
| <u>Taxonomía</u> | |
| | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| Madagascar. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| | |
| No evaluada. | |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

Operculicarya decaryi tiene una amplia distribución en la provincia de Tuléar, desde Tongobory Betioky hasta Amboasary Sud. En Tongobory, se contaron unos 440 individuos en 2006; otras localidades contienen un número similar de individuos.

La especie es muy apreciada como planta de tipo bonsái a escala nacional e internacional. El comercio de la especie ha aumentado en los últimos años, con las siguientes exportaciones declaradas por la Autoridad Administrativa CITES de Madagascar: 56 en 2003, 200 en 2004, 495 en 2005 y 2.647 en 2006. Los ejemplares que se exportan son plantas pequeñas.

Se considera que *Operculicarya decaryi* cumple los Criterios de la Lista Roja de la UICN para la inclusión en la categoría de Vulnerable.

Rakouth et al. (2006) calculan que la extensión de la presencia de la especie abarca unos 50.000 km² y que su área de ocupación comprende unos 8.500 km². Se han identificado al menos 13 subpoblaciones distintas.

Randrianosolo y Lowry (2006) calculan una extensión de la presencia de unos 72.000 km² y un área de ocupación de unos 3.000 km² en unas 30 subpoblaciones. Consideran que la especie cumple los criterios de la Lista Roja de la UICN para estar incluida en la categoría de Preocupación Menor.

La especie crece en matorral xerofítico y bosque semicaducifolio degradado a altitudes bajas. Se han encontrado densidades de 220 a 400 individuos/ha en lugares de estudio, y se calcula que una subpoblación contiene más de 30.000 individuos. La especie suele mostrar una buena regeneración (evaluada calculando la proporción entre el número de plantas jóvenes y el número de plantas productoras de semillas en las parcelas de estudio) (*Rakouth et al., 2006*).

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> | |
| <p>Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas</p> | |
| <p><u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u></p> <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> | <p><i>La especie se parece mucho a Operculicarya pachypus, con la que se suele confundir. También se propone la inclusión de O. pachypus en el Apéndice II en la CdP15 (véase la Propuesta 24).</i></p> |

Observaciones complementarias

Amenazas

Los incendios; algunas poblaciones han sido afectadas por la explotación de canteras (Rakouth et al., 2006).

Conservación, gestión y legislación

Cría en cautividad/reproducción artificial

Según los informes, es fácil reproducir la planta a partir de esquejes del tallo o trozos de la raíz tuberosa. Se indica que las semillas no suelen ser fiables (sitio Web de Desert tropicals).

Comentarios adicionales

Evaluadores:
TRAFFIC East/Southern Africa

Inclusión de *Operculicarya hyphaenoides* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Operculicarya hyphaenoides* es un arbusto o árbol pequeño caducifolio muy ramificado y de tallo grueso que puede alcanzar una altura de 1,5 m y es endémico de Madagascar. Se trata de una de las ocho especies del género *Operculicarya*, de las cuales siete son endémicas de Madagascar y una se encuentra en Madagascar y las Comoras. La especie tiene un área de distribución restringida en la parte suroccidental de Madagascar, donde crece en matorral semiárido en terrenos calizos, principalmente dentro y alrededor del Parque Nacional de Tsimanampetsotsa. Según las estimaciones, la extensión de la presencia de la especie abarca menos de 500 km² y 800 km² y su área de ocupación cubre 300 km² (30.000 ha) y casi 500 km² (50.000 ha) respectivamente. Según los informes, la distribución de la especie es fragmentada, con siete subpoblaciones, algunas de las cuales son pequeñas (entre 5 y 6 ha). Está claro que la especie puede ser razonablemente abundante a escala local, ya que en dos localidades estudiadas en 2005 se calcularon densidades de entre 370 y 550 individuos por hectárea, con una regeneración aparentemente adecuada.

La especie tiene aspecto de bonsái y atrae a coleccionistas de plantas suculentas. En la actualidad (finales de 2009) no parece estar fácilmente disponible en el comercio, aunque ha sido posible obtenerla en el pasado. Madagascar ha registrado pocas exportaciones (25 especímenes en 2004, 161 en 2005 y 395 en 2006). Es probable que dichas exportaciones hayan consistido principalmente o únicamente en plantas de origen silvestre. Según los informes, la planta se reproduce a partir de semillas o esquejes.

Se propone la inclusión de otras dos especies de *Operculicarya* (*O. pachypus* y *O. decaryi*) en el Apéndice II en la presente reunión de la Conferencia de las Partes (véanse las Propuestas 24 y 22); dichas especies se parecen más entre sí que a *O. hyphaenoides*.

Análisis: *Operculicarya hyphaenoides* es una planta localizada pero aparentemente común a escala local en Madagascar. Las extrapolaciones realizadas a partir del área de ocupación conocida y las densidades poblacionales estudiadas indican una población silvestre de tamaño considerable, aunque es probable que la distribución de la especie sea desigual dentro de su área de distribución. No se conoce la existencia de un aprovechamiento intensivo o extensivo para uso nacional en Madagascar. Según los informes, existe comercio de la especie, aunque al parecer a pequeños niveles, y la especie se puede reproducir artificialmente. Parece improbable que la extracción comercial esté reduciendo la población de la especie a un nivel en el que la especie llegue a ser candidata a la inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo o que sea necesario reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Taxonomía

|

Área de distribución

|

Madagascar.

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <i>No evaluada.</i> | |
| Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)) | |
| <u>A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I</u> | |
| <p>Esta especie endémica sólo se encuentra en algunas localidades en el sur de Madagascar (Tsimanampetsotsa, Bemananteza, Zohin'i Mitoho y la montaña Table de Toliara). Su área de distribución está fragmentada.</p> <p>En 2006, se contaron 550 plantas en Saint Augustin, en la montaña Table de Toliara.</p> <p>La especie crece en matorral bajo árido y semiárido.</p> <p>A partir de unos estudios de campo realizados en 2006, se considera que la especie cumple los Criterios de la Lista Roja de la UICN para la inclusión en la categoría de En Peligro.</p> | <p><i>Randrianosolo y Lowry (2006) calcularon una extensión de la presencia "muy inferior a 500 km²" y un área de ocupación de unos 300 km². Consideran que la especie cumple los criterios de la Lista Roja de la UICN para estar incluida en la categoría de En Peligro.</i></p> <p><i>Según Rakouth et al. (2006), la extensión de la presencia de la especie es de poco menos de 800 km² y el área de ocupación abarca 460 km². En un estudio de dos subpoblaciones de cinco y seis hectáreas se encontraron densidades de 366 y 550 individuos/ha. La regeneración se evaluó calculando la proporción entre el número de plantas jóvenes y el número de plantas productoras de semillas y se consideró adecuada.</i></p> <p><i>En búsquedas realizadas en Internet a finales de 2009, no se encontró la especie a la venta fuera de Madagascar.</i></p> |
| <u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u> | |
| <p>Exportaciones declaradas: 25 en 2004, 161 en 2005 y 395 en 2006.</p> <p>La corteza se utiliza a escala local para preparar un tónico que toman las mujeres para recuperar fuerzas después del parto.</p> | |
| Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas | |
| <u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u> | |
| <u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u> | |
| Observaciones complementarias | |

| Justificación | Información adicional |
|----------------|--|
| Los incendios. | <p><u>Amenazas</u></p> <p><i>En el sur de Madagascar, los hábitats naturales en general están afectados por los incendios, la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.</i></p> <p><u>Conservación, gestión y legislación</u></p> <p><i>Una parte de la población se encuentra en el Parque Nacional de Tsimananpetsotsa (Randrianosolo y Lowry, 2006).</i></p> <p><u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u></p> <p><i>La especie se reproduce a través de semillas y esquejes (Sitio web de Caudiciform).</i></p> <p><u>Comentarios adicionales</u></p> |

Evaluadores:
TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de *Operculicarya pachypus* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Operculicarya pachypus* es un arbusto bajo caducifolio de tallo grueso que puede alcanzar una altura de 1,2 m y es endémico de Madagascar. Se trata de una de las ocho especies del género *Operculicarya*, de las cuales siete son endémicas de Madagascar y una (*O. gummifera*) se encuentra en Madagascar y las Comoras. La especie tiene un área de distribución muy restringida en la parte suroccidental de Madagascar, en los alrededores de Toliara, donde crece en matorral semiárido en suelos calizos. Se calcula que la extensión de la presencia de la especie abarca poco menos de 400 km² y que el área de ocupación comprende unos 100 km² (10.000 ha). Se conocen cuatro subpoblaciones. La especie puede ser abundante a escala local, como muestra el recuento de unos 1.000 individuos por hectárea en una subpoblación pequeña (6 ha) y la regeneración parece adecuada.

La especie tiene aspecto de bonsái y es cultivada, principalmente por coleccionistas especializados en plantas suculentas. En el período 2003–2006, se registró la exportación de unos 1.800 especímenes desde Madagascar, la mayoría de los cuales (1.200) fueron exportados en 2004. En la actualidad (finales de 2009) no parece estar fácilmente disponible fuera de Madagascar; es evidente que la especie puede alcanzar precios elevados (2.540 dólares USA por un espécimen en una maceta de 40 cm). Es probable que las exportaciones registradas hayan consistido principalmente o únicamente en plantas de origen silvestre.

No se conoce la presencia de la especie en áreas protegidas. Según los informes, su hábitat está afectado por los incendios y existe cierto uso local de la corteza para fines medicinales, aunque no se conoce la intensidad de dicho uso.

Se propone la inclusión de otras dos especies de *Operculicarya* (*O. decaryi* y *O. hyphaenoides*) en el Apéndice II en la presente reunión de la Conferencia de las Partes (véanse las Propuestas 22 y 23).

Análisis: *Operculicarya pachypus* es una planta muy localizada pero aparentemente abundante al menos a escala local en Madagascar. Las extrapolaciones realizadas a partir de la estimación del área de ocupación y las densidades poblacionales estudiadas indican una población silvestre de tamaño razonablemente grande (aunque es probable que la distribución de la especie sea desigual dentro de su área de distribución). No se conoce la existencia de un aprovechamiento intensivo o extensivo para uso nacional en Madagascar. La especie ha sido exportada como planta hortícola, aunque se han declarado pocas exportaciones en los últimos años y no parece existir gran disponibilidad de la especie en la actualidad. Según la información disponible, parece improbable que la extracción comercial esté reduciendo la población de la especie a un nivel en el que la especie llegue a ser candidata a la inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo o que sea necesario reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores. No obstante, es imposible afirmarlo con certeza, dada la distribución aparentemente muy restringida de la especie.

La especie se parece a otras del género *Operculicarya*, sobre todo a una de las otras dos especies cuya inclusión en el Apéndice II se propone en la presente reunión (*O. decaryi*). Es posible que, si esta última fuera incluida en el Apéndice II, la inclusión de *O. pachypus* contribuya a reglamentar su comercio (aunque otras especies similares del género *Operculicarya*, de las cuales algunas podrían ser comercializadas, seguirían sin estar incluidas en CITES).

| Justificación | Información adicional |
|------------------------------------|-----------------------|
| <u>Taxonomía</u> | |
| | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| Madagascar. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| | |
| No evaluada. | |

Crterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

La especie tiene un área de distribución muy localizada en la región de Toliara, en la parte suroccidental de Madagascar.

Exportaciones declaradas: 70 especímenes en 2003, 1.212 en 2004, 312 en 2005 y 259 en 2006.

Según las estimaciones realizadas por Rakouth et al. (2006), la extensión de la presencia de la especie es de poco menos de 400 km² y el área de ocupación abarca unos 100 km². Las estimaciones de densidad poblacional obtenidas en un lugar de estudio de seis hectáreas fueron de poco menos de 1.000 individuos/ha. La tasa de regeneración se evaluó calculando la proporción entre el número de plantas jóvenes y el número de plantas maduras, y los resultados revelaron una buena regeneración en un lugar de estudio y una regeneración moderada en el segundo, donde se sabía que la especie era extraída para el comercio. Según los informes, la especie se regenera fácilmente desde la raíz (Rakouth et al. 2006). Se conocen tres (Rakouth et al, 2006) o cuatro (Randrianosolo y Lowry, 2006) subpoblaciones de la especie.

Tanto Rakouth et al. (2006) como Randrianosolo y Lowry (2006) consideran que la especie estaría clasificada en la categoría de En Peligro según los Criterios y Categorías de la Lista Roja de la UICN.

B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

La corteza de la especie se utiliza para preparar una infusión con la que se trata la diarrea del lactante.

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p><u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u></p> <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> | <p><i>La especie tiene un gran parecido y a menudo se confunde con O. decaryi, que también es objeto de una propuesta de inclusión en el Apéndice II en la CdP15 (véase la Propuesta 24).</i></p> |

Observaciones complementarias

Según los informes, el hábitat está afectado por los incendios.
Existe cierto uso local de la corteza con fines medicinales.

Amenazas**Conservación, gestión y legislación**

No se conoce su existencia en áreas protegidas.

Cría en cautividad/reproducción artificial

Según los informes, es fácil reproducir la especie a partir de esquejes de las raíces tuberosas (sitio Web de Desert tropicals).

Comentarios adicionales**Evaluadores:**

TRAFFIC East/Southern Africa.

Enmienda de la anotación a Cactaceae spp. y todos los taxa con la anotación #1.

Sustitución de las anotaciones #1 y #4 por la siguiente nueva anotación para los taxa de plantas incluidas en el Apéndice II:

“Todas las partes y derivados, excepto:

- a) las semillas (inclusive las vainas de Orchidaceae), las esporas y el polen (inclusive las polinias) salvo esas semillas de Cactaceae spp. exportadas de México;
- b) los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos *in vitro*, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles;
- c) las flores cortadas de plantas reproducidas artificialmente;
- d) los frutos, y sus partes y derivados, de plantas naturalizadas o reproducidas artificialmente del género *Vanilla* (Orchidaceae), *Opuntia* subgénero *Opuntia* (Cactaceae), *Hylocereus* y *Selenicereus* (Cactaceae);
- e) los tallos, las flores y las partes y derivados de plantas naturalizadas o reproducidas artificialmente del género *Opuntia* subgénero *Opuntia* y *Selenicereus* (Cactaceae); y
- f) los productos acabados de *Euphorbia antisiphilitica* empaquetados y preparados para el comercio al por menor”.

Enmienda de la nota al pie de página 6 como sigue (suprimir el texto tachado):

“Los especímenes reproducidos artificialmente de los siguientes híbridos y/o cultivares no están sujetos a las disposiciones de la Convención:

- *Hatiora x graeseri*
- *Schlumbergera x buckleyi*
- *Schlumbergera russelliana x Schlumbergera truncata*
- *Schlumbergera orssichiana x Schlumbergera truncata*
- *Schlumbergera opuntioides x Schlumbergera truncata*
- *Schlumbergera truncata* (cultivares)
- Cactaceae spp. de color mutante ~~que carecen de clorofila~~, injertadas en los siguientes patrones: *Harrisia 'Jusbertii'*, *Hylocereus trigonus* o *Hylocereus undatus*
- *Opuntia microdasys* (cultivares)”

Autores de la propuesta: México y Estados Unidos de América, en nombre del Comité de Flora.

Antecedentes

Actualmente, los siguientes taxa incluidos en el Apéndice II están sujetos a la anotación #1: *Caryocar costaricense*, Cycadaceae spp., Didiereaceae spp., *Cibotium barometz*, *Dicksonia* spp. (sólo las poblaciones de las Américas), *Dioscorea deltoidea*, *Dionaea muscipula*, *Euphorbia* spp. (sólo las especies suculentas), *Fouquieria columnaris*, *Oreomunnea pterocarpa*, *Aloe* spp., *Platymiscium pleiostachyum*, *Swietenia humilis*, *Nepenthes* spp., *Cistanche deserticola*, *Beccariophoenix madagascariensis*¹, *Neodypsis decaryi*¹, *Anacampseros* spp., *Avonia* spp., *Lewisia serrata*, *Cyclamen* spp., *Orothamnus zeyheri*, *Protea odorata*, *Prunus africana*, *Sarracenia* spp., *Bowenia* spp., *Aquilaria* spp., *Gonystylus* spp., *Gyrinops* spp., *Welwitschia mirabilis*, *Zamiaceae* spp., *Hedychium philippinense* y *Orchidaceae* spp..

El texto actual de la anotación #1 es el siguiente:

“#1 Todas las partes y derivados, excepto:

- a) las semillas, las esporas y el polen (inclusive las polinias);
- b) los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos *in vitro*, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles;
- c) las flores cortadas de plantas reproducidas artificialmente; y
- d) los frutos, y sus partes y derivados, de plantas reproducidas artificialmente del género *Vanilla*”.

¹ nota: En la presente CdP, se han presentado propuestas para suprimir la exención relativa a las semillas de las palmeras de Madagascar *Beccariophoenix madagascariensis* (Propuesta 32) y *Neodypsis decaryi* (Propuesta 33, con el nombre de *Dypsis decaryi*). Si dichas propuestas son aceptadas, esto daría lugar a una nueva anotación.

Actualmente, la familia Cactaceae spp. está sujeta a la anotación #4 y la nota al pie de página nº 6.

El texto actual de la anotación #4 es el siguiente:

“Todas las partes y derivados, excepto:

- a) las semillas, excepto las de las cactáceas mexicanas originarias de México, y el polen;
- b) los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos *in vitro*, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles;
- c) las flores cortadas de plantas reproducidas artificialmente;
- d) los frutos, y sus partes y derivados, de plantas aclimatadas o reproducidas artificialmente; y
- e) los elementos del tallo (ramificaciones), y sus partes y derivados, de plantas del género *Opuntia* subgénero *Opuntia* aclimatadas o reproducidas artificialmente”.

El texto actual de la nota nº 6, que sólo afecta a Cactaceae spp. en la actualidad, es el siguiente:

“Los especímenes reproducidos artificialmente de los siguientes híbridos y/o cultivares no están sujetos a las disposiciones de la Convención:

- *Hatiora x graeseri*
- *Schlumbergera x buckleyi*
- *Schlumbergera russelliana x Schlumbergera truncata*
- *Schlumbergera orssichiana x Schlumbergera truncata*
- *Schlumbergera opuntioides x Schlumbergera truncata*
- *Schlumbergera truncata* (cultivares)
- Cactaceae spp. de color mutante que carecen de clorofila, injertadas en los siguientes patrones: *Harrisia 'Jusbertii'*, *Hylocereus trigonus* o *Hylocereus undatus*
- *Opuntia microdasys* (cultivares)”.

Resúmenes y análisis

Los cambios importantes que se proponen se analizan a continuación.

Semillas de cactáceas

En la actualidad, las semillas de las cactáceas mexicanas procedentes de México no están excluidas del Convenio, es decir, se necesitan certificados CITES para poder comercializarlas, a diferencia de las semillas de todas las demás cactáceas incluidas en el Apéndice II, que están excluidas del Convenio. Según este texto, tanto las exportaciones de semillas de cactáceas mexicanas procedentes de México como las reexportaciones de las mismas desde otros países necesitan certificados. En cambio, las exportaciones de semillas de cactáceas no mexicanas de plantas cultivadas o naturalizadas procedentes de México no están sujetas a los controles del Convenio.

La enmienda propuesta sólo se refiere a no excluir del Convenio a las “semillas de Cactaceae spp. exportadas de México”. Esto significa que todas las semillas de cactáceas exportadas desde México, incluyendo las de cactáceas no mexicanas, estarán sujetas al Convenio y necesitarán certificados CITES cuando se comercialicen, pero que las reexportaciones de semillas de cactáceas incluidas en el Apéndice II (incluyendo las cactáceas mexicanas) de países que no sean México no estarán sujetas al Convenio.

Análisis: Con esta medida se simplificará la aplicación de CITES en México y otros países, sin ningún impacto negativo sobre la conservación.

Frutos, flores y tallos de cactáceas

Actualmente, los siguientes tipos de especímenes están excluidos del Convenio: las flores cortadas de plantas reproducidas artificialmente y los frutos y las partes y derivados de frutos de plantas naturalizadas o reproducidas artificialmente de todas las especies de cactáceas incluidas en el Apéndice II, así como los elementos del tallo (ramificaciones), y sus partes y derivados, de plantas del género *Opuntia* subgénero *Opuntia* aclimatadas o reproducidas artificialmente.

Frutos: La enmienda propuesta restringiría la exención para los frutos y sus partes y derivados a las plantas naturalizadas o reproducidas artificialmente de los géneros *Opuntia* (subgénero *Opuntia*), *Selenicereus* y *Hylocereus*.

Existe un importante comercio de frutos de distintas cactáceas cultivadas, en gran medida desde fuera del área de distribución natural de la especie en cuestión. Los frutos que más se comercializan son la pitaya o fruta del dragón, que procede principalmente de las especies *Hylocereus undatus* (pitaya roja) y *Selenicereus megalanthus* (pitaya amarilla) y las tunas o higos chumbos procedentes de distintas especies de *Opuntia* tales como *O. ficus-indica*. Israel exporta también frutos de *Cereus peruvianus*, comercializados con el nombre de “koubo” (Mizrahi *et al.* 2002). También se cultivan otros géneros de cactáceas por sus frutos, principalmente *Stenocereus*, aunque al parecer esto sólo ocurre dentro del área de distribución natural de la especie y para consumo nacional (Pimienta-Barrios and Nobel, 1994). La exención actual (la anotación #4 en vigor) garantiza que el comercio internacional de frutos de cactáceas y sus partes y derivados procedentes de plantas naturalizadas y reproducidas artificialmente queda exento de los controles. La sugerencia planteada en la Justificación de la propuesta CdP14 Prop. 26 diciendo que los párrafos d) y e) de la actual anotación #4 están vinculados de algún modo y que la referencia al género *Opuntia* (subgénero *Opuntia*) en el párrafo e) también se refiere al párrafo d) es completamente errónea. Si existiera un vínculo entre ambos párrafos, por analogía la exención del párrafo c) de la anotación #1, relativa a las flores cortadas de las plantas reproducidas artificialmente de una gran variedad de especies, y sobre todo de orquídeas incluidas en el Apéndice II, sólo se referiría a las plantas del género *Vanilla*, puesto que éstas son el objeto del párrafo d) de la anotación, y ese no es el caso.

Flores: En lo que respecta a las flores, las “flores cortadas de plantas reproducidas artificialmente” de todas las cactáceas incluidas en el Apéndice II ya están exentas del Convenio con arreglo al actual párrafo c) de la anotación #4, que seguiría siendo el párrafo c) de la nueva anotación. Además, el nuevo párrafo e) permitiría la exención de las flores y los derivados de las flores de plantas naturalizadas (en contraposición con plantas reproducidas artificialmente) de los géneros *Opuntia* subgénero *Opuntia* y *Selenicereus* (Cactaceae) así como las partes y derivados de las flores de las plantas reproducidas artificialmente de estos géneros.

Las flores secas y los extractos de las flores de algunas especies de *Opuntia* y *Selenicereus* se comercializan en forma de medicamentos. Se cree que la inmensa mayoría de los productos comercializados procede de plantas naturalizadas o reproducidas artificialmente.

Tallos: La enmienda propuesta ampliaría la exención relativa a los tallos para incluir los de las especies del género *Selenicereus* y sus partes y derivados. Simplifica el texto relativo a la exención para los tallos de *Opuntia* (subgénero *Opuntia*).

Los tallos (“ramificaciones”) o cladodios de las especies típicas de *Opuntia* se cultivan y comercializan como hortalizas. La inmensa mayoría de los productos comercializados procede de material reproducido artificialmente o naturalizado; dicho comercio ya está exento de las disposiciones del Convenio. Los tallos y derivados de algunas especies de *Selenicereus* se comercializan con fines medicinales. Se considera también que la mayor parte de este comercio procede de plantas naturalizadas o reproducidas artificialmente.

Análisis: La probabilidad de que la exención del comercio de frutos, flores y tallos de cactáceas de las disposiciones del Convenio con arreglo a las anotaciones propuestas tenga un impacto adverso sobre la conservación es prácticamente nula. La exención propuesta para los frutos ya no incluiría a los frutos de *Cereus peruvianus* reproducidos artificialmente, por lo que éstos ya quedarían sujetos a las disposiciones de CITES. Esto aumentaría la carga para los organismos responsables de la aplicación del convenio, sin tener beneficios para la conservación. El problema se solucionaría manteniendo el texto original de la anotación #4.

Cactáceas injertadas

Con arreglo a la anotación actual, los especímenes injertados de color mutante [Nota del Traductor: la formulación debería ser “especímenes injertados mutantes de color”] de cactáceas injertadas en tres patrones de cactáceas están exentos de las disposiciones del Convenio siempre y cuando carezcan de clorofila. La aplicación propuesta se aplicaría a todos los mutantes de color, independientemente de que contengan clorofila o no.

Análisis: Existe un amplio comercio de formas injertadas de color de distintas cactáceas, sobre todo de *Gymnocalycium mihanovicii*. Este comercio no tiene nada que ver con las plantas silvestres y no tiene ningún impacto sobre su conservación. Aunque la mayoría de estas formas carecen de clorofila, algunas contienen pequeñas cantidades de ésta y por lo tanto en teoría no están cubiertas por la exención actual, sin que exista motivo para ello. La enmienda propuesta pretende rectificar esta situación para que todas las formas queden cubiertas por la anotación.

Euphorbia antisyphilitica

Con la anotación propuesta se eximiría de las disposiciones del Convenio a los productos acabados de *Euphorbia antisyphilitica* empaquetados y preparados para el comercio al por menor. Dichos productos no están exentos en la actualidad.

El género *Euphorbia* es uno de los géneros de plantas más grandes, variables y con la distribución más extendida. Contiene entre 1.500 y 2.000 especies, desde pequeñas plantas anuales hasta árboles, de las cuales la mayoría se encuentra en los trópicos. Aproximadamente unas 700 son suculentas en mayor o menor grado, y una gran variedad de especies tiene interés hortícola. Algunas euforbias se cultivan en cantidades industriales en muchos lugares del mundo como plantas ornamentales o de interior, de las cuales algunas son objeto de comercio internacional en grandes volúmenes. Otras, sobre todo las formas suculentas enanas, de crecimiento lento, son de gran interés para los coleccionistas especializados. En el caso de algunas de estas especies, se han comercializado plantas obtenidas del medio silvestre, a veces en grandes cantidades. Algunas especies también se utilizan como plantas medicinales. El único producto derivado de especies de euforbias suculentas del cual se sabe que existe comercio es la cera de candelilla, extraída de la especie *Euphorbia antisyphilitica*, autóctona de México y EEUU. La cera de candelilla se utiliza en la elaboración de productos muy variados, tales como cosméticos, tintes, tintas, alimentos, compuestos farmacéuticos, emulsiones, productos para dar brillo a muebles y adhesivos. En la actualidad, se usa principalmente en la elaboración de cosméticos. Por ahora, la producción comercial de cera de candelilla sólo se lleva a cabo en México, desde donde parece que se exporta la mayor parte de la producción en forma de materia prima (Schneider, 2009 y CITES trade database).

Todo el género *Euphorbia* se incluyó en el Apéndice II de CITES en 1975, sin duda debido a las preocupaciones relativas al posible impacto de la extracción de ejemplares silvestres de algunas especies suculentas, sobre todo procedentes de Sudáfrica, para el comercio hortícola. En 1997 se excluyó a las formas no suculentas así como los cultivares reproducidos artificialmente de *Euphorbia trigona*, un taxón que sólo se conoce en la forma cultivada. En la CdP13, se eximió también a otras formas de euforbias suculentas reproducidas artificialmente en grandes cantidades para el comercio hortícola. Con estas excepciones, las especies de *Euphorbia* incluidas en el Apéndice II están cubiertas actualmente por la anotación #1. El Apéndice I contiene 10 especies de euforbias suculentas de Madagascar, de las cuales todas son formas enanas.

Según la base de datos sobre comercio CITES, México declaró exportaciones de poco más de 2.400 t de cera en el período 2000–2001, principalmente con destino a Alemania (unas 1.500 t); el resto fue exportado a Estados Unidos (unas 700 t) y Japón (unas 200 t). Según otras fuentes mexicanas, citadas en Schneider (2009), las exportaciones son algo mayores que estas cifras, habiendo alcanzado unas 1.000 t anuales en el período 2002–2004, de las cuales se exportó un 40% a EEUU, una cantidad similar a la Unión Europea y la mayor parte del resto a Japón (Schneider, 2009).

Actualmente los productos acabados que contienen cera de candelilla están sujetos a las disposiciones de CITES, lo cual teóricamente representa una carga considerable en lo que se refiere a los controles. La anotación propuesta situaría a la especie al mismo nivel en el Convenio que otras especies vegetales incluidas en el Apéndice II que se comercializan principalmente en forma de extractos o derivados en bruto o semielaborados o productos acabados para el comercio al por menor, que actualmente están cubiertos por la anotación #2, según la cual “las semillas y el polen” y “los productos acabados empaquetados y preparados para el comercio al por menor” están exentos de los controles. Estas especies son *Rauvolfia serpentina*, *Podophyllum hexandrum*, *Adonis vernalis*, *Picrorhiza kurrooa*, varias especies del género *Taxus*, *Nardostachys grandiflora* y *Guaiacum* spp.

Análisis: Esta enmienda contribuiría a aliviar la carga administrativa y de control y es altamente improbable que tuviera un impacto negativo sobre la conservación.

Evaluadores:

Traffic East/Southern Africa.

Inclusión de *Zygosicyos pubescens* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Zygosicyos pubescens*, también llamada *Xerosicyos pubescens*, es una planta suculenta de la familia de las calabazas o Cucurbitaceae que habita en Madagascar. Tiene un tronco engrosado o cáudice con aspecto de tubérculo que puede alcanzar excepcionalmente casi un metro de diámetro y del que salen ramas de tipo enredadera. La presencia de la especie sólo se conoce en cinco localidades en un área de unos 400 km² en la parte suroriental de Madagascar, donde la especie crece en matorral y bosque seco en zonas rocosas con un poco de sombra. La zona donde habita la especie está afectada por una serie de presiones antropogénicas, tales como el fuego, el sobrepastoreo, la extracción de leña y la producción de carbón vegetal. No se conoce su presencia en áreas protegidas. Existe cierta demanda internacional de la especie como planta ornamental, y es cultivada principalmente por coleccionistas de plantas suculentas. En el período 2003–2006, la Autoridad Administrativa CITES de Madagascar declaró la exportación de unos 80 especímenes. Es probable que la mayoría de éstos o incluso todos fueran plantas de origen silvestre. La especie no parece estar disponible de forma generalizada fuera de Madagascar en la actualidad. Según los informes, la especie se puede reproducir a través de semillas o esquejes. La especie ha sido ofrecida a la venta por un exportador a un precio de 95 Euros.

Análisis: La escasa información disponible indica que *Zygosicyos pubescens* tiene un área de distribución restringida con pocas localidades conocidas. No existe información sobre su abundancia en el medio silvestre. Se ha documentado comercio de un número muy bajo de individuos, por lo que es improbable que dicha actividad tenga un impacto sobre la población silvestre, aunque esto no se puede afirmar con certeza dada la falta de información sobre la población. Por lo tanto, no se dispone de información suficiente para determinar si la especie cumple los criterios para la inclusión en el Apéndice II o no.

| Justificación | Información adicional |
|--------------------|--|
| <p>Madagascar.</p> | <p><u>Taxonomía</u></p> |
| | <p><i>Sinónimo:</i> <i>Xerosicyos pubescens</i>. Incluida en el género <i>Zygosicyos</i> por <i>Rowley (2002)</i>; esta designación no está aceptada universalmente.</p> |
| | <p><u>Área de distribución</u></p> |
| | <p><u>Categoría global en la UICN</u></p> <p><i>No evaluada.</i></p> |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>La especie está extremadamente localizada y sólo se conoce su presencia en una localidad, el bosque de Ekodida, en Amboasary Sud. En un censo realizado en una parcela de tres hectáreas en el bosque se censaron unos 150 individuos. El hábitat de la especie está restringido a los fragmentos de bosque que quedan. Los resultados de estudios de campo realizados en 2006 indican que cumple los Criterios de la UICN para la clasificación de En Peligro.</p> <p>La especie crece en zonas sin protección que son objeto de presiones antropogénicas.</p> <p>Comercio declarado: 0 en 2003, 25 en 2004, 25 en 2005 y 32 en 2006.</p> <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> | <p><i>Rauh (1996) documentó la presencia de la especie en cinco lugares dentro de un área de unos 400 km² en la parte suroriental de Madagascar, al oeste de Taloagnaro. Según sus observaciones, la especie crece en matorral y bosque seco, en zonas rocosas con un poco de sombra. La localidad principal para la especie estaba cerca del pueblo de Andrahomana, al sureste de Amboasary, donde crecía en matorral de Didierea degradado, aunque también encontró ejemplares en la base de varias colinas bajas a proximidad de esta zona y consideró que la especie estaba restringida a esta zona.</i></p> <p><i>La especie es dioica (Rauh, 1996).</i></p> <p><i>En una lista de 2007, un exportador ofrecía la planta a la venta por 95 Euros; aparte de eso, no se encontraron ejemplares a la venta en ningún otro lugar con el nombre de Xerosicyos o Zygosityos.</i></p> |
| <p>Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas</p> <p><u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u></p> <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> | |
| <p>Observaciones complementarias</p> | <p><u>Amenazas</u></p> <p><i>En el sur de Madagascar, los hábitats naturales están afectados por los incendios, la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.</i></p> <p><u>Conservación, gestión y legislación</u></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

No se conoce la presencia de la especie en áreas protegidas.

Cría en cautividad/reproducción artificial

Según los informes, la especie se puede reproducir a través de semillas y esquejes (Bihmann, sin fecha).

Comentarios adicionales

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de *Zygosicyos tripartus* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Zygosicyos tripartus* es una planta suculenta de la familia de las calabazas o Cucurbitaceae que habita en Madagascar. Tiene un tronco engrosado o cáudice de hasta 30 cm de diámetro del que salen ramas de tipo enredadera. La planta tiene un área de distribución relativamente amplia en la parte central y meridional de Madagascar que abarca más de varios miles de kilómetros cuadrados. El número de individuos parece alto al menos a escala local, aunque al parecer la especie sólo habita en bosque relativamente intacto. La zona donde habita la especie está afectada por una serie de presiones antropogénicas, tales como el desmonte del bosque para la agricultura, el sobrepastoreo, la extracción de leña y la producción de carbón vegetal. No se sabe hasta qué punto la especie está afectada por dichas amenazas. No se conoce ningún uso local para la especie. Existe cierta demanda internacional de la especie como planta ornamental, y es cultivada principalmente por coleccionistas de plantas suculentas. En el período 2003–2006, la Autoridad Administrativa CITES de Madagascar declaró la exportación de unos 5.000 especímenes de la especie. Es probable que la mayoría de éstos o incluso todos fueran plantas de origen silvestre. La especie ha sido ofrecida a la venta recientemente en Europa y Estados Unidos a precios moderados (entre 30 y 70 Euros; 150 dólares USA).

Análisis: *Zygosicyos tripartus* es una especie relativamente extendida y abundante al menos a escala local en la parte central y meridional de Madagascar. Si las estimaciones poblacionales son representativas del área de distribución de la especie en su conjunto, es probable que el tamaño de la población silvestre de la especie sea considerable. Existe demanda internacional de la especie para uso hortícola, y se ha registrado la exportación de cantidades moderadas de especímenes desde Madagascar en los últimos años. Es probable que una gran parte de las exportaciones o incluso todas hayan consistido en plantas de origen silvestre. No se dispone de información sobre el impacto de la recolección para la exportación sobre las poblaciones silvestres. Es posible que la extracción para abastecer los niveles actuales de las exportaciones diezme a la especie a escala local, pero parece improbable que sea necesario reglamentar el comercio para evitar que la especie llegue a ser candidata a la inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo o para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población total a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|--|
| Madagascar. | <u>Taxonomía</u> |
| | <u>Área de distribución</u> |
| | <u>Categoría global en la UICN</u> |
| | No evaluada. |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)) | |
| <u>A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I</u> | |
| <p>La especie tiene una distribución fragmentada en la parte meridional y central de Madagascar. Se conoce su presencia en la cuenca alta del Mandrare, el valle del Manambolo y Tranomaro. Se contaron 900 individuos en los bosques de Ambarazy y Andrahomana en el municipio de Tranomaro.</p> <p>La especie crece en suelos rocosos en el bosque seco y sólo habita en bosques relativamente intactos. Se encuentra en zonas sin protección que sufren fuertes presiones.</p> <p>A partir de unos estudios de campo realizados en 2006, se considera que la especie cumple los criterios para estar incluida en la categoría de Vulnerable según los Criterios y Categorías de la Lista Roja de la UICN.</p> <p>Exportaciones declaradas: 250 en 2003, 1.523 en 2004, 1.247 en 2005 y 1.845 en 2006.</p> | <p><i>La base de datos del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM en español, GBIF en inglés) contiene registros de la presencia de la especie en muchas localidades en un área de unos 4.000 km² en la parte suroriental de Madagascar (GBIF, 2010). No se sabe qué proporción del área de distribución de la especie representan estos datos.</i></p> |
| <u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u> | |
| <i>No se conoce ningún uso local para la especie.</i> | |
| Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas | |
| <u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u> | |
| <u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u> | |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Observaciones complementarias

Amenazas

En Madagascar, los hábitats naturales están afectados por los incendios, la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.

Conservación, gestión y legislación

Cría en cautividad/reproducción artificial

La especie se puede reproducir a través de semillas y esquejes (Bihrmann, sin fecha).

Comentarios adicionales

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Supresión de *Euphorbia misera* del Apéndice II.

Autores de la propuesta: México y Estados Unidos de América.

Resumen: *Euphorbia misera* es un arbusto perenne de crecimiento lento que habita en el noroeste de México y el sur de California, en Estados Unidos. Crece principalmente en matorral costero, a altitudes entre 10 y 500 m, aunque también se encuentra en la zona central de Sonora. La mayor parte de su área de distribución se encuentra en México, donde no se dispone de información detallada de su estado, aunque según algunos informes la especie está ampliamente distribuida en algunas zonas del estado de Baja California y es común a escala local en otras. En Estados Unidos, el Departamento de Pesca y Caza de California (*California Department of Fish and Game*) señala que se conoce la existencia de la especie en 26 localidades. Según los informes, la especie es bastante abundante (más de 1.000 plantas) en algunas de estas localidades y escasa en otras. La especie está afectada por la destrucción del hábitat debido a la presión continua del desarrollo costero y, en el caso de las poblaciones isleñas, por la herbivoría ocasionada por especies introducidas como el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). Aproximadamente la mitad de las localidades conocidas en México y EEUU se encuentran dentro de áreas protegidas. La especie está cubierta por la reglamentación general que exige la obtención de permisos para la recolección y comercialización de plantas no leñosas (México) o suculentas (California, EEUU).

La especie fue incluida en el Apéndice II de CITES en 1975 con todo el género *Euphorbia*. Dicha inclusión fue enmendada en 1997 para mantener sólo a las especies suculentas en los Apéndices.

En México, los informes indican que la especie tiene un uso local como medicina tradicional, aunque dicho uso parece muy limitado. La especie se cultiva en EEUU; es fácil de reproducir a partir de semillas o esquejes, y es relativamente fácil conseguir plantas reproducidas artificialmente. Según los datos sobre comercio CITES, el comercio de la especie es mínimo (nueve especímenes en total, de los cuales el comercio más reciente se produjo en 1997, todos declarados por EEUU como especímenes reproducidos artificialmente). En los últimos años, no se ha observado ningún anuncio de venta de la especie fuera de EEUU, y es poco probable que exista demanda de la misma.

Según los informes, es posible distinguir entre *Euphorbia misera* y otras especies de *Euphorbia* con hábito de crecimiento arbustivo de México y EEUU incluidas en el Apéndice II por la forma característica de las hojas (con forma de corazón en la base). Aunque la especie puede ser similar a otras euforbias incluidas en el Apéndice II procedentes de otros lugares, que se sepa no es similar a ninguna especie de *Euphorbia* incluida en el Apéndice I (todas las formas pequeñas de Madagascar) ni a ninguna *Euphorbia* incluida en el Apéndice II de la que existan informes de comercio de cantidades considerables de plantas de origen silvestre.

Análisis: Se ha documentado un volumen de comercio internacional insignificante de *Euphorbia misera* desde 1975; ninguno de los especímenes comercializados era de origen silvestre y tampoco se prevé que haya demanda internacional de dichos especímenes. Por lo tanto, no existe ningún indicio de que sea preciso reglamentar el comercio internacional de *Euphorbia misera* para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, ni para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.

La especie no se parece a ninguna *Euphorbia* incluida en el Apéndice I. Aunque es posible que se parezca a otras especies de *Euphorbia* incluidas en el Apéndice II, que se sepa no se parece a ninguna cuyo comercio pueda ser motivo de preocupación. Además, dado que no existe ni se prevé comercio de la especie, no hay razones para mantenerla en el Apéndice II por motivos de semejanza.

Teniendo en cuenta la medida cautelar contenida en el Anexo 4.4 de la *Resolución Conf. 9.24. (Rev. CoP 14)*, no existen indicios de que el resultado probable de la supresión fuese que la especie cumpla los criterios para la inclusión en los Apéndices en un futuro próximo.

| Justificación | Información adicional |
|------------------------------------|-----------------------|
| <u>Taxonomía</u> | |
| | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| | |
| México y Estados Unidos. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| | |
| <i>No evaluada.</i> | |

Crucios biológicos y comerciales para el mantenimiento en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

No se dispone de estimaciones de la población total.

Se trata de una especie autóctona de zonas principalmente costeras del noroeste de México y el suroeste de Estados Unidos que habita en matorral xérico o matorral litoral/costero suculento a altitudes entre 10 y 500 m. El matorral litoral está formado por arbustos de porte bajo a moderado con una cobertura desigual o continua. El matorral costero de salvia se encuentra en zonas variadas, tales como pendientes escarpadas con lodolita arenosa o suelos de esquisto, dunas y terrazas con pendiente moderada. *Euphorbia misera* crece en acantilados y afloramientos rocosos, donde los suelos son frágiles.

En México, la especie se considera "común a escala local" en Baja California y "extendida" en Punta Banda. *Euphorbia misera* es más común en México y habita en los estados de Baja California, Baja California Sur y Sonora, y en las islas de Guadalupe, Dátil, San Esteban, Tiburón, San Benito Este y San Benito Oeste.

En Estados Unidos, el Departamento de Caza y Pesca de California (*California Department of Fish and Game*) señala su presencia en 26 localidades en cinco condados. Las estimaciones poblacionales son variadas, yendo desde 20 plantas en alguna localidad a más de 1.000 en otra, con algunas localidades en las que no se dispone de estimación. Algunas de las mayores poblaciones se encuentran en terrenos protegidos en el condado de San Diego. Aunque la mayoría de las poblaciones del condado de Orange son pequeñas y fragmentadas, existen algunas poblaciones de gran tamaño, de las cuales se piensa que una contiene hasta 1.500 individuos. La isla de Catalina contiene sólo una población conocida, que según las

Euphorbia misera no está incluida en la lista de especies en riesgo de México (PC 18 Doc. 16.1.2). La especie tiene una amplia distribución en México, donde también existen poblaciones lejanas a la costa en el centro de Sonora (Felger, 2000; Turner et al., 1995).

La base de datos sobre diversidad natural (Natural Diversity database) del California Department of Fish and Game (2009) clasifica a *E. misera* como segura (G5) a escala global, vulnerable (S3.2) a escala estatal y en la Lista 2.2 de la California Native Plant Society (CNPS), lo que significa que la especie se considera moderadamente amenazada en California pero es más común en otros lugares.

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>estimaciones estaba formada por 10–12 plantas en 1993. Las poblaciones de la Base Naval de Point Lomo y el Monumento Nacional de Cabrillo se han calificado de “excelentes”.</p> <p>Las poblaciones de EEUU se consideraron “estables” en 1994 y las poblaciones existentes se caracterizan por tener un crecimiento lento pero permanecer estables si no son perturbadas. Su estado global no es preocupante, dado que la especie se consideran más común en México que en California.</p> <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> <p>Según la base de datos sobre comercio CITES, no parece que el comercio internacional esté afectando a la situación de la especie. El comercio registrado es mínimo: sólo un envío de cinco especímenes reproducidos artificialmente exportados por EEUU a finales de los años 1990, según los informes.</p> <p>En EEUU, no existen indicios de la extracción de la especie del medio silvestre, dado que es fácil cultivar la planta a partir de esquejes y semillas y las semillas son fáciles de obtener y almacenar. Al parecer, en EEUU se cultiva <i>Euphorbia misera</i> para el comercio nacional en vez del comercio internacional.</p> <p><i>Euphorbia misera</i> es una especie de crecimiento lento y se piensa que su rendimiento reproductivo es bajo.</p> <p><i>Euphorbia misera</i> se encuentra a menudo en zonas inaccesibles, lo cual contribuye a su protección.</p> <p>No ha habido informes de recolección ilegal o comercio internacional de la especie.</p> | <p>Según los datos sobre importaciones de la base de datos sobre comercio CITES, se declaró un envío de cinco especímenes de <i>E. misera</i> reproducidos artificialmente de EEUU a Japón en 1997. Los informes del exportador señalan la exportación de un espécimen de EEUU a Canadá en 1991 y tres especímenes de EEUU a Hong Kong en 1993. Según los registros, todos los especímenes eran reproducidos artificialmente.</p> <p>En una breve búsqueda en Internet se observó que <i>E. misera</i> no está disponible con facilidad ni existe demanda de la misma en el comercio internacional.</p> |

Mantenimiento en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

Es improbable que *Euphorbia misera* se confunda con otras euforbias autóctonas de México o EEUU que están incluidas en el Apéndice II de CITES, tales como *E. antisiphilitica* y *E. radians* debido a sus distintas áreas de distribución y sus rasgos morfológicos característicos (las hojas de *E. misera* son obcordadas, es decir, tienen forma de corazón, con la parte más ancha en el ápice).

Actualmente, 10 especies suculentas de *Euphorbia* de Madagascar están incluidas en el Apéndice I.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices

Observaciones complementarias

Amenazas

Euphorbia misera tiene una distribución limitada y fragmentada.

La destrucción y alteración del hábitat es una de las amenazas principales para la especie, dado que los especímenes se encuentran en zonas donde los suelos son frágiles. El hábitat de matorral costero está particularmente amenazado por la presión urbanística y los hábitats están cambiando debido al desarrollo de infraestructuras, que está ligado a la erosión provocada por la construcción de carreteras y la apertura de senderos, la extracción de arena y gravilla, el uso de grandes vehículos todo terreno y el vertido de basura. La herbivoría ocasionada por especies introducidas también puede representar una amenaza.

El comercio nacional en EEUU se consideró una amenaza para *Euphorbia misera* cuando se trató la situación de la especie en el Comité de Flora en marzo de 2009 (18ª reunión). Sin embargo, es improbable que constituya una amenaza dado que las plantas son cultivadas y no extraídas del medio silvestre. Es fácil reproducir la planta a partir de esquejes o semillas y la especie está protegida de la extracción en la naturaleza.

En México, las poblaciones están amenazadas por el desarrollo costero, sobre todo en el norte de Baja California. La planta se utiliza con fines medicinales en México; por ejemplo, se prepara una infusión con las raíces para aliviar el dolor de estómago, la disentería y las enfermedades venéreas, aunque se trata de un uso muy localizado ya que sólo lo practica el pueblo Seri.

Conservación, gestión y legislación

Incluida en el Apéndice II de CITES en 1975.

En EEUU, más de la mitad de las localidades conocidas se encuentran en áreas protegidas de titularidad estatal, federal o privada y en México más de la mitad de la distribución de *Euphorbia misera* se encuentra dentro de seis áreas protegidas, de las cuales la que contiene la mayor población está en el Valle de los Cirios.

La base de datos sobre diversidad natural (Natural Diversity database) del California Department of Fish and Game (2009) clasifica a E. misera como segura (G5) a escala global, vulnerable (S3.2) a escala estatal y en la Lista 2.2 de la California Native Plant Society (CNPS), lo que significa que la especie se considera moderadamente amenazada en California pero es más común en otros lugares.

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>EEUU: Se prohíbe la extracción de <i>Euphorbia misera</i> del medio silvestre (salvo que se disponga de un permiso) en virtud de las leyes <i>California Desert Native Plants Act</i> y <i>Lacey Act</i> (a escala nacional). La Comisión Costera de California (<i>California Coastal Commission, CCC</i>) está encargada de evaluar el posible impacto que puedan tener las actividades sobre la especie, como por ejemplo la perturbación del hábitat, con arreglo a la Ley de Calidad Ambiental de California (<i>California Environmental Quality Act</i>) y también administra la Ley federal de Gestión de las Áreas Costeras (<i>Coastal Zone Management Act</i>), que regula las actividades federales en las áreas costeras, entre otras responsabilidades.</p> <p><i>Euphorbia misera</i> forma parte del programa de plantas escasas de la <i>California Native Plant Society</i> (CNPS) desde 1974 y actualmente está clasificada en la Lista 2, que contiene “plantas que son escasas o están amenazadas o en peligro en California pero son más comunes en otros lugares”. En virtud de su situación en la Lista, la <i>California Environmental Quality Act</i> establece que es obligatorio notificar la presencia de esta especie en los exámenes y estudios previos a la realización de proyectos y adoptar medidas de mitigación de todo impacto importante previsto en relación con los cambios del uso del suelo en los lugares donde crece la especie.</p> <p>México: <i>Euphorbia misera</i> está protegida por la <i>Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable</i>, que regula la gestión y extracción de las plantas leñosas y no leñosas. La <i>Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente</i> también proporciona una protección general. <i>Euphorbia misera</i> también está protegida por medidas relacionadas con la aplicación de la ley, tales como el seguimiento del comercio lícito e ilícito.</p> <p>Existe un seguimiento en las Áreas Nacionales Protegidas en México, aunque no es específico para la especie.</p> | |
| | |
| <p><u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u></p> <p><i>Euphorbia misera</i> se cultiva a escala comercial en EEUU para la venta nacional. Existe gran disponibilidad de la especie en viveros privados y sociedades hortícolas. Es fácil cultivar la planta a partir de semillas y esquejes y las semillas son fáciles de obtener y se pueden guardar.</p> | <p><i>En una búsqueda en Internet no se encontraron especímenes de E. misera a la venta.</i></p> |
| | <p><u>Comentarios adicionales</u></p> |

Evaluadores:

A.B. Montijo, TRAFFIC North America

Inclusión de *Aniba rosaeodora* (palo de rosa) en el Apéndice II con la anotación #11 “Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada y aceite esencial”.

Autor de la propuesta: Brasil.

Resumen: El árbol *Aniba rosaeodora* o palo de rosa (también llamado “pau-rosa” o “Brazilian rosewood”) es una latifoliada de crecimiento lento que alcanza una altura de 30 m y un diámetro a la altura del pecho (DAP) de dos metros. Es uno de los aproximadamente 40 miembros del género *Aniba*, que se encuentra en el Neotrópico, y crece en el bosque tropical húmedo primario denso en zonas altas y de media altitud en Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana Francesa, Guyana, Perú, Surinam y Venezuela. La especie ha sido exhaustivamente explotada para la obtención del aceite esencial de su madera, rico en linalol y valorado como fragancia de perfumes de alta gama, como componente de una gran variedad de perfumes y en aromaterapia. La madera de palo de rosa también puede utilizarse en la fabricación de muebles y de canoas, aunque es poco frecuente que se use para dichos fines dado el alto valor comercial de su aceite esencial.

La especie crece en bajas densidades y de forma discontinua. Se dispone de poca información detallada sobre la situación actual de la especie, dado que prácticamente no se conoce la existencia de inventarios forestales. Se cree que la mayor densidad poblacional se encuentra en la parte central del Amazonas, principalmente en el estado de Amazonas (Brasil). En esta zona se han indicado densidades que suelen ser inferiores a dos árboles por hectárea, aunque las densidades pueden ser mayores a escala local: en una población sin explotar de una reserva forestal de 10.000 ha en la región de Manaus (estado de Amazonas) se encuentran entre tres y cuatro árboles adultos por hectárea. Se piensa que las poblaciones accesibles han quedado muy agotadas debido a la sobreexplotación en Guyana Francesa, Guyana y Perú, así como en Amapá, Pará y una parte importante del estado de Amazonas en Brasil. La especie está incluida en las listas de especies arbóreas amenazadas de Colombia y Surinam. Según los informes, las poblaciones que quedan se encuentran en zonas remotas del bosque de difícil acceso. Aunque recientemente se ha documentado la regeneración de la especie, ésta es lenta, irregular e infrecuente.

Al parecer, Brasil es el único productor de aceite esencial de *A. rosaeodora*, que se obtiene casi en su totalidad a partir de poblaciones naturales. Aunque todas las partes del árbol son ricas en aceite, el aceite se extrae casi totalmente de la madera, dado que ésta contiene el aceite de mayor valor para el sector de la perfumería y la aromaterapia. Los métodos de extracción utilizados en la actualidad implican la destrucción del árbol. Se suelen extraer los árboles de más de 30 cm de diámetro a la altura del pecho y de una edad entre 30 y 35 años, ya que se considera que el aceite esencial obtenido de árboles más viejos es de mayor calidad. Sin embargo, actualmente también se están extrayendo árboles más pequeños debido a la falta de accesibilidad de los ejemplares más viejos.

Se calcula que entre 1937 y 2002, se taló un gran número de árboles (825.000), que corresponderían a la explotación de más de cuatro millones de hectáreas de selva. Los procesos de extracción y destilación son muy poco eficientes, en parte porque se utiliza maquinaria muy antigua. Aunque es posible que sigan funcionando algunas destilerías itinerantes ilegales, se piensa que el *Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais* (IBAMA) podría haberlas cerrado todas hace poco.

Se calcula que un 15% del aceite se utiliza en la fabricación de perfumes en Brasil, mientras que el resto se exporta. Existe cierto desacuerdo sobre los volúmenes de producción de aceite de los últimos años; las cifras de los años 1990 y principios de la década de 2000 varían entre 38 t anuales y 100-130 t anuales. Según los informes, las exportaciones desde el año 2000 han sido de menos de 39 t y no han conseguido satisfacer la demanda, pese al aumento de los precios.

La comparación entre el volumen de troncos autorizados para la extracción (que equivale a una cantidad de entre 1.000 y 2.000 árboles cada año) y la cantidad de aceite exportado entre 2003 y 2008 indica que una gran proporción del aceite exportado debe proceder de talas ilegales. Se necesitaría una cantidad de materia prima más de cinco veces mayor que la cantidad exportada legalmente para alcanzar el nivel total de las exportaciones declaradas en ese período (aunque la discrepancia anual entre las exportaciones de aceite esencial documentadas y el volumen autorizado de troncos ha sido mucho menor desde 2006). En los últimos años, EEUU ha sido el mayor comprador internacional de aceite esencial. Entre 2000 y 2003, importó casi la mitad de la cantidad total exportada y declarada, mientras que Francia, Bélgica y el Reino Unido importaron casi toda la cantidad restante. El aceite esencial es caro, llegando a anunciarse al precio de 2 dólares USA/ml al por menor en los países importadores.

Existen productos más baratos que sustituyen al aceite esencial obtenido del palo de rosa en la perfumería de gama media y baja, tales como el linalol sintético y el aceite de Ho (*Cinnamomum camphora*). No obstante, sigue existiendo una gran demanda del aceite esencial de palo de rosa en perfumería fina por su fragancia superior. Según los informes, en ocasiones el aceite de palo de rosa es sustituido o adulterado utilizando aceites esenciales procedentes de otras especies de *Aniba*, linalol sintético, aceite de Ho y acetato de linalilo, aunque no existe acuerdo acerca de la magnitud de dichas prácticas ni el grado en que se explotan otras especies de *Aniba* (ninguna de las cuales está incluida en los Apéndices de CITES) para la extracción de aceite. Sólo es posible detectar la adulteración mediante un análisis químico.

El Gobierno brasileño ha establecido muchas leyes y medidas generales para contribuir a la conservación de la especie. Aunque se han conseguido algunos éxitos, existen dificultades para garantizar el cumplimiento de la normativa. En 2006 se creó el sistema electrónico del Documento de Origen Forestal (DOF), necesario para el transporte interno del aceite de palo de rosa.

Sólo existen unas pocas plantaciones de *A. rosaeodora*, y es probable que haya que esperar unas cuantas décadas antes de que obtenga aceite aceptable para el mercado. Existe un gran potencial para la producción sostenible de aceite obtenido de hojas y tallos de *A. rosaeodora*. Se exportaron dos tambores de este tipo de aceite en 2008, pero se calcula que se tardará entre seis y ocho años en conseguir cantidades importantes para la exportación y todavía no se ha obtenido la aprobación generalizada del sector de la perfumería para el aceite extraído de las hojas y los tallos de palo de rosa.

A. rosaeodora fue evaluada por la UICN en 1998 y clasificada en la categoría de En Peligro (A1d+2d), aunque se considera que la evaluación debe ser actualizada. La especie fue incluida en la categoría de En Peligro por Brasil en 1992.

Se propone la inclusión de *A. rosaeodora* en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2a) del Artículo II del Convenio y el párrafo A del Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24*, con la Anotación #11 "Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada y aceite esencial". No obstante, el texto actual de la anotación #11 dice "polvo y extractos" y no "aceite esencial".

Análisis: *Aniba rosaeodora* es un árbol de distribución amplia y crecimiento lento que es intensamente explotado y cuyas poblaciones han sido agotadas en muchas partes de su área de distribución. La explotación está impulsada en gran medida por la exportación comercial, concentrada actualmente según la información disponible en un país (Brasil), el único en el que se encuentra la mayor parte de la población que queda de la especie.

Está claro que la especie no tiene un área de distribución restringida ni una población pequeña según las directrices para la inclusión en el Apéndice I contenidas en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*. No existe suficiente información sobre tendencias históricas para determinar si la población total ha sufrido una disminución reciente pronunciada o no. Por lo tanto, la información no es suficiente para establecer si es necesario reglamentar el comercio para evitar que la especie cumpla los criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo (Criterio A del Anexo 2a).

Aunque se sabe con certeza que la extracción para el comercio ha agotado algunas poblaciones accesibles, no está claro que sea preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores (Criterio B del Anexo 2a).

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p><u>Taxonomía</u></p> <p>Sinónimo: <i>Aniba duckei</i>.</p> <p><u>Área de distribución</u></p> <p>Se ha documentado su existencia en Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana Francesa, Guyana, Perú, Surinam y Venezuela.</p> <p><u>Categoría global en la UICN</u></p> <p>Clasificado en la categoría de En Peligro.</p> | <p><i>Existe cierto desacuerdo acerca de la situación taxonómica exacta de A. rosaeodora y A. duckei. En Brasil, donde se ha realizado la mayor parte de la investigación sobre el género Aniba, algunos grupos consideran que A. rosaeodora es un sinónimo de A. duckei, mientras que otros opinan lo contrario. Una tercera opinión es que las diferencias morfológicas existentes en el género no son suficientes como para justificar la separación entre las dos especies. Los productores de aceite reconocen dos plantas distintas como fuente del producto pero no muestran ningún intento de separar los aceites destilados de las mismas (Coppen, 1995).</i></p> <p><i>Evaluado en 1998 y considerado En Peligro A1d+2d; la evaluación necesita ser actualizada (UICN, 2009).</i></p> |

Crterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

En la Justificación no se proporciona ninguna indicación cuantitativa de que la especie pueda cumplir los criterios biológicos para la inclusión en el Apéndice I en el futuro.

Santos et al. (2008) señalaron, citando a Leite et al. (1999), May y Barata (2004) y Loureiro et al. (1979), que la mayor densidad poblacional se encuentra en la parte central de la Amazonía, principalmente en el estado de Amazonas, y suele ser de menos de dos árboles por hectárea.

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> <p>El palo de rosa (<i>A. rosaeodora</i>) es intensamente explotado y es objeto de comercio internacional por su aceite esencial, que alcanza precios elevados en el mercado internacional e impulsa la explotación de la especie. El aceite esencial, que se extrae principalmente de la madera, es rico en linalol y se utiliza como fragancia en perfumería fina y como fijador de perfumes.</p> <p>La especie se encuentra en las listas oficiales de especies en peligro de extinción de Colombia y Surinam.</p> <p>La regeneración natural de <i>A. rosaeodora</i> es lenta.</p> <p>En Brasil, la especie está presente en los Estados Federados de Amazonas, Pará y Amapá. Actualmente, se puede encontrar palo de rosa en el interior de Amapá, cerca de la frontera con Guyana. La franja de mayor concentración de árboles se encuentra desde el nacimiento del río Curua-Una hasta la frontera con Perú, en el sur, y desde el río Trombetas hasta Colombia en el norte.</p> <p>No se conoce la existencia de inventarios forestales de <i>A. rosaeodora</i>. Se calcula que entre 1937 y 2002 se talaron como mínimo 825.000 árboles, lo cual equivale a la explotación de más de 4 millones de hectáreas de bosque. Esta estimación se basa en los datos siguientes: durante ese período, se exportaron casi 13.000 t de aceite esencial de palo de rosa. Para producir un tambor de aceite (180 kg) se necesitan entre 18 y 20 t de madera. Un árbol de porte adecuado pesa aproximadamente 1,75 t y tiene un diámetro a la altura del pecho (DAP) entre 30 y 60 cm. La producción de aceite oscila entre un 0,7 y 1,1% del peso de la madera del tronco. Por lo tanto, se necesita una tonelada de tronco para producir 10 kg de aceite esencial de palo de rosa.</p> <p>La extracción exhaustiva diezmó gravemente las poblaciones de la especie en las Guayanas. En Perú, la especie fue explotada más tarde, durante los años 1940 y 1950, pero las iniciativas de aprovechamiento de la especie llegaron a su fin debido a la poca disponibilidad de materia prima, lo cual parece indicar que las poblaciones de Perú también están agotadas.</p> <p>Actualmente, Brasil es el único productor de aceite de palo de rosa. Ya en los años 1960, los métodos de extracción habían agotado las poblaciones más accesibles y</p> | <p><i>En un estudio realizado en 1978 en la Reserva Florestal Adolpho Ducke, en Manaus, se encontraron entre tres y cuatro árboles adultos/ha (Alencar y Fernandes, 1978, citados en Santos et al., 2008).</i></p> <p><i>Además, el palo de rosa se utiliza en aromaterapia (p. ej., Aroma Medical, sin fecha; Falsetto, 2008).</i></p> <p><i>En Colombia, A. roseadora sólo está presente en tres localidades en la actualidad (Cárdenas et al., 2006). En Perú, Freyre (2003) señala que la especie es escasa o tiene una distribución restringida debido a su explotación histórica.</i></p> <p><i>El palo de rosa crece principalmente en bosques lluviosos altos en la Amazonía, aunque en Venezuela también se ha documentado su presencia en bosques llanos de arena blanca. Se ha encontrado asociado a suelos arcillosos y claros en el bosque. Recientemente se ha documentado la intensa predación de los frutos por psitácidas silvestres durante la época de extracción (Varty 1996).</i></p> <p><i>Varty (1998) señaló que las poblaciones de palo de rosa han experimentado graves disminuciones en toda su área de distribución a causa de la extracción de aceite esencial. Se considera que la especie está en peligro en toda su área de distribución en el Escudo de Guyana, que se extiende desde el este de Venezuela hasta el noreste de Brasil (incluyendo partes de Colombia y Venezuela, toda Guyana, Surinam, Guyana Francesa y los estados de Roraima, Amapá y parte de Amazonas y Pará en Brasil (van Andel et al., 2002). No se pudo encontrar información más detallada sobre la disminución de A. rosaeodora en Ecuador o Venezuela o la situación actual de la especie en estos países.</i></p> <p><i>Queda poca cantidad de palo de rosa en áreas fáciles de explotar hasta dos km hacia el interior del bosque desde las orillas de los ríos en la mayor parte de la Amazonía. Actualmente, los grupos de prospectores que se adelantan a los equipos de extracción deben penetrar en la selva durante unas cuatro horas para localizar ejemplares de palo de rosa adecuados para la extracción. Algunos investigadores de la Facultad de Ciencias Agrarias de Pará (FCAP) han descubierto que siguen quedando poblaciones considerables de la especie en áreas alejadas de los ríos y de las zonas donde se concentran las destilerías, tales como las cuencas de los ríos Tapajo y Xingu. (May y Barata, 2004).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>productivas de la especie. A partir de los años 1970, la introducción de la motosierra y la apertura de nuevas carreteras permitieron el acceso a nuevas áreas hasta entonces inaccesibles. En los años 1980, la intensificación del desmonte de la selva para la agricultura hizo que se ampliara la extracción a nuevas poblaciones. La explotación intensiva ha provocado la pérdida de poblaciones naturales de Amapá, Pará y una parte considerable de Amazonas, donde la presencia de la especie es mayor. Aunque en el pasado la extracción se realizaba en Pará hasta los años 1980 y en Amazonas, actualmente las poblaciones restantes de Pará se encuentran en zonas inaccesibles y la extracción está restringida al estado de Amazonas. Se desconoce la situación actual de la especie en Amapá. Ahora <i>A. rosaeodora</i> se encuentra en las regiones más “centrales” del bosque, que están conservadas debido a su difícil acceso. Los árboles maduros de la especie, que son los más valorados para la extracción, se encuentran cada vez más lejos de la orilla de los ríos. Existen indicios de que se están talando árboles de pequeño porte en áreas previamente explotadas.</p> <p>En los años 1960, la producción de aceite de palo de rosa se situaba en torno a las 500 t anuales. Con la introducción del linalol sintético, más barato, la demanda disminuyó, dado que el producto sintético sustituyó al aceite de palo de rosa en la perfumería de bajo coste. En los años 1980, la demanda disminuyó de nuevo debido a la introducción del aceite de Ho (<i>Cinnamomum camphora</i>) en el mercado. Al ser más barato, este aceite sustituyó al de palo de rosa como fuente natural de linalol en la perfumería de precio medio. Desde entonces, la utilización de aceite de palo de rosa ha quedado restringida a la perfumería de alta gama. En los años 1980, la extracción se mantuvo al nivel de la demanda, con una producción anual de aproximadamente 100 t. Más adelante, la extracción volvió a disminuir y por primera vez no consiguió satisfacer la demanda. Desde 2000, la exportación nunca ha pasado de 30 t. En los últimos años, pese al aumento de los precios, sólo existen siete destilerías en funcionamiento en Amazonas y la extracción sigue siendo menor que la demanda debido al agotamiento de las poblaciones. Por estas razones, el autor de la propuesta considera que la conservación de la especie es necesaria y urgente para evitar una mayor erosión genética y el agotamiento de las poblaciones restantes. El autor de la propuesta piensa que es posible que queden poblaciones intactas de <i>A. rosaeodora</i> por descubrir en zonas inaccesibles de la selva amazónica, lejos de los ríos navegables, aunque esta hipótesis aún no ha sido comprobada.</p> <p>Se calcula que el 15% del aceite de palo de rosa extraído se utiliza en el sector de la perfumería en los estados del sur de Brasil y que el 85% restante se exporta. También existe un pequeño mercado tradicional de “baños” y “aromas” en el norte de Brasil en el que se venden trozos de la corteza y madera de palo de rosa. Recientemente, se ha extraído aceite esencial de las hojas y los brotes de árboles</p> | <p><i>Existe cierto desacuerdo respecto del volumen de producción total. Según Barata (2007) se obtienen 38 t anuales, con ventas brutas de 2,8 millones de dólares USA. Mitja y Lescure (1996) en May y Barata (2004) indican que la producción de aceite podría situarse entre 100 y 130 t anuales. May y Barata (2004) calcularon que el promedio de árboles extraídos anualmente es de 1.700 ejemplares, basándose en los niveles actuales de producción de aceite esencial. El Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) autoriza una extracción anual entre 1.000 y 2.000 árboles (IBAMA, 1997 en May y Barata, 2004). El sector de producción de aceite indica que el consumo total es de sólo 1.000-1.500 árboles y que se debería restringir la extracción de los árboles más jóvenes, que ya ha ocurrido (May y Barata, 2004).</i></p> <p><i>En la actualidad, el único puerto de exportación es el de Manaus, en el estado de Amazonas (Brasil) (May y Barata, 2004). Osava (1998) señala que la exportación ilegal del aceite esencial se realiza a través de distintas rutas desconocidas.</i></p> <p><i>En el pasado, la especie también era explotada comercialmente en Amapá [así como Pará y Amazonas] (May y Barata, 2004), pero prácticamente ha desaparecido del estado por la intensa explotación a la que fue sometida (Barata, 2005).</i></p> <p><i>Estados Unidos fue el principal comprador internacional de aceite de palo de rosa entre 1987 y 2003, importando un 65% de la cantidad exportada en 1985–1987, un 75% en 1997–1999 y un 4,5% en 2000–2003. Los otros tres importadores principales entre 2000 y 2003 fueron Francia (17,8% de las exportaciones), Bélgica (16,8%) y el Reino Unido (10,9%) (May y Barata, 2004). Se piensa que los principales compradores de aceite de palo de rosa son representantes locales de las multinacionales del sector de las fragancias. Se sigue utilizando el palo de rosa en la creación de nuevas fragancias, como por ejemplo <i>Présence d'une Femme</i>, de Mont Blanc (2002) y <i>Trussardi Skin</i>, de Trussardi (2002). Empresas brasileñas bien establecidas tales como <i>Natura</i> han utilizado ingredientes tradicionales de Brasil como el palo de rosa en el desarrollo de líneas de cosméticos para el mercado nacional (Burfield, 2009). <i>Firmenich</i>, el principal comprador brasileño, elabora composiciones para la industria alimentaria y cosmética que se venden en São Paulo; una parte de estas composiciones se exporta (May y Barata, 2004). La empresa de cosméticos <i>Lush</i>, del Reino Unido, utilizó más de 500 kg de aceite de palo de rosa en 2008 a un coste entre 50 y 80 libras esterlinas/kg (Anón., 2009).</i></p> <p><i>Según el boletín de noticias sobre el sector químico ICIS, disponible en línea, existen 31 proveedores de aceite de palo de rosa a escala internacional. El aceite esencial se anuncia en Internet a un precio entre 1,51 y 1,55 dólares USA/ml en EEUU (Aromapure, 2009; Maya-Ethnobotanicals, 2009), entre 0,22 y 1,33 libras esterlinas/ml en el Reino Unido (Holistic Living, 2009; Natural Touch Aromatherapy, 2009; Twenga,</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>adultos y plantas jóvenes; en 2008 se exportaron casi dos tambores de aceite esencial extraído de las hojas de la especie.</p> <p>La comparación entre el volumen de troncos autorizados para la extracción y el volumen de aceite exportado entre 2003 y 2008 reveló una importante discrepancia, incluso sin tener en cuenta la cantidad de aceite extraído que se utiliza en Brasil. Los cálculos se realizaron utilizando los datos siguientes: factor de conversión de 1 t de madera por cada 10 kg de aceite, densidad de la madera de 850 kg/m³ y densidad del aceite de 0,87 g/cm³. Incluso teniendo en cuenta la posible existencia de material almacenado, la magnitud de esta discrepancia, del orden del 513% como promedio, apunta a que una parte del aceite exportado se obtuvo a través de árboles talados ilegalmente.</p> | <p>2009) y entre 0,12 y 0,4/ml en Amazon. No obstante, estos productos no tienen garantía de pureza.</p> <p><i>Existen variaciones en la fragancia de las muestras de aceite obtenidas de distintas poblaciones, lo cual indica una considerable variación genética en la materia prima y/o la adulteración del aceite con otras especies de Aniba. Esta variación ha sido comprobada recientemente a través del análisis de muestras de hojas de A. rosaeodora obtenidas de poblaciones separadas mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas (CG-EM) (May y Barata, 2004). Varias fuentes, tales como Coppen (1995), indican que el sector está utilizando otras especies de Aniba para aumentar el margen de sus ventas de aceite. Según un productor, no se trata de una práctica generalizada. Es posible que se estén utilizando otras especies de Aniba para producir aceite de palo de rosa de calidad inferior, pero no sería fácil venderlo como aceite de palo de rosa puro debido al aroma característico de este último (May y Barata, 2004).</i></p> <p><i>Productores y técnicos están de acuerdo en que el aroma del aceite de palo de rosa puede variar entre un lote y otro, aunque no están de acuerdo acerca de las razones por las que esto ocurre. Según los productores, los compradores mezclan el aceite puro con el linalol sintético, de menor calidad. En cambio, los técnicos deducen que la especie se acerca a la extinción y piensan que los productores se ven obligados a explotar otras especies o adulterar el aceite para satisfacer la demanda (May y Barata, 2004).</i></p> <p><i>Normalmente, sólo se cortan los árboles de más de 30 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP), ya que, según el sector, se obtiene un aroma de mayor calidad de los árboles más viejos, aunque también se pueden extraer árboles de más de 30 cm de DAP (véase el apartado sobre Conservación y legislación para obtener información más detallada) (May y Barata, 2004). Coppen (1995) señala que se extraen (ilegalmente) árboles de pequeño tamaño hasta 15 cm de DAP y en ocasiones se extraen ramas de más de 4 cm de grosor. Shawe (2002) también observa que se están extrayendo árboles de menor tamaño que antes, así como otras especies de Aniba que antes no se explotaban.</i></p> <p><i>Se desaprovecha aproximadamente un 60% de la biomasa leñosa, que se deja en el lugar de la extracción. Aunque la madera de las ramas jóvenes contiene la mayor proporción de aceite, ésta se descarta in situ a favor de la madera del tronco, más fácil de transportar. En la destilería, se producen grandes pérdidas en las fases de corte y astillado previas a la destilación; la obtención de aceite no es óptima debido a la falta de inversión en la maquinaria, que es muy antigua en la mayoría de los casos (Shawe, 2002). El rendimiento de aceite varía en función de la calidad del insumo (área de extracción y combinación de especies) y su contenido en humedad (Coppen, 1995).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p>Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas</p> | |
| <p><u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u></p> | |
| <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> | |
| <p>Observaciones complementarias</p> | |
| <p><u>Amenazas</u></p> | |
| <p>La extracción de los mejores fenotipos de las poblaciones naturales para la obtención de aceite esencial ha provocado una presión de selección negativa sobre la especie.</p> | <p><i>Santos et al. (2008) descubrieron que las poblaciones de la especie en la parte central de la Amazonía son genéticamente diversas. Encontraron el mayor grado de polimorfismo en la población sin explotar de la Reserva Florestal Adolpho Ducke, aunque las diferencias entre ésta y otras poblaciones (explotadas) no fueron estadísticamente significativas.</i></p> |
| <p>La intensificación de las actividades económicas a gran escala basadas en los recursos de la Amazonía en Brasil ha reducido la población de <i>A. rosaeodora</i>. Grandes extensiones de la selva amazónica están degradadas por la fragmentación del hábitat, la tala selectiva, los incendios, la expansión de la frontera agrícola, la minería y la construcción de carreteras.</p> | <p><i>En 1992, el organismo Natural Resource Institute del Reino Unido publicó un estudio demostrando la existencia de destilerías ilegales itinerantes para la extracción de aceite de palo de rosa que se transportan en balsas por los ríos para acceder a áreas remotas de la selva, donde se tala los árboles y se destila el aceite in situ (Green, 1992).</i></p> |
| <p>La extracción del palo de rosa no tiene un gran impacto sobre el ecosistema local en su conjunto porque se realiza a mano y los árboles están dispersos. El volumen de madera de <i>A. rosaeodora</i> extraído sólo representa aproximadamente el 0,03% del volumen total de madera extraído en la Amazonía en los últimos años (May y Barata, 2004).</p> | <p><i>La extracción del palo de rosa no tiene un gran impacto sobre el ecosistema local en su conjunto porque se realiza a mano y los árboles están dispersos. El volumen de madera de <i>A. rosaeodora</i> extraído sólo representa aproximadamente el 0,03% del volumen total de madera extraído en la Amazonía en los últimos años (May y Barata, 2004).</i></p> |
| <p><u>Especies similares</u></p> | |
| <p>Las especies <i>A. fragrans</i> y <i>A. parviflora</i>, también aromáticas, a veces se confunden con <i>A. rosaeodora</i>, aunque no se sabe con certeza si existe un uso comercial de las mismas o no.</p> | <p><i>Van der Werff (2009) considera que las especies de Aniba son difíciles de identificar porque sus flores son pequeñas y uniformes y que prácticamente es imposible distinguir las sin flores. El autor piensa que el hecho de que estas especies también contengan aceites perfumados hace que también vayan a ser explotadas. No obstante, Shawe (2002) señala que los prospectores que trabajan localizando ejemplares de <i>A. rosaeodora</i> para la extracción en la selva tienen mucha experiencia en la identificación de las distintas especies de Aniba y son capaces de distinguir las por su apariencia y olor.</i></p> |
| <p>Las especies <i>A. fragrans</i> y <i>A. parviflora</i>, también aromáticas, a veces se confunden con <i>A. rosaeodora</i>, aunque no se sabe con certeza si existe un uso comercial de las mismas o no.</p> | <p><i>Van der Werff (2009) considera que las especies de Aniba son difíciles de identificar porque sus flores son pequeñas y uniformes y que prácticamente es imposible distinguir las sin flores. El autor piensa que el hecho de que estas especies también contengan aceites perfumados hace que también vayan a ser explotadas. No obstante, Shawe (2002) señala que los prospectores que trabajan localizando ejemplares de <i>A. rosaeodora</i> para la extracción en la selva tienen mucha experiencia en la identificación de las distintas especies de Aniba y son capaces de distinguir las por su apariencia y olor.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <p><u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u></p> <p>Aunque se han realizado estudios sobre la reproducción artificial de la especie desde los años 1960, el desarrollo en el campo se considera lento. Se pueden conseguir plántulas a través de semillas, estacas y regeneración natural. Las semillas tardan entre cinco y ocho semanas en germinar y la tasa de germinación suele ser baja. La especie se reproduce bien a través de estacas, sobre todo cuando estas proceden de bosques y son trasplantadas en días lluviosos.</p> <p>Existen plantaciones de <i>A. rosaeodora</i> dispersas por toda la Amazonía brasileña, aunque actualmente no se extrae aceite de su madera.</p> <p>Algunos experimentos han demostrado que los árboles de palo de rosa presentaban un número elevado de brotes por fuste después de la poda de las copas. La capacidad de rebrote, junto con la mayor productividad de aceite de brotes y hojas comparados con la madera del tronco, indican que se podrían gestionar plantaciones <i>ex situ</i> a través de la poda.</p> <p>Existe un comercio incipiente de aceite extraído de las hojas y retoños jóvenes originados por la poda de los árboles que evita la necesidad de talar el árbol. Aunque haya buenas perspectivas para este comercio, el aceite de las hojas no se puede considerar como un sustituto directo del aceite de la madera, dado que ambos poseen características olfativas distintas.</p> | <p><i>La FCAP identificó recientemente la necesidad de realizar estudios específicos sobre el cultivo formal de la especie, incluyendo la selección del germoplasma de mejor calidad y el análisis de distintos modelos de gestión (Burfield, 2003).</i></p> <p><i>May y Barata (2004) describen varios intentos de establecer plantaciones de palo de rosa en rodales homogéneos. No obstante, el conocimiento sobre la variación genética aún es insuficiente para contribuir a la selección y la mejora de la producción. Es necesario realizar más investigación para establecer correlaciones entre las características del aceite y la materia prima. Se han encontrado variaciones considerables en el porcentaje y el aroma del aceite procedente de distintas plantaciones, lo cual reafirma la variabilidad química de la especie. Sería factible organizar sistemas de producción basados en plantaciones, aunque habría que esperar varias décadas antes de obtener un producto aceptable para el mercado actual (May y Barata, 2004).</i></p> <p><i>En 1998, la Universidad Estatal de Campinas (UNICAMP) empezó a desarrollar un proyecto para la extracción de aceite a partir de las hojas de <i>A. rosaeodora</i>. En el proyecto se han obtenido un rendimiento y una calidad de aceite similares a los obtenidos a partir de la madera (Barata, 2005; Ereno, 2005). UNICAMP ha establecido una plantación formada por 10.000 plántulas de palo de rosa combinadas con otras especies aromáticas en una zona de 30 ha. Se espera obtener una producción de 1.000 litros (=945 kg) de aceite de hojas de palo de rosa, con ventas de 50.000 dólares (Barata, 2007). La definición del perfil químico y la evaluación sensorial del aceite derivado de la madera y de las hojas confirmó que las hojas son un posible sustituto de la madera en la extracción de aceite esencial de palo de rosa y representan una fuente natural sostenible de linalol natural (Zellner et al., 2006). Barata (2009) considera que se tardará entre seis y ocho años en proporcionar un suministro de aceite procedente de las hojas si las condiciones permanecen igual que en la actualidad. Este período de tiempo es muy inferior al que se necesita para extraer aceite de plantaciones de madera, lo cual aumenta el atractivo de las plantaciones de palo de rosa para la extracción del aceite de las hojas a los ojos de los inversores. Si dichas plantaciones se pudieran establecer asociando <i>A. roseadora</i> con cultivos de ciclo más corto tales como la mandioca u otras plantas aromáticas, representaría la base para una empresa comunitaria diversificada (May y Barata, 2004). WWF AVIVE en la zona de Silves de Brasil es otro proyecto para la obtención de aceite a partir de las hojas de palo de rosa (Cavaliere, 2007; Wildwood, 2002).</i></p> <p><i>Existen diferentes opiniones respecto del atractivo del aceite para el sector de la perfumería. Barata (2007) considera que el aceite extraído de las hojas de la especie</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p><u>Comentarios adicionales</u></p> <p>Se consultó a todos los Estados del área de distribución de la especie. Colombia, Ecuador y Perú expresaron su apoyo, y el resto de países aún no han respondido a la consulta.</p> | <p><i>acabará sustituyendo al aceite de la madera en la creación de fragancias. Algunos expertos del sector de la perfumería consideran que el aceite de las hojas está más perfumado que el de la madera, aunque se necesitan experimentos fisicoquímicos y sensoriales para confirmar la calidad y el carácter del aceite de las hojas (L.E.S. Barata, 2009). No obstante, Burfield (2004) comentó que “está por ver si el aceite será atractivo para los compradores de aceites esenciales”. Wildwood (2002) señala que para algunos aromaterapeutas su fragancia es inferior.</i></p> <p><i>Se conocen las propiedades aromáticas de las especies de Aniba en general. Debido al agotamiento de las poblaciones accesibles de palo de rosa para la explotación, es posible que A. rosaeodora se haya sustituido por otras especies de Aniba. En estudios de campo se ha descubierto que distintas especies se “confunden” con el palo de rosa y se extraen en su lugar, ya sea adrede o no. Una supuesta disminución de la calidad del aceite, muy probablemente provocada por el aumento del uso de distintas especies y árboles más jóvenes y la adulteración con linalol sintético, indica la sobreexplotación de A. rosaeodora (May y Barata, 2004).</i></p> <p><i>Burfield (2003) considera que es frecuente la aculteración del aceite de palo de rosa; los aceites adulterados reciben el nombre de “US quality” en el comercio. Aroma Medical (sin fecha) manifiesta que es fácil obtener imitaciones mezclando aceite de palo de rosa con linalol y que sólo es posible detectar la adulteración a través de un análisis realizado por expertos. Choices (2009) señala que el aceite de palo de rosa se adultera a menudo con aceite de Ho (procedente de la madera o de las hojas), linalol sintético y acetato de linalilo.</i></p> <p><i>Se ha descubierto un nuevo sustituto comercial para el aceite esencial de palo de rosa: la albahaca (Ocimum basilicum), que es más fácil de cultivar y reproducir que otras especies estudiadas (Anón., 2003; Maia et al., 2004).</i></p> <p><i>Coppen (1995) señaló que en las zonas que han sido explotadas, la población no contiene árboles maduros y se constata la ausencia de signos importantes de regeneración. No obstante, estudios de campo más recientes realizados por el Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonía (INPA) y el Centro de Pesquisa Agroforestal da Amazônia Oriental (EMBRAPA-CPAA) encontraron pruebas de regeneración natural (May y Barata, 2004), aunque ésta es irregular e infrecuente (Sampaio et al., 2003).</i></p> <p><i>Se propone la inclusión de A. rosaeodora en el Apéndice II con la siguiente anotación: #11 Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada y aceite esencial.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|--|
| | <p><i>Sin embargo, la anotación #11 actual contiene el siguiente texto:</i> <i>#11 Trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada,</i> <i>polvo y extractos.</i> <i>Por lo tanto, la anotación propuesta por Brasil tendría que tener otra numeración si el objetivo es incluir el “aceite esencial” y no el “polvo y extractos” quedando el aceite esencial sujeto a las disposiciones del Convenio como “extractos”.</i></p> |

Evaluadores:

S. Oldfield, B. Hawkins, TRAFFIC South America

Inclusión de *Senna meridionalis* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Senna meridionalis* es un arbusto o árbol con forma de arbusto muy ramificado y caducifolio de entre dos y cinco metros de alto que se encuentra únicamente en Madagascar. Se trata de una de las aproximadamente 250 especies del género *Senna*, que contiene plantas leguminosas que están ampliamente distribuidas en los trópicos. La especie tiene una distribución relativamente extensa pero fragmentada en la parte meridional y occidental de Madagascar, donde crece principalmente en suelos calcáreos en zonas áridas y semiáridas con bosque caducifolio y matorral espinoso. Es probable que la extensión de la presencia de *S. meridionalis* supere los 12.000 km². La especie parece ser común al menos a escala local y su presencia se ha documentado al menos en dos áreas protegidas (el Parque Nacional de Tsimanampetsotsa y la Reserva Especial de Cap Sainte Marie). Se dice que la regeneración de la planta a partir de semillas es adecuada en términos generales.

Senna meridionalis tiene aspecto de bonsái y es objeto de cierta demanda en el comercio internacional como planta ornamental, siendo cultivada principalmente por coleccionistas. No parece haber una gran disponibilidad de la especie en el comercio en la actualidad (finales de 2009). Según los informes, la planta es recolectada particularmente en la montaña Table de Toliara, cerca de Toliara, en la parte suroccidental de Madagascar. En el período 2003-2006, las autoridades de Madagascar declararon la exportación de unos 700 especímenes, la mayoría de los cuales (casi 400) fueron exportados en 2004. Es probable que algunas de éstos o incluso todos fueran plantas de origen silvestre. Según los informes, la especie se puede reproducir a partir de semillas y esquejes.

Análisis: *Senna meridionalis* tiene una distribución amplia pero aparentemente fragmentada en la parte meridional y occidental de Madagascar. Aunque se dispone de pocos datos sobre el estado de la población, la especie parece ser común al menos a escala local. Existe comercio internacional de la especie como planta ornamental, y al menos una parte de dicho comercio está formada por plantas de origen silvestre. No obstante, los volúmenes de comercio declarados son bajos y los informes indican que la planta es fácil de reproducir. Parece improbable que la extracción para el comercio esté reduciendo la población hasta un nivel en el que la especie pueda reunir las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, o que sea necesario reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|--------------------|---|
| <p>Madagascar.</p> | <p style="text-align: center;"><u>Taxonomía</u></p> <p style="text-align: center;"> </p> <p style="text-align: center;"><i>Anteriormente conocida con el nombre de Cassia meridionalis; Clasificada en el género Senna por Du Puy (1995).</i></p> <p style="text-align: center;"><u>Área de distribución</u></p> <p style="text-align: center;"> </p> |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <i>No evaluada.</i> | |
| Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)) | |
| <u>A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I</u> | |
| <p>La especie tiene una distribución muy fragmentada en la parte sur (montaña Table de Toliara) y suroccidental de Madagascar (Tsingy de Bemaraha). En un estudio realizado en 2006, se contaron unos 420 individuos, de los cuales 150 eran maduros, en Ahaviro, en la montaña Table de Toliara.</p> <p>La especie se regenera fácilmente a través de semillas, pero los recolectores tienden a extraer todas las plantas que encuentran en un lugar sin dejar plantas jóvenes para permitir la sucesión, lo que puede ocasionar una disminución a largo plazo en la población. La forma que crece en la zona de Table de Toliara es particularmente codiciada y crece en zonas sin protección que son objeto de presiones considerables entre las que figuran los incendios.</p> <p>Sobre la base de estudios de campo realizados en 2006, se considera que la especie cumple los Criterios de la UICN para la clasificación de Vulnerable.</p> <p>Exportaciones declaradas: 0 en 2003, 483 en 2004, 166 en 2005 y 23 en 2006.</p> | <p><i>Según Du Puy (2002), la especie se distribuye en la parte suroccidental de Madagascar, en la meseta de Mahafaly desde Toliara hasta Tsimanampetsotsa e Itampolo y hacia el sur hasta Cap Sainte Marie. Su hábitat es el matorral xerofítico y suele crecer en suelos calizos pero también en la arena encima de un suelo calizo, a menudo cerca de la costa y a altitudes de hasta 200 m. Según esta distribución, es probable que la extensión de la presencia supere los 12.000 km².</i></p> <p><i>Se considera que es improbable que la especie esté amenazada en la actualidad (McGough, 2009).</i></p> <p><i>Tsingy de Bemaraha está bastante al norte del área de distribución descrita más arriba, por lo que es posible que exista un error en la referencia ocasionado por una confusión con otra área protegida (Tsimanampetsotsa).</i></p> |
| <u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u> | |
| <i>Las ramas se usan como postes en la construcción de viviendas (Du Puy, 2002).</i> | |
| Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas | |
| <u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u> | |
| <u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u> | |
| Observaciones complementarias | |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Amenazas

La distribución fragmentada de la especie.

En el sur de Madagascar, los hábitats naturales están afectados por los incendios, la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.

Conservación, gestión y legislación

La especie se encuentra en el Parque Nacional Tsingy de Bemaraha.

Podría tratarse de un error y referirse a Tsimanampetsotsa, que también es un parque nacional, donde se conoce la presencia de la especie. Cap Ste. Marie, donde también crece la especie, es una reserva especial.

Cría en cautividad/reproducción artificial

La especie se puede reproducir a través de semillas y esquejes (Bihrmann, sin fecha).

Comentarios adicionales

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Enmienda de la anotación a las Orchidaceae incluidas en el Apéndice I, como sigue:

Suprimir la anotación actual, que dice:

“Para todas las especies incluidas en el Apéndice I que figuran a continuación, los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos *in vitro*, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles no están sujetos a las disposiciones de la Convención”.

Reemplazarla por la siguiente anotación:

“Para todas las especies incluidas en el Apéndice I que figuran a continuación, los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos *in vitro*, en medios sólidos o líquidos, y transportados en envases estériles no están sujetos a las disposiciones de la Convención sólo si los especímenes se ajustan a la definición de “reproducidos artificialmente” acordada por la Conferencia de las Partes”.

Autor de la propuesta: Estados Unidos de América.

Resumen: Dos géneros (*Paphiopedilum* y *Phragmipedium*) y otras seis especies de la familia Orchidaceae están incluidos en el Apéndice I. Dichos taxa y los híbridos obtenidos a través de ellos son objeto de una importante demanda en la horticultura y se comercializan en grandes cantidades, particularmente en el caso de *Paphiopedilum* y *Phragmipedium*. Una gran parte del comercio está formada por especímenes “en frascos”. Este concepto es objeto de una definición más formal en las anotaciones de los Apéndices: plántulas obtenidas a partir del cultivo de tejidos, cultivadas en un medio estéril y transportadas en frascos, tubos u otros envases pequeños.

El Convenio permite el intercambio comercial de especies vegetales incluidas en el Apéndice I según el párrafo 4 del Artículo VII, que dice lo siguiente: “Los especímenes de [...] una especie vegetal incluida en el Apéndice I y reproducidos artificialmente para fines comerciales, serán considerados especímenes de las especies incluidas en el Apéndice II”. Sin embargo, el texto del Convenio no contiene una definición de “reproducido artificialmente”.

Entendiendo que los especímenes de orquídeas en frascos son reproducidos artificialmente, las Partes dieron un paso más en 1995 y eximieron a dichos especímenes de las disposiciones del Convenio, tal y como se describe en la anotación que dice actualmente lo siguiente:

Para todas las especies incluidas en el Apéndice I que figuran a continuación, los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos in vitro, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles no están sujetos a las disposiciones de la Convención.

De forma paralela, las Partes han establecido una serie de criterios bastante estrictos para la definición de “reproducida artificialmente” contenidos en la *Resolución Conf. 11.11 (Rev. CoP14)*. Con arreglo a dichos criterios, todos los especímenes de orquídeas en frascos no cumplen necesariamente la definición de reproducidos artificialmente según CITES. Concretamente, las semillas o tejidos deben haberse obtenido a partir de especímenes amparados por una exención a las disposiciones del Convenio o proceder de un plantel parental cultivado (también definido en la Resolución). La Resolución recomienda que se conceda una exención, es decir, que se permita la utilización de semillas de plantas silvestres, únicamente en el caso de que la recolección fuera lícita y la Autoridad Científica competente haya determinado que la recolección no fue perjudicial para la población silvestres y que el comercio de los especímenes tiene un efecto positivo para la conservación de las poblaciones silvestres (lo que implica la reintroducción y el establecimiento de fuentes cultivadas de propágulos para el futuro).

Las Partes subrayan precisamente esta cuestión en el siguiente párrafo de la *Resolución Conf. 11.11 (Rev. CoP14)*:

“En lo que respecta a las plántulas en frasco de orquídeas del Apéndice I

RECOMIENDA que las plántulas en frasco de orquídeas de las especies incluidas en el Apéndice I obtenidas *in vitro*, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles se consideren que estén exentas de los controles CITES, únicamente si se han reproducido artificialmente en virtud de la definición precedente, teniendo en cuenta las disposiciones del párrafo 4 del Artículo VII y del párrafo b) iii) del Artículo I de la Convención, y acuerda la derogación de la Resolución Conf. 9.6 (Rev.) en este caso concreto;”

No obstante, esta idea no está explícita en el texto de la anotación correspondiente en los Apéndices. La presente propuesta pretende rectificar esta situación.

Análisis: La propuesta pretende garantizar que la anotación relativa a especímenes de orquídeas incluidas en el Apéndice I sea coherente con la Resolución que se refiere a los mismos especímenes.

Su efecto es subrayar el hecho de que las Partes sólo deberían considerar a los especímenes en frascos de orquídeas incluidas en el Apéndice I como exentos de las disposiciones del Convenio si están conformes con que hayan sido “reproducidos artificialmente” según la definición incluida en la *Resolución Conf. 11.11. (Rev CoP14)*. En teoría, esta disposición ya está en vigor. En cambio, es poco probable que se aplique en la práctica, y parece probable que su aplicación estricta cause problemas de control. Un espécimen en frasco se distingue claramente de cualquier otro tipo de espécimen, y está claro que no es una planta recolectada del medio silvestre en un sentido convencional. Por lo tanto, es fácil garantizar el cumplimiento de una exención sencilla para los especímenes en frascos. Sin embargo, no es nada sencillo determinar si dichos especímenes cumplen la definición de “reproducida artificialmente” esbozada más arriba y contenida en detalle en la *Resolución Conf. 11.11. (Rev. CoP14)* (véase más abajo), y es algo que no se puede hacer simplemente inspeccionando un espécimen o envío. Esto podría representar una carga considerable para los órganos encargados del control y la aplicación de la ley.

Las anotaciones #1 y #4 establecen exenciones para especímenes “en frascos” utilizando el mismo texto para especies vegetales incluidas en el Apéndice II. Dichas exenciones no se mencionan explícitamente en la *Resolución Conf. 11.11 (Rev. CoP14)*, y tampoco se tratan específicamente como “reproducidas artificialmente”, por lo que sigue sin estar claro si cabe esperar que las dos anotaciones en cuestión queden cubiertas por la definición de “reproducida artificialmente” adoptada en dicha Resolución.

Información adicional

La Resolución 11.11 (Rev. CoP14) contiene el siguiente texto:

“En lo que respecta a la definición de “reproducida artificialmente”

APRUEBA las siguientes definiciones de los términos utilizados en esta resolución:

- a) “en un medio controlado” significa un medio no natural intensivamente manipulado por el hombre con la finalidad de producir plantas. Las características generales de un medio controlado pueden ser, sin limitarse a ello, el cultivo del suelo, la fertilización, la escarda, el control de plagas, la irrigación o las tareas de vivero, como el enmacetado, la preparación de almácigos y la protección contra las condiciones meteorológicas; y

b) “plantel parental cultivado” significa el conjunto de plantas cultivadas en un medio controlado que se utilizan para la reproducción, y que deben, a satisfacción de las autoridades CITES designadas del país exportador:

i) establecerse con arreglo a las disposiciones de la CITES y de la legislación nacional correspondiente y de forma que no sea perjudicial para la supervivencia de la especie en el medio silvestre; y

ii) mantenerse en cantidades suficientes para la reproducción, de manera que se reduzca al mínimo o se elimine la necesidad de aumentarlo con especímenes del medio silvestre, y que se recurra a ese aumento únicamente como excepción, y limitado a la cantidad necesaria para mantener el vigor y la productividad del plantel parental cultivado;

DETERMINA que la expresión “reproducidos artificialmente” se interpretará en el sentido de que se refiere a especímenes vegetales:

a) cultivados en un medio controlado; y

b) cultivados a partir de semillas, estacas, esquejes, tejidos callosos y otros tejidos vegetales, esporas u otros propágulos que están amparados por una exención a las disposiciones de la Convención o proceden de un plantel parental cultivado;

DETERMINA que las plantas cultivadas a partir de estacas y esquejes deben considerarse como reproducidas artificialmente únicamente si los especímenes comercializados no contienen ningún material recolectado del medio silvestre; y

RECOMIENDA que se conceda una excepción y se considere que los especímenes son reproducidos artificialmente si han sido cultivados a partir de semillas o esporas recolectadas en el medio silvestre únicamente en el caso en que, para el taxón de que se trate:

a) i) la creación de un plantel parental cultivado presenta graves dificultades en la práctica, debido a que los especímenes necesitan mucho tiempo para llegar a la edad reproductiva, como sucede con muchas especies arbóreas;

ii) las semillas y esporas se recolectan en el medio silvestre y se cultivan en condiciones controladas dentro de un Estado del área de distribución, que debe ser también el país de origen de las semillas o esporas;

iii) la Autoridad Administrativa competente de ese Estado del área de distribución ha determinado que la recolección de semillas y esporas era lícita y compatible con las leyes nacionales pertinentes de protección y conservación de la especie; y

iv) la Autoridad Científica competente de ese Estado del área de distribución ha determinado que:

A. la recolección de semillas y esporas no era perjudicial para la supervivencia de la especie en el medio silvestre; y

B. la autorización del comercio de esos especímenes tiene un efecto positivo en la conservación de las poblaciones silvestres;

b) como mínimo, para cumplir lo dispuesto en el párrafo iv) A. y B. *supra*:

i) la recolección de semillas y esporas con estos fines se limite en forma que permita la regeneración de la población silvestre;

ii) una parte de las plantas producidas en esas circunstancias se utilice para establecer plantaciones que sirvan como plantel parental cultivado en el futuro y se conviertan en una fuente adicional de semillas y esporas, reduciendo o eliminando así la necesidad de recolectar semillas en el medio silvestre; y

iii) una parte de las plantas producidas en estas circunstancias se utilice para replantación en el medio silvestre, con objeto de potenciar la recuperación de las poblaciones existentes o de restablecer poblaciones que han sido extirpadas; y

c) los establecimientos que propagan especies incluidas en el Apéndice I con fines comerciales en esas condiciones se registren en la Secretaría de la CITES de conformidad con la Resolución Conf. 9.19 (Rev. CoP13), sobre directrices para el registro de viveros que exportan especímenes de especies incluidas en el Apéndice I reproducidos artificialmente.”

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de las semillas de *Beccariophoenix madagascariensis* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Beccariophoenix madagascariensis* es una especie de palmera de Madagascar que fue incluida en el Apéndice II en 2002 sin ninguna anotación, por lo que todas las partes y los derivados fácilmente identificables quedaron incluidos en CITES. En la CdP14, en 2007, se presentó una propuesta (la nº 27) para enmendar la anotación #1, entre otras cosas. *B. madagascariensis* fue incluida por error en una lista de especies que ya tenían dicha anotación. Cuando se debatió la propuesta en el Comité I en la CdP14, la Secretaría pidió una aclaración sobre la inclusión de esta especie en la propuesta. La única intervención que se registró fue por parte de Alemania, que recomendó que se mantuviera así (CoP14 Com. I Rep. 5 (Rev. 1), p. 1). Al aprobarse esa parte de la propuesta, *B. madagascariensis* pasó a estar incluida en los Apéndices con la nueva anotación #1, a saber:

“Todas las partes y derivados, excepto:

- a) las semillas, las esporas y el polen (inclusive las polinias);
- b) los cultivos de plántulas o de tejidos obtenidos *in vitro*, en medios sólidos o líquidos, que se transportan en envases estériles;
- c) las flores cortadas de plantas reproducidas artificialmente; y
- d) los frutos, y sus partes y derivados de plantas reproducidas artificialmente del género *Vanilla*”.

Esta medida representó un cambio considerable en el estado de *Beccariophoenix madagascariensis* en los Apéndices, sin consultar (o en el mejor de los casos realizando una consulta muy limitada) al Estado del área de distribución, y sobre la base de un error en la propuesta. En la Justificación de la propuesta original para la inclusión de *B. madagascariensis* (junto con otras palmeras de Madagascar) presentada en la CdP12 se muestra claramente que las semillas (y posiblemente las plántulas) son los únicos elementos para los que se conoce el comercio de ejemplares de origen silvestre y que la intención de la propuesta era incluirlos en los Apéndices.

Beccariophoenix madagascariensis es una palmera muy escasa cuya presencia se ha documentado en unas cuantas localidades en la parte oriental de Madagascar. El género es endémico de Madagascar e incluye a otros dos taxa, *B. alfredi* y una forma que no ha recibido nombre aún. Ninguno de éstos está incluido actualmente en los Apéndices de CITES. *B. madagascariensis* es objeto de demanda en el comercio hortícola internacional y se reproduce a través de semillas. Actualmente no se conoce la existencia de ninguna planta productora de semillas fuera de Madagascar, ni ninguna planta cultivada en Madagascar, aunque recientemente algunas plantas cultivadas han empezado a florecer abundantemente y se puede esperar que generen semillas pronto (Dransfield, 2010). Durante el período 2003–2007, prácticamente todo el comercio registrado en la base de datos sobre comercio CITES fue de semillas, de las cuales Madagascar declaró la exportación de poco más de 70 kg, mayormente en 2007 y 2008 (las exportaciones de 2008 probablemente correspondían a permisos expedidos en 2007 antes de que entrara en vigor la exención establecida en la CdP14). Todas estas semillas eran de origen silvestre. Los países importadores, sobre todo EEUU, han declarado la importación de unos cuantos kg de semillas y unos cuantos miles de semillas, principalmente en el período 2003–2006 (se supone que han dejado de registrar la importación de semillas a partir de 2007).

Además de su uso en el comercio de plantas para uso hortícola, Dransfield y Beentje (1995) manifestaron que la especie tiene un uso local en la construcción de viviendas y es aprovechada (de forma destructiva) para la extracción de corazones de palmito para consumo local. Las hojas jóvenes eran objeto de demanda para la fabricación de sombreros denominados “manarano” que en el pasado se exportaban en grandes cantidades, y de hecho se considera que esta fue una causa importante de la escasez de la especie en la actualidad. Se ha registrado el comercio de un número muy bajo de hojas en los datos de CITES, con fines científicos en todos los casos.

Análisis: La propuesta pretende restablecer lo que se supone que fue la intención original cuando se incluyó *Beccariophoenix madagascariensis* en los Apéndices, ya que incluiría las semillas, que son claramente el producto más presente en el comercio. Es relativamente fácil distinguir entre las semillas de *Beccariophoenix* spp. y las de otras palmeras, aunque es difícil distinguir las semillas de las distintas especies del género. No obstante, con arreglo a la *Resolución Conf. 9.6 (Rev.)*, las semillas de *B. madagascariensis* encajan con la definición de “fácilmente identificable”.

Evaluadores:

W. Baker, J. Dransfield, TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de las semillas de *Dypsis decaryi* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Dypsis decaryi*, cuyo nombre según la taxonomía normalizada CITES es *Neodypsis decaryi*, es una especie de palmera endémica de Madagascar, donde se encuentra en un área de pequeño tamaño en la parte suroriental del país. Parte de la población de la especie se encuentra en un área protegida de 500 ha (una extensión de terreno que forma parte del complejo del Parque Nacional de Andohahela, mucho más grande) y el resto se encuentra fuera del área protegida pero al lado de ésta. La palmera crece en terrenos inclinados con suelos pedregosos en el bosque seco o matorral a altitudes entre 80 y 600 m.

Neodypsis decaryi se cultiva mucho como planta ornamental en países tropicales y subtropicales en todo el mundo, incluyendo Madagascar. La especie se reproduce a través de semillas, que son extraídas del medio silvestre y exportadas en grandes cantidades. Existe también una gran disponibilidad de semillas de plantas cultivadas fuera de Madagascar, que casi con toda certeza son objeto de comercio internacional. En el área de distribución de la especie, las hojas se utilizan para la fabricación de tejados y los frutos son consumidos por los niños (Dransfield y Beentje, 1995). A mediados de los años 1990, los informes indicaban una disminución en la población que se encuentra fuera del área protegida, principalmente a causa de los incendios y el pastoreo del ganado, mientras que la población del área protegida parecía segura (Ratsirarson *et al.*, 1996).

La especie fue incluida en el Apéndice II en 1975 sin ninguna anotación, lo que significa que, según las condiciones del Convenio, todas las partes y derivados quedaban incluidos en CITES. En 1985, se le aplicó la anotación general establecida para las plantas incluidas en el Apéndice II en ese momento, que excluye a las semillas, entre otros tipos de especímenes. Este resultado parece haber sido involuntario, dado que las semillas siempre han sido el único espécimen silvestre comercializado con regularidad. Actualmente, la especie se encuentra en el Apéndice II con la anotación #1. No existen indicios de la extracción de ejemplares silvestres a gran escala para el comercio internacional.

Pese a que las semillas están exentas de las disposiciones del Convenio, la base de datos sobre comercio CITES contiene información sobre algunas transacciones de semillas. Madagascar declaró la exportación de 700 kg de semillas en el período 1989-1990 y 570 kg en el período 2006-2008 (en este último caso, declaradas como de origen silvestre, y en el primer caso sin especificar el origen) y Estados Unidos declaró la exportación de 1.500 semillas a Colombia en 1989.

Análisis: Con la propuesta se pretende modificar el alcance de una inclusión en el Apéndice II, es decir, efectuar un cambio en las partes y derivados que quedan cubiertos por el Convenio. El resultado no alteraría la inclusión de la especie en sí, por lo que no procede aplicar los criterios que contiene la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*.

Las semillas son el producto de origen silvestre más importante en el comercio internacional; teóricamente, la extracción de semillas podría tener un impacto sobre la población (aunque por el momento no se considera que sea perjudicial). Existe comercio de semillas obtenidas de plantas reproducidas artificialmente en Estados de fuera del área de distribución. Este comercio no tiene ningún impacto sobre las poblaciones silvestres. Para facilitar los controles, se podría enmendar la propuesta para referirse sólo a las poblaciones de Madagascar.

Otras seis especies de palmeras de Madagascar están incluidas actualmente en el Apéndice II sin anotación, por lo que sus partes y derivados (incluidas las semillas) están sujetos a las disposiciones del Convenio. *Beccariophoenix madagascariensis*, otra palmera de Madagascar, tiene la anotación #1, que exime a varias partes y derivados, incluyendo las semillas. *B. madagascariensis* es objeto de la Propuesta 32, con la que se pretende eliminar esta anotación para la especie en la CdP15. La anotación #1 también es objeto de otra propuesta (Propuesta 25) que será considerada en la presente CdP.

Las semillas de *Neodypsis decaryi* son similares a las de otras especies del género *Neodypsis* (o *Dypsis*), aunque se considerarían fácilmente identificables según las condiciones establecidas en la *Resolución Conf. 9.6 (Rev.)*.

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de *Adenia firingalavensis* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Adenia firingalavensis* es una planta suculenta de Madagascar. Se trata de una de las aproximadamente 100 especies del género *Adenia*, ampliamente distribuido en Madagascar y África. Según los informes, la especie se encuentra extendida en la parte occidental de Madagascar, desde el extremo más septentrional hasta el sur, y crece a la sombra en el bosque seco, matorral y zonas rocosas a altitudes entre 0 y 500 m. La planta desarrolla un tronco en forma de botella de hasta dos metros de alto y 30 cm de diámetro, desde donde parten ramas de tipo enredadera de hasta 3,5 m de largo. Según las descripciones de la especie, ésta es de crecimiento lento y presenta un bajo índice de regeneración, al menos en algunas localidades. La especie puede ser común a escala local y se encuentra en varias áreas protegidas. Existe cierta demanda internacional de *A. firingalavensis* para el mercado hortícola, principalmente por parte de coleccionistas de plantas suculentas. Durante el período 2003–2006, la Autoridad Administrativa CITES de Madagascar registró la exportación de unos 550 especímenes, la mayoría de los cuales se comercializaron en 2004. En 2006, sólo se registró comercio de 10 especímenes. Es lógico suponer que la mayoría o incluso todas las plantas comercializadas eran de origen silvestre. Es posible reproducir la especie a partir de semillas y esquejes.

La especie se parece a *A. olaboensis*, que también es objeto de una propuesta para la inclusión en el Apéndice II (véase la Propuesta 35), y a varias otras especies de *Adenia* que crecen en Madagascar, que no son objeto de ninguna propuesta de inclusión en CITES. Algunas de estas especies son muy escasas y es posible que otras sean exportadas utilizando el nombre de *Adenia firingalavensis*.

Análisis: *Adenia firingalavensis* es una especie extendida y al parecer común al menos a escala local en Madagascar. Al parecer, existe un comercio limitado de la especie para la horticultura. No existen pruebas de la extracción extensiva o intensiva de *Adenia firingalavensis* para uso nacional. Dada la amplia distribución de la especie, su presencia en varias áreas protegidas y el limitado comercio que se ha registrado para la especie, parece muy improbable que la extracción para el comercio esté reduciendo la población hasta un nivel en el que la especie pueda reunir las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, o que sea necesario reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|--|------------------------------------|
| <p>Madagascar.</p> | <p><u>Taxonomía</u></p> |
| | <p> </p> |
| | <p><u>Área de distribución</u></p> |
| | <p> </p> |
| <p><u>Categoría global en la UICN</u></p> | |
| <p> </p> <p><i>La especie no está incluida en la Lista Roja.</i></p> | |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p>Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))</p> | |
| <p><u>A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I</u></p> | |
| <p>Se ha documentado la presencia de la especie en los bosques de Mikea y Andoharano, al norte de Toliara, y en las Reservas Especiales de Ankarana y Analamerana y el Parque Nacional Montagne d'Ambre en la provincia de Antsiranana. Se conoce una población de 150 individuos al norte de Toliara. La especie es de crecimiento lento y al parecer presenta una baja regeneración.</p> <p>A partir de unos estudios de campo realizados en 2006, se considera que la especie cumple los criterios para estar incluida en la categoría de Vulnerable según los Criterios y Categorías de la Lista Roja de la UICN.</p> <p>Exportaciones declaradas: 18 en 2003, 358 en 2004, 168 en 2005 y 10 en 2006.</p> <p>Las poblaciones han disminuido en zonas donde la especie es recolectada para la exportación. Dado que no existe ningún control, los recolectores tienden a llevarse todos los especímenes que encuentran, y es difícil distinguir entre ejemplares jóvenes y maduros en el medio silvestre.</p> | <p><i>La especie habita en altitudes hasta 500 m (Eggli, 2002). Hearn (2009) manifiesta que la especie es común a escala local y está más extendida de lo que se indica en la Justificación.</i></p> |
| <p><u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u></p> | |
| <p>La población no es objeto de ningún aprovechamiento importante a escala local. La corteza es tóxica y se utiliza para tratar la sarna.</p> | |
| <p>Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas</p> | |
| <p><u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u></p> | |
| | |
| <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> | |
| <p>Observaciones complementarias</p> | |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <u>Amenazas</u> | |
| <p><i>A. firingalavensis</i> es una especie umbrófila, es decir, necesita sombra y por lo tanto es más sensible a las perturbaciones del hábitat que otras especies.</p> | |
| <u>Conservación, gestión y legislación</u> | |
| <p>Según los informes, la especie está presente en las áreas protegidas Montagne d'Ambre, Ankarana y Analamerana en el extremo septentrional.</p> | <p><i>También existen informes de la presencia de la especie en las áreas protegidas Tsingy de Bemaraha y Tsingy de Namoroka (sitio Web www.madagaskar.com).</i></p> |
| <u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u> | |
| | <p><i>Es posible reproducir la especie a partir de esquejes y semillas (Bihrmann, sin fecha).</i></p> |
| <u>Comentarios adicionales</u> | |
| | <p><i>La especie se ofrece a la venta en EEUU a un precio entre 30 y 60 dólares USA al por menor, un precio relativamente bajo en comparación con otras especies del género Adenia anunciadas por el mismo proveedor. También se han observado especímenes a la venta al precio de 89 Euros.</i></p> <p><i>Actualmente, se reconocen unas 18 especies de Adenia autóctonas de Madagascar, de las cuales todas son endémicas (sitio Web de Efloras).</i></p> <p><i>Según Hearn (2006), las pruebas morfológicas y moleculares indican que la forma a la que se suele llamar Adenia firingalavensis var. stylosa es en realidad una especie distinta: A. stylosa.</i></p> <p><i>Hearn (2009) señala que existen especies de Adenia de Madagascar (A. epigea, A. litoralis, A. stylosa, A. boivinii, A. lapiazicola y A. metamorpha) parecidas a A. firingalavensis y A. olaboensis que son extremadamente escasas y/o endémicas a escala local. Sus observaciones del mercado de plantas suculentas revelan que muchas especies muy escasas de Adenia son importadas con el nombre de Adenia sp. o Adenia firingalavensis.</i></p> |

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de *Adenia olaboensis* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Adenia olaboensis* es una planta trepadora de tronco grueso que alcanza un gran tamaño y se encuentra en Madagascar. Se trata de una de las aproximadamente 100 especies del género *Adenia*, ampliamente distribuido en África y Madagascar. Unas 18 especies del género *Adenia* son endémicas de Madagascar. La especie suele presentar un tallo principal rastrero que puede alcanzar una longitud de unos cuatro metros y un diámetro de 40 cm, del que parten troncos secundarios y lianas que pueden alcanzar varios metros de longitud. Según los informes, la especie está ampliamente distribuida en la parte central y occidental de Madagascar, y se ha documentado su presencia en las provincias de Mahajanga en la parte noroccidental, Toliara en la parte suroccidental y Fianarantsoa en la zona suroriental. Al parecer, la especie crece en una gran variedad de sustratos, tales como suelos calizos y arenisca, en bosque seco, matorral, bosque secundario y sabana herbácea. La especie se considera una planta sagrada para el pueblo Sakalava y se cultiva alrededor de viviendas y tumbas. Existe cierta demanda internacional de la especie para el mercado hortícola, principalmente por parte de coleccionistas de plantas suculentas. Durante el período 2003–2006, la Autoridad Administrativa CITES de Madagascar registró exportaciones limitadas (unas 100 plantas en 2003, 400 en 2004, 200 en 2005 y ninguna en 2006) Es muy probable que una gran proporción de estas plantas o incluso todas fueran de origen silvestre. La especie está disponible en otros países, aunque no de forma generalizada, a precios moderados (50 Euros; entre 50 y 175 dólares USA). La especie se parece a *A. firingalavensis*, que también es objeto de una propuesta para la inclusión en el Apéndice II (véase la Propuesta 34) y a varias otras especies de *Adenia* que crecen en Madagascar, que no son objeto de ninguna propuesta de inclusión en CITES. Algunas de estas especies son muy escasas y es posible que otras sean exportadas utilizando el nombre de *A. olaboensis*.

Análisis: *Adenia olaboensis* es una especie extendida y común en algunas localidades cuya presencia está documentada al menos en un área protegida, aunque es posible que también se encuentre en otras. Se cultiva a escala local y existen registros de su exportación en cantidades relativamente bajas para el comercio internacional de plantas hortícolas. Los ejemplares comercializados eran de origen silvestre casi con toda seguridad. La planta alcanza un tamaño considerable, y es muy poco probable que los ejemplares maduros de gran tamaño sean recolectados para la exportación. Parece improbable que sea preciso reglamentar el comercio para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I, o para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|------------------------------------|
| Madagascar. | <u>Taxonomía</u> |
| | |
| | <u>Área de distribución</u> |
| | |
| | <u>Categoría global en la UICN</u> |
| | No evaluada. |

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)) | |
| <u>A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I</u> | |
| <p>La especie está ampliamente distribuida en Madagascar, donde se encuentra en las provincias de Toliary, Mahajanga y Fianarantsoa. Su presencia ha sido documentada en el distrito de Betioky en Ampandrandava, al norte de Belo sur Tsiribihina y en Antsalova.</p> <p>Exportaciones declaradas: 109 en 2003, 387 en 2004, 184 en 2005 y 0 en 2006.</p> | <p><i>La planta habita en altitudes hasta 1.000 m o posiblemente 1.500 m (Egglí, 2002).</i></p> <p><i>La especie es común a escala local y está más extendida de lo que se indica en la Justificación (Hearn, 2009).</i></p> <p><i>Se encuentra en bosque secundario (www.madagascar.com).</i></p> |
| <u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u> | |
| <p>La planta es cultivada por el pueblo Sakalava, que la considera una planta sagrada de importancia simbólica.</p> | |
| Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas | |
| <u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u> | |
| | |
| <u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u> | |
| | |
| Observaciones complementarias | |
| <u>Amenazas</u> | |
| <p><i>En Madagascar, los hábitats naturales en general están afectados por los incendios, la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.</i></p> | |
| <u>Conservación, gestión y legislación</u> | |
| <p>Se conoce su presencia en el Parque Nacional de Andohahela, en la parte suroriental de Madagascar.</p> | |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Cría en cautividad/reproducción artificial

Según los informes, la especie se reproduce a partir de semillas (sitio Web de Caudiciform).

Comentarios adicionales

El pueblo Sakalava cree que la especie se debe cultivar en la cara oriental de las casas (www.madagascar.com).

Actualmente, se reconocen unas 18 especies de Adenia autóctonas de Madagascar, de las cuales todas son endémicas (sitio Web de Efloras, Hearn, 2004).

Hearn (2009) señala que existen especies de Adenia de Madagascar (A. epigea, A. litoralis, A. stylosa, A. boivinii, A. lapiazicola y A. metamorpha) parecidas a A. firingalavensis y A. olaboensis que son extremadamente escasas y/o endémicas a escala local. Sus observaciones del mercado de plantas suculentas revelan que muchas especies muy escasas de Adenia son importadas con el nombre de Adenia sp. o Adenia firingalavensis.

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de *Adenia subsessifolia* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Adenia subsessilifolia* (al parecer, el epíteto *subsessifolia* que aparece en la propuesta es un error tipográfico) es una planta suculenta de Madagascar. Se trata de una de las aproximadamente 100 especies del género *Adenia*, ampliamente distribuido en Madagascar y África. Unas 18 especies del género *Adenia* son endémicas de Madagascar. La planta desarrolla tallos de hasta 1,5 m de largo a partir de una raíz tuberosa de hasta 30 cm de diámetro, crece en sustratos rocosos en matorral abierto y está razonablemente extendida en la parte sur y suroccidental de Madagascar a altitudes de hasta 300 m. Se conoce la existencia de al menos una población en un área protegida (Cap Sainte Marie). En un estudio de campo realizado en tres localidades en 2006, se documentó un número bajo de individuos maduros (100 en una localidad y menos de 50 en cada una de las otras dos), aunque según algunos informes la especie es al menos común a escala local. La especie está presente en el comercio internacional en el mercado hortícola y es cultivada principalmente por coleccionistas de plantas suculentas. Durante el período 2003–2006, la Autoridad Administrativa CITES de Madagascar registró la exportación de un pequeño número de especímenes (126), de los cuales prácticamente todos (115) fueron exportados en 2004. Los informes indican que la recolección de especímenes silvestres tiene lugar en la montaña Table de Toliara, donde al parecer existen indicios de que las poblaciones han sido diezmadas a escala local. La especie se reproduce a partir de semillas y existe disponibilidad de plantas supuestamente reproducidas artificialmente a precios relativamente bajos en Estados Unidos (8 dólares USA) y Europa (12 Euros).

Análisis: *Adenia subsessilifolia* es una especie razonablemente extendida en la parte sur y suroccidental de Madagascar. Existen informes conflictivos sobre su abundancia. La especie está presente en el comercio, aunque los volúmenes de comercio declarados son pequeños, y existe disponibilidad de plantas reproducidas artificialmente a precios relativamente bajos en los países donde existe demanda. Aunque según algunos informes la población ha sido diezmada en una localidad, parece improbable que la extracción para el comercio esté reduciendo la población hasta un nivel en el que la especie pueda reunir las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, o que sea necesario reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|------------------------------------|
| Madagascar. | <u>Taxonomía</u> |
| | |
| | <u>Área de distribución</u> |
| | |
| | <u>Categoría global en la UICN</u> |
| | |
| | <i>No evaluada.</i> |

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)) | |
| <u>A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I</u> | |
| <p>Se conoce la presencia de la especie en la parte meridional y suroccidental de Madagascar, en la montaña Table de Toliara, la Reserva Especial Cap Sainte Marie y Behara Amboasary Sud. Se conocen tres subpoblaciones, y se cree que la población silvestre es pequeña. Se han contado unos 100 ejemplares en la meseta de Tulear, y podría haber menos de 50 individuos maduros en Cap Sainte Marie y Behara Amboasary Sud. La regeneración es baja debido a la perturbación del hábitat. La recolección se realiza en la montaña Table de Toliara, donde existen pruebas de que se han diezmando las poblaciones silvestres. Es difícil distinguir entre las plantas juveniles y maduras en el medio silvestre y la extracción puede reducir el número de plantas productoras de semillas de la población.</p> <p>A partir de unos estudios de campo realizados en 2006, se considera que la especie cumple los Criterios de la UICN para estar incluida en la categoría de Vulnerable.</p> <p>Exportaciones declaradas: 0 en 2003, 115 en 2004, 3 en 2005 y 8 en 2006.</p> | <p><i>Hearn (2009) manifiesta que la especie es común al menos a escala local y está más extendida de lo que se indica en la Justificación.</i></p> |
| <u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u> | |
| El tubérculo no es comestible y el tallo pulverizado se utiliza para tratar heridas. | |
| Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas | |
| <u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u> | |
| | |
| <u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u> | |
| | |

Observaciones complementarias

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Amenazas

En el sur de Madagascar, los hábitats naturales están afectados por los incendios, la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.

Conservación, gestión y legislación

Se encuentra en la Reserva Especial Cap Sainte Marie.

Cría en cautividad/reproducción artificial

La especie se reproduce a partir de semillas, que están disponibles en el comercio.

Comentarios adicionales

Actualmente, se reconocen unas 18 especies de Adenia autóctonas de Madagascar, de las cuales todas son endémicas (sitio Web de Efloras, Hearn, 2004).

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Supresión de *Orothamnus zeyheri* del Apéndice II.

Autor de la propuesta: República de Sudáfrica.

Resumen: *Orothamnus zeyheri* es una planta escasa y localizada que ocupa unos 23 km² en dos áreas pequeñas del Cabo suroccidental, en Sudáfrica. Se trata de un arbusto erecto de hasta cinco metros de altura que tiene flores rosadas atractivas que duran bastante después de ser cortadas. Durante la primera mitad del siglo XX, la extracción indiscriminada de flores para el mercado nacional diezmó a la población. Aunque se prohibió la recolección en 1938, la población no se recuperó debido a una gestión inadecuada de los incendios y en 1967 se consideró que la especie estaba al borde de la extinción. Desde entonces, se han establecido medidas de protección y mejoras en la gestión de la especie que parecen haber tenido éxito. Actualmente, *O. zeyheri* está protegida por la Ordenanza 19 de 1974 sobre la Conservación de la Naturaleza y el Medio Ambiente del Cabo. El acceso público a la zona donde se encuentra la población principal, denominada “Kogelberg” está estrictamente controlado para evitar la recolección de ejemplares para el mercado de flor cortada y otras perturbaciones antropogénicas. La frecuencia de incendios se ha restringido a períodos de 15 a 20 años, que favorecen a la especie, y las plantas invasoras son eliminadas. Actualmente la mayor amenaza para la especie es el hongo *Phytophthora cinnamomi*, un patógeno que afecta a las raíces. La población es objeto de un seguimiento anual realizado por Cape Nature, que no ha encontrado pruebas de una disminución en las poblaciones conocidas. El área de distribución geográfica de la especie no ha cambiado en los últimos 150 años. El taxón está incluido en la Lista Roja de las Proteáceas Africanas (*African Proteaceae Red Data List*, en prep.) en la categoría de “Vulnerable” según los Criterios y Categorías de la UICN, y será propuesto para la inclusión en la misma categoría en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*. *O. zeyheri* no está incluida en la lista de Especies Amenazadas y Protegidas de la Ley Nacional de Gestión de la Biodiversidad y el Medio Ambiente (*National Environment Management Biodiversity Act*) y no goza de protección específica con arreglo a dicha legislación.

Orothamnus zeyheri fue incluida en el Apéndice I en 1975 debido a un malentendido inicial acerca de la finalidad de CITES por parte de las Autoridades Administrativas de Sudáfrica. En 1997, la especie fue transferida al Apéndice II con arreglo a las medidas cautelares especificadas en el Anexo 4 (A 1) de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*. En la base de datos sobre comercio CITES sólo se ha registrado un caso de comercio internacional desde 1975 (en 1981). Existen medidas de protección para controlar cualquier comercio que se pudiera producir como resultado de la supresión de la especie de los Apéndices. Se considera que es muy improbable que se produzca comercio ilícito. La especie se reproduce bien a través de injertos y sería factible establecer un programa de reproducción comercial para satisfacer cualquier demanda futura de flores y plantas.

Análisis: *Orothamnus zeyheri* tiene un área de distribución restringida. Aunque se llegó a considerar que la especie estaba al borde de la extinción, la población ha aumentado gracias a un control estricto. Desde la inclusión de la especie en el Apéndice I en 1975, casi no se ha registrado su comercio. En 1997 la especie fue transferida al Apéndice II de conformidad con las medidas cautelares establecidas en la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*, según las cuales antes de suprimir una especie del Apéndice I es necesario transferirla al Apéndice II. Desde entonces, no se ha declarado comercio internacional de especímenes silvestres de la especie. Es improbable que la eliminación de los Apéndices de CITES estimule el comercio. Existen medidas de protección adecuadas a escala nacional: el acceso a las poblaciones naturales está estrictamente controlado y la extracción del medio silvestre sigue estando prohibida. Por lo tanto, parece que la especie ya no cumple los criterios para la inclusión en el Apéndice II.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Taxonomía

|

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <u>Área de distribución</u> | |
| Sudáfrica. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| | <i>No evaluada.</i> |
| Crterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)) | |
| <u>A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I</u> | |
| <p>Sólo se conoce la presencia de <i>Orothamnus zeyheri</i> en dos áreas pequeñas en el Cabo suroccidental (Sudáfrica): las altas cumbres de las montañas Kogelberg (la parte meridional de la cordillera Hottentots Holland) y una única población pequeña en las montañas Klein River cerca de Hermanus, a unos 40 km hacia el este. No está claro si esta última población es natural o reintroducida. La especie está presente en un área de unos 196 km² y ocupa un área de 23 km².</p> <p>No es preciso reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I. Según la base de datos sobre comercio CITES, el único registro comercial fue un envío de plantas vivas y 60 semillas en 1981. Desde entonces no se ha registrado su comercio. Es muy poco probable que exista comercio ilícito dadas las medidas de control que existen para la especie en Sudáfrica. En principio, el posible comercio al que podría dar lugar la supresión de la especie en los Apéndices sería controlado por las eficaces medidas de protección establecidas a escala nacional. Dicho comercio sólo sería de material reproducido artificialmente.</p> <p>En la Lista Roja de las Proteáceas Africanas (<i>African Proteaceae Red Data List</i>) que está en preparación, la categoría de la UICN propuesta para la especie es Vulnerable B1a(i)b(ii, iv, v)c(iv), B2a(i)b(ii, iv, v)c(iv) y C2a(i)b.</p> | |
| <u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u> | |
| <p>No es preciso reglamentar el comercio, dado que existen controles nacionales estrictos que impiden la extracción del medio silvestre.</p> | <p><i>Hilton-Taylor (2009) confirma que existen controles nacionales adecuados para impedir las extracciones del medio silvestre. Las medidas adoptadas han sido aplicadas de forma muy adecuada durante muchos años y no considera que existan razones para que cambie esta situación.</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|-----------------------|
| <p>Mantenimiento en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas <u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u></p> <p>No es posible confundir a otras especies con <i>Orothamnus zeyheri</i>.</p> <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> <p>No hay razones para mantener a <i>Orothamnus zeyheri</i> en el Apéndice II, dado que no existe comercio de la especie y cualquier posible comercio futuro sería sólo de material reproducido artificialmente.</p> | |

Observaciones complementarias**Amenazas**

Actualmente, la mayor amenaza para la especie es *Phytophthora cinnamomi*, un hongo patógeno que afecta a las raíces y se ha encontrado en varias poblaciones. Durante la primera mitad del siglo XX, la especie fue objeto de recolección y comercio indiscriminados por la belleza de sus flores y su duración excepcional una vez cortadas. El hecho de pisar la tierra y perturbar el terreno alrededor de las plantas al recolectarlas causa problemas en las raíces y compacta el suelo, provocando la muerte de las plantas. Se consiguió parar en gran medida la recolección y el comercio de la especie a través de la Ordenanza N° 15 de 1938 sobre la Protección de las Flores Silvestres de la Provincia del Cabo (1938 Cape Provincial Wild Flower Protection Ordinance No. 15). En esa misma época, el Ministerio de Silvicultura tomó medidas estrictas contra los incendios en el Fynbos destinadas a proteger la flora del Cabo. No obstante, las poblaciones de *O. zeyheri* siguieron disminuyendo de forma preocupante. A finales de los años 1960, se comprendió que los incendios son necesarios a intervalos adecuados (la frecuencia óptima es una vez cada 15 años durante los veranos calurosos) para garantizar la regeneración y el reclutamiento adecuado de las plantas. La especie de roedor *Otomys saundersiae* fue responsable de la destrucción de más de la mitad de las plantas de una población, aunque algunas rebrotaron más tarde.

La posible presión de las visitas humanas, dado que la especie es muy carismática. Los incendios estacionales y la predación del banco de semillas por los babuinos representan amenazas adicionales según Rebelo et al. (2009). Boucher (1997) y Brits (1997) observaron que en ocasiones se extraen flores individuales de forma ilícita para fines privados. Es poco probable que se produzca la recolección ilegal, ya que las localidades exactas de las poblaciones son confidenciales y el acceso está restringido (Brits, 1997).

Conservación, gestión y legislación

Ambas poblaciones están presentes dentro de áreas protegidas: la Reserva de la Biosfera del Kogelberg y la Reserva Natural de Maanskynekop, gestionadas por Cape

Orothamnus zeyheri fue incluida en la categoría de Escasa en la Lista Roja de las Especies Vegetales de África Austral (Red Data List of Southern African Plants, Hilton-

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>Nature, la entidad pública encargada de la conservación de la biodiversidad en el Cabo Occidental.</p> <p>Los estrictos controles establecidos en 1938 por el Ministerio de Silvicultura y mantenidos en la actualidad por Cape Nature evitan que se produzca la extracción de plantas del medio silvestre.</p> <p>En 1967, cuando se pensaba que la especie estaba al borde de la extinción, la reserva del Kogelberg se cerró al público durante cinco años y los lugares donde se conocía la presencia de la especie se vallaron. Se llevó a cabo una vigilancia con patrullas para salvaguardar las plantas que quedaban y se realizaron quemadas controladas por bloques. El laboreo de las zonas valladas dio lugar a la aparición de plántulas y se introdujeron colmenas en la zona para favorecer la polinización. En 1971, el cierre fue prolongado indefinidamente, permitiendo el acceso sólo a científicos autorizados para fines de investigación. Desde entonces, ha aumentado el acceso al Kogelberg, aunque las plantas siguen estando bajo protección estricta. Todas estas medidas han tenido éxito. Actualmente, la frecuencia del fuego está restringida a intervalos de 15–20 años, se controlan los incendios forestales, se eliminan las plantas exóticas invasoras de la zona y el acceso sigue estando muy controlado.</p> <p><i>Orothamnus zeyheri</i> fue protegida del comercio internacional a través de su inclusión en CITES. Estuvo incluida en el Apéndice I desde 1975 hasta 1997 y en el Apéndice II a partir de 1997.</p> <p>La especie está clasificada como “Flora en Peligro” según la Ordenanza 19 de 1974 sobre la Conservación de la Naturaleza y el Medio Ambiente del Cabo (<i>Cape Nature and Environmental Conservation Ordinance 19</i>), lo que significa que, salvo que se disponga de un permiso, están prohibidas la posesión, venta, donación, aceptación como donación, recolección, importación, exportación y el transporte a través de la provincia de la especie.</p> <p>Los programas de protección han tenido tanto éxito que el estado de conservación de la especie se transfirió de la categoría de En Peligro a Escasa en la Lista Roja de las Especies Vegetales de África Austral de 1996. En la Lista Roja más reciente, la clasificación que se propone es Vulnerable.</p> <p>Cape Nature se encarga del seguimiento de las poblaciones del Kogelberg.</p> | <p><i>Taylor, 1996</i>, y también ha sido incluida en la Red List of South African Plants 2009 (<i>Raimondo et al., en prensa; Foden, 2009</i>).</p> <p><i>Newton (2009)</i> señala que <i>Orothamnus zeyheri</i> no está incluida en la Lista de Especies Amenazadas y Protegidas de la Ley Nacional de Gestión de la Biodiversidad y el Medio Ambiente (National Environment Management Biodiversity Act) y por lo tanto no está protegida por esta legislación.</p> <p>Las localidades exactas de las poblaciones son confidenciales, y además su acceso está restringido (<i>Brits, 1997</i>).</p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Cría en cautividad/reproducción artificial

Se ha investigado mucho la reproducción de *Orothamnus* y particularmente el injerto de la planta sobre otros miembros de la familia Proteaceae, tales como *Leucospermum conocarpodendron* y *L. cordifolium*, que toleran mejor la compactación del suelo por las pisadas y el ataque del hongo. A finales de los años 1970, el vivero de lo que entonces se llamaba *Cape Nature Conservation Department* cultivó y distribuyó muchos cientos de plantas injertadas para interesar a los productores comerciales. Aunque las plantas injertadas sólo viven unos pocos años, es relativamente fácil volver a injertar las plantas, por lo que se puede mantener un suministro continuo de material. Sería bastante viable establecer un programa de reproducción a escala comercial para satisfacer la demanda de flores y plantas. Se cultivan plantas injertadas en el Jardín Botánico Nacional de Kirstenbosch y en el Consejo de Investigación Agrícola (*Agricultural Research Council*) en Elsenburg.

Actualmente no parece existir demanda de flores silvestres o injertadas.

*Hilton-Taylor (2009) señala que las flores cultivadas de *Orothamnus zeyheri* son igual de atractivas y coloridas que las silvestres.*

Comentarios adicionales

Es improbable que la eliminación de los Apéndices de CITES estimule el comercio dado que el acceso a las poblaciones naturales está estrictamente controlado y existe una legislación nacional adecuada para proteger a la especie. Por lo tanto, no es necesario que la especie siga incluida en los Apéndices.

Dadas las limitaciones al acceso público de las zonas donde crece la especie, lo inaccesible de estas zonas y la buena aplicación de las medidas legislativas nacionales, Hilton-Taylor (2009) cree que es muy improbable que la supresión de la especie de los Apéndices estimule el comercio de la misma.

Evaluadores:

Craig Hilton-Taylor, TRAFFIC East/Southern Africa.

Supresión de *Protea odorata* del Apéndice II.

Autor de la propuesta: República de Sudáfrica.

Resumen: *Protea odorata* es un arbusto extremadamente escaso que sólo se encuentra en la provincia del Cabo Occidental, en Sudáfrica. Actualmente, la única población conocida está restringida a una única localidad y en 2002 se calculaba que estaba formada por 27 individuos. Se sabe que en el pasado existieron cinco poblaciones de la especie entre las ciudades de Paarl and Malmesbury en las tierras bajas del litoral. La especie presenta una alta selectividad de hábitat y sólo se encuentra en un tipo de vegetación llamado “West Coast Renosterveld” que ha sufrido una grave disminución y está muy fragmentado debido a la actividad agrícola. Los pocos fragmentos que quedan son objeto de un intenso sobrepastoreo o están muy invadidos por la especie arbórea australiana *Acacia saligna*. La única localidad donde se encuentra la especie en la actualidad es de titularidad privada y existen muy pocas probabilidades de que el terreno sea comprado con fines de conservación. El taxón es difícil de reproducir y existe poco material reproducido artificialmente. Los intentos recientes de establecer la especie en reservas naturales han fracasado. Se han almacenado semillas de la especie en el Banco de Semillas del Milenio (*Millennium Seed Bank*) en Royal Botanic Gardens, Kew, que se encuentran disponibles para programas de reintroducción. El Instituto Nacional de Biodiversidad de Sudáfrica (*South African National Biodiversity Institute*) y la entidad *Custodians for the Rescue of Endangered Wildflowers* participan activamente en el seguimiento de *P. odorata* y trabajan en estrecha colaboración con las autoridades de Sudáfrica en materia de conservación para aplicar un plan de gestión para la conservación de la especie.

Protea odorata es una planta bastante anodina con flores muy pequeñas y sin fragancia, por lo que ha atraído muy poco a horticultores o productores de flor cortada. A principios de los años 1980, se realizó un intento muy limitado de comercializar la especie en Sudáfrica, pero fracasó debido a la falta de demanda. No se conoce la existencia de comercio internacional lícito o ilícito. La especie fue incluida en el Apéndice I en 1975 debido a un malentendido inicial acerca de la finalidad de CITES por parte de las Autoridades Administrativas de Sudáfrica. En 1997, la especie fue transferida al Apéndice II con arreglo a las medidas cautelares especificadas en el Anexo 4 (A 1) de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*. Se considera que la legislación nacional es suficiente para proteger a la especie de cualquier presión futura de recolección o comercio. Aunque se suprimiera de los Apéndices, la especie seguiría estando en la categoría de “Especies Protegidas” de la Lista de Especies Amenazadas y Protegidas de la Ley Nacional de Gestión de la Biodiversidad y el Medio Ambiente (*National Environment Management Biodiversity Act*). Además, también seguiría estando protegida por la Ordenanza 19 de 1974 sobre la Conservación de la Naturaleza y el Medio Ambiente del Cabo, que establece controles estrictos, incluyendo la necesidad de permisos para la extracción o venta de especímenes. El Ministerio de Agricultura ha aceptado no expedir ningún permiso que permita el desmonte de la vegetación natural restante para la agricultura en la zona donde habita la especie. El taxón está incluido en La Lista Roja de las Proteáceas Africanas (*African Proteaceae Red Data List*, en prep.) en la categoría de “En Peligro Crítico” según los Criterios y Categorías de la UICN, y será propuesto para la inclusión en la misma categoría en la *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*.

Análisis: *Protea odorata* tiene un área de distribución muy restringida y un tamaño poblacional muy pequeño; además, vive en un tipo de hábitat amenazado en terrenos privados sin protección formal. No obstante, la especie en sí está protegida por la ley y nunca se ha documentado su comercio lícito o ilícito. Es extremadamente improbable que llegue a existir demanda internacional de *P. odorata*, y la supervivencia de la especie a largo plazo depende de la conservación de su hábitat más que del control del comercio. Parece que la legislación nacional es suficiente para proteger a la especie de cualquier presión extractiva que pueda surgir en el futuro. Ninguna otra especie de *Protea* está incluida en los Apéndices de CITES. Ya han transcurrido más de dos intervalos entre reuniones de la Conferencia de las Partes desde que la especie fue transferida del Apéndice I al Apéndice II y es muy poco probable que llegue a existir comercio de la especie. Por lo tanto parece poco probable que la especie llegue a reunir las condiciones necesarias para su inclusión en los Apéndices en un futuro próximo. En vista de estos datos, la especie no parece cumplir los criterios para la inclusión en el Apéndice II.

| Justificación | Información adicional |
|---------------------------------|--|
| <u>Taxonomía</u> | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| Sudáfrica. | <u>Categoría global en la UICN</u> No evaluada. |

Crterios biológicos y comerciales para el mantenimiento en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

Se conoce poco sobre la distribución histórica de la especie. En el pasado probablemente estaba limitada a una zona de 30 km² en las tierras bajas entre las ciudades de Paarl y Malmesbury en la provincia del Cabo Occidental, en Sudáfrica. Es difícil calcular qué proporción de su área de distribución histórica ocupaba, pero era relativamente común en las localidades en las que estaba presente. Actualmente, sólo existe en una de las cinco localidades donde su presencia estaba documentada (Joostenbergkloof) y ocupa sólo un par de metros cuadrados en total. En esta localidad, se contaron seis individuos en 1975. En un primer recuento realizado en 1998 se censaron 22 plantas, aunque en estudios adicionales se encontraron 34 plantas en total. El número se redujo a 27 plantas en 2002.

En los años 1970, es posible que la población total fuera de poco más de 1.000 plantas.

En la Lista Roja de las Proteáceas Africanas (*African Proteaceae Red Data List*), que está en preparación, la categoría de la UICN propuesta para la especie es En Peligro Crítico A2c, B1a(ii)b(i,ii,iii,v)c(iv), B2a(ii)b(i,ii,iii,v)c(iv), C1, C2a(i,ii) y D.

No es necesario reglamentar el comercio de *Protea odorata* dado que no existe ningún registro de comercio de la especie en la base de datos sobre comercio CITES. Tampoco existe comercio de plantas o derivados de *Protea odorata*. Es muy improbable que exista comercio ilícito, ya que la especie no es objeto de demanda para la horticultura o el mercado de flor cortada.

Es difícil trasplantar el taxón desde el medio silvestre porque requiere un hábitat muy específico (Simpson, 1997).

No existen registros de Protea odorata en la base de datos sobre comercio CITES. La ausencia de comercio internacional de P. odorata fue confirmada por las autoridades encargadas de la conservación del Cabo Occidental (Simpson, 1997).

Hilton-Taylor (2009) también confirma que no existe ni ha existido nunca comercio de la especie. Considera que las flores son pequeñas y bastante anodinas, por lo que es improbable que llegue a existir demanda de las mismas. Rebelo et al. (en prep.) manifiesta que las flores no desprenden olor, contrariamente a lo que indica su nombre.

La Sociedad Botánica de Sudáfrica (Botanical Society of South Africa) no anuncia las semillas de la especie en su catálogo de semillas, de difusión internacional (Botanical Society of South Africa, 2009).

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u> | |
| No es necesario reglamentar el comercio porque <i>Protea odorata</i> no es extraída del medio silvestre y no es objeto de demanda para la horticultura. La reglamentación nacional es adecuada para la protección de la especie. | <i>Hilton-Taylor (2009) opina que existen controles nacionales adecuados y que, dado que no existe demanda de P. odorata, es improbable que llegue a haber comercio de la misma.</i> |
| Mantenimiento en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas | |
| <u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u> | |
| No existen especies en el comercio que se puedan confundir con <i>Protea odorata</i> . | <i>No existe ninguna otra especie de Protea en los Apéndices de CITES.</i> |
| <u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u> | |
| No existen razones para seguir manteniendo a <i>Protea odorata</i> en el Apéndice II, ya que no hay comercio de la especie. | |

Observaciones complementarias**Amenazas**

Las principales amenazas han sido la pérdida de hábitat provocada por la agricultura y la invasión de los fragmentos restantes de hábitat por la especie exótica *Acacia saligna*. Se sabe que una población fue destruida por la construcción de una carretera. La invasión de un hongo patógeno en otra localidad también mató muchas plantas, probablemente debido a una mayor perturbación. El corte de la maleza para mejorar el pastoreo de ganado también ha tenido un impacto negativo. Aunque la especie necesita el fuego a intervalos de entre 10 y 15 años para garantizar el reclutamiento y la regeneración, muchos de los fragmentos de hábitat restante han sufrido incendios a intervalos mucho más frecuentes para crear pastos para el ganado, lo cual representa una amenaza adicional.

Otras amenazas son la herbivoría ocasionada por el ganado ovino o vacuno, que destruye las plantas y compacta el suelo, el vertido de residuos, la reducción del nivel freático, el cambio de hábitat que potencia el desarrollo de un sotobosque herbáceo, la agricultura (plantación de avena en una localidad) y posiblemente la construcción de campos de golf (Rebelo et al., en prep.).

Conservación, gestión y legislación

La única localidad donde habita *Protea odorata* es de titularidad privada y es muy poco probable que el terreno sea comprado con fines de conservación. Una localidad en la que la especie habitaba en el pasado (Riverlands) es una reserva natural provincial y Cape Nature está trabajando activamente en la eliminación de toda la vegetación exótica para restaurar la reserva. La amenaza que representa la invasión de *Acacia saligna* se está reduciendo lentamente gracias a la introducción deliberada del hongo *Uromycladium tepperianum* como agente de control biológico.

Protea odorata está clasificada fue incluida en la categoría de En Peligro en la Lista Roja de las Especies Vegetales de África Austral (Red Data List of Southern African Plants, Hilton-Taylor, 1996), y también ha sido incluida en la Red List of South African Plants 2009 (Raimondo et al., en prensa; Foden, 2009).

Protea odorata está incluida en la categoría de "Especies Protegidas" en la Lista de Especies Amenazadas y Protegidas de la Ley Nacional de Gestión de la Biodiversidad

| Justificación | Información adicional |
|--|---|
| <p>En 1990 se intentó reintroducir unas 10 plantas reproducidas artificialmente en una localidad histórica pero la reproducción fracasó por falta de seguimiento.</p> <p><i>P. odorata</i> ha estado protegida del comercio internacional desde su inclusión en el Apéndice I de CITES entre 1975 y 1997 en el Apéndice II a partir de 1997. Debido a su inclusión en CITES, La especie está clasificada como “Flora en Peligro” según la Ordenanza 19 de 1974 sobre la Conservación de la Naturaleza y el Medio Ambiente del Cabo (<i>Cape Nature and Environmental Conservation Ordinance 19</i>), lo que significa que, salvo que se disponga de un permiso, están prohibidas la posesión, venta, donación, aceptación como donación, recolección, importación, exportación y el transporte a través de la provincia de la especie. Si se eliminara completamente de los Apéndices de CITES, la especie pasaría a estar en la categoría de “Flora Protegida” y seguiría siendo objeto de controles estrictos, incluyendo la necesidad de obtener un permiso para su recolección o venta y el consentimiento escrito del propietario de la tierra. El Ministerio de Agricultura ha aceptado no expedir ningún permiso que permita el desmonte de la vegetación natural restante para la agricultura en la zona donde habita la especie.</p> <p>Existe legislación nacional adecuada para la protección de <i>P. odorata</i>. No es necesario establecer controles sobre la extracción de la especie porque no es objeto de demanda.</p> <p>El Instituto Nacional de Biodiversidad de Sudáfrica (<i>South African National Biodiversity Institute</i>) y la entidad <i>Custodians for the Rescue of Endangered Wildflowers</i> (CREW) participan activamente en el seguimiento de <i>P. odorata</i> y trabajan en estrecha colaboración con las autoridades de Sudáfrica en materia de conservación para aplicar un plan de actuación para la conservación de la especie.</p> | <p>y el Medio Ambiente (National Environment Management Biodiversity Act) (<i>Newton, 2009</i>).</p> |
| <u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u> | |
| <p>En el Jardín Botánico Nacional de Kirstenbosch se ha desarrollado un método adecuado para germinar la especie y cultivarla a partir de esquejes. Se están reproduciendo plantas cultivadas a partir de semillas obtenidas en la última localidad que queda con la intención de introducir las en las reservas naturales de Durbanville y Briers Low, las únicas áreas adecuadas que son objeto de conservación.</p> <p>Un productor comercial de flores silvestres en el vivero Kaimansgat Nursery cultivó unas 10 plantas a partir de semillas a principios de los 1980, pero abandonó las plantas porque no había demanda de las flores cortadas de la especie. No se conoce el cultivo de plantas de la especie fuera de Sudáfrica.</p> <p>En el pasado, se incluyeron semillas y plántulas en el banco de germoplasma del Fynbos en Elsberg (Ministerio de Agricultura) y se recolectaron semillas para su cultivo en Kirstenbosch, pero ninguna sobrevivió.</p> | <p><i>Protea odorata</i> se puede reproducir y se suele cultivar a partir de semillas, aunque con dificultad. El taxón no enraíza fácilmente y genera pocas semillas, por lo que el material reproducido artificialmente es escaso (<i>Brits, 1997</i>). Las plantas sólo producen semillas en su tercera temporada de desarrollo, y pocas de éstas son viables, lo cual hace que sea difícil recolectar semillas. Se han almacenado semillas de la especie en el Banco de Semillas del Milenio (Millennium Seed Bank) en Royal Botanic Gardens, Kew, que se encuentran disponibles para programas de reintroducción (<i>Cowell, 2006; 2007</i>).</p> <p>Según <i>Rebello et al. (en prep.)</i>, aunque había 23 plantas en el Jardín Botánico de Kirstenbosch en 2000, no quedaba ninguna en 2005. Los intentos de establecer una población en la Reserva Natural de Riverlands a partir de semillas fracasaron en 1990. En la Reserva Natural de Briers Low, los ejemplares plantados en el invierno de 2005 y 2006 no sobrevivieron al verano siguiente (<i>Rebello et al., en prep.</i>).</p> |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Comentarios adicionales

La especie fue incluida en el Apéndice I en 1975 debido a un malentendido inicial acerca de la finalidad de CITES por parte de las Autoridades Administrativas de Sudáfrica. La transferencia al Apéndice II fue una medida cautelar, tal como se establece en el Anexo 4 de la *Resolución Conf. 9.24*. No existe ningún motivo para mantener la especie en los apéndices de CITES pese a su grave peligro de extinción porque su supervivencia a largo plazo depende de la conservación de su hábitat y no del control de su comercio.

Ya han pasado más de dos intervalos entre reuniones de la Conferencia de las Partes desde que la especie fue transferida del Apéndice I al Apéndice II.

Evaluadores:

Craig Hilton-Taylor, TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de *Cyphostemma elephantopus* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Cyphostemma elephantopus* es una planta suculenta de Madagascar. Se trata de una de las aproximadamente 250 especies del género *Cyphostemma*, que pertenece a la familia de la vid (Vitaceae) y está ampliamente distribuido en los trópicos, del cual unas 23 especies se encuentran en Madagascar. La planta forma un tronco engrosado de hasta un metro de altura y 20 cm de diámetro en la base del que salen ramas de tipo enredadera de hasta dos metros de largo y desarrolla un gran tubérculo aplanado de hasta 1,3 m de diámetro bajo tierra. *C. elephantopus* tiene una distribución relativamente restringida en la parte suroccidental de Madagascar, donde se cree que la especie está presente en un área de 800 km², y algunas poblaciones conocidas ocupan unos 20 km² (20.000 ha). Puede ser común a escala local, con densidades de hasta 400 plantas por hectárea. En una localidad estudiada en 2005, se observó que la proporción de plantas jóvenes de la población era pequeña y por lo tanto que la regeneración era inadecuada en ese lugar. Según los informes, los hábitats de la especie en algunas partes de su área de distribución se encuentran amenazados por actividades como la construcción. La especie podría estar presente al menos en un área protegida, aunque esto no se ha confirmado aún. No se conoce ningún uso local de la especie.

La especie se comercializa como planta ornamental, y es cultivada principalmente por coleccionistas de plantas suculentas. En el período 2003-2006, las exportaciones registradas desde Madagascar ascendieron a unas 750 plantas, de las cuales la mayoría (563) fueron exportadas en 2004. Parece muy probable que una gran proporción de dichas plantas, o incluso todas, fueran de origen silvestre. La especie se reproduce a partir de semillas y fuera de Madagascar existe disponibilidad, aunque al parecer no de forma generalizada, de plantas pequeñas reproducidas artificialmente y especímenes grandes, casi con toda seguridad procedentes del medio silvestre.

Se ha propuesto la inclusión en el Apéndice II de otras dos especies de *Cyphostemma* de Madagascar en la CdP15: *C. laza* y *C. montagnacii*, que son objeto de las Propuestas 40 y 41 respectivamente. *C. elephantopus* presenta cierto parecido con *C. montagnacii*.

Análisis: *Cyphostemma elephantopus* tiene un área de distribución restringida en el sur de Madagascar, donde al menos algunas poblaciones están amenazadas por la pérdida de hábitat. Existe cierta demanda de la especie en el comercio internacional con fines hortícolas. Según los informes, el número de individuos exportados desde Madagascar no es elevado, aunque es probable que una gran proporción de éstos, o incluso todos, sean de origen silvestre. Los pocos datos disponibles sobre las poblaciones silvestres indican que la especie podría ser razonablemente numerosa en el medio silvestre; las extrapolaciones realizadas a partir del área de ocupación conocida y las densidades poblacionales observadas indican que el tamaño de la población silvestre podría ser considerable, aunque no se sabe si la especie se distribuye de forma continua en toda esa zona. La extracción para la exportación podría diezmar las poblaciones a escala local, pero parece improbable que el nivel actual del comercio sea tal que sea preciso reglamentar el comercio para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, o para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|------------------------------------|-----------------------|
| <u>Taxonomía</u> | |
| | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| | |
| Madagascar. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| No evaluada. | No evaluada. |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

Se conoce la presencia de la especie en la parte meridional y suroccidental de Madagascar, en la región de Toliara y Tsimananpetsotsa. Se han contado unos 500 individuos en Andatabo y en Tsingoritelo, al norte de Toliara.

En la carretera de Ifaty el hábitat de la especie se encuentra en una zona donde se están construyendo hoteles y en Ankilibe Andatabo la especie se encuentra en terrenos privados. La especie podría desaparecer a causa de la destrucción de su hábitat.

La especie fue clasificada en la categoría de Vulnerable en 2006 utilizando los Criterios de la UICN.

Exportaciones declaradas: 0 en 2003, 563 en 2004, 116 en 2005 y 70 en 2006.

Se calcula que la extensión de la presencia es de poco más de 800 km² y que el área de ocupación abarca unos 20 km². En 2005, se obtuvieron densidades poblacionales de 270 y 400 individuos/ha en dos lugares de estudio. En uno de ellos, se observó que la proporción de plantas jóvenes era baja (en torno a un 20%), lo cual indica una regeneración insuficiente (Rakouth et al., 2006).

En la localidad tipo (Ankalibé, justo al sur de Tolilara) el hábitat está amenazado por el desarrollo costero, aunque la especie está presente más al sur y probablemente sea más común de lo que se suele suponer (Corman, 2008).

B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices

Observaciones complementarias

La especie crece en áreas sin protección que son objeto de una importante presión antropogénica.

Amenazas

En el sur de Madagascar, los hábitats naturales están afectados por los incendios, la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.

Conservación, gestión y legislación

Tsimananpetsotsa es un área protegida, aunque no está claro si las poblaciones de la especie en la zona se encuentran dentro del espacio protegido.

Cría en cautividad/reproducción artificial

La especie se reproduce a partir de semillas. Según los informes, es difícil o incluso imposible reproducir la planta a partir de esquejes (Sitio web de Desert tropicals).

Comentarios adicionales

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de *Cyphostemma laza* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Cyphostemma laza* es una planta suculenta de Madagascar. Se trata de una de las aproximadamente 250 especies del género *Cyphostemma*, que pertenece a la familia de la vid (Vitaceae) y está ampliamente distribuido en los trópicos, del cual unas 23 especies se encuentran en Madagascar. La especie forma un tallo engrosado o cáudice alargado de hasta 50 cm de diámetro y 1,2 m de altura, del cual salen ramas de tipo enredadera que llegan a medir hasta 5 m de largo. La especie suele crecer en zonas parcialmente sombreadas en el bosque seco semicaducifolio y tiene una amplia distribución en Madagascar, donde se conoce su presencia en localizaciones en la parte sur, suroccidental, occidental y norte del país. Se calcula que la extensión de la presencia de la especie abarca unos 35.000 km², de los cuales se piensa que el área de ocupación ocupa más de 5.000 km². Según estudios realizados en tres localidades pequeñas, las densidades poblacionales encontradas fueron muy variadas, desde 60 hasta 730 plantas por hectárea. En dichas localidades se encontraron pocas plantas jóvenes. Se ha documentado la presencia de la especie al menos en cuatro áreas protegidas, aunque probablemente esté presente en más espacios protegidos.

La especie es objeto de comercio como planta ornamental, cultivada principalmente por coleccionistas de plantas suculentas. En el período 2003-2006, se registró la exportación desde Madagascar de unas 12.000 plantas, con una tendencia creciente. Parece muy probable que una gran proporción o incluso todas estas plantas fueran de origen silvestre. La especie se reproduce a través de semillas, y fuera de Madagascar existe disponibilidad, aunque al parecer no de forma generalizada, de plantas pequeñas reproducidas artificialmente y especímenes grandes, casi con toda seguridad procedentes del medio silvestre. Existe cierto uso de la especie en Madagascar como planta medicinal.

Se ha propuesto la inclusión en el Apéndice II de otras dos especies de *Cyphostemma* de Madagascar en la CdP15: *C. elephantopus* y *C. montagnacii*, que son objeto de las Propuestas 39 y 41 respectivamente.

Análisis: *Cyphostemma laza* tiene un área de distribución extensa en Madagascar y está claro que no es escasa en las zonas donde crece. El cálculo realizado a partir de las estimaciones bajas de densidad poblacional (60 plantas por hectárea) y un área de ocupación de más de 500.000 ha indica que la población podría ser muy numerosa, aunque la presencia de la especie probablemente no sea homogénea en su área de distribución. Aunque es probable que la población esté disminuyendo debido a las presiones generales ejercidas sobre su hábitat por parte de los incendios, el sobrepastoreo y la expansión de la frontera agrícola, se sabe que la especie está presente al menos en cuatro áreas protegidas y probablemente lo esté en más espacios protegidos. *C. laza* está presente en la farmacopea de Madagascar, aunque no existen pruebas de un uso local intensivo o extensivo en el país. En los últimos años, se ha registrado la exportación de un número razonable de ejemplares, de los cuales es posible que la mayoría o incluso todos fueran de origen silvestre. Aunque es muy posible que esto haya diezariado poblaciones a escala local, teniendo en cuenta el gran tamaño del área de distribución y el hecho de que casi con toda seguridad la especie debe tener una población grande o muy grande, es improbable que sea preciso reglamentar el comercio para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, o para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|------------------------------------|-----------------------|
| <u>Taxonomía</u> | |
| | |
| <u>Área de distribución</u> | |
| Madagascar. | |
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| | |
| No evaluada. | |

Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

Se ha documentado la presencia de la especie en el norte de Madagascar (provincia de Antsiranana) y en el sur del país (provincia de Toliara). Se contaron unos 250 individuos en el bosque de Andoharano, al norte de Toliara, en el bosque de Tongobory Betioky y en el bosque de Elomaka Amboasary Sud. La planta es recolectada en todas estas zonas.

El hábitat de la especie está amenazado por factores antropogénicos. La especie ha sido clasificada en la categoría de Vulnerable utilizando los Criterios de la UICN.

Exportaciones declaradas: 419 en 2003, 1.177 en 2004, 2.487 en 2005 y 7.814 en 2006.

La especie suele crecer en zonas de media sombra en el bosque seco semicaducifolio. Se calcula que la extensión de la presencia de la especie es de 35.000 km² y que el área de ocupación abarca unos 5.300 km² (530.000 ha). Se conoce la existencia de varias poblaciones distintas. En estudios de campo realizados en 2005 se obtuvieron densidades poblacionales de entre 60 y 730 individuos/ha en tres lugares de estudio distintos. En dichos lugares, la regeneración se evaluó calculando la proporción de plantas jóvenes y se consideró baja en términos generales. Los informes señalaron la extracción de unas 50 plantas jóvenes al año (Rakouth et al., 2006).

B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

Según los informes, la especie se utiliza a escala local al menos en la parte suroriental de Madagascar por sus propiedades narcolépticas (Anón., sin fecha).

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices

Observaciones complementarias

Amenazas

En Madagascar, los hábitats naturales en general están afectados por los incendios, la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.

Conservación, gestión y legislación

Se ha documentado la presencia de la especie al menos en cuatro áreas protegidas muy distantes entre sí (Andohahela, Tsingy de Bemaraha, Kirindy y Massif de l'Ankarana) (Anón, 2009).

Cría en cautividad/reproducción artificial

Según los informes, la especie es fácil de cultivar y se reproduce a partir de semillas (Corman, 2008).

Comentarios adicionales

Evaluadores:

TRAFFIC East/Southern Africa.

Inclusión de *Cyphostemma montagnacii* en el Apéndice II.

Autor de la propuesta: Madagascar.

Resumen: *Cyphostemma montagnacii* es una planta suculenta de Madagascar. Se trata de una de las aproximadamente 250 especies del género *Cyphostemma*, que pertenece a la familia de la vid (Vitaceae) y está ampliamente distribuido en los trópicos, del cual unas 23 especies se encuentran en Madagascar. La especie forma un tallo engrosado o cáudice con aspecto de tubérculo y recubierto por una corteza característica. Del cáudice salen tallos de tipo enredadera que llegan a medir hasta 1,5 m de largo. Que se sepa, la especie tiene una distribución restringida en la parte suroccidental de Madagascar. Se calcula que la extensión de su presencia abarca unos 260 km² que su área de ocupación comprende cerca de 100 km² (10.000 ha). En un estudio sobre una pequeña población, se calculó una densidad de 25 plantas por hectárea y se consideró que la regeneración era adecuada tras determinar la proporción de plantas jóvenes de la población. No se sabe si la especie está presente en algún área protegida, y se piensa que al menos una población está afectada por la explotación de canteras y los incendios. Como ocurre con otras especies del género *Cyphostemma*, existe cierta demanda de *C. montagnacii* en el comercio internacional de especies para la horticultura, y la especie es cultivada principalmente por coleccionistas de plantas suculentas. En el período 2003-2006, las autoridades de Madagascar declararon la exportación de poco más de 200 especímenes, de los cuales todos menos dos fueron exportados en 2004. En búsquedas realizadas a través de Internet no se ha encontrado la especie a la venta en la actualidad, aunque está claro que en un pasado reciente se han ofrecido plantas de origen silvestre desde Madagascar para su exportación.

Se ha propuesto la inclusión en el Apéndice II de otras dos especies de *Cyphostemma* de Madagascar en la CdP15: *C. elephantopus* y *C. laza*, que son objeto de las Propuestas 39 y 40 respectivamente. *C. montagnacii* presenta cierto parecido con *C. elephantopus*.

Análisis: La escasa información disponible indica que *Cyphostemma montagnacii* tiene un área de distribución pequeña en la que la especie podría estar distribuida en densidades relativamente bajas. Las extrapolaciones realizadas a partir del área de ocupación estimada para la especie y las densidades poblacionales conocidas indican que el tamaño de la población silvestre podría ser razonablemente grande, aunque no se sabe si la especie se distribuye de forma continua en toda esa zona. Según los informes, al menos algunas poblaciones están afectadas por factores tales como los incendios y la explotación de canteras para la obtención de piedra. La especie ha estado presente en el comercio internacional, y en los últimos años Madagascar ha exportado cantidades relativamente de plantas. No obstante, actualmente la especie no parece ser fácilmente disponible, si es que está disponible, fuera de Madagascar. La recolección para la exportación podría diezmar la especie a escala local, pero dada la pequeña cantidad de ejemplares comercializados parece improbable que el nivel actual del comercio sea tal que sea preciso reglamentar el comercio para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo, o para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población silvestre a un nivel en el que su supervivencia se vea amenazada por la continua recolección u otros factores.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Taxonomía

Área de distribución

Madagascar.

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <u>Categoría global en la UICN</u> | |
| <i>No evaluada.</i> | |
| Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)) | |
| <u>A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I</u> | |
| <p>La especie tiene una distribución restringida, y sólo se conoce su presencia en la montaña Table de Toliara en la provincia de Toliara, en la parte suroccidental de Madagascar. En 2006, se contaron unos 50 individuos en la montaña Table de Toliara y su entorno. La zona donde crece la especie es objeto de una importante presión por los incendios y la explotación de canteras.</p> <p>Exportaciones declaradas: 0 en 2003, 200 en 2004, 0 en 2005 y 2 en 2006.</p> <p>La aplicación de los Criterios de la UICN indicó que la especie estaría clasificada en la categoría de En Peligro Crítico.</p> | <p><i>Se calcula que la extensión de la presencia es de unos 260 km² y que el área de ocupación es de poco menos de 100 km² (10.000 ha) en la parte suroccidental de Madagascar. En un estudio realizado en una población pequeña se calculó una densidad de 25 individuos/ha. La regeneración se evaluó calculando la proporción de plantas jóvenes en la población y se consideró adecuada (Rakouth et al., 2006).</i></p> |
| <u>B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores</u> | |
| | <p><i>Búsquedas realizadas en Internet revelaron que en 2007 se ofrecían tubérculos silvestres de la planta para su exportación desde Madagascar a un precio de 92 Euros en un sitio Web y posiblemente hace menos tiempo en otro sitio Web. No se encontraron proveedores que anunciaran la especie a la venta fuera de Madagascar.</i></p> |
| Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas | |
| <u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u> | |
| | <p><i>Se ha propuesto la inclusión en el Apéndice II de otras dos especies de Cyphostemma: C. elephantopus y C. laza (véanse las Propuestas 39 y 40 respectivamente). C. montagnacii tiene cierto parecido con C. elephantopus. Aproximadamente otras 23 especies de Cyphostemma se encuentran en Madagascar, y algunas de ellas son objeto de comercio. El género contiene unas 250 especies en total (www.madagaskar.com).</i></p> |
| <u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u> | |

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Observaciones complementarias

Los incendios y la explotación de canteras.

Amenazas

En el sur de Madagascar, los hábitats naturales están afectados también por la extracción de leña como combustible y para la producción de carbón, el sobrepastoreo y el desmonte para la agricultura. No se sabe en qué grado dichos factores están afectando a la especie.

Conservación, gestión y legislación**Cría en cautividad/reproducción artificial**

*La especie se puede reproducir a partir de semillas. (Según algunos horticultores, es difícil o incluso imposible reproducir especies del género *Cyphostemma* [www.desert-tropicals.com]).*

Comentarios adicionales**Evaluadores:**

TRAFFIC East/Southern Africa

Inclusión de *Bulnesia sarmientoi* (palo santo) en el Apéndice II con la anotación #11 “Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada, polvo y extractos”.

Autor de la propuesta: Argentina.

Resumen: El palo santo (*Bulnesia sarmientoi*) es un árbol de crecimiento lento que alcanza 10-20 m de altura y 30-80 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) y se encuentra sólo en la región del Gran Chaco en Bolivia, Paraguay, Argentina y un pequeño sector de Brasil. En esta región, se encuentra de manera aislada o formando rodales continuos principalmente en el Chaco semiárido, aunque se hallan ejemplares dispersos en otras subregiones. Se piensa que su distribución pudo abarcar una superficie de unos 100.000 km² en el pasado, y *B. sarmientoi* es la especie dominante en algunas áreas. La estimación de la población argentina realizada en 2000 por la Evaluación de Recursos Forestales de la FAO era de 19,4 millones de m³. En un estudio realizado en Argentina entre 2004 y 2005 se encontró una media de 58 árboles adultos/ha (DAP>20 cm) y un promedio de 227 individuos/ha. En estudios anteriores (1979) sobre la productividad de la especie realizados en Argentina, se calculó un volumen de madera existente entre 0,75 y 0,78 m³/ha y una tasa de crecimiento entre 0,022 y 0,025 m³/ha/año. La especie tiene la capacidad de rebrotar de cepa y puede ser una de las especies más comunes en el bosque de regeneración natural. En un estudio, se observó que era una de las especies más comunes en una zona de bosque secundario en el Chaco argentino, con un volumen de 3,31 m³ per ha.

El Gran Chaco ha sido objeto de cambios en el uso del suelo para la expansión de la agricultura y la ganadería y es intensamente explotado para la obtención de madera y carbón vegetal. Se calcula que entre 1998 y 2006 se deforestaron al menos 20.000 km² (2 millones de ha) de bosque chaqueño en Argentina. Los sistemas de ganadería, tradicionalmente extensivos y actualmente intensivos, han provocado una degradación del bosque autóctono, con una pérdida de renovabilidad de aproximadamente 15 millones de ha. La destrucción del bosque también ha reducido el hábitat de la especie en Paraguay. En Bolivia, el índice de deforestación en el Gran Chaco se ha reducido un poco, pasando de una estimación de 260 km² (26.000 ha) por año entre 1992 y 2000 a unos 190 km² (19.000 ha) entre 2001 y 2004. Se considera que esto se debe en parte a una menor expansión de la frontera agrícola debido a una sequía recurrente.

La madera de *Bulnesia sarmientoi* es muy pesada, con una densidad entre 0,990 y 1,280 kg/dm³, además de muy dura e imputrescible debido a su alto contenido en resinas, que también le otorga propiedades aromáticas. Se emplea para una gran variedad de usos, incluyendo la fabricación de muebles, suelos, tornería, bujes navales y postes. El aceite esencial obtenido de la madera de *B. sarmientoi* se conoce con los nombres “guayacol”, “guajol” o “guayaco” y se utiliza en perfumería y en la fabricación de repelentes contra los mosquitos. La resina de palo santo, derivada del residuo del proceso de destilación, es apta para la fabricación de barnices y pinturas oscuras. El árbol también se utiliza para la elaboración de carbón y las hojas se utilizan con fines medicinales.

Los datos comerciales sobre la especie son limitados, sobre todo en el caso de Bolivia. Se sabe que Argentina y Paraguay exportan madera de *B. sarmientoi*, y las exportaciones declaradas han aumentado rápidamente, pasando de unas 100 t a principios de la década de 2000 a 40.000 t en total en 2006. En el período 2006–2008, se calcula que Argentina exportó casi 53.000 t, de las cuales la mayoría de los productos fueron rollizos, cilindros y postes (87%), mientras que un 12,6% correspondió a madera aserrada y una cantidad muy pequeña estuvo formada por leña y carbón. China fue el principal país importador, y Uruguay y otros países importaron pequeñas cantidades. Entre 2000 y 2006, Paraguay exportó principalmente madera aserrada, troncos, cilindros y postes, con “menos de un 1% destinado a extracto y otros ítems” (aunque no está claro si este cálculo está basado en el peso y si el producto ya estaba en forma de extracto). Según los datos sobre el período 2000-2004, el destino de las exportaciones de Paraguay fue principalmente China (90%). Se dice que los principales destinos para el extracto son Francia y España. Aunque es difícil realizar estimaciones de la magnitud del comercio de aceite esencial o “guayacol” para la industria del perfume y los cosméticos, parece que la demanda se abastece de las exportaciones de Paraguay. A principios de

los años 1970, se calcula que la producción anual de aceite esencial era de entre 75 y 100 t. Se dice que el extracto se obtiene a partir de ramas dañadas, y según los informes el comercio procedente de Paraguay es un subproducto del desmonte del bosque. Es posible que existan exportaciones limitadas de productos artesanales a Europa y Norteamérica, aunque al parecer sólo se utiliza madera muerta para estos fines porque la madera cortada tiende a formar grietas. La madera se usa también a escala local para la fabricación de muebles.

Existen partes considerables del Gran Chaco dentro de áreas protegidas en Bolivia, Argentina y Paraguay, y hay iniciativas en curso para evitar una mayor deforestación. Argentina incluyó la especie en el Apéndice III en 2008 y manifiesta que dicha medida ha tenido un efecto importante sobre el volumen y el control del comercio.

Bulnesia sarmientoi comparte los nombres comunes “lignum vitae” y “guaiac” con las especies del género *Guaiacum*, que fueron incluidas en el Apéndice II en 2003. *Bulnesia arborea* también recibe estos mismos nombres y se puede utilizar para los mismos fines. Es relativamente fácil identificar el género *Bulnesia* estudiando la anatomía de la madera, pero es casi imposible distinguir entre las especies *B. sarmientoi* y *B. arborea* tanto a nivel macroscópico como microscópico.

Análisis: *Bulnesia sarmientoi* tiene una amplia área de distribución y su población global es claramente muy grande. Dado el grado de deforestación que se ha producido en la región del Chaco según los informes, es posible que su población total haya experimentado una importante disminución. No obstante, dada la falta de datos históricos cuantitativos, así como la incertidumbre acerca del intervalo generacional adecuado para la especie, no es posible determinar si dicha disminución se acerca al nivel que la haría candidata para la inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo. Además, las disminuciones históricas fueron provocadas por el cambio en el uso del suelo y no por la extracción para el comercio internacional. Actualmente la especie es extraída para el comercio internacional, pero no está claro hasta qué punto esto está provocando disminuciones poblacionales mayores a las provocadas por el cambio del uso del suelo. Si este fuera el caso, se podría argumentar que es preciso reglamentar el comercio internacional para evitar que la especie reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo (Criterio A del Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*). El gran número de árboles pequeños presentes en las áreas estudiadas, su presencia en el bosque de regeneración y la información actual sobre las poblaciones existentes y las tasas de crecimiento, al menos en Argentina, indican que no es el caso, aunque no es posible afirmarlo con certeza.

Del mismo modo, no está claro que sea preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores (Criterio B del Anexo 2a de la *Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14)*).

La anotación propuesta parece abarcar las partes y los derivados más importantes en el comercio. Sin embargo, no incluiría los productos artesanales, que al parecer también se comercializan pero suelen fabricarse a partir de madera muerta, ni los muebles. Al parecer, se fabrican muebles en los países importadores, por lo que la anotación incluiría las partes principales exportadas por los Estados del área de distribución.

| Justificación | Información adicional |
|---------------|-----------------------|
|---------------|-----------------------|

Taxonomía



Área de distribución



Argentina, Bolivia, Brasil y Paraguay. Endémico del Gran Chaco.

| Justificación | Información adicional |
|------------------------------------|--|
| Categoría global en la UICN | |
| | <i>Menor Riesgo/Dependiente de la Conservación (Evaluado en 1998, versión 2.3) – La evaluación necesita ser actualizada.</i> |

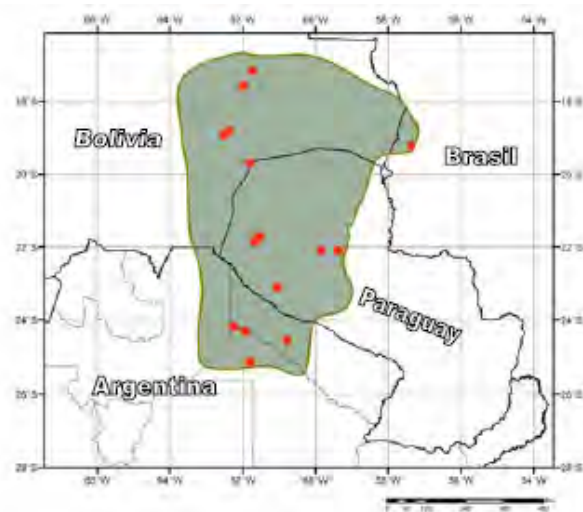
Criterios biológicos y comerciales para la inclusión en el Apéndice II (Anexo 2a, Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14))

A) Necesidad de reglamentar el comercio para evitar una futura inclusión en el Apéndice I

B) Es preciso reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores

B. sarmientoi es endémico del Gran Chaco, que se distribuye desde el sudeste de Bolivia, por el oeste de Paraguay y sectores limítrofes de Brasil, hasta el norte de Argentina, donde alcanza su límite austral a los 25°S aproximadamente.

- Argentina: Norte y Noroeste (provincias de Chaco, Salta, Formosa y marginalmente Santiago del Estero).
- Estero).- Bolivia: Bolivia: Sudeste (departamentos de Oruro, Santa Cruz y Tarija).
- Paraguay: Paraguay: Oeste (departamentos de Alto Paraguay, Boquerón y Presidente Hayes).
- Brasil: Brasil: Sudoeste (citas aisladas en el estado de Mato Grosso do Sul).



Según el mapa de la distribución de *B. sarmientoi* proporcionado en la Justificación, la región donde se encuentra la especie en Bolivia podría tener un tamaño similar a su área de distribución en Paraguay. Según Meneses y Beck (2005), *B. sarmientoi* está en peligro en Bolivia. En Bolivia, el índice de deforestación en el Gran Chaco se ha reducido un poco, pasando de una estimación de 260 km² por año entre 1992 y 2000

| Justificación | Información adicional | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|--|---------|-------------------------|---------------------------------------|----------|-------|--|--|---------|----------|----------|----------|-------|-------------|-----------|---|-----|---|---|-----|-----------------|---------|---|---|---|---|---|---------------|-----------|------|-----|-----|-----|------|------------|------------|------|-----|-----|---|------|----------|------------|------|-----|---|-----|------|
| <p>En el Chaco semiárido existen numerosas comunidades edáficas, una de las cuales está formada por rodales relativamente continuos de <i>Bulnesia sarmientoi</i> llamados palosantales. La especie tiene la capacidad de producir nuevos vástagos por raíces gemíferas y de rebrotar de cepa, lo que favorece el mantenimiento de la población en los lugares explotados. Es común observar en el monte "renovales" aislados o en grupos compactos, formando isletas que aseguran la continuidad de la especie.</p> <p>No se dispone de información sobre el área de distribución histórica de la especie en Bolivia. Tampoco existen datos actualizados sobre la población o los índices de destrucción del hábitat y cambio del uso del suelo.</p> <p>En Paraguay, la subregión en la que habita la especie comprendía unos 37.000 km² en 1987. La especie está incluida en la lista de especies en peligro y en principio está protegida de la explotación (Resolución SEAM 2534/06).</p> <p>En Argentina, se calculaba que la especie estaba presente en un área de unos 25.000 km².</p> <p>En cuanto a la productividad de la especie, evaluaciones antiguas (1979) indican volúmenes de madera de 0,77 m³/ha, además de 1,75 m³/ha de ramas aptas para leña en su centro de distribución en la provincia de Formosa (localidad de Las Lomitas), con un crecimiento medio de 0,025 m³/ha/año. Estudios similares en la provincia de Salta, departamento de Las Antas, a 24° 10' S - 63° 50' W, determinaron valores parecidos, 0,75 m³/ha de madera y 1,10 m³/ha de leña, con un crecimiento medio de 0,022 m³/ha/año.</p> <p>Se trata de una especie de crecimiento lento, con una edad estimada de 100 años a los 45 cm de DAB (diámetro a la altura de la base).</p> <p>El aceite esencial, conocido como "guayacol", "guajol" o "guayaco", se obtiene por destilación y se utiliza mucho en la industria del perfume, debido a su olor suave y agradable, similar al de la rosa y con menor intensidad que el de violeta.</p> <p>Se utiliza para la fabricación de barnices y pinturas oscuras.</p> | <p>a unos 190 km² entre 2001 y 2004. Se considera que esto se debe en parte a una expansión más lenta de la frontera agrícola debido a una sequía recurrente.</p> <p>En Paraguay, la especie está ampliamente distribuida y se encuentra prácticamente en tres cuartas partes del Chaco Paraguayo (Mereles, 2006). Paraguay sólo ha realizado un censo. En los otros Estados del área de distribución, sólo se pueden realizar estimaciones de la población de <i>B. sarmientoi</i>. La destrucción de los bosques también ha reducido el hábitat de la especie en Paraguay, aunque ha sido principalmente para el uso agrícola a pequeña escala por parte de la población local (Adámoli, 2009).</p> <p>En un muestreo, Giménez et al. (2007) encontraron que la especie era una de las más frecuentes en una zona de bosque secundario (Miramar-Bermejito) en el Chaco Argentino, con un volumen de 3,31 m³/ha. En 2000 se calculaba que el volumen contenido por el bosque era de 19,4 millones de m³ (FAO, 2005). En las zonas en las que se encuentra, el palo santo crece en bosques casi puros en el noroeste del Chaco, aunque también está asociado al quebracho blanco (<i>Aspidosperma quebracho-blanco</i>) y al quebracho colorado (<i>Schinopsis quebracho</i>). En un estudio en el que se evaluaba el uso de <i>Bulnesia sarmientoi</i> para la elaboración de artesanía, la densidad media encontrada en cinco parcelas de muestreo fue de 58 árboles adultos/ha (DAP 20 cm) con una media de 227 individuos/ha y signos de la extracción de una media de 9 árboles/ha para la construcción (troncos cortados, por ejemplo) (Brient, 2006). Se piensa que en Argentina sólo queda un 15% de cobertura de bosque original en el Gran Chaco Argentino, y que el 85% ha desaparecido en sólo 30 años, lo que equivale a una pérdida del 2,2% de bosque chaqueño por año. Estos niveles coinciden con las tendencias mundiales e incluso las superan. Actualmente sólo persisten fragmentos de la vegetación del bosque (Zak et al., 2004).</p> <p>En estudios realizados por UMSEF-PINBN (1998–2005) en las provincias de Salta, Chaco y Formosa en Argentina se encontraron densidades de 25 a 54 individuos/ha en las zonas donde la especie estaba presente, aunque la mayoría de los árboles tenían un DAP inferior a 30 cm. El tamaño de la población podría ser considerable.</p> <table border="1" data-bbox="1122 1129 1939 1390"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Estrato</th> <th rowspan="2">Área de superficie (ha)</th> <th colspan="5">Existencia (ind./ha) por clase de DAP</th> </tr> <tr> <th>0-10 cm</th> <th>10-30 cm</th> <th>30-50 cm</th> <th>50-70 cm</th> <th>Total</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Bosque alto</td> <td>2.550.843</td> <td>0</td> <td>0,5</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0,5</td> </tr> <tr> <td>Bosque ribereño</td> <td>183.784</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>Colonizadores</td> <td>2.433.585</td> <td>37,5</td> <td>8,8</td> <td>4,1</td> <td>3,4</td> <td>53,8</td> </tr> <tr> <td>Quebrachal</td> <td>16.110.190</td> <td>14,4</td> <td>9,5</td> <td>0,7</td> <td>0</td> <td>24,6</td> </tr> <tr> <td>Regional</td> <td>21.278.400</td> <td>15,2</td> <td>8,3</td> <td>1</td> <td>0,4</td> <td>24,9</td> </tr> </tbody> </table> <p>La regeneración es buena, pero el crecimiento es muy lento (Mereles, 2006).</p> | Estrato | Área de superficie (ha) | Existencia (ind./ha) por clase de DAP | | | | | 0-10 cm | 10-30 cm | 30-50 cm | 50-70 cm | Total | Bosque alto | 2.550.843 | 0 | 0,5 | 0 | 0 | 0,5 | Bosque ribereño | 183.784 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Colonizadores | 2.433.585 | 37,5 | 8,8 | 4,1 | 3,4 | 53,8 | Quebrachal | 16.110.190 | 14,4 | 9,5 | 0,7 | 0 | 24,6 | Regional | 21.278.400 | 15,2 | 8,3 | 1 | 0,4 | 24,9 |
| Estrato | Área de superficie (ha) | | | Existencia (ind./ha) por clase de DAP | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 0-10 cm | 10-30 cm | 30-50 cm | 50-70 cm | Total | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bosque alto | 2.550.843 | 0 | 0,5 | 0 | 0 | 0,5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bosque ribereño | 183.784 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Colonizadores | 2.433.585 | 37,5 | 8,8 | 4,1 | 3,4 | 53,8 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Quebrachal | 16.110.190 | 14,4 | 9,5 | 0,7 | 0 | 24,6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Regional | 21.278.400 | 15,2 | 8,3 | 1 | 0,4 | 24,9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Justificación

La madera se utiliza para la fabricación de suelos (pisos) y es objeto de una fuerte demanda internacional. Según la Justificación, la fabricación de muebles es una de sus aplicaciones más lucrativas, ya que los finos muebles confeccionados se cotizan a muy buenos precios a escala internacional. Históricamente la madera se ha utilizado en tornería para elaborar productos tales como bastones, cajas para cigarrillos, ceniceros, lapiceras finas, mates, servilletos, tabaqueros, abanicos, cofres, copas, bomboneras, costureros, soportes para flores, pedestales para obras escultóricas y también para la confección de bujes navales. Su alto contenido en resinas hace que sea imputrescible bajo tierra y esto ha determinado que también se utilicen árboles jóvenes para postes de alambrados. En los últimos años se han registrado producciones de carbón derivadas de esta especie.

Las exportaciones registradas parecen haber aumentado desde principios de la presente década. Argentina incluyó la especie en el Apéndice III en 2008.

Argentina y Paraguay han sido importantes países exportadores de esta especie maderable.

La mayor parte de las exportaciones de Argentina entre 2006 y 2008 correspondieron a rollos, cilindros y postes (87%) con un 12,6% de madera aserrada y una cantidad muy pequeña de leña y carbón. China es el principal país importador, aunque se exportan cantidades pequeñas a Uruguay y otros países.

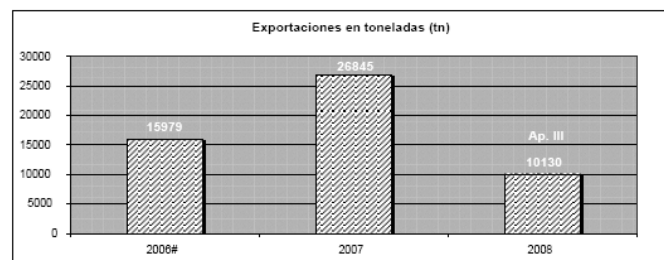
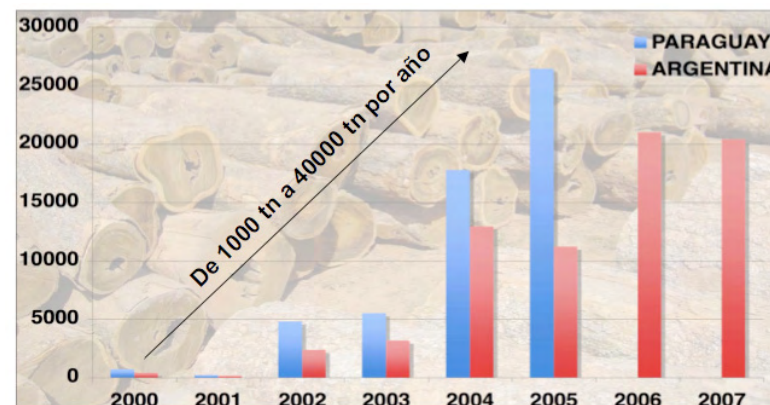


Figura 1: Exportaciones de Argentina en toneladas. El valor correspondiente a 2006 es una estimación, dado que sólo se dispone de registros a partir de junio.

Se ha detectado un nivel considerable de comercio ilícito o irregularidades en las transacciones comerciales a través del refuerzo de las medidas de control en Argentina, particularmente desde la inclusión de *B. sarmientoi* en el Apéndice III.

Información adicional

Es una de las maderas más duras y pesadas ($1.100\text{--}1.280\text{ kg/m}^3$); es muy fuerte e imputrescible, incluso bajo tierra, por su alto contenido en resina (Mereles, 2006).



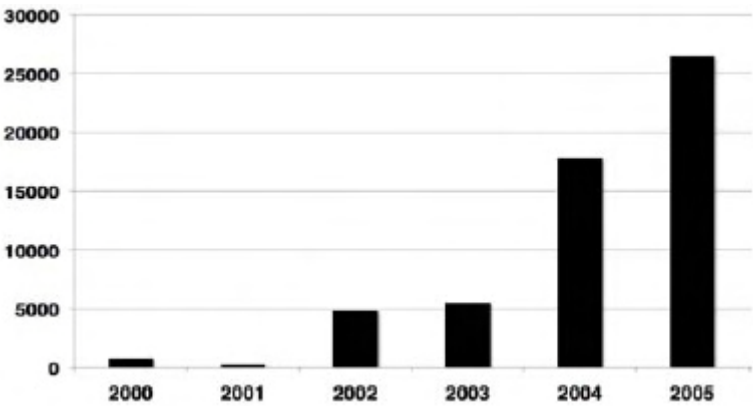
PY: SFN-MAG; AR: DB-SAyDS

(Fundación Biodiversidad, 2009)

En Argentina, la producción primaria aumentó, pasando de unas 2.000 t en 2002 a superar las 20.000 t en 2006 y 2007 (DB-SAyDS). En Paraguay se han observado aumentos similares hasta alcanzar unas 20.000 t. Con una densidad de $1.100\text{--}1.280\text{ kg/m}^3$, esta cantidad equivale a un volumen de unos 36.000 m^3 . No obstante, sin datos sobre relaciones de conversión y tasas de recuperación no es posible establecer correlaciones fiables entre estos datos y la población de árboles que quedan en el bosque.

Se ha exportado madera en grandes cantidades para la fabricación de suelos desde Paraguay a Taiwan (Provincia de China) (Mereles, 2006). En Paraguay se han observado grandes depósitos de troncos cepillados y clasificados por diámetro a partir de un diámetro a la altura del pecho (DAP, medido a una altura de 1,40 cm) inferior a 10 cm (Mereles, 2006).

En el Chaco Seco la destilación a veces se ve dificultada por la falta de agua. No obstante, se calcula que se produjeron entre 75 y 100 t de guayacol cada año a principios de los 1970 (Robbins y Matthews, 1974). No se encontró información sobre la cantidad de madera necesaria para obtener un kilo de extracto, aunque Mereles y Pérez de Molas (sin fecha) citan a Jacobs (1990), según quien el contenido de extracto del duramen es de un 3–4%.

| Justificación | Información adicional | | | | | | | | | | | | | | |
|---|------------------------|------------------------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|--------|------|--------|--|
| <p>En Paraguay, la especie está protegida de la extracción en principio (Resolución SEAM 2534/06). No obstante, al habilitarse tierras para el avance de la frontera agropecuaria se autoriza su corta y aprovechamiento, lo que originaría la madera en el comercio internacional. La producción primaria de la especie aumentó significativamente a partir de 2002. Entre 2000 y 2006, el 33% de las exportaciones correspondió a madera aserrada y el 66% a rollos, cilindros y postes, con menos de un 1% destinado a extracto y otros ítems. El destino de las exportaciones basado en datos para el período 2000 – 2004 fue principalmente China (90%).</p>  <table border="1" data-bbox="190 758 940 1165"> <caption>Producción primaria de Paraguay en toneladas (2000-2005)</caption> <thead> <tr> <th>Año</th> <th>Producción (toneladas)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>2000</td> <td>~1000</td> </tr> <tr> <td>2001</td> <td>~1000</td> </tr> <tr> <td>2002</td> <td>~5000</td> </tr> <tr> <td>2003</td> <td>~6000</td> </tr> <tr> <td>2004</td> <td>~18000</td> </tr> <tr> <td>2005</td> <td>~27000</td> </tr> </tbody> </table> <p>Figura 2: Producción primaria de Paraguay en toneladas.</p> <p>Los principales destinos de la esencia de palo santo o “guayacol” como base para la elaboración de perfumes son Francia y España.</p> | Año | Producción (toneladas) | 2000 | ~1000 | 2001 | ~1000 | 2002 | ~5000 | 2003 | ~6000 | 2004 | ~18000 | 2005 | ~27000 | <p><i>En 1974, se documentó que había habido un gran aumento de la demanda de aceite a finales de los años 1960 a causa de un aumento de la popularidad de un aroma que recordaba al cuero en productos para hombres, pero que el mercado se había estabilizado desde entonces (Robbins y Matthews, 1974).</i></p> <p><i>El extracto se ofrece a la venta en Internet. Dulsan Organica SRL manifiesta que exporta anualmente 5.000 kg de esencia de palo santo (procedente de Bulnesia sarmientoi).</i></p> <p><i>A partir de la Justificación no queda claro si el 1% de las exportaciones destinado a extracto es en forma de madera en bruto o extracto. Además, no se indica si los porcentajes se refieren a pesos o volúmenes. Según Mereles y Pérez de Molas (sin fecha), Paraguay es responsable del 85% de la producción mundial de extracto. Se dice que el extracto se obtiene a partir de ramas dañadas, y según los informes el comercio procedente de Paraguay es un subproducto del desmonte del bosque.</i></p> <p><i>Según la base de datos sobre comercio CITES, Alemania reexportó a India 1.710 kg de extracto procedente de existencias “preconvención” de Paraguay. Suiza ha declarado la importación de 6.300 kg de extracto preconvención de Bulnesia sarmientoi procedente de Paraguay en 2008 (Caldwell, 2009).</i></p> <p><i>Al parecer, el aceite esencial que se importa en el Reino Unido es enviado primero desde Paraguay a Hamburgo, donde se reparte y se envía a Felixstowe (Autoridad Científica CITES para flora del Reino Unido, 2009).</i></p> <p><i>Desde que Argentina incluyó la especie en el Apéndice III en 2008, el comercio declarado en la base de datos sobre comercio CITES ha sido de 2,1 m³ de madera aserrada importada por Alemania desde Argentina. Alemania también reexportó 1.710 kg de extracto procedente de existencias preconvención exportadas desde Paraguay a India.</i></p> <p><i>No se ha podido disponer de información sobre la extracción o la exportación de la especie en Bolivia o Brasil.</i></p> |
| Año | Producción (toneladas) | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000 | ~1000 | | | | | | | | | | | | | | |
| 2001 | ~1000 | | | | | | | | | | | | | | |
| 2002 | ~5000 | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | ~6000 | | | | | | | | | | | | | | |
| 2004 | ~18000 | | | | | | | | | | | | | | |
| 2005 | ~27000 | | | | | | | | | | | | | | |

Inclusión en el Apéndice II para mejorar el control de otras especies incluidas

| Justificación | Información adicional |
|--|--|
| <p><u>A) Los especímenes en el comercio se parecen a los de otras especies incluidas en el Apéndice II con arreglo al Anexo 2a de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) o incluidas en el Apéndice I</u></p> <p>“Las características tecnológicas de la madera “palo santo” son muy semejantes a las del “lignum vitae” [incluido en el Apéndice II de CITES en 2003]. El “lignum vitae” es muy usado en América del Norte y Europa para hacer chumaceras [bujes] de hélices de aviones y vapores, ruedas de aparejos, tornillos y demás usos análogos; de acuerdo a estas comprobaciones técnicas podría ensayarse nuestro “palo santo” para las aplicaciones mencionadas, con grandes probabilidades de éxito”. Años después dichas predicciones se cumplieron.</p> <p>Algunas especies del género <i>Guaiaicum</i> y <i>B. sarmientoi</i>, pertenecientes a la familia Zygophyllaceae, son utilizadas para la extracción de aceite y comparten los nombres vulgares de palo santo y guayacán, como también algunos de sus nombres comerciales como “lignum vitae” y “guaiac”. Dicha situación, sumada a la complejidad para diferenciarlas durante los controles aduaneros, lleva a considerar a las especies del género <i>Guaiaicum</i> como “especies similares”.</p> | <p>Bulnesia sarmientoi y Bulnesia arborea <i>comparten los nombres comunes “lignum vitae” y “guaiac” con las especies del género Guaiaicum.</i></p> <p><i>El Comité de Flora de CITES recomendó que se prestara atención a posibles dificultades de identificación entre esta especie y Bulnesia arborea. Es relativamente fácil identificar el género Bulnesia estudiando la anatomía de la madera (Autoridad Científica CITES para flora del Reino Unido, 2009), pero es casi imposible distinguir entre las especies B. sarmientoi y B. arborea tanto a nivel macroscópico como microscópico (Richter y Dallwitz, 2009).</i></p> <p><i>El extracto de Bulnesia que se importa en Europa y otros países también procede de la especie Bulnesia arborea. Teniendo esto en cuenta, tal vez sea necesario redactar una propuesta que incluya a todo el género Bulnesia, además de resaltar la cuestión de las “especies similares” (Mereles, 2006).</i></p> |
| <p><u>B) Hay otras razones apremiantes para velar por que se logre un control efectivo del comercio de las especies incluidas en los Apéndices</u></p> | |

Observaciones complementarias

A partir de los años 90, Argentina y Paraguay comenzaron a experimentar una pérdida a gran escala de su Chaco remanente como resultado del avance de la frontera agropecuaria. Se calcula que entre 1998 y 2006 se deforestaron al menos 2 millones de hectáreas de bosque chaqueño en Argentina, proceso que también se observa en el Paraguay. Los sistemas de ganadería, tradicionalmente extensivos y actualmente intensivos, han provocado una degradación del bosque autóctono, con una pérdida de renovabilidad de aproximadamente 15 millones de ha de bosque autóctono. La gestión inadecuada de los pastos afecta al crecimiento de los árboles.

En Argentina, los principales impactos que afectaron al Gran Chaco hasta hace poco fueron las actividad forestal centrada en la producción de durmientes, postes, rollizos, leña y carbón y la ganadería extensiva de caprinos y vacunos. El 20% de las tierras agrícolas argentinas en producción se encuentra en la región chaqueña. En Paraguay, la especie se ha visto afectada seriamente por el avance de la frontera agropecuaria. La especie tiene propiedades medicinales y se ha utilizado a escala local con fines medicinales.

Amenazas

La principal amenaza para la especie en Paraguay es el cambio del uso del suelo, que no se detiene. La extracción de palo santo se lleva a cabo dentro de este proceso de desmonte (Mereles, 2009).

| Justificación | Información adicional |
|---|---|
| <u>Conservación, gestión y legislación</u> | |
| <p>En el año 2007, la Autoridad Administrativa CITES de Argentina solicitó a la Secretaría CITES la inclusión de la especie <i>Bulnesia sarmientoi</i> en el Apéndice III del Convenio, con la anotación #11, que Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada, polvos y extractos. La inclusión entró en vigor el 12 de febrero de 2008.</p> <p>Existen distintas leyes nacionales en Argentina para la protección de los recursos forestales. Las leyes provinciales al respecto son las siguientes:</p> <p>Formosa: Permite la salida de la provincia de las maderas con previa industrialización, protegiendo el recurso local y además la mano de obra y la industria locales. Fija normas especiales para el aprovechamiento de la especie <i>B. sarmientoi</i>, exigiendo marcación técnica y diámetro mínimo de corta. Ordena dejar en pie el 20% de los individuos cortables por unidad de superficie para semillero. Exige el martillado por el profesional y por el guardabosque. El plan silvícola deberá contemplar aspectos sobre regeneración natural, posibilidad de enriquecimiento del bosque nativo en fajas o bosquetes, raleo, etc.</p> <p>Salta: Prohíbe el apeo de <i>B. sarmientoi</i> en tierras fiscales permitiendo el apeo, venta y comercialización en propiedades privadas cuando las mismas están sujetas a desmonte por cambios en el uso de la tierra.</p> <p>Chaco: Realiza un aprovechamiento forestal selectivo de la especie <i>B. sarmientoi</i>.</p> <p>Santiago del Estero: Prohíbe la salida del territorio provincial de productos forestales sin transformación.</p> <p>La especie está protegida en el área protegida Reserva Natural Formosa, que abarca una superficie de 10.000 ha en el Chaco Seco.</p> <p>Existen poblaciones de la especie al menos en otras dos grandes áreas protegidas de la región del Gran Chaco: Parque Nacional Defensores del Chaco (780.000 ha) en Paraguay y Parque Nacional Kaa-Iyá (3.441.115 ha) en Bolivia.</p> <p>En Paraguay la especie figura en la lista de especies en peligro de extinción y en principio está protegida de la explotación (Resolución SEAM 2534/06). No obstante, al habilitarse tierras para el avance de la frontera agropecuaria se autoriza su corta y aprovechamiento, lo que originaría la madera en el comercio internacional.</p> | <p><i>Según los informes, la inclusión de <i>B. sarmientoi</i> en el Apéndice III en 2008 por Argentina ha tenido un efecto importante sobre el volumen y el control del comercio.</i></p> <p><i>En la provincia de Formosa (en el norte de Argentina, en la frontera con Paraguay) el Gobierno Provincial ha establecido el Programa de Ordenamiento Territorial que pretende mantener entre el 80 y el 90% de los bosques (Adámoli, 2009).</i></p> <p><i>Existe una subpoblación grande de <i>B. sarmientoi</i> en el Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco, en Bolivia (WCMC, 1998). En Paraguay, el 11,3% del Chaco Seco se encuentra dentro de áreas protegidas, aunque la inversión en la protección y gestión del sistema ha disminuido considerablemente hasta su estado actual (Catterson y Fragano, 2004).</i></p> |

| Justificación | Información adicional |
|---|--|
| <p>No se dispone de información sobre la legislación o protección de la especie en Bolivia y Brasil.</p> <p>No existe la reproducción artificial de la especie.</p> | <p><u>Cría en cautividad/reproducción artificial</u></p> <p><u>Comentarios adicionales</u></p> |

Evaluadores:
TRAFFIC South America

REFERENCIAS

CdP15 Prop. 1 Adición de una anotación a la especie *Canis lupus* incluida en los Apéndices I y II

- Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (ed.) (2005). Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. Third edition, Vol. 1-2, xxxv + 2142 pp. Baltimore (John Hopkins University Press).
- Mech, L..D. & Boitani, L. (2008). *Canis lupus*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Viewed 25 November 2009.

CdP15 Prop. 2 Supresión de *Lynx rufus* (gato montés) del Apéndice II

- Anon. (2006). Defeat US Government efforts to deregulate the international trade in bobcat fur. <http://animalwelfare.meetup.com/boards/thread/2495321/0#6270850> Viewed 9 November 2009.
- Anon. (2007). Asian countries pushing up bobcat pelt prices. *Cat News* 46: 50. <http://www.cites.org/eng/notif/2009/E051.pdf>
- Breitenmoser, C. and Breitenmoser, U. (2009). *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK.
- Canadian Wildlife Service, Environment Canada (2009). *Lynx rufus* (Bobcat) Non-detriment Finding for Canada. http://www.cites.ec.gc.ca/eng/sct0/neo24_e.cfm Viewed 1 November 2009.
- Chichester Inc. (2009). Bobcat skins. <http://www.chichesterinc.com/Bobcat.htm> Viewed 24 November 2009.
- CITES Scientific Authority of Mexico (2009). Evaluation of the status of stocks of bobcat (*Lynx rufus*) in Mexico. Document AC 24 Inf Doc 10. <http://www.cites.org/common/com/AC/24/EFS24i-10.pdf> Viewed 5 November 2009.
- CITES Scientific Authority of USA (2009). Report from *Lynx* species meeting, 28 October 2008, Brussels, Belgium. Document AC24 Doc. 10.3 Annex <http://www.cites.org/eng/com/AC/24/E24-10-03.pdf> Viewed 9 November 2009.
- CITES Secretariat. (2009). Proposals to amend Appendix I and II. Provisional assessments by the Secretariat. *Notification No. 2009/051*. 14 December 2009. <http://www.cites.org/eng/notif/2009/E051.pdf> Viewed 19 December 2009.
- Cogliano, M. (2009). *In litt.* to L. Henry, 17 November 2009.
- Cooper, E.W.T. and Shadbolt, T. (2007). *An Analysis of the CITES-reported Illegal Trade in Lynx Species and Fur Industry Perceptions in North America and Europe*. Technical report commissioned by the United States Fish and Wildlife Service. TRAFFIC North America, Washington, USA http://www.fws.gov/international//DMA_DSA/CITES/pdf/TRAFFIC_Lynx_Trade_Review_for_FWS_FINAL.pdf Viewed 9 November 2009.
- Dhuey, B. and Olson, J. (2007). Bobcat harvest 2007. <http://www.dnr.state.wi.us/org/land/wildlife/harvest/reports/07bobcatharv.pdf> Viewed 25 November 2009.
- Feline Conservation Federation (2009). Eurasian Lynx http://www.felineconservation.org/feline_species/eurasian_lynx.htm Viewed 24 November 2009.
- Garcia, J. (2004). Bobcat harvest 2003–2004. Resources Agency, Department of Fish and Game Wildlife Programs, State of California, USA. <http://www.dfg.ca.gov/wildlife/hunting/uplandgame/reports/docs/bobcat/2000-2009/2003BHA.pdf> Viewed 25 November 2009.
- IUCN (2009). *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. <http://www.iucnredlist.org> Viewed 6 November 2009.
- IUCN/SSC/TRAFFIC (2007). *IUCN/TRAFFIC Analyses of the Proposals to Amend the CITES Appendices at the 14th Meeting of the Conference of the Parties. The Hague, Netherlands, 3-15 June 2007*. http://data.iucn.org/themes/ssc/our_work/wildlife_trade/citescop14/cop14analyses.htm Viewed 1 November 2009.
- Melquist, W.E. (1999). Furbearers Study III, Job 1. Idaho Department of Fish and Game, Project W 170 R 22. Progress Report. http://www.fs.fed.us/r1/clearwater/terra_org/wildlife_07/mis/american_marten/Furbearer_PR98.doc Viewed 25 November 2009.
- Nowell, K. and Jackson, P. (1996). (Comps. and Eds) (1996). *Wild Cats Status Survey and Action Plan*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Ozolinš, J. (2001). Status of Large Carnivore Conservation in the Baltic States. *Action plan for the conservation of Eurasian lynx (Lynx lynx) in Latvia*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee 21st meeting, Strasbourg, 26–30 November 2001. <http://www.lcie.org/Docs/COE/COE%20Action%20plan%20for%20lynx%20in%20Latvia%202001.pdf> Viewed 1 November 2009.
- Peresvetova, J. (1997). Price factors for fur pelts in Russia. <http://www1.american.edu/TED/russfur.htm> Viewed 24 November 2009.
- Roberts, N.M. and Crimmins, S.H. (2008). Evidence of Bobcat (*Lynx rufus*) Population Increase Across Their 1 Range in North America. *Unpublished report*.
- Rose, J. (2006). Fur trade drives bobcat pelt prices up. Big Cat Rescue. <http://bigcatnews.blogspot.com/2006/08/fur-trade-drives-bobcat-pelt-prices-up.html> Viewed 24 November 2009.

CdP15 Prop. 3 Transferencia de *Ursus maritimus* (oso polar) del Apéndice II al Apéndice I.

- COSEWIC (2008). http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct5/index_e.cfm. Viewed 21 December 2009.
- Molnár, P. K., Derocher, A. E., Lewis, M. A. and Taylor, M. K. (2008). Modelling the mating system of polar bears: a mechanistic approach to the Allee effect. *Proc. R. Soc. B.* 275, 217–226.
- IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group (PBSG). (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Schliebe, S., Wiig, Ø., Derocher, A. and Lunn, N. (2008). *Ursus maritimus*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. viewed December 21 2009.
- Thornback, J and Jenkins, M. (1982). *The IUCN Mammal Red Data Book, Part I*. IUCN, Cambridge and Gland, Switzerland.
- Uspenski, S. M. (1979). *Der Eisbär* *Thalarctos maritimus*. Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag. Wittenberg Lutherstadt, Germany. 112 pp.

CdP15 Prop. 6 Supresión del siguiente párrafo de la anotación relativa a las poblaciones de *Loxodonta africana* de Botswana, Namibia, Sudáfrica y Zimbabwe

- Milliken, T. (2010). *In litt*. to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

CdP15 Prop. 7 Supresión de *Anas oustaleti* del Apéndice I.

- Bonaparte, S.A (1856). Excursion dans les divers Musées d'Allemagne, de Hollande et de Belgique (suite et fin), et Tableaux paralleliques de l'ordre des Palmipedes. *Comptes Rendus Hebdomadaires des Seances de l'Academie des Sciences*. 43: 643-652.
- Butchart, S. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Dickinson, E.C. (Ed.) (2003). *The Howard and Moore Complete Checklist of the Birds of the World*. Revised and enlarged 3rd Edition. Christopher Helm, London, UK.
- Fish and Wildlife Information Exchange Division (1996). Mariana Mallard (Draft; Species Id ESIS101048; Date: 14 Mar 96). Conservation Management Institute, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia. <http://fwie.fw.vt.edu/WWW/esis/lists/e101048.htm>. Viewed 5 November 2009.
- Livezey, B.C. (1991). A phylogenetic analysis and classification of recent dabbling ducks (tribe Anatini) based on comparative morphology. *The Auk*. 108: 471-507.
- Johnsgard, P.A. (1979). Order Anseriformes. Pp. 425-506 in E. Mayr and G.W. Cottrell (Eds.) *Checklist of Birds of the World*, 1, 2nd edn. Museum of Comparative Zoology. Cambridge, Massachusetts, USA.
- Pratt, D.H., Bruner, P.L., and Berrett, D.G. (1979). America's unknown avifauna: the birds of the Mariana Islands. *American Birds*. 33:227-235.
- Purvis, A., Gittleman, J.L., Cowlinshaw, G. and Mace, G. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society*. 267: 1947-1952.
- Reichel, J.D. and Lemke, T.O. (1994). Ecology and extinction of the Mariana mallard. *Journal of Wildlife Management*. 55 (2): 199-205.
- Salvadori, T. (1894). *Anas oustaleti* and *Nyroca innotata* spp. nov. *Bull. Brit. Ornith. Club*, 4(20):1.
- Sibley, C.G. and Monroe, B.L. (1990). *Distribution and taxonomy of birds of the world*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- UNEP-WCMC. (2009). CITES Trade Database: comparative tabulation report (*Anas oustaleti*). Available on the internet at: <http://www.unep-wcmc.org/citestrade/report.cfm>. Downloaded on 28 October 2009.
- U.S. Fish and Wildlife Service. (2004). Endangered and threatened wildlife and plants; removing the Mariana Mallard and the Guam Broadbill from the Federal List of Endangered and Threatened Wildlife. *Federal Register*. 69(35): 8116-8119.
- Wiles, G.J. (2009). *In litt*. to T.P. Inskipp.
- Yamashina, Y. (1948). Notes on the Marianas Mallard. *Pacific Science*. 2(2): 121-124.

CdP15 Prop. 8 Transferencia de *Crocodylus moreletii* (cocodrilo de pantano) del Apéndice I al Apéndice II con un cupo nulo para especímenes silvestres

- Abercrombie, C.L., Davidson, D., Hope, C. and Scott, D.E. (1980). Status of Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) in Belize. *Biological Conservation* 17: 103-113.
- Álvarez del Toro, M. (1974). *Los Crocodylia de México (estudio comparativo)*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, A. C. México.
- Campbell, H.W. (1972). Preliminary report: status investigation of Morelet's crocodile in Mexico. *Zoologica* 57(3): 135-136.
- Casas-Andreu, G. and Guzman-Arroyo, M. (1970). *Estado actual de las investigaciones sobre cocodrilos mexicanos*. Inst. Nat. de Inv. Biol. Pesqueras, México, D. F., 50 pp.
- Castañeda, F. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses team.
- Castañeda, F., Lara, O. and Queral-Regil, A. (2000). The herpetofauna of Laguna del Tigre National Park, Petén, Guatemala, with an emphasis on populations of the Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*). In: Bestelmeyer, B.J. and Alonso, L.E. (Eds.). A biological assessment of Laguna del Tigre National Park, Petén, Guatemala. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 16. Pp. 61-66.
- Cedeño-Vázquez, J.R., Perran Ross, J. and Calmé, S. (2006). Population status and distribution of *Crocodylus acutus* and *C. moreletii* in southeastern Quintana Roo, Mexico. *Herpetological Natural History* 10(1): 17-30.
- Dacey, T. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team.
- Dever, J.A., Strauss, R.E., Rainwater, T.R., McMurry, S.T. and Densmore III, L.D. (2002). Genetic diversity, population subdivision, and gene flow in Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) from Belize, Central America. *Copeia* 2002(4): 1078-1091.
- Domínguez-Laso, J. and Monter, P.F.L. (2007). Differentiation of crocodylian species of Mexico using amplified fragment length polymorphism (AFLP). *Crocodyle Specialist Group Newsletter* 26(4): 13-14.
- Groombridge, B. (1982). *The IUCN Amphibia-Reptilia Red Data Book*. Pt. 1. Testudines, Crocodylia, Rhynchocephalia. IUCN, Gland, Switzerland.
- Lara, O.F. (1988). Population size and structure of *Crocodylus moreletii* Duméril and Duméril (Crocodylidae-Reptilia) on lakes Petén Itza, Xal Petén, and Yaxhá, El Petén, Guatemala. Proposal submitted to CITES.
- Pérez-Higareda, G. (1979). Morelet's Crocodile (*Crocodylus moreletii* Duméril & Duméril) in the region of Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Bulletin of the Maryland Herpetological Society* 15: 20-21.
- Platt, S.G. and Rainwater, T.R. (2005). A review of morphological characters useful for distinguishing Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) and American crocodile (*Crocodylus acutus*) with an emphasis on populations in the coastal zone of Belize. *Bulletin of the Chicago Herpetological Society* 40(2): 25-29.
- Platt, S.G., Rainwater, T.R., Thorbjarnarson, J.B. and McMurry, S.T. (2008). Reproductive dynamics of a tropical freshwater crocodylian: Morelet's crocodile in northern Belize. *Journal of Zoology* 275: 177-189.
- Platt, S.G. and Thorbjarnarson, J.B. (2000). Population status and conservation of Morelet's crocodile, *Crocodylus moreletii*, in northern Belize. *Biological Conservation* 96(1): 21-29.
- Platt, S.G., Thorbjarnarson, J.B. and Rainwater, T.R. (1999). Distribution of Morelet's Crocodile (*Crocodylus moreletii*) in southern Belize. *Southwestern Naturalist* 44(3): 395-398.
- Powell, J. (1973). Crocodylians of Central America, including Mexico and the West Indies: developments since 1971. In: *Crocodyles. Proceedings of the 2nd Working Meeting of the IUCN/SSC Crocodile Specialist Group*, New York. IUCN, Morges, Switzerland. Pp. 27-31.
- Powell, J.H. (1971). The status of crocodylians in the United States, Mexico, Central America and the West Indies. In: *IUCN Publications New Series, Supplementary Paper 32*. Pp. 72-82.
- Ray, D.A., Dever, J.A., Platt, S.G., Rainwater, T.R., Finger, A.G., McMurry, S.T., Batzer, M.A., Barr, B., Stafford, P.J., McKnight, J. and Densmore, L.D. (2004). Low levels of nucleotide diversity in *Crocodylus moreletii* and evidence of hybridization with *C. acutus*. *Conservation Genetics* 5: 449-462.
- Ross, J.P. (1998). *Crocodyles. Status Survey and Conservation Action Plan*. 2nd edn. IUCN/SSC Crocodile Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Ross, J.P. (2000). *Crocodylus moreletii*. In: IUCN (2009). *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 09 December 2009.
- Sánchez, O. and Álvarez-Romero, J.G. (2006). Conservation status of the Morelet's Crocodile (*Crocodylus moreletii*) in Mexico: a proposal for its reclassification in the U.S. Endangered Species Act (ESA). In: *Crocodyles. Proceedings of the 18th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group*, IUCN-The World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Schmidt, K.P. (1924). Notes on Central American crocodiles. *Field Museum of Natural History, Zoology Series* 13(6): 79-92.
- Sigler, L. (2005). Binational survey (Guatemala-Mexico) of *Crocodylus moreletii* in the Usumacinta River. *Crocodyle Specialist Group Newsletter* 24(4): 9-10.
- Sigler, L. and Domínguez-Laso, J. (2008). Historical and current distribution of Morelet's Crocodile [sic] in Mexico. *Crocodyle Specialist Group Newsletter* 27(1): 11-13.
- Stafford, P.J., McMurry, S.T., Rainwater, T.R., Ray, D.A., Densmore, L.D. and Barr, B. (2003). Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) in the Macal River watershed, Maya Mountains, Belize. *Herpetological Bulletin* 85: 15-23.
- Thorbjarnarson, J. (Comp.), Messel, H., King, F.W. and Ross, J.P. (Eds.) (1992). *Crocodyles: an Action Plan for their Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Villegas, A. (2005). Phenotypic characteristics of *Crocodylus acutus* and *C. moreletii* in South Quintana Roo. *Crocodyle Specialist Group Newsletter* 24(3): 8-9.

Windsor, M., Rosado, N., Cherkiss, M., Finger, A., Rainwater, T.R., Platt, S., McMurry, S., Brandt, L. and Mazzotti, F. (2002). Management plan for crocodiles in Belize. In *Crocodiles. Proceedings of the 16th working meeting of the Crocodile Specialist Group*. Gland, Switzerland: IUCN–The World Conservation Union.

CdP15 Prop. 9 Transferencia de la población egipcia de *Crocodylus niloticus* (cocodrilo del Nilo) del Apéndice I al Apéndice II para su cría en granjas.

Anon. (2006a). The Status of Ranching and trade in the Nile Crocodile (*Crocodylus niloticus*) in Kenya. A Report of Kenya to the CITES Secretariat in accordance with Res. Conf. 11.16. May 31, 2006 <http://www.cites.org/common/resources/reports/ranch/KE0605.pdf> Viewed 13 November 2009.

Baha el Din, S. (2006). *A Guide to the Reptiles and Amphibians of Egypt*. The American University in Cairo Press, Cairo, Egypt.

Dacey, T., Executive Officer, IUCN Crocodile Specialist Group (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team.

Shirley, M. H. (2008). Lake Nasser crocodile program. *Crocodile Specialist Group Newsletter* 27(3): 17–20.

http://iucncsg.org/ph1/modules/Publications/newsletter/CSG_Newsletter_27_3.pdf Viewed 13 November 2009.

Webb, G. Chairman, IUCN Crocodile Specialist Group (2009). *In litt.* to Professor M.M. Fouda, Director, Nature Conservation Sector, Egyptian Environmental Affairs Agency. Egypt

CdP15 Prop. 10 Transferencia de *Uromastix ornata* del Apéndice II al Apéndice I.

Baha el Din, S. (2001). The herpetofauna of Egypt: species, communities and assemblages. Unpublished thesis submitted to the University of Nottingham for the degree of Doctor of Philosophy.

CITES trade database (2009). <http://www.unep-wcmc.org/citestrade/report.cfm>. Viewed 26 October 2009.

Jenkins, M. and Broad, S. (1994). *International Trade in Reptile Skins—A Review and Analysis of the Main Consumer Markets, 1983–91*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.

Klemens, M. W. and Thorbjarnarson, J. B. (1995). Reptiles as a food resource. *Biodiversity and Conservation*. 4: 281–298.

Knapp, A. (2004). *An Assessment of the International Trade in Spiny-tailed Lizards Uromastix with a Focus on the Role of the European Union*. TRAFFIC Europe. European Commission, Brussels, Belgium.

Nemtov, S.C. (2008). *Uromastix Lizards in Israel*. NDF Workshop Case Studies, WG 7—Reptiles and Amphibians, Case Study 5, Mexico.

Shepherd, C. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.

IUCN (2004). *Uromastix ornata. Preliminary global species assessment sheet*. Assessed 17 December 2004.

Reijngoud, J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

UNEP-WCMC (2004). *Review of Significant Trade: Analysis of Trade Trends with Notes on the Conservation Status of Selected Species*. Annex C: Reptiles and Amphibians. Twentieth meeting of the Animals Committee, Johannesburg (South Africa), 29 March–2 April 2004, AC Doc. 8.5

Wagner, P. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.

Wilms, T. (2001). *Dornschwanzagamen: Lebensweise, Pflege und Zucht*. Herpeton, Verlag Elke Köhler, Offenbach [in German].

Wilms, T. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.

Zain, S. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.

CdP15 Prop. 11 Inclusión de *Ctenosaura bakeri*, *C. melanosterna* y *C. oedirhina* en el Apéndice II.

Anon. (2009). <http://www.cyclura.eu/forum/viewtopic.php?f=5&t=10>. Viewed 25 November 2009.

Binns, J. (2003). Taxon Reports *Ctenosaura bakeri*. *Iguana Specialist Group Newsletter*, Zoological Society of San Diego:6 (1).

<http://www.iucn-isg.org/newsletters/s2003v6n1.php#taxon>. Viewed 11 November 2009.

Binns, J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.

Castillo, J. (2009). About Utila. Com: Iguana Research & Breeding Station <http://www.aboututila.com/Entertainment/Iguana-Station/Index.htm>. Viewed 11 November 2009. Viewed 11 November 2009.

- Eccleston, P. (2007). Rare Utila iguanas hatch at London Zoo. *Telegraph* 19 September 2007. <http://www.telegraph.co.uk/earth/wildlife/3307419/Rare-Utila-iguanas-hatch-at-London-Zoo.html>. Viewed 25 November 2009.
- Echternacht, S. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Gaal, R. (2008). Presentation studbook *Ctenosaura melanosterna* (Buckley and Axtell, 1997).
- Gaal, R. (2009a). E.S.F. Situ Management Guidelines: *Ctenosaura melanosterna*.
- Gaal, R. (2009b). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Gaal, R. and Henningheim, E. (2008). Studbook breeding programme: *Ctenosaura melanosterna*. Honduran Paleate spiny-tailed iguana. Annual report 2008.
- Gutsche, A. (2005). Distribution and habitat utilization of *Ctenosaura bakeri* on Utila. *Iguana*. 12(3):144–152.
- Gutsche, A. (2006). Population structure and reproduction in *Ctenosaura bakeri* on isla de Utila. *Iguana*. 13(2):108–115.
- Gutsche, A. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Gutsche, A. and Köhler, F. (2008). Phylogeography and hybridisation in *Ctenosaura* species (Sauria: Iguanidae) from Caribbean Honduras: insights from mitochondrial and nuclear DNA. *Zoosyst. Evol.* 84(2):246–253.
- Gutsche, A. and Streich, W.J. (2009). Demography and Endangerment of the Utila Island Spiny-Tailed Iguana, *Ctenosaura bakeri*. *Journal of Herpetology*, 43(1):105–113.
- Köhler, G. (1995). Freilanduntersuchungen zur Morphologie und Ökologie von *Ctenosaura bakeri* und *C. oedirhina* auf den Islas de la Bahia, Honduras, mit Bemerkungen zur Schutzproblematik. *Salamandra*, 31(2):93–106
- Köhler, (1998). Das Schutz-und Forschungsprojekt Utila-Schwarzleguan.
- Köhler, G. (2004a). *Ctenosaura melanosterna*. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Viewed 23 November 2009.
- Köhler, G. (2004b). *Ctenosaura oedirhina*. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Viewed 23 November 2009.
- Köhler, G. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Köhler, G. and Rittmann, D. (1998). Beobachtungen bei der erstmaligen Nachzucht des Roatán-Schwarzleguans *Ctenosaura oedirhina* de Queiroz, 1987. *Herpetofauna*, 20(115):5–10.
- Kuttler, H-P. (2000). Untersuchungen zur Populationsökologie und zum Ortsverhalten des Utila-Leguans (*Ctenosaura bakeri*). Unpublished diploma thesis, Frankfurt.
- Malfatti, M (undated). Genus *Ctenosaura*. West Coast Iguana Research. <http://www.westcoastiguana.com/images/ctenoartspeciesaccts.pdf>. Viewed 20 November 2009.
- Newman (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Pasachnik, S. (2006). *Ctenosaurs* of Honduras: Notes from the field. *Iguana*, 13(4):264–271.
- Pasachnik, S. (2010). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Pasachnik, S. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK
- Reijngoud, J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK
- US Fish & Wildlife Service data reporting system: LEMIS (2000–2007).
- Werning, H. (2009). *In litt.* to TRAFFIC Europe, Germany.
- Wilson, L. D. and McCranie, J.R. (2003). Herpetofaunal indicator species as measures of environmental stability in Honduras. *Caribbean Journal of Science*. 39(1):50-67.
- Wilson, L. D. and Townsend, J.H. (2006). The herpetofauna of the rainforests of Honduras. *Caribbean Journal of Science*. 42(1):88-113.
- Zoerner, S. and Köhler, G. (2004). *Ctenosaura bakeri*. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Viewed on 23 November 2009. <http://www.fortworthzoo.com/consERVE/utilaiгуana.html> Viewed 20 November 2009.

CdP15 Prop. 12 Inclusión de *Ctenosaura palearis* en el Apéndice II.

- Ariano-Sánchez, D. (2006). The Guatemalan beaded lizard: Endangered inhabitant of a unique ecosystem. *Iguana*. 13 (3):178–183.
- Ariano-Sánchez, D. (2010). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.
- Ariano, D. and Cotí, P. (2007) Priorización de áreas de conservación en el matorral espinoso del Valle del Motagua, utilizando como indicadores a las especies endémicas Lagarto Escorpión, *Heloderma horridum charlesbogerti* y la Iguana Garroba, *Ctenosaura palearis* – informe final. *The Nature Conservancy*. http://www.parksinperil.org/espanol/files/cam_j_13_matorral_espinoso_informe_final.pdf. Viewed 18 December 2009.
- Auliya, M. (2003). *Hot Trade in Cool Creatures – a Review of the Live Reptile Trade in the European Union in the 1990s with a Focus on Germany*. TRAFFIC Europe. Brussels, Belgium.
- Binns, J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Buckley, L.J. and Axtell, R.W. (1997). Evidence for the specific status of the Honduran lizards formerly referred to *Ctenosaura palearis* (Reptilia: squamata: Iguanidae). *Copeia*. 1997: 138–150.

- Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP). 2009. Lista de Especies Amenazadas de Guatemala. Documento Técnico No. 67 (02/2009). 2ª. Ed. Revisada, Guatemala, marzo 2009. 120 pp.
- Coti, P. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Coti, P. and Ariano-Sánchez, D. (2008). Ecology and traditional use of the Guatemalan black iguana (*Ctenosaura palearis*) in the dry forests of the Motagua Valley, Guatemala. *Iguana*. 15(3):142–149.
- Echternacht, S. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Gaal, R. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Gilman E, Clarke S, Brothers N, Alfaro-Shigueto-J, Mandelman J, Piovano S, Thomson N, Dalzell P, Donoso M, Goren M, Werner T (2007) Shark Depredation and Unwanted Bycatch in Pelagic Longline Fisheries: Industry Practices and Attitudes, and Shark Avoidance Strategies. Western Pacific Regional Fishery Management Council, Honolulu, USA
- Hoch, J. (2009). Pers. comm. to H. Werning.
- Köhler, G. (2004). *Ctenosaura palearis*. IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.1. www.iucnredlist.org. Viewed 3 November 2009.
- Köhler, G. and Vesely, M. (1996). Freilanduntersuchungen zur morphologie und lebensweise von *Ctenosaura palearis* in Honduras und Guatemala. *Herpetofauna Weinstadt* .18 (102):23–26.
- Malfatti, M. (undated). Genus *Ctenosaura*. West Coast Iguana Research. <http://www.westcoastiguana.com/images/ctenoartspeciesaccts.pdf>. Viewed 20 November 2009.
- Pasachnik, S. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Reijngoud, J. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- TRAFFIC North America (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- US Fish & Wildlife Service data reporting system: LEMIS (2000–2008).
- Werning, H. (2009). *In litt* to TRAFFIC Europe, Germany.

CoP15 Prop. 13 Inscrire le genre *Agalychnis* à l'Annexe II

- Allen, C. (2010). *In litt*. to IUCN/ TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.
- Anon. (2009a). Frogforum web forum discussion. <http://www.frogforum.net/tree-frogs/568-agalychnis-moreleti.html>. Downloaded on December 2009.
- Anon. (2009b). Dendroboard web forum discussion. <http://www.dendroboard.com/forum/lounge/43499-spurrelli-annae-cruziophyla-calcarifer-breeders.html>.
- Bolaños, F, Chaves, G., Savage, J., Cruz, G, Wilson, L.D., McCranie, J.R., Köhler, G., Sunyer, J., Kubiki, B., Bolaños, F. (2008). *Agalychnis saltator*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Downloaded on 10 December 2009.
- Briggs, V.S. (2008). Mating Patterns of Red-Eyed Treefrogs, *Agalychnis callidryas* and *A. moreletii*. *Ethnology* 114:489–498.
- Briggs, V.S. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.
- Castellon, R (2009). *In litt*. to TRAFFIC North America, Mexico.
- Coloma, L.A., Ron, S., Jungfer, K.-H., Kubicki, B., Bolaños, F., Chaves, G., Solís, F., Ibáñez, R., Jaramillo, C., Savage, J., Cruz, G., Wilson, L.D., Köhler, G., Kubicki, B., Bolaños, F. (2008). *Cruziophyla calcarifer*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 20 November 2009.
- Duellman, W.E. (2001). *The Hylid Frogs of Middle America*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Ithaca, New York, USA.
- Faivovich, J., Haddad, C.F.B., Garcia, P.C.A., Forst, D.R., Campbell, J.A., Wheeler, W.C. (2005). Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: Phylogentetci analyses and taxonomic revision. *Bulletin of the America Museum of Natural History*.
- Felger, J., Enssle, J., Mendez, D. and Speare, R. (2007). Chytridiomycosis in El Salvador. *SALAMANDRA* 43:122–127.
- Greenbaum, E. and Komar, O. (2005). Threat assessment and conservation prioritization of the herpetofauna of El Salvador. *Biodiversity and Conservation* 14:2377–2395.
- Henry, L (2009). *In litt*. to IUCN/ TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.
- Jungfer, K.-H. Bolívar, W., Kubicki, B., Bolaños, F., Chaves, F., Solís, F., Ibáñez, R., Savage, J., Jaramillo, C, Fuenmayor, Q. (2008). *Agalychnis spurrelli*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Downloaded on 10 December 2009.
- Ortega-Andrade, H.M. (2008). *Agalychnis spurrelli* Boulenger (Anura, Hylidae): variación, distribución y sinonimia. *Papeis Avulsos de Zoologia* 48:103–117.
- Reijngoud, J. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.
- Santos-Barrera, G., Lee, J., Acevedo, M., Wilson, L.D. (2004). *Agalychnis moreletii*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Downloaded on 10 December 2009.
- Solís, F., Ibáñez, R., Santos-Barrera, G., Jungfer, K.-H., Renjifo, J.M., Bolaños, F. (2008). *Agalychnis callidryas*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Downloaded on 9 December 2009.

Stuart, L.C. (1948). *The Amphibians and Reptiles of Alta Verapaz Guatemala*. Museum of Zoology, University of Michigan, No. 69.

<http://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/2027.42/56314/1/MP069.pdf>.

Wilson, L.D. and Townsend, J.H. (2006) The Herpetofauna of the Rainforests of Honduran. *Caribbean Journal of Science*. 42:88-113.

CdP15 Prop. 14 Inclusión de *Neurergus kaiseri* en el Apéndice I.

Amphibiaweb 2009 *Neurergus kaiseri* http://amphibiaweb.org/cgi-bin/amphib_query?query_src=aw_lists_genera_&table=amphib&where-genus=Neurergus&where species=kaiseri viewed 29 December 2009.

Anderson, S. (2009). *In litt.* to IUCN/ TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Caudata (2009). http://www.caudata.org/cc/species/Neurergus/N_kaiseri.shtml. Viewed 22 October 2009.

Barani, H. and Sharifi, M. (in press). Discovery of new habitats for *Neurergus kaiseri* in southern Zagros Mountains, Iran. (Submitted to Hamyard).

Federation of British Herpetologists and Reptile and Exotic Pet Trade Association (2009). Response to CoP15 Prop.14 Islamic Republic of Iran, proposal for Inclusion in Appendix I Game and Fish Department (1970–71). Extract from The Game Laws and Regulations 1970–1971. <http://faolex.fao.org/docs/pdf/ira39925E.pdf>

Olsson, H. (n.d.). AARK EX SITU MANAGEMENT GUIDELINES: *Neurergus kaiseri*.

<http://portal.isis.org/partners/AARK/Neurergus/Taxon%20Management%20Plan%20documents/Management%20guidelines%20-%20Neurergus%20kaiseri.pdf> viewed November 2009.

Papenfuss, T., Sparreboom, M., Ugurtas, I., Rastegar-Pouyani, N., Kuzmin, S., Anderson, S., Eken, E., Kiliç, T., Gem, E. and Kaya, U. (2008). *Neurergus crocatus*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 28 December 2009.

Raffaëlli, J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Schmidt, K.P. (1952). Diagnoses of new Amphibians and Reptiles from Iran. *Nat. Hist. Misc.* 93: 1-2.

Schmidtler, J.J. and Schmidtler, J.F. (1975). Untersuchungen an westpersischen Bergbachmolchen der Gattung *Neurergus* (Caudata, Salamandridae). *Salamandra* 11: 84–98.

Schultschik, G and Steinfartz, S. (1996). Ergebnisse einer herpetologischen Exkursion in den Iran. *Herpetozoa* 9: 91–95.

Sharifi, M. (2009). *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

Sharifi, M., Papenfuss, T., Rastegar-Pouyani, N., Anderson, S. and Kuzmin S. (2008). *Neurergus kaiseri*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 22 October 2009.

Steinfartz, S., Hwang, U.W., Tautz, D., Öz, M. and Veith, M. (2002). Molecular phylogeny of the salamandrid genus *Neurergus*: evidence for an intrageneric switch of reproductive biology. *Amphibia-Reptilia* 23: 419–431.

TRAFFIC North America (2006). Trade in the Kaiser's Spotted Newt (*Neurergus kaiseri*). Species Action Fund Technical Report to WWF.

CdP15 Prop. 15 Inclusión de *Sphyrna lewini*, *Sphyrna mokarran*, *Sphyrna zygaena*, *Carcharhinus plumbeus* y *Carcharhinus obscurus* en el Apéndice II.

Branstetter S. (1987). Age, growth and reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis*, and the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, from the northwest Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes* 19:161–173

Camhi, M.D., Valenti, S.V., Fordham, S.V., Fowler, S.L. and Gibson, C. (2009). *The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. x + 78 pp.

Casey, J.G. and Natanson, L.J. (1992). Revised estimates of age and growth of the sandbar shark (*Carcharhinus plumbeus*) from the western North Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:1474–1477.

Cavanagh R.D., Kyne P.M., Fowler S.L., Musick J.A. and Bennett M.B. (2003). *The Conservation Status of Australian Chondrichthyans*: Report of the IUCN Shark Specialist Group Australia and Oceania Regional Red List Workshop. The University of Queensland, School of Biomedical Sciences, Brisbane, Australia.

Chapman, D.D., Pinhal, D. and Shivji, M.S. (2009). *Tracking the fin trade: genetic stock identification in western Atlantic scalloped hammerhead sharks Sphyrna lewini*. Endangered Species Research. Published online 1 December 2009.

Clarke, S.C. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.

- Clarke, S.C., Magnussen, J.E., Abercrombie, D.L., McAllister, M.K., Shivji, M.S. (2006). Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conservation Biology* 20:201–211.
- Compagno, L.J.V. (1998). *Sphyrnidae. Hammerhead and bonnethead sharks*. p.1361–1366. In: Carpenter, K.E. and Niem, V.H. (Eds). *FAO identification guide for fishery purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Pacific*. FAO, Rome.
- Compagno, L.J.V. (1984). *FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2 - Carcharhiniformes*. FAO Fish. Synop. 125(4/2):251–655.
- Compagno, L.J.V., Ebert, D.A. and Smale, M.J. (1989). *Guide to the Sharks and Rays of southern Africa*. New Holland (Publ.) Ltd., London. 158 pp.
- Cortes, E. (2002). Incorporating uncertainty into demographic modelling: Application to shark populations and their conservation. *Conservation Biology* 16:1048–1062.
- Jong, S. de, and Simpfendorfer C. (2009). *The Queensland Shark Control Program: a fisheries-independent assessment of shark stocks in far north Queensland*. 8th Indo Pacific Fish Conference and 2009 Australian Society for Fish Biology Workshop and Conference, 31 May–5 June 2009, Fremantle, Western Australia.
- Frimodt, C. (1995). *Multilingual illustrated guide to the world's commercial warmwater fish*. Fishing News Books, Osney Mead, Oxford, England. 215 pp.
- Hayes, C.G. (2007). *Investigating single and multiple species fisheries management: stock status evaluation of hammerhead (Sphyrna spp.) sharks in the western North Atlantic Ocean and Gulf of Mexico*. Masters Thesis. Virginia Tech, Blacksburg, VA. 131 pp.
- Lack, M. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Lack, M. and Meere, F. (2009). *Pacific Islands Regional Plan of Action for Sharks: Guidance for Pacific Island Countries and Territories on the Conservation and Management of Sharks*. Shellack Pty Ltd.
- Lack, M. and Sant, G. (2009). *Trends in Global Shark Catch and Recent Developments in Management*. TRAFFIC International.
- Jiao Y., Hayes, C. and Cortes, E. (2008). Hierarchical Bayesian approach for population dynamics modelling of fish complexes without species-specific data. *ICES J. Mar. Sci.* 66:367–377.
- Kotas, J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Kotas, J.E. (2004). *Dinâmica de populações e pesca do tubarão-martelo Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834), *capturado no mar territorial e zona econômica exclusiva do sudeste-sul do Brasil*. PhD Thesis. São Paulo University–USP. 375 pp.
- Kotas, J.E., Petreire, M. Jr., Fielder, F., Mastrochirico, V. and Sales, G. (2008). *A pesca de emalhe-de-superfície de Santa Catarina direcionada à captura dos tubarões-martelo, Sphyrna lewini* (Griffith & Smith 1834) e *Sphyrna zygaena* (Linnaeus 1758). *Atlântica*, Rio Grande, 30(2) 113–128.
- Morgan, A. and Burgess, G.H. (2007). *At-vessel fishing mortality for six species of sharks caught in the Northwest Atlantic and Gulf of Mexico*. *Gulf of Caribbean Research* 19: 1–7.
- Muus, B.J. and J.G. Nielsen. (1999). *Sea fish*. Scandinavian Fishing Year Book, Hedeusene, Denmark. 340 pp.
- Nakaya, K. (1984). *Carcharhinidae*. Pp.5–7. In: Masuda, H., Amaoka, K., Araga, C. Uyeno T., and Yoshino, T. (Eds) *Fishes of the Japanese Archipelago*. Tokai Univ. Press, Tokyo, Japan. 437 p, 370 pls.
- Piercy A.N., Carlson J.K., Sulikowski J.A. and Burgess G.H. (2007). Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in the north-west Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *Marine and Freshwater Research* 58: 34–40.
- Randall, J.E., Allen, G.R. and Steene, R.C. (1990). *Fishes of the Great Barrier Reef and Coral Sea*. University of Hawaii Press, Honolulu, Hawaii. 506 pp.
- Soriano-Velásquez, S.R., Acal-Sánchez, D.E., Castillo-Géniz, J.L., Vázquez-Gómez, N.Y. and Ramírez-Santiago, C.E. (2006). *Tiburón del Golfo de Tehuantepec*, Pp.323–360. In: Arreguín-Sánchez, F., Beléndez-Moreno, L.F., Méndez Gómez-Humarán, I., Solana-Sansores, R., and Rangel-Dávalos (Eds). *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México*. Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA, Mexico.
- Sanches, J.G. (1991). *Catálogo dos principais peixes marinhos da República de Guiné-Bissau*. Publicações avulsas do I.N.I.P. No. 16. 429 pp.
- Sant, G. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Smith, S.W., Au, D.W. and Show, C. (1998). Intrinsic rebound potential of 26 species of Pacific sharks. *Mar. Freshwat. Res.* 49:663–678.
- Stevens, J.D. and Lyle, J.M. (1989). Biology of three hammerhead sharks (*Eusphyra blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from Northern Australia. *Marine and Freshwater Research* 40:129–146.
- White W.T., Last, P.R., Stevens, J.D., Yearsley, G.K., Fahmi and Dharmadi. (2006). *Economically Important Sharks and Rays of Indonesia [Hiu dan pari yang bernilai ekonomis penting di Indonesia]*. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.

CdP15 Prop. 16 Inclusión de *Carcharhinus longimanus* (tiburón oceánico) en el Apéndice II.

- Baum, J., Medina, E., Musick J.A., Smale, M. (2006). *Carcharhinus longimanus*. In: IUCN (2009). *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.1 <www.iucnredlist.org>
- Baum, J. K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J. and Doherty, P.A. (2003). Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299:389–392.
- Beerkircher, L.R., Cortés, E., and Shivji, M. (2002). Characteristics of Shark Bycatch Observed on Pelagic Longlines off the Southeastern United States, 1992–2000. *Marine Fisheries Review*, 64(4): 40–49.
- Berkeley, S. A., and Campos, W.L. (1988). Relative abundance and fishery potential of pelagic sharks along Florida's east coast. *Mar. Fish. Rev.* 50: 9–16.
- Clarke, S.C., Magnussen, J.E., Abercrombie, D.L., McAllister, M.K., Shivji, M.S. (2006). Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conservation Biology*. 20: 201-211.
- Clarke, S.C. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Compagno, L.J.V., Krupp, F. and Schneider, W. (1995). Tiburones. p. 647–744. In: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. and Niem, V. (Eds.). *Guía FAO para identificación de Especies para los Fines de la Pesca. Pacífico Centro-Oriental*. 3 Vols. FAO, Rome.
- Harry, A. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK.
- Hazin, F.H.V, Broadhurst, M.K., Amorim, A.F., Arfelli, C.A. and Domingo, A. (2008). Catches of pelagic sharks by subsurface longline fisheries in the South Atlantic Ocean during the last century: A review of available data with an emphasis on Uruguay and Brazil. Pp 213–229. In: *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Camhi, M.A., Piktich, E.K. and Babcock, E.A. (Eds). Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Lack, M. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Lack, M. and Meere, F. (2009). *Pacific Islands Regional Plan of Action for Sharks: Guidance for Pacific Island Countries and Territories on the Conservation and Management of Sharks*. Shellack Pty Ltd.
- Lack, M. and Sant, G. (2009). *Trends in Global Shark Catch and Recent Developments in Management*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- McManus, E. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Morgan, A. and Burgess, G.H. (2007). *At-vessel fishing mortality for six species of sharks caught in the Northwest Atlantic and Gulf of Mexico*. *Gulf of Caribbean Research* 19: 1–7.
- Randall, J.E., G.R. Allen and R.C. Steene. (1990). *Fishes of the Great Barrier Reef and Coral Sea*. University of Hawaii Press, Honolulu, Hawaii. 506 p.
- Smith, S.E., Au, D.W. and Show, C. (1998). Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* 49(7):663–678.
- Western and Central Pacific Fisheries Commission. 2008. Estimates of annual catches in the WCPFC Statistical Area. Oceanic Fisheries Programme, Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia. <http://www.wcpfc.int/doc/st-ip-1/estimates-annual-catches-wcpfc-statistical-area-0>.

CdP15 Prop. 17 Inclusión de *Lamna nasus* en el Apéndice II.

- Camhi, M.D., Valenti, S.V., Fordham, S.V., Fowler, S.L. and Gibson, C. (2009). *The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. x + 78p.
- CCSBT ERSWG. (2009). *Report of the Eighth Meeting of the Ecologically Related Species Working Group*. 1–3 September 2009, Busan, Korea.
- Clarke, S. (2009). *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Domingo, A, Mora, O., y Cornes, M. (2002). Evolución de las capturas de elasmobranchios pelagicos en la pesquería de atunes de Uruguay, con énfasis en los tiburones Azul (*Prionace glauca*), Moro (*Isurus oxyrinchus*) y Porbeagle (*Lamna nasus*). *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 54(4): 1406–1420.
- Fleming, E.F. and Papageogiou, P.A. (1997). *Shark Fisheries and Trade in Europe*. TRAFFIC Europe, Brussels, Belgium.
- FAO FishStat (2009). *FishStat Plus Database: Capture production 1950–2007*.
- Francis, M. (2007). *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.
- Francis, M.P., Griggs, L.H. and Baird, S.J. (2001). Pelagic shark bycatch in the New Zealand tuna longline fishery. *Marine Freshwater Research* 52: 165–178.
- Jung, A. (2008). *A preliminary assessment of the French fishery targeted Porbeagle shark (Lamna nasus) in the Northeast Atlantic Ocean: Biology and catch statistics*. ICCAT SCRS/2008/152.
- Kirby, D. and Molony, B. (2006). *Ecological Risk Assessment for Species Caught in WCPO Longline and Purse Seine Fisheries: Inherent Risk as Determined by Productivity—Susceptibility Analysis*. WCPFC-SC2-2006/EB Wp-1. Second Regular Session of the WCPFC Scientific Committee, 7–18 August, 2006, Manila, Philippines. Available at: <http://www.wcpfc.int/doc/eb-wp-1/ecological-risk-assessment-species-caught-wcpo-longline-and-purse-seine-fisheries>

- Kreuzer, R., and Ahmed, E. (1978). *Shark Utilization and Marketing*. FAO, Rome, Italy.
- Lack, M. (2009). *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Lack, M. and Sant, G. (2009). *Trends in Global Shark Catch and Recent Developments in Management*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Laurenti, A. and Rocco, M., (1996). *Survey of Elasmobranch Fisheries and Trade in Italy*. TRAFFIC Europe–Italy office, Rome, Italy.
- Ministry of Fisheries (2008). 2008 Plenary Report: Porbeagle Shark (POS). Available at: http://fs.fish.govt.nz/Doc/21638/07-POS_08.pdf. P. 60–64.
- Patterson, H. and Tudman, M. (2009). *Chondrichthyan Guide for Fisheries Managers : A Practical Guide for Mitigating Chondrichthyan Bycatch*. Australian Fisheries Management Authority and Bureau of Rural Sciences. Canberra. Available at: <http://www.afma.gov.au/environment/bycatch/Chondrichthyan%20Guide.pdf>
- Rose, D.A. (1996). *An Overview of World Trade in Sharks and Other Cartilaginous Fishes*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Soldo, A. (2009). *In litt.* to the IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- WCPFC Scientific Committee (2009). *Japan: Annual Report to the Commission Part 1: Information on Fisheries, Research and Statistics*. WCPFC-SC5-AR/CCM-09. Available at: <http://www.wcpfc.int/doc/ar-ccm-09/japan>

CdP15 Prop. 18 Inclusión de *Squalus acanthias* en el Apéndice II.

- ASMFC (2006). New Release; ASMFC Spiny Dogfish Board Revises 2006/2007 quota and sets specifications for 2007/2008 fishing year. 24 October 2006.
- Di Giacomo, E. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Chiaramonte, G. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Clarke, S. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK.
- Fleming, E.F. and Papageogiou, P.A. (1997). *Shark Fisheries and Trade in Europe*. TRAFFIC Europe, Brussels, Belgium.
- Fordham, S. (2007). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.
- Lack, M. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.
- Lack, M. (2006). *An Overview of World Trade in Sharks and Other Cartilaginous Fishes*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Fowler, S., Raymakers, C. and Grimm, U. (2004). *Trade in and conservation of two shark species, Porbeagle (Lamna nasus) and Spiny Dogfish (Squalus acanthias)*. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, Germany.
- ICES. (2008). *Report of the ICES Advisory Committee, 2008*. ICES Advice, 2008. Book 9. 345 pp.
- Mari, N.R. (2005). *Síntesis de la información derivada de las Campañas de Evaluación de Peces Demersales Australes desarrolladas en el Mar Argentino, entre los 45° y 54°S, por los buques del INIDEP, durante el período 1992 al 2001*. Informe Técnico Interno de INIDEP No. 93.
- Rose, D.A. (1996). *An Overview of World Trade in Sharks and Other Cartilaginous Fishes*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- TRAFFIC International (2007). *In litt.* To IUCN/TRAFFIC Analysis Team, Cambridge, UK.
- Van der Molen, S., Caille, G., Gonzalez, R. (1998). By-catch of sharks in Patagonian coastal trawl fisheries. *Marine and Freshwater Research* 49: 641–644.

CdP15 Prop. 19 Inclusión de *Thunnus thynnus* (atún rojo del Atlántico) en el Apéndice I.

- Baglin, R.E. (1982). Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. *Fish. Bull.* 80: 121–134.
- Block, B.A., Teo, S.L.H., Walli, A., Boustany, A., Stokesbury, M.J.W., Farwell, C.J., Weng, K.C., Dewar, H. and Williams, T.D. (2005). Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. *Nature*, 434: 1121–1127.
- Boustany, A. M., Reeb, C.A., Teo, S.L., De Metrio, G. and Block, B.A. (2007). Genetic data and electronic tagging indicate that the Gulf of Mexico and Mediterranean Sea are reproductively isolated stocks of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60: 1154-1159.
- Carlsson, J., McDowell, J. R., Carlsson, L. and Graves, J.E. (2007). Genetic identity of YOY bluefin tuna from the eastern and western Atlantic spawning areas. *Heredity* 98: 23–28.
- FAO Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service (2009). Aquaculture production 1950-2007. FISHSTAT Plus—Universal software for fishery statistical time series [online or CD-ROM]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Available at: <http://www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp>.
- FAO Fisheries Department (1994). *World review of highly migratory species and straddling stocks*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy.
- Fonteneau, A. (2009). Atlantic Bluefin Tuna: 100 centuries of fluctuation fisheries. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 63: 51–68.
- Fromentin J.-M. and Powers (2005). Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries* 6: 281–306.

- Fromentin, J.-M. and Fonteneau, A. (2001). Fishing effects and life history traits: a case-study comparing tropical versus temperate tunas. *Fisheries Research* 53: 133–150.
- Fromentin, J.-M. and Ravier, C. (2005). The East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock: looking for sustainability in a context of large uncertainties and strong political pressures. *Bulletin of Marine Science* 76: 353–362.
- Fromentin, J.-M., (2009a). Lessons from the past: investigating historical data from bluefin tuna fisheries *Fish and Fisheries* 10: 197–216.
- Fromentin, J.-M. (2009b). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Fromentin J.-M., Bonhommaeu, S., Kell, L and Restrepo, V. (2009). *Estimating the productivity of Atlantic bluefin tuna from validated scientific data. SCRS/2009/193.*
- ICCAT (2007). International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (5th revision). Madrid. <http://www.iccat.int/Documents/Commission/BasicTexts.pdf>
- ICCAT (2009). ICCAT fortifies its management of Bluefin Tuna fisheries, 2009 Annual ICCAT Meeting press release.
- ICCAT SCRS (2009a). Extension of the 2009 SCRS Meeting to Consider the Status of Atlantic Bluefin Tuna Populations with Respect to CITES Biological Listing Criteria. Meeting report, Madrid, Spain, October 21–23, 2009.
- ICCAT SCRS (2009b). Report of the Standing Committee on Research and Statistic (SCRS). Madrid, Spain.
- ICCAT Secretariat (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Lowenstein, J.H., Amato, G. and Kolokotronis, S.-O., (2009). The real Maccoyii: identifying tuna sushi with DNA barcodes—contrasting characteristic attributes and genetic distances. *PLoS One* 4: e7866. doi:10.1371/journal.pone.0007866.
- Mather, F.J., Mason J.M. and Jones, A.C. (1995). Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. *U.S. Dep. Comm., NOAA Tec. Mem., NMFS-SEFSC* 370.
- Miyake, P.M., de la Serna, J.M., di Natale, A., Farrugia, A., Katavic, I., Miyabe, N. and Ticina, V. (2003). General review of bluefin tuna farming in the Mediterranean area. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*. 55:114-124.
- Porch, C.E. (2005). The sustainability of Western Atlantic bluefin tuna: a warm-blooded fish in a hot-blooded industry. *Bull. Mar. Sci.* 76:363-384.
- Ravier and Fromentin (2002). Eastern Atlantic bluefin tuna: what we learn from Historical time-series of trap catches. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*. 54:507-516
- Rodríguez-Roda, J. (1967). Fecundidad del atún, *Thunnus thynnus* (L.), de la costa sudatlántica de España. *Investigación Pesquera, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Barcelona*, 31: 33-52.
- Rooker, J. R., Secor, D.H., Zdanowicz, V.S., and Itoh, T. (2001b). Discrimination of northern bluefin tuna from nursery areas in the Pacific Ocean using otolith chemistry. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 218: 275–282.
- Rooker, J.R., Alvarado-Bremer, J.R., Block, B.A., Cort, J.L., Dewar, H., De Metro, G., Kraus, R.T., Prince, E.D., Rodriguez-Marin, E. and Secor, D.H. (2007). Life history and stock structure of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *Rev. Fish. Sci.* 15:265-310.
- Rooker, J.R., Secor, D.H., DeMetro, G., Schloesser, R, Block, B.A., Neilson, J.D. (2008). Natal homing and connectivity in Atlantic Bluefin Tuna populations. *Science* 322: 742–744.
- Safina, C. and Klinger, D.H. (2008). Collapse of bluefin tuna in the Western Atlantic. *Conservation Biology* 22: 243–246.
- Sant, G. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- SCRS (2003). Annual report for the biennial period 2002–2003. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. Part 1, Vol. 2 SCRS (2003). *Life History and Stock Structure of Atlantic Bluefin Tuna* 309. In: Rooker *et al.*, 2007.
- SCRS (2006). Annual report for the biennial period 2004–2005. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. Part 2, Vol. 2 SCRS (2006). In: Rooker *et al.*, 2007.
- Turner, S.C. and Powers, J.E. (1995). Review of information related to Atlantic bluefin tuna east-west movement. *ICCAT Col. Vol. Sci. Pap.*, 44: 191–197.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K. *et al.* (2009). Rebuilding global fisheries. *Science* 325:578–585, S

CdP15 Prop. 20 Inclusión de *Dynastes satanas* en el Apéndice II.

- Anon (2009). En Yungas tratan de salvar a un escarabajo en peligro de extinción. *HoyBolivia.Com*. <http://www.hoybolivia.com/Noticia.php?IdSeccion=4&IdEdicion=412&IdNoticia=16313>. Viewed 13 November 2009.
- Beetle Forum. <http://beetleforum.net/forums/index.php?showtopic=210> (discussion on beetle breeding and keeping, including the fact that it is very popular in Japan to breed and fight beetles, annual beetle fighting events occur).
- BirdLife International. (2009). *Momotus momota*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. www.iucnredlist.org. Viewed 16th November 2009.
- Guerra Serrado, J.F. (2005). Primer informe trimestral del proyecto “implementación del plan de manejo de mariposas y escarabajos a través del desarrollo de capacidades” en la parte baja del parquet nacional y anmi cotapata.
- Jemio, M.T. (2007). Muertos en vida: Escarabajos, suris, monos, aves, osos...En Profundiad. Domingo. 16 December 2007. http://www.redesma.org/boletin/bol_2008/bol_10_2/muertos%20en%20vida.pdf. Viewed 16th November 2009.

- Kameoka, S. and Kiyono, H. (2003). *A Survey of the Rhinoceros Beetle and Stag Beetle Market in Japan*. TRAFFIC East Asia-Japan, Tokyo, Japan.
- Ledezma, J. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Ledezma, J., Garcia, I.M., and Aramayo, J.L. (2007). Algunas consideraciones sobre el tema de *Dynastes satanas*.
- Moore, M.R. (2006). *Generic Guide to New World Scarab Beetles—Dynastes satanas Moser, 1909*. University of Nebraska State Museum—Division of Entomology. <http://www.museum.unl.edu/research/entomology/Guide/Scarabaeoidea/Scarabaeidae/Dynastinae/Dynastinae-Tribes/Dynastini/Dynastes/D-satanus/Dsatanus.html>. Viewed 13th November 2009.
- Quispe, J. (2009). Escarabajos criados en los Yungas: Yungas prepara su primer criadero. 30 August 2009. http://www.la-razon.com/versiones/20090830_006835/nota_277_868814.htm. Viewed 16th November 2009.
- The US Fish and Wildlife Service data reporting system: LEMIS (2000-2007).
- TRAFFIC (2008). Seizures and Prosecutions—USA. *TRAFFIC Bulletin* 21(3):122.
- Vidaurre, T. (2009). *In litt* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team. Cambridge, UK.
- Vidaurre, T. and Guerra, F. (2008). Diagnostico de estado poblacional del escarabajo *Dynastes satanas* (Moser 1909) en la comunidades de Coroico viejo y Santo Domingo. Museo Insectarium de Chile. Unpublished.

CdP15 Prop. 21 Inclusión de Coralliidae spp. en el Apéndice II

- Abdulla, A., Gomei, M., Maison, E. and Piante, C. (2008). *Status of marine protected areas in the Mediterranean Sea*. IUCN, Malaga and WWF, France. 152 pp.
- Akrour, A. (1989). Communication algérienne sur la législation de la pêche au corail. Report of the second GFCM Technical Consultation on red coral of the Mediterranean. *FAO Fisheries Report* No. 413: 159-160.
- Amel, Z.B. and Noureddine, S. (2006). Le corail en tant que biomatériau en chirurgie osseuse. In : *Colloque Méditerranéen sur le Corail Rouge. Tabarka (Tunisia) 2006 UNEP-RAC/SPA*.
- Anon. (2007). Additional information on biological and trade criteria for precious corals in the genus *Corallium*. CITES document CoP14 Inf. 36.
- Anon. (2008). North West Pacific Ocean. Reports on identification of VMEs and assessment of impacts caused by bottom fishing activities on VMEs and marine species. NOAA Fisheries, USA. 47 pp. <http://nwpbfo.nomaki.jp/USA-Report.pdf>. Viewed 15 November 2009.
- Anon. (2009). http://www.regione.sardegna.it/argomenti/ambiente_territorio/caccia_pesca.html. Viewed 15 November 2009.
- Ardila, N. E. and Sánchez, J. A. (in prep.). Molecular and morphological systematics of the precious corals (Cnidaria: Octocorallia: Coralliidae). Meeting abstract, Society for Integrative and Comparative Biology, 2010 Annual Meeting. <http://www.sicb.org/meetings/2010/schedule/abstractdetails.php3?id=1094> Viewed 15 November 2009.
- Babcock R.C. (1984). Reproduction and distribution of two species of *Goniastrea* (Scleractinia) from the Great Barrier Reef Province. *Coral Reefs* 2: 187–195.
- Baco, A. and Shank, T.M. (2005). Population genetic structure of the Hawaiian precious coral *Corallium lauense* (Octocorallia: Coralliidae) using microsatellites. In: Freiwald and Roberts (Eds). *Cold-water corals and ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg. Pp. 663–678.
- Baco, A.R. (2007). Exploration for deep-sea corals on North Pacific seamounts and islands. *Oceanography* 20: 108–117.
- Bavestrello, G., Cerrano, C. and Cattaneo-Vietti, R. (2009). Biological interactions affecting the growth rates of red coral (*Corallium rubrum*) colonies. In C. Pergent-Martini and M. Brichet (Eds). *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions (Tabarka, 15–16 January 2009)*. RAC/SPA, Tunis. Pp. 53-58.
- Bayer, F.M. (1956). Descriptions and redescrptions of the Hawaiian octocorals collected by the U.S. Fish Commission steamer "Albatross" (2. Gorgonacea: Scleraxonia). *Pacific Science* 10(1): 67–95, 11 figs.
- Bayer, F.M. (1964). The genus *Corallium* (Gorgonacea: Scleraxonia) in the western North Atlantic Ocean. *Bulletin of Marine Science of the Gulf & Caribbean* 14: 465–478.
- Bayer, F.M. (1993). Generic reassignment and affinities of *Symphodium salomonense* Thomson and Mackinnon (Coelenterata: Octocorallia). *Precious Corals and Octocoral Research [Tokyo]* 1: 14–19, pls 10–17.
- Bayer, F.M. and Cairns, S.D. (2003). A new genus of the scleraxonian family Coralliidae (Octocorallia: Gorgonacea). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 116(1): 222–228.
- Beiring, E.A. and Lasker, H.R. (2000). Egg production by colonies of a gorgonian coral. *Marine Ecology Progress Series* 196: 169–177.
- Belbacha, S., Khelifi-Touhami, M. and Ounissi, M. (2006). Le corail rouge des côtes Algériennes: distribution, exploitation et protection de la ressource. In : *Colloque Méditerranéen sur le Corail Rouge*. Tabarka (Tunisia) 2006 UNEP-Rac/Spa.

- Belbacha, S., Semroud, R., Dupuy de la Grandrive, R. and Foulquie, M. (2009). Données préliminaires sur la repartition et la composition de la biocenose du coralligène du littoral d'el Kala (Algerie). In: C. Pergent-Martini and M. Bricchet (Eds). *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions*. (Tabarka, 15-16 January 2009). RAC/SPA, Tunis. Pp. 157-159.
- Bisby, F.A., Roskov, Y.R., Orrell, T.M., Nicolson, D., Paglinawan, L.E., Bailly, N., Kirk, P.M., Bourgoin, T. and Baillargeon, G. (Eds) (2009). Species 2000 & ITIS Catalogue of Life: 2009 Annual Checklist. Digital resource at www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2009/. Species 2000: Reading, UK.
- Boone, L. (1933). Coelenterata. In: Scientific results of the cruise of the yachts "Eagle" and "Ara," 1921-1928. *Bulletin of the Vanderbilt Marine Museum* 4: 1–217, pls 1–133.
- Casu, M. (2008). A molecular tool for genetic surveys in the red coral (*Corallium rubrum*): an Inter-Simple Sequence Repeats (ISSRs) perspective. *Biochemical Systematics and Ecology* 36: 77–83.
- Chouba, L. and Tritar, B. (1998). Niveau d'exploitation du stock de corail rouge (*Corallium rubrum*) dans les eaux tunisiennes. *Mésogée* 56: 29–35.
- Consalvey, M., MacKay, K. and Tracey, D. (2006). Information review for protected deep-sea coral species in the New Zealand region. Wellington: National Institute of Water and Atmospheric Research Ltd.
- Cooper, E. (2009). Development of a guide to the identification of precious corals. Presentation at the International Workshop on Red Coral Science, Management and Trading: Lessons from the Mediterranean. Naples, Italy, September 22–26, 2009.
- Costantini, F., Fauvelot, C. and Abbiati, M. (2007). Fine-scale genetic structuring in *Corallium rubrum* (L): evidences of inbreeding and limited effective larval dispersal. *Marine Ecology Progress Series* 340: 109–119.
- Dounas, C., Koutsoubas, D. and Salomidi, M. (2009). Red Coral (*Corallium rubrum*, L. 1758) fisheries in the Greek Aegean and Ionian Seas. Presentation at the International Workshop on Red Coral Science, Management and Trading: Lessons from the Mediterranean. Naples, Italy: September 22–26, 2009.
- FAO (2008). FishStatPlus datasets. Total fishery production 1950–2006. Release date March 2008. www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat/en. Viewed 15 November 2009.
- Fisheries Agency of Japan (2008). Report on Identification of vulnerable marine ecosystems in the Emperor Seamount and Northern Hawaiian Ridge in the Northwest Pacific Ocean and assessment of impacts caused by bottom fishing activities on such vulnerable marine ecosystems or marine species as well as conservation and management measures to prevent significant adverse impacts (bottom trawl). http://www.jfa.maff.go.jp/j/study/pdf/t_e/pdf. Viewed 15 November 2009.
- Fujioka, Y. (2008). Information on Coral Fisheries in the Emperor Seamount Area. Appendix M in: Fisheries Agency of Japan, December 2008. *Report on Identification of Vulnerable Marine Ecosystems in the Emperor Seamount and Northern Hawaiian Ridge in the Northwest Pacific Ocean and Assessment of Impacts Caused by Bottom Fishing Activities on such Vulnerable Marine Ecosystems or Marine Species as well as Conservation and Management Measures to Prevent Significant Adverse Impacts (Bottom Trawl)*. http://www.jfa.maff.go.jp/j/study/pdf/t_e/pdf. Viewed 15 November 2009.
- Gandini, L. (2009). Studio dei parametric riproduttivi di *Corallium rubrum* nelle popolazioni de Portofino e Cap de Creus. Thesis, Università degli studi de Pisa.
- García-Rodríguez, M. and Massó, C. (1986). Estudio biométrico de poblaciones de coral rojo (*Corallium rubrum* L.) del litoral de Gerona (N.E. de España). *Boletín Inst. esp. Oceanogr.* 3(4): 61–64.
- Garrabou, J., Aurelle, D., Bally, M., Linares, C., Ledoux, J.-B., Bianchimani, O., Mokhtar-jamaï, K., Cebrian, E., la Rivière, M., Harmelin, J.-G., Fourn, M., Marschal, C., Zuberer, F., Romano, J.-C., Bensoussan, N., Drap, P., Coma, R., Serrano, E., Teixidó, N., Torrents, O., Merle, P.-L., Forcioli, D., Furla, P., Zamoun, T., Allemand, D., Tambutté, S., Tambutté, E., Ferrier, C. and Zabala, M. (2009). MEDCHANGE project. Evolution and conservation of marine biodiversity facing global change: the case of Mediterranean communities dominated by long-lived species. In: C. Pergent-Martini and M. Bricchet (Eds). *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions* (Tabarka, 15–16 January 2009). RAC/SPA, Tunis. Pp. 202-204.
- General Fisheries Commission for the Mediterranean (2008). Management of Mediterranean fisheries. Thirty-second session, Rome, Italy, 25–29 February 2008. ftp://ftp.fao.org/fi/DOCUMENT/gfcm/gfcm_32/5e.pdf. Viewed 15 November 2009.
- Græff, R. (1882). Über die Corallenfischerei an der Küste der Capverdischen Insel S. Thiago. *Zoologische Anzeiger* 5: 490–491.
- Grigg, R.W. (1982). Economics and future development of the precious coral fishery in the Pacific. *Infofish International* 2: 8–11.
- Grigg, R.W. (1984). Resource management of precious corals: a review and application to shallow water reef building corals. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology* 5(1): 57–74.
- Grigg, R.W. (1993). Precious coral fisheries of Hawaii and the U.S. Pacific Islands. *Marine Fisheries Review* 55: 50–60.
- Grigg, R.W. (2007). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Harmelin, J. (2006). Est-ce que la coralliculture est envisageable? In : *Colloque Méditerranéen sur le Corail Rouge*. Tabarka (Tunisia) 2006 UNEP-Rac/Spa.
- Iwasaki, N. and Suzuki, T. (2008). [Biology of precious corals.] In: N. Iwasaki (Ed.). [Biohistory of Precious Coral.] Kanagawa: Tokai University Press. (In Japanese.)
- Jabin, P.E., Lemesle, V. and Aurelle, D. (2008). A continuous size-structured red coral growth model. *Mathematical models and methods in applied sciences* 18(11): 1927–1944.
- Jebali, I. (2006). Methodologie d'âgeage du corail rouge. In : *Colloque Méditerranéen sur le Corail Rouge*. Tabarka (Tunisia) 2006 UNEP-Rac/Spa.
- Kishinouye, K. (1903). Preliminary note on the Coralliidae of Japan. *Zoologische Anzeiger* 26 (705): 623–626.

- Krūžić, P. and Popijač, A. (2009). Populations structure of red coral (*Corallium rubrum* Linnaeus, 1758) in the area of the Dugi Otok island (eastern Adriatic Sea). In: Pergent-Martini C. and Brichet, M. (Eds). *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions* (Tabarka, 15–16 January 2009). RAC/SPA, Tunis.
- Labarraque, D., Tricart, S. and Guillaume, M. (2000). *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758) Corail rouge. <http://www.mnhn.fr/mnhn/bimm/protection/fr/Especies/Fiches/Coralliumrubrum.html>. Viewed 10 February 2007.
- Linares, C., Coma, R., Garrabou, J., Bianchimani, O., Drap, P., Serrano, E. and Zabala, M. (2009). Contribution to the conservation of coralligenous communities through studies on population ecology of Mediterranean gorgonians. In: C. Pergent-Martini and M. Brichet (Eds). *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions* (Tabarka, 15–16 January 2009). RAC/SPA, Tunis. Pp. 107–112
- Liverino, B. (1983). *Il Corallo – esperienze e ricordi di un corallaro*. Banca di credito popolare Torre del Greco. Li Causi Editore. Torre del Greco, Italy.
- Marschal, C., Garrabou, J., Harmelin, J.G. and Pichon, M. (2004). A new method for measuring growth and age in precious red coral *Corallium rubrum* (L.). *Coral Reefs* 23: 423-432.
- Mokhtar-Jamaï, K., Ledoux, J.-B., Garrabou, J., Feral, J.-P. and Aurelle, D. (2009). Interest and application of genetic markers for the study and conservation of Mediterranean sessile invertebrates. Pp. 113-117 in C. Pergent-Martini and M. Brichet (Eds) *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions* (Tabarka, 15-16 January 2009). RAC/SPA, Tunis.
- Nonaka, M., Muzik, K. and Uchida, S. (2006). Capture, study and display of precious corals. *Proceedings of the 10th international Coral Reef Symposium*. Pp. 1821–1831.
- Parrish, F.A. (2007). Density and habitat of three deep-sea corals in the lower Hawaiian chain. In: George, R.Y. and Cairns, S.D. (Eds). *Conservation and adaptive management of seamount and deep-sea coral ecosystems*. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami. Pp.185–194.
- Parrish, F.A., Abernathy, K., Marshall, G.J. and Buhleier, B.M. (2002). Hawaiian Monk Seals (*Monachus schauinslandi*) foraging in deep-water coral beds. *Marine Mammal Science* 18: 244–258.
- Parrish, F.A. and Baco, A.R. (2007). State of deep coral ecosystems in the US Pacific Islands Region: Hawaii and the US Pacific territories. In: Lumsden, S.E., Hourigan, T.F., Bruckner, A.W. and Dorr, G. (Eds). *The state of deep coral ecosystems of the United States*. NOAA Technical Memorandum CRCP-3 Silver Spring, MD, USA. 365 p.
- Parrish, F.A., Grigg, R.W., DeMello, J.K. and Montgomery, A.D. (2009). The status of *Corallium* spp. in Hawaii and the US Pacific: population status, trends and threats, fisheries, trade, management, enforcement and conservation. In: Bruckner, A.W. and Roberts, G.G. (Eds.). *Proceedings of the First International Workshop on Corallium Science, Management, and Trade*. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD. Pp. 87–107. 153 pp.
- Pasternak, F.A. (1981). [Alcyonacea and Gorgonacea.] In: Kuznetsov, A.P. and Mironov, A.N. [Eds.]. [*Benthos of the submarine mountains Marcus-Necker and adjacent Pacific regions.*] Moscow: Akademiya Nauk. Pp. 40–55, illustr. (In Russian.)
- Pedersen, M.C. (2007). More on dyed coral. *Gems and Gemology* Summer 2007: 96.
- Pedoni, C., Follesa, M.C., Cannas, R., Matta, G., Pesci, P. and Cau, A. (2009). Preliminary data on red coral (*Corallium rubrum*) population of Sardinian Sea (Western Mediterranean). In: Pergent-Martini, C. and Brichet, M. (Eds). *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions* (Tabarka, 15–16 January 2009), RAC/SPA, Tunis. Pp. 230–232.
- Salomidi, M., Smith, C., Katsanevakis, S., Panayotidis, P. and Papathanassiou, V. (2009). Some observations on the structure and distribution of gorgonian assemblages in the eastern Mediterranean Sea. In Pergent-Martini, C. and Brichet, M. (Eds). *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions* (Tabarka, 15–16 January 2009). RAC/SPA, Tunis. Pp. 242–245.
- Santangelo, G., Abbiati, M., Giannini, F. and Cicogna, F. (1993). Red coral fishing trends in the western Mediterranean Sea during the period 1981–1991. *Scientia Marina* 57: 139–143.
- Santangelo, G., Iannelli, M., Bramanti, L. and Vielmini, I. (2009a). An important component of the coralligenous assemblages: the precious Mediterranean red coral. Some focal points for the study of population dynamics. In: Pergent-Martini, C. and Brichet, M. (Eds). *Proceedings of the 1st Mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions* (Tabarka, 15–16 January 2009). RAC/SPA, Tunis. Pp. 130–136
- Santangelo, G., Bramanti, L., Vielmini, I. and Iannelli, M. (2009b). What we have learned about red coral and what we need to learn for its rational management. In: Bruckner, A.W. and Roberts, G.G. (Eds.). *Proceedings of the First International Workshop on Corallium Science, Management, and Trade*. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD. Pp. 71–86. 153 pp.
- Smith, C.P., McClure, S.F., Eaton-Magana, S. and Kondo, D.M. (2007). Pink-to-red coral: a guide to determining origin of color. *Gems and Gemology* Spring 2007: 4–15.
- Tescione, G. (1973). *The Italians and their coral fishing*. Fausto Fiorentino, Naples, Italy.
- Thomson, J. A. and Henderson, W.D. (1906). *An account of the alcyonarians collected by the Royal Indian Marine Survey Ship Investigator in the Indian Ocean. Part 1. The alcyonarians of the deep sea*. Calcutta: The Indian Museum. Pp. I–xvi + 1–132.
- Thomson, J. A. and Mackinnon, D.L. (1910). Alcyonarians collected on the Percy Sladen Trust Expedition by Mr. J. Stanley Gardiner. Part 2, the Stolonifera, Alcyonacea, Pseudaxonia, and Stelechotokea. *Transactions of the Linnean Society of London* (2) 13 (2): 165–211, pls 6–14.

- Tsounis, G., Rossi, S., Gili, J.-M. and Arntz, W.E. (2006). Population structure of an exploited benthic cnidarian: the case study of red coral (*Corallium rubrum* L.). *Marine Biology* 149: 1059–1070.
- Tsounis, G., Rossi, S. and Gili, J.-M. (2009). Fishery management of the Mediterranean Red Coral: a call for a paradigm shift. In: Bruckner, A.W. and Roberts, G.G. (Eds.). *Proceedings of the First International Workshop on Corallium Science, Management, and Trade*. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD. Pp. 123–143. 153 pp.
- Tsounis, G., Rossi, S., Grigg, R.W., Santangelo, G., Bramanti, L. and Gili, J.-M. (in press). The exploitation and conservation of precious corals. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 48.
- WWF Mediterranean Programme Office (2005). Marine and coastal resources assessment of the eastern region of Libya. Background study for the preparation of a conservation plan.

CdP15 Prop. 22 Inclusión de *Operculicarya decaryi* en el Apéndice II.

- Rakouth, B., Ravaomanalina, H. and Rakotonavalona, A. (2006). Etude biogéographique et bioécologique de quelques espèces menacées dans le Sud de Madagascar dans le cadre de la CITES pour l'année 2005. Rapport final. Conservation International Madagascar.
- Randrianosolo, A. and Lowry, P.P. (2006). *Operculicarya* (Anacardiaceae) revisited: an updated taxonomic treatment for Madagascar and the Comoro Islands, with descriptions of two new species. *Adansonia*, 28 (2): 359–371.

CdP15 Prop. 23 Inclusión de *Operculicarya hyphaenoides* en el Apéndice II.

- Rakouth, B., Ravaomanalina, H. and Rakotonavalona, A. (2006). Etude biogéographique et bioécologique de quelques espèces menacées dans le Sud de Madagascar dans le cadre de la CITES pour l'année 2005. Rapport final. Conservation International Madagascar.
- Randrianosolo, A. and Lowry, P.P. (2006). *Operculicarya* (Anacardiaceae) revisited: an updated taxonomic treatment for Madagascar and the Comoro Islands, with descriptions of two new species. *Adansonia*, 28 (2): 359–371.
- <http://www.bihmann.com/caudiciforms/SUBS/ope-hyp-sub.asp> Viewed 16 December 2009.

CdP15 Prop. 24 Inclusión de *Operculicarya pachypus* en el Apéndice II.

- Rakouth, B., Ravaomanalina, H. and Rakotonavalona, A. (2006). Etude biogéographique et bioécologique de quelques espèces menacées dans le Sud de Madagascar dans le cadre de la CITES pour l'année 2005. Rapport final. Conservation International Madagascar.
- Randrianosolo, A. and Lowry, P. P. (2006). *Operculicarya* (Anacardiaceae) revisited: an updated taxonomic treatment for Madagascar and the Comoro Islands, with descriptions of two new species. *Adansonia* 28 (2): 359–371.
- <http://www.desert-tropicals.com/> Viewed December 16 2009

CdP15 Prop. 25 Enmienda de la anotación a Cactaceae spp. y todos los taxa con la anotación #1.

- CITES trade database (2010). <http://www.unep-wcmc.org/citestrade>. Viewed 4 January 2010
- Mizrahi, Y., Nerd, A. and Sitrit, Y. (2002). New fruits for arid climates. In: J. Janick and A. Whipkey (Eds.). *Trends in New Crops and New Uses*. ASHS Press, Alexandria, VA. Pp. 378–384.
- Pimienta-Barrios, E. and Nobel, P.S. (1994). Pitaya (*Stenocereus* spp., Cactaceae): An Ancient and Modern Fruit Crop of Mexico. *Economic Botany* 48(1): 76–83.

Schneider, E. (2009). Trade survey study on succulent *Euphorbia* species protected by CITES and used as cosmetic, food and medicine, with special focus on Candelilla wax . Document PC18 Inf. 6. www.cites.org. Viewed 11 January 2010.

CdP15 Prop. 26 Inclusión de *Zygosicyos pubescens* en el Apéndice II.

Bihrmann, (undated). <http://www.bihrmann.com/caudiciforms/subs/xer-pub-sub.asp>

Rowley, G. (2002). *Zygosicyos pubescens* (Cucurbitaceae), reclassified and renamed. *Cactus and Succulent Journal* 74(6): 273.

Rauh, W. (1996). Observations complémentaires sur *Xerosicyos pubescens* (Cucurbitaceae) de Madagascar *Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle* , Paris, 4e sér., 18, Section B, n° 1-2:161–166

CdP15 Prop. 27 Inclusión de *Zygosicyos tripartus* en el Apéndice II.

Bihrmann (undated). <http://www.bihrmann.com/caudiciforms/subs/zyg-tri-sub.asp>

GBIF (2010). Locality data for *Zygosicyos tripartus*. <http://data.gbif.org/species/>. Viewed 1 January 2010.

CdP15 Prop. 28 Supresión de *Euphorbia misera* del Apéndice II.

California Department of Fish and Game, Natural Diversity Database. (2009). Special Vascular Plants, Bryophytes, and Lichens List.

Quarterly publication. 71 pp.

CITES. Eighteenth meeting of the Plants Committee, 17–21 March. (2009). <http://www.cites.org/eng/com/PC/18/E-PC18-16-01-02.pdf>. Viewed 16 December 2009.

<http://www.cnplx.info/nplx/species?taxon=Euphorbia+misera>. Viewed 16 December 2009. (Nursery and seed sources: though currently no specimens available for sale and one simply provides guide on plant requirements).

Felger, R.S. (2000). *Flora of the Gran Desierto and Río Colorado of Northwestern Mexico*. University of Arizona Press, Tucson.

Turner, R.M., Bowers, J.E. and Burgess, T.L. (1995). *Sonoran Desert Plants: An Ecological Atlas*. University of Arizona Press, Tucson.

CdP15 Prop. 29 Inclusión de *Aniba rosaeodora* (palo de rosa) en el Apéndice II con la anotación #11 “Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada y aceite esencial”.

Alencar, J. and Fernandes, N.P. (1978). Desenvolvimento de árvores nativas em ensaios de espécies. 1. Pau-rosa (*Aniba duckei* Kostermans). *Acta Amazônica*, 8:523–541.

Anon. (2003). Basil perfume could save pau-rosa wood. *Non-Wood News* 10. FAO Forest Products Service newsletter.

http://www.fao.org/docrep/005/y4640e/y4640e02.htm#P919_1309279 Viewed 10 November 2009.

Anon. (2007). *Cedrella odorata* CoP14 Proposal 33 . Fourteenth meeting of the Conference of the Parties, The Hague (Netherlands), 3–15 June 2007.

<http://www.cites.org/eng/cop/14/prop/E14-P33.pdf> Viewed 19 December 2009.

Anon. (2009). Lush handmade cosmetics <http://www.lush.co.uk> Viewed 15 November 2009.

Anti-aging Choices. (2009). Common adulterations of essential oils. http://antiagingchoices.com/Aromatherapy/about_ aromatherapy/quality_eo.htm Viewed 14 November 2009.

Aroma Medical (undated). Rosewood oil. Why you do not need it. Why you should not use it. <http://www.aromamedical.com/articles/rosewood.htm> Viewed 8 November 2009.

Aroma-pure rosewood advertisement. <http://www.aroma-pure.com> Viewed 21 November 2009.

Barata, L.E.S. (2005). “Award” Professor Samuel Benchimol Project Summary. Research & Development of the Essential Oil from Leaves Rosewood. <http://www.unicamp.br> Viewed 8 November 2009.

Barata, L.E.S. (2007). The rosewood dilemma and possible solution. Amazon scents: replacing rosewood in perfumery Part II. *Perfumer & Flavorist*.

<http://www.perfumerflavorist.com/fragrance/rawmaterials/natural/6845957.html> Viewed 18 November 2009.

- Barata, L.E.S (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, 19 November 2009.
- Botanic Gardens Conservation International. (2009). Plant Search Database. http://www.bgci.org/plant_search.php?action=Find&ftrGenus=aniba&ftrRedList=&ftrSpecies=rosaeodora&ftrRedList1997=&ftrEpithet=&ftrCWR=&x=48&y=19#results Viewed 18 December 2009.
- Burfield, T. (2003). Unethical use of rare and threatened plant and animal products in the aroma industry. *Endangered Species Update* May/June 20(3):97–106. <http://www.users.globalnet.co.uk/~nodice/new/magazine/products/products.htm> Viewed 8 November 2009.
- Burfield, T. (2004). Rosewood sustainability: Review of May, P.H. And Barata, L.E.S. "Rosewood exploitation in the Brazilian Amazon" (2004). <http://www.cropwatch.org/cropwatch6.htm> Viewed 8 November 2009.
- Burfield, T. (2009). Updated list of threatened aromatic plants used in the aroma & cosmetic industries. v1.13 Oct. 2009. *Cropwatch*. <http://www.leffingwell.com/Threatened%20Aromatic%20Species%20v1.13.pdf> Viewed 8 November 2009.
- Cárdenas, D. *et al.* (2006). Aniba rosaeodora Ducke. <http://www.siac.net.co/sib/catalogoespecies/especie.do?idBuscar=257&method=displayAAT>
- Cavaliere, C. (2007). Brazilian women promote sustainable harvesting of endangered rosewoods. *HerbalGram* 73:56. <http://answers.yahoo.com/question/index?qid=20081020034233AA2Eu2e> Viewed 8 November 2009.
- Chemical Industry Purchasing News (ICIS). (2009). International list of rosewood oil suppliers. [http://www.icis.com/Search/ProductNumber/116720/WorldWide/Rosewood+Oil+\(8015+77+8\).htm](http://www.icis.com/Search/ProductNumber/116720/WorldWide/Rosewood+Oil+(8015+77+8).htm) Viewed 21 November 2009.
- CITES Secretariat. (2009). Proposals to amend Appendix I and II. Provisional assessments by the Secretariat. Notification No. 2009/051. 14 December 2009. <http://www.cites.org/eng/notif/2009/E051.pdf> Viewed 19 December 2009.
- Coppen, J.J.W. (1995). Flavours and fragrances of plant origin. FAO Forest Department. *Non-Wood Forest Products* 1:29–36. <http://www.fao.org/docrep/V5350e/V5350e06.htm> Viewed 8 November 2009.
- Ereno, D. (2005). Rosewood perfume no. 5 Brazil. Pesquisa FAPESP, May 2005. <http://revistapesquisa.fapesp.br/?art=1478&bd=1&pg=1&lg=en> Viewed 8 November 2009.
- Falsetto, S. (2008). The use of the Amazon rosewood tree. *Plant Ecology*. 17 November 2008.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2007). FAO Forestry Country Profile: Forestry Legislation. <http://www.fao.org/forestry/30816/en/sur/> Viewed 19 December 2009.
- Freyre H.V. (2003) Plantas de Importancia Económica y Ecológica en el Jardín Botánico-Arboretum El Huayo, Iquitos, Peru. *Folia Amazónica* 14(1)–2003. Pp159–169.
- Fundación Gaia Amazonas (2009). Colombia's Forestry Law: seeing timber not trees. http://www.coama.org.co/english/noticias_detalle.php?llave=16 Viewed 19 December 2009.
- Green, C.L. (1992) Internal report for the Overseas Development Administration. The Natural Resources Institute, UK.
- Holistic Living. (2009). Rosewood advertisement. <http://www.holisticliving.co.uk/aromatherapy/essentialoils4.html> Viewed 21 November 2009.
- IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio-Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). (1992). Portaria No. 037/92-N: lista oficial de espécies de flora brasileira ameaçadas de extinção. Brasília, Brazil.
- IBAMA. (1997). Termo de ajuste e compromisso para ordenamento da exploração e reposição do pau-rosa (*Aniba roseadora* Ducke). Manaus, Brazil.
- IBAMA. (1998). Portaria No. 01/98. Brasília, Brazil.
- ITTO (International Tropical Timber Organization) (2005). *Status of Tropical Forest Management*. <http://www.itto.int/en/sfm/> Viewed 19 December 2009.
- Leite, A.M.C.; Sampaio, P.T.B.; Barbosa, A.P.; Quisen, R.C. (1999). *Diretrizes para o resgate e conservação da variabilidade genética de espécies Amazônicas I—Pau-rosa*. Documento 6, Embrapa Amazônia Ocidental, Manaus, Brazil. 43pp. not seen
- Loureiro, A.A.; Silva, M.F.; Alencar, J.C. (1979). *Essências madeireiras da Amazônia*. Vol. 2. INPA-SUFRAMA, Manaus, AM. 245pp Not seen
- Maia, N.B., Bovi, O.A., Perecin, M.B., Marques, M.O.M., Granja, N.P., and Trujillo, A.L. (2004). New crops with potential to produce essential oil with high linalool content helping to preserve rosewood—an endangered Amazon species. *Acta Horticulturae* 629:XXVI International Horticultural Congress: The Future for Medicinal and Aromatic Plants.
- May, P.H. and Barata, L.E.S. (2004). Rosewood exploitation in the Brazilian Amazon: options for sustainable production. *Economic Botany* 58(2):257–265.
- Maya Ethnobotanicals. (2009). Rosewood oil advertisement. <http://www.maya-ethnobotanicals.com> Viewed 21 November 2009.
- Mitja, D., and Lescure, J.P. (1996). Du bois pour du parfum: le bois de rose doit-il disparaître? Pp93–102 in L. Empeaire, ed., *Le forêt en jeu l'extrativisme en Amazonie Centrale*. UNESCO/STOM, Paris, France.
- Natural Touch Aromatherapy. (2009). Rosewood advertisement. <http://www.naturaltoucharomatherapy.com/index.php?cPath=73> Viewed 21 November 2009.
- Osava, M. (1998). Perfume makers accused of pirating Amazon resources. *Albion Monitor*, 20 September 1998 <http://www.albionmonitor.com/9809b/copyright/perfumepiracy.html> Viewed 16 November 2009.
- Putzel, L. (2009). Upside-down: Global forestry politics reverses directions of ownership in Peru-China timber commodity chains. XIII World Forestry Congress, Buenos Aires, Argentina, 18–23 October 2009. <http://www.cfm2009.org/es/programapost/resumenes/uploads/upsidedownstatestateFD.pdf> Viewed 19 December 2009.

- Sampaio, P.T.B., Ferraz, T.D.K. and Camargo J.L.C. (2003). Manual de sementes da Amazônia. Disponível em: ftp://ftp.inpa.gov.br/pub/documentos/sementes/manuais/fasciculo3_aniba.pdf Viewed 15 November 2009.
- Santos, R.P., da Silva Ângelo, P.C., Sampaio, P.T.B., Quisen, R.C., Leite, A.M.C., Lopes de Oliveira, C. (2008) Geographic pattern of genetic diversity in natural populations of Rosewood (*Aniba rosaeodora*), in the Central Amazonia. *Acta Amazonica* 38:459–466.
- Shawe, K. (2002). Conservation and aromatherapy—is there a problem? <http://www.users.globalnet.co.uk/~nodice/new/magazine/shawe/shaw.htm> Viewed 15 November 2009.
- Twenga. (2009). Rosewood advertisement. <http://www.twenga.co.uk/dir-Health-Beauty,Aromatherapy,Rosewood-essential-oil> Viewed 21 November 2009.
- Van Andel, T., Banki, O. and MacKinven, A. (2002). An inventory of the commercial non-timber forest products in the Guiana Shield. Draft report 29 March 2002. NC-IUCN. www.guianashield.org/joomla/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=145&Itemid=54&lang=e Viewed 8 December 2009.
- Van der Werff, H. (2009). CoP15 *Aniba proposal review* to UK CITES Authority for Plants, Royal Botanic Gardens, Kew.
- Varty, N. (1996) Data collection forms for Brazilian Atlantic forest species.
- Varty, N. (1998). *Aniba rosaeodora* in IUCN (2009). *IUCN Red List of Threatened Species* Version 2009.2. <http://www.iucnredlist.org> Viewed 21 November 2009.
- Wildwood, C. (2002). Spotlight on the trade in wild plants. 28 November 2002. <http://www.users.globalnet.co.uk/~nodice/new/magazine/cwood/cwrevision.htm> Viewed 10 November 2009.
- Zellner, D'A, B., Presti, M.L., Barata, L.E.S., Dugo, P., Dugo, G. and Mondello, L. (2006). Evaluation of leaf-derived extracts as an environmentally sustainable source of essential oils by using gas chromatography-mass spectrometry and enantioselective gas chromatography-olfactometry. *Analytical Chemistry* 78(3):883–890. <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/ac051337s> Viewed 15 November 2009.

CdP15 Prop. 30 Inclusión de *Senna meridionalis* en el Apéndice II.

- Du Puy, D.J. (1995). *New Combinations in Senna Miller and Chamaecrista Moench (Leguminosae: Caesalpinioideae) from Madagascar*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Du Puy, D.J. (Ed.) (2002). *The Leguminosae of Madagascar*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- McGough, N. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
- Bihrmann, n.d.. <http://www.bihrmann.com/caudiciforms/subs/sen-mer-sub.asp> Viewed 16 December 2009.

CdP15 Prop. 31 Enmienda de la anotación a las Orchidaceae incluidas en el Apéndice I.

CdP15 Prop. 32 Inclusión de las semillas de *Beccariophoenix madagascariensis* en el Apéndice II.

- Dransfield, J. (2010). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC analyses team, Cambridge.
- Dransfield, J. and Beentje, H. (1995). *The Palms of Madagascar*. RBG Kew and International Palm Society. Xii + 475 pp.

CdP15 Prop. 33 Inclusión de las semillas de *Dypsis decaryi* en el Apéndice II.

- Ratsirarson, J., Silander Jr, J.A. and Richard, A.F. (1995). Conservation and management of a threatened Madagascar palm species *Neodypsis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology* 10 (1): 40–52.
- Dransfield, J. and Beentje, H. (1995). *The Palms of Madagascar*. RBG Kew and International Palm Society. Xii + 475 pp.

CdP15 Prop. 34 Inclusión de *Adenia firingalavensis* en el Apéndice II.

Eggl, E. (2002). Illustrated Handbook of Succulent Plants: Dicotyledons. Springer, Berlin, Germany.
Hearn, D.J. (2009). *Adenia* (Passifloraceae) and its adaptive radiation: phylogeny and growth form diversification. *Systematic Botany* 31: 805–821.
<http://www.bihrmann.com/caudiciforms/subs/ade-fir-sub.asp> Viewed December 16 2009
http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=12&taxon_id=100532 Viewed December 16 2009

CoP15 Prop. 35 Inclusion of *Adenia olaboensis* in Appendix II

Eggl, E. (2002). Illustrated Handbook of Succulent Plants: Dicotyledons. Springer, Berlin, Germany.
Hearn, D.J. (2004). *Adenia* (Passifloraceae) and its adaptive radiation: phylogeny and growth form diversification. *Systematic Botany* 31: 805–821.
Hearn, D.J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
<http://www.bihrmann.com/caudiciforms/subs/ade-ola-sub.asp> Viewed December 16, 2009
http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=12&taxon_id=100532 Viewed December 16, 2009
http://www.madagaskar.com/pagina_06/catalogue_part5.html Viewed December 16, 2009

CdP15 Prop. 36 Inclusión de *Adenia subsessifolia* en el Apéndice II.

Hearn, D.J. (2004). *Adenia* (Passifloraceae) and Its adaptive radiation: phylogeny and growth form diversification. *Systematic Botany* 31: 805–821.
Hearn, D.J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge, UK.
http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=12&taxon_id=100532 Viewed December 16 2009
http://www.plantemania.com/page26/files/stock_220808.htm Viewed December 16 2009
<http://www.cactusplaza.com/adenia-subsessilifolia-seeds-p-22624.html> Viewed December 16 2009

CdP15 Prop. 37 Supresión de *Orothamnus zeyheri* del Apéndice II.

Boucher, C. (1997). *In litt.* to IUCN Species Survival Commission, Cambridge, UK.
Brits, G. (1997). pers. comm. to J. Chan, TRAFFIC East/Southern Africa-South Africa, Johannesburg, South Africa.
Foden, W. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK. November 2009.
Hilton-Taylor, C. (1996). *Red Data List of Southern African Plants*. Strelitzia 4. National Botanical Institute, Pretoria, South Africa.
Hilton-Taylor, C. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK. November and December 2009.
Newton, D. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK. December 2009.
Raimondo, D., Von Staden, L., Foden, W., Victor, J.E., Helme, N.A., Turner, R.C., Kamundi, D.A., Manyama, P.A. (Eds.). (In press). *Red List of South African Plants*. Strelitzia. South African National Biodiversity Institute, Pretoria, South Africa.
Rebelo, A.G., Helme, N., Holmes, P.M., Forshaw, C.N., von Staden, L., Richardson, S.H., Euston-Brown, D., Foden, W., Raimondo, D., Ebrahim, I., Victor, J.E., Bomhard, B., Oliver, E.G.H, Johns, M., Van der Venter, J., van der Walt, R., Von Witt, C., Low, A.B., Paterson Jones, C., Rourke, J.P., Hitchcock, A., Schutte-Vlok, A., Potter, L., Vlok, J. and Pillay, D. (In prep.). *African Proteaceae Red Data List*.

CdP15 Prop. 38 Supresión de *Protea odorata* del Apéndice II.

- Botanical Society of South Africa (2009). *2009 Kirstenbosch seed catalogue*. <http://www.sanbi.org/products/seedcatalogue2009.pdf>. Viewed 8 November 2009.
- Brits, G. (1997). Pers. comm. to J. Chan, TRAFFIC East/Southern Africa-South Africa, Johannesburg, South Africa.
- Cowell, C. (2006) Plant story. *Protea odorata*. Millennium Seed Bank Project, Kew. http://www.kew.org/msbp/plantstories/Protea_odorata.htm. Viewed 1 November 2009.
- Cowell, C. (2007) Contributing to Target 8: The use of seed bank collections from threatened species for habitat restoration in South Africa. *Samara* 13:9. http://www.kew.org/msbp/scitech/publications/samara/samara13_english.pdf Viewed 1 November 2009.
- Foden, W.(2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK. 18 November 2009.
- Hilton-Taylor, C. (1996). *Red Data List of Southern African Plants*. Strelitzia 4. National Botanical Institute, Pretoria, South Africa.
- Hilton-Taylor, C. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK, November and December 2009.
- Newton, D. (2009) *in litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses team, Cambridge, UK. December 2009.
- Raimondo, D., Von Staden, L., Foden, W., Victor, J.E., Helme, N.A., Turner, R.C., Kamundi, D.A., Manyama, P.A. (Eds.) (In press). *Red List of South African Plants*. Strelitzia. South African National Biodiversity Institute, Pretoria, South Africa.
- Rebelo, A.G., Helme, N., Holmes, P.M., Forshaw, C.N., von Staden, L., Richardson, S.H., Euston-Brown, D., Foden, W., Raimondo, D., Ebrahim, I., Victor, J.E., Bomhard, B., Oliver, E.G.H, Johns, M., Van der Venter, J., van der Walt, R., Von Witt, C., Low, A.B., Paterson Jones, C., Rourke, J.P., Hitchcock, A., Schutte-Vlok, A., Potter, L., Vlok, J. and Pillay, D. (In prep.). African Proteaceae Red Data List.
- Simpson, M. (1997). Pers. comm. to J. Chan, TRAFFIC East/Southern Africa-South Africa, Johannesburg, South Africa.

CdP15 Prop. 39 Inclusión de *Cyphostemma elephantopus* en el Apéndice II.

- Corman, P. (2008). <http://www.cactuspro.com/encyclo/Cyphostemma/elephantopus>. Viewed 4 January 2009.
- <http://www.desert-tropicals.com/index.html> Viewed January 4 2010
- Rakouth, B., Ravaomanalina. H. and Rakotonavalona, A. (2006). Etude biogéographique et bioécologique de quelques espèces menacées dans le Sud de Madagascar dans le cadre de la CITES pour l'année 2005. Rapport final. Conservation International Madagascar

CdP15 Prop. 40 Inclusión de *Cyphostemma laza* en el Apéndice II.

- Anon. (undated). <http://www.travel2mada.com/national-park/andohahela-national-park.xhtml>. Viewed January 4 2010
- Anon. (2009), www.madacamp.com. Viewed January 4 2010.
- Corman, D (2008). <http://www.cactuspro.com/encyclo/Cyphostemma/laza> Viewed January 4 2010
- Rakouth, B., Ravaomanalina. H. and Rakotonavalona, A. (2006). Etude biogéographique et bioécologique de quelques espèces menacées dans le Sud de Madagascar dans le cadre de la CITES pour l'année 2005. Rapport final. Conservation International Madagascar.

CdP15 Prop. 41 Inclusión de *Cyphostemma montagnacii* en el Apéndice II.

- Rakouth, B., Ravaomanalina. H. and Rakotonavalona, A. (2006). Etude biogéographique et bioécologique de quelques espèces menacées dans le Sud de Madagascar dans le cadre de la CITES pour l'année 2005. Rapport final. Conservation International Madagascar.
- www.madagaskar.com Viewed January 4 2010
- www.desert-tropicals.com Viewed January 4 2010

CdP15 Prop. 42 Inclusión de *Bulnesia sarmientoi* (palo santo) en el Apéndice II con la anotación #11 “Designa trozas, madera aserrada, láminas de chapa de madera, madera contrachapada, polvo y extractos”.

- Adámoli, J. (2009). *In litt.* to IUCN/ TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.
- Brient, T. (2006). The sustainability of commercial woodcraft production in mison chaqueña, Argentina: A preliminary assessment, MSc Thesis, The University of Montana.
- Caldwell, J. (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge
- Catterson, T.M. and Fragano, F.V. (2004). Tropical Forestry and Biodiversity Conservation in Paraguay: Final Report of a Section 118/119 Assessment EPIQ II Task Order No.1. USAID, Asunción, Paraguay.
- FRA (2005). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005–Argentina Informe Nacional, FAO, Rome. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/aj039S/aj039S00.pdf>
- Fundacion Biodiversidad, (2009). Presentation to 24th Animals Committee 2009.
- Giménez, A.M., Patricia Hernández, P, Gerez, R and Norfol A. Ríos, N.A. (2007). Diversidad vegetal en siete unidades demostrativas del Chaco semiárido argentine. *Madera y Bosques* 13:61–78.
- Mereles, F., (2006). Status of the genus *Bulnesia* spp. with a view to its inclusion in CITES Appendix II. PC16 Doc. 21.2 (Rev. 1).
- Mereles and Perez de Mola (undated). *Bulnesia sarmientoi* Lorentz ex Griseb., (Zygophyllaceae): estudio de base para su inclusión en el Apéndice II de la Convención CITES. WWF, Paraguay.
- Mereles, 2009. *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.
- Meneses, R.I. and Beck, S. (2005). Especies Amenazadas de la Flora de Bolivia. http://www.fundacionpuma.org/fpuma/admin/FotosWeb/File/Lista_flora_amenazada_Bolivia_2005.pdf
- Richter, H.G. and Dallwitz, M.J. (2000 onwards). *Commercial timbers: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval*. Version: 4th May 2000. <http://biodiversity.uno.edu/delta/>. Viewed 4 November.
- Robbins, S.R.J. and Matthews, W.S.A (1974). Minor forest products—their total value is of a major order. *Unasylva* 26. <http://www.fao.org/DOCREP/F1360E/f1360e02.htm>
- UK CITES Scientific Authority for plants (2009). *In litt.* to IUCN/TRAFFIC Analyses Team, Cambridge.
- World Conservation Monitoring Centre (1998). *Bulnesia sarmientoi*. In: IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.2. <www.iucnredlist.org>. Viewed 11 January 2010.
- Zak, M.R., Cabido, M., Hodgson, J.G. (2004) Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589–598.

ANNEXOS:

**ANNEX 1. Criterios Biológicos Del Apéndice I Y El Apéndice II
(*Resolution Conf. 9.24 (Rev CoP 14)*)**

**ANNEX 2.1. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN:
versión 2.3 (IUCN, 1994)**

**ANNEX 2.2. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN:
versión 3.1 (IUCN, 2001)**

ANEXO 1. CRITERIOS BIOLÓGICOS DEL APÉNDICE I Y EL APÉNDICE II (Resolución Conf. 9.24 (Rev CoP14))

Nota: Las cifras presentadas a continuación constituyen orientaciones y no umbrales (véase el Anexo 5 de la Resolución Conf. 9.24 (Rev CoP 14))

CRITERIOS PARA LA INCLUSIÓN DE ESPECIES EN EL APÉNDICE I – Uso de al menos uno de los criterios

A, B o C para especies que están afectadas o pueden verse afectadas por el comercio.

A. Población silvestre pequeña

El número de individuos es pequeño y presenta al menos una de las características siguientes:

<5.000

- i) disminución en el número de individuos o la superficie y la calidad del hábitat
- ii) cada una de las subpoblaciones es muy pequeña
- iii) los individuos están concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida
- iv) grandes fluctuaciones a corto plazo del tamaño de la población
- v) una alta vulnerabilidad a factores intrínsecos o extrínsecos

20% o más en los últimos 5 años o 2 generaciones
<500

B. Área de distribución restringida

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

- i) está fragmentada o se encuentra en muy pocos lugares
- ii) una fluctuación importante en el área de distribución o el número de subpoblaciones
- iii) una alta vulnerabilidad a factores intrínsecos o extrínsecos
- iv) una disminución (comprobada, deducida o prevista) en alguno de los aspectos siguientes:
 - el área de distribución
 - la superficie del hábitat
 - el número de subpoblaciones
 - el número de individuos
 - la calidad del hábitat
 - el reclutamiento

C. Disminución de la población silvestre

Una disminución acentuada del número de individuos en el medio silvestre, que se haya bien sea:

una disminución histórica a un 5-30% (un 5-20% en especies acuáticas objeto de explotación comercial) del valor de referencia; una tasa de disminución reciente de 50% o más en los últimos 10 años o 3 generaciones

- i) observado que existe en la actualidad o ha existido en el pasado, o
- ii) deducido o previsto, atendiendo a alguno de los aspectos siguientes:
 - una disminución de la superficie del hábitat
 - una disminución de la calidad del hábitat
 - los niveles o los patrones de explotación
 - una alta vulnerabilidad a factores intrínsecos o extrínsecos
 - una disminución del reclutamiento

CRITERIOS PARA LA INCLUSIÓN DE ESPECIES EN EL APÉNDICE II

Con arreglo al párrafo 2(a) del Artículo II

Una especie debería incluirse en el Apéndice II cuando cumpla al menos uno de los siguientes criterios:

- A. Necesidad de reglamentar el comercio de la especie para evitar que reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo.
- B. Necesidad de reglamentar el comercio para evitar que la recolección de especímenes del medio silvestre reduzca la población a un nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la recolección continuada u otros factores.

De conformidad con el párrafo 2(b) del Artículo II

Una especie debería incluirse en el Apéndice II si cumple uno de los criterios siguientes:

- A. Los especímenes de la especie comercializada se asemejan a los de otra especie incluida en el Apéndice II o en el Apéndice I, de tal forma que es poco probable que los funcionarios encargados de la observancia puedan diferenciarlos.
- B. Existen razones apremiantes distintas de las enumeradas anteriormente en el Criterio A para garantizar que se logra un control efectivo del comercio de las especies actualmente incluidas en los Apéndices.

Anexo 2.1 Resumen de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, versión 2.3 (UICN, 1994)

Use cualquiera de los criterios A-E

| | En Peligro crítico | En Peligro | Vulnerable |
|--|---|--|---|
| A. Reduccion de la Población | | | |
| Reduccion de la poblacion es al menos | 80% en 10 años o 3 generaciones | 50% en 10 años o 3 generaciones | 20% en 10 años o 3 generaciones |
| usando ya sea 1 o 2 | | | |
| (1) una reduccion poblacional observada, estimada, inferido, o sospechada en el pasado basada en cualquiera de las siguientes: | | | |
| a) observacion directa | | | |
| b) un indice de abundancia apropiado para el taxon | | | |
| c) una declinacion en el area de ocupacion, magnitud de ocurrencia y/o calidad de habitat | | | |
| d) niveles reales o potenciales de explotacion | | | |
| e) efectos de taxones introducidos, hibridizacion, patogenos, contaminantes, competidores o parasitos | | | |
| (2) una declinacion poblacional futura proyectada o sospechada basada en b – e arriba | | | |
| B. Distribucion Pequeña y Declinacion o Fluctuacion | | | |
| Ya sea la magnitud de ocurrencia o el area de ocupacion | <100km ² <10km ² | <500km ² <500km ² | <20000km ² <2000km ² |
| y 2 de los siguientes 3: | | | |
| (1) ya sea severamente fragmentada: (subpoblacion aislada con una probabilidad reducida de recolonizacion, si es que alguna vez estuvo extinto) o se sabe que existe en # localidades | # = 1 | # ≤ 5 | # ≤ 10 |
| (2) declinacion continua observada, inferido o futura proyectada en cualquiera de lo siguiente: | cualquier tasa | cualquier tasa | cualquier tasa |
| a) magnitud de ocurrencia | | | |
| b) area de ocupacion | | | |
| c) area, magnitud y/o calidad de habitat | | | |
| d) numero de localidades o subpoblaciones | | | |
| e) numero de individuos maduros | | | |
| (3) Fluctuaciones extremas en cualquiera de lo siguiente: | > 1 orden/mag. | > 1 orden/mag. | > 1 orden/mag. |
| a) magnitud de ocurrencia | | | |
| b) area de ocupacion | | | |
| c) numero de localidades o subpoblaciones | | | |
| d) numero de individuos maduros | | | |

| | En Peligro crítico | En Peligro | Vulnerable |
|--|---|--|--|
| C. Tamaño de la Población Pequeño y Declinación Número de individuos maduros y 1 de los 2 siguientes: | <250 | <2500 | <10000 |
| (1) tasa de declinación rápida y continua al menos de | 25% en 3 años o 1 generación | 20% en 5 años o 2 generaciones | 10% en 10 años o 3 generaciones |
| (2) en declinación continua, observada, proyectada, o inferida en el número de individuos maduros y al menos una de los siguientes subcrieriosya sea a) severamenta fragmentada o b) todos los individuos en una sola subpoblación | Cualquier tasa | cualquier tasa | cualquier tasa |
| | todas subpob. ≤50 individuos maduras | todas subpob. ≤250 individuos maduras | todas subpob ≤1000 individuos maduras |
| D. Muy Pequeña o Restringida Ya sea (1) número de individuos maduros o (2) la población es susceptible | <50 (no aplicable) <100km ² o el número de | <250 (no aplicable) | <1000 el área de ocupación |
| localidades <5 | | | |
| E. Análisis Cuantitativo Indicación que la probabilidad de extinción en la naturaleza es al menos | 50% en 10 años o 3 generaciones | 20% en 20 años o 5 generaciones | 10% en 100 años |

Anexo 2.2 Resumen de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN versión 3.1 (UICN, 2001)

Use cualquiera de los criterios A-E

| | En Peligro crítico | En Peligro | Vulnerable |
|--|---------------------|----------------------|------------------------|
| A. Reducción de la Población es al menos en 10 años o 3 generaciones: | | | |
| A1 | 90% | 70% | 50% |
| A2, A3, A4 | 80% | 50% | 20% |
| (1) una reducción poblacional observada, estimada, inferido, o sospechada en el pasado en el que se puede demostrar que las causa de la disminución son claramente reversibles Y entendidas Y que han cesada; basadas (y especificando) en cualquiera de las siguientes: | | | |
| a) observación directa | | | |
| b) un índice de abundancia apropiado para el taxón | | | |
| c) una declinación en el área de ocupación, magnitud de ocurrencia y/o calidad de hábitat | | | |
| d) niveles reales o potenciales de explotación | | | |
| e) efectos de taxones introducidos, hibridización, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos | | | |
| (2) una reducción poblacional observada, estimada, inferido, o sospechada en el pasado donde la reducción, o sus causas, pueden no haber cesado, O pueden no ser entendidas, O pueden no ser reversibles; basadas (y especificando) en cualquiera de los puntos (a) a (e) bajo (1) | | | |
| (3) una reducción poblacional futura proyectada o sospechada (hasta un máximo de 100 años); basadas (y especificando) en cualquiera de los puntos b) y e) bajo (1) | | | |
| (4) una reducción poblacional observada, estimada, inferida, o sospechada (hasta un máximo de 100 años en el futuro); donde el período de tiempo debe incluir el pasado y el futuro, y la reducción o sus causas pueden no haber cesado, O pueden no ser entendidas, O pueden no ser reversibles; basadas (y especificando) en cualquiera de los puntos b) y e) bajo (1) | | | |
| B. Distribución geográfica en la forma B1 (extensión de la presencia) O B2 (área de ocupación) O ambos: | | | |
| B1 Extensión de la presencia estimada | <100km ² | <5000km ² | <20 000km ² |
| B2 Área de ocupación | <10km ² | <500km ² | <2000km ² |
| Y por lo menos 2 de los siguientes: | | | |
| (1) ya sea severamente fragmentada: (subpoblación aislada con una probabilidad reducida de recolonización, si es que alguna vez estuvo extinto) o se sabe que existe en # localidades | # = 1 | # ≤ 5 | # ≤ 10 |
| (2) declinación continua observada, inferido o futura proyectada en cualquiera de lo siguiente: | cualquier tasa | cualquier tasa | cualquier tasa |
| a) magnitud de ocurrencia | | | |
| b) área de ocupación | | | |
| c) área, magnitud y/o calidad de hábitat | | | |
| d) número de localidades o subpoblaciones | | | |
| e) número de individuos maduros | | | |
| (3) Fluctuaciones extremas en cualquiera de lo siguiente: | > 1 orden/mag. | > 1 orden/mag. | > 1 orden/mag. |
| a) magnitud de ocurrencia | | | |
| b) área de ocupación | | | |
| c) número de localidades o subpoblaciones | | | |
| d) número de individuos maduros | | | |

| | En Peligro crítico | En Peligro | Vulnerable |
|---|--------------------------------------|---------------------------------------|---|
| C. Tamaño de la Población Pequeño y Declinación | | | |
| Número de individuos maduros | <250 | <2500 | <10 000 |
| Y 1 de los 2 siguientes: | | | |
| (1) tasa de declinación estimada y continua al menos de (hasta un máximo de 100 años en el futuro) | 25% en 3 años o 1 generación | 20% en 5 años o 2 generaciones | 10% en 10 años o 3 generaciones |
| (2) en declinación continua, observada, proyectada, o inferida en el número de individuos maduros y al menos una de los siguientes subcriterios sea | Cualquier tasa | cualquier tasa | cualquier tasa |
| a) severamente fragmentada o | todas subpob. ≤50 individuos maduras | todas subpob. ≤250 individuos maduras | todas subpob ≤1000 individuos maduras |
| b) todos los individuos en una sola subpoblación | | | |
| D. Muy Pequeña o Restringida | | | |
| Ya sea | | | |
| (1) número de individuos maduros | <50 | <250 | <1000 |
| o (2) la población es muy restringida en su área de ocupación | (no aplicable) | (no aplicable) | el área de ocupación <20km ² o el número de localidades <5 |
| E. Análisis Cuantitativo | | | |
| Indicación que la probabilidad de extinción en la naturaleza es al menos | 50% en 10 años o 3 generaciones | 20% en 20 años o 5 generaciones | 10% en 100 años |

Créditos de las fotos (de izquierda a derecha):

Rana arbórea de ojos rojos *Agalychnis callidryas*: © Chris Martin Bahr / WWF-Canon

Orothamnus zeyheri: © Colin Paterson-Jones / www.naturalvisions.co.uk

Atún rojo del Atlántico *Thunnus thynnus*: © Brian J. Skerry / National Geographic Stock / WWF

TRAFFIC International is a UK Registered Charity No. 1076722

Análisis de las Propuestas de Enmienda a los Apéndices de CITES de UICN/TRAFFIC para la Decimoquinta Reunión de la Conferencia de las Partes de CITES.

www.iucn.org/about/work/programmes/species/our_work/species_trade_use/iucn_traffic_analyses_of_the_proposals/
o www.traffic.org/cop15

La UICN es una asociación mundial de estados soberanos, organismos gubernamentales y organizaciones no gubernamentales, que tiene pormisión influenciar, alentar y ayudar a las sociedades del mundo entero a conservar la integridad y la diversidad de la naturaleza, y asegurar que todo uso de los recursos naturales sea equitativo y ecológicamente sostenible. **Sitio web: www.iucn.org**

La CSE, formada por 8000 expertos, es la mayor de las seis comisiones voluntarias de la UICN y constituye la fuente más amplia a escala mundial de información sobre la conservación de las especies. La CSE asesora a la UICN y a sus miembros sobre aspectos técnicos y científicos de la conservación de las especies, y está dedicada a garantizar un futuro para la biodiversidad.

Sitio web: www.iucn.org/themes/ssc

TRAFFIC, la red para la vigilancia del comercio de especies silvestres, tiene como objetivo garantizar que el comercio de especies silvestres no suponga una amenaza para la conservación de la naturaleza. TRAFFIC es un programa conjunto de la UICN – Unión Mundial para la Naturaleza y WWF, la organización mundial para la conservación.

Sitio web: www.traffic.org

