

Conservación de los peces de la Cuenca del Plata en Argentina:

enfoques metodológicos para su evaluación y manejo

Jorge Cappato, Victoria de la Balze, Julieta Peteán y Jorge Liotta, *editores*



Conservación de los peces de la Cuenca del Plata en Argentina:

enfoques metodológicos para su evaluación y manejo

Jorge Cappato, Victoria de la Balze, Julieta Peteán y Jorge Liotta, *editores*

Esta publicación incluye contribuciones de los siguientes autores:

Claudio R.M. Baigún, Victoria de la Balze, Daniel E. Blanco, Jorge Cappato, Patricia Kandus, Jorge Liotta, Priscilla G. Minotti y Julieta Peteán.

Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales
Wetlands International - LAC

2010



© 2010 Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International.

Conservación de los peces de la Cuenca del Plata en Argentina: enfoques metodológicos para su evaluación y manejo / Jorge Cappato ... [et.al.]. - 1a ed. - Buenos Aires: Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales, 2010.
96 p.: il.; 30x21 cm.

ISBN 978-987-24710-5-7

1. Recursos Naturales. 2. Conservación de Peces. I. Jorge Cappato

CDD 333.956

Fecha de catalogación: 19/11/2010

El contenido de esta publicación puede ser reproducido libremente para fines de educación, difusión y para otros propósitos no comerciales. Un permiso previo es necesario para otras formas de reproducción. En todos los casos se debe otorgar el crédito correspondiente a la Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International.

ISBN 978-987-24710-5-7

Esta publicación puede citarse como sigue: Cappato, J., V. de la Balze, J. Peteán y J. Liotta (eds). 2010. Conservación de los peces de la Cuenca del Plata en Argentina: enfoques metodológicos para su evaluación y manejo. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.

Publicado por la Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Oficina Argentina de Wetlands International-LAC

<http://lac.wetlands.org/>

Foto de tapa: Pescadores artesanales del Chaco en el río Paraná, por Julieta Peteán/PROTEGER.

Diagramación y coordinación gráfica: Pablo Casamajor

Impreso en Talleres Gráficos Leograf S.R.L. - J. I. Rucci 408, Valentín Alsina, Pcia. de Buenos Aires, Argentina.

Impreso sobre papel obra de 90 gramos y tapas en cartulina ilustración de 300 gramos.

El material presentado en esta publicación y las designaciones geográficas empleadas no implican opinión alguna de parte de la Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International sobre la situación legal de cualquier país, territorio o área, o en relación a la delimitación de sus fronteras.



Ministerie van
Buitenlandse Zaken

Esta publicación cuenta con el apoyo económico de Wetlands International en el marco del Proyecto “**Humedales y Medios de Vida**” financiado por el Ministerio de Asuntos Exteriores de los Países Bajos (DGIS).

Prólogo

La calidad ambiental y la conservación de la biodiversidad resultan en estos tiempos materia de preocupación en algunos círculos intelectuales y también han comenzado a ocupar espacios importantes en la planificación estratégica del sector productivo. Este fenómeno, que crece en el marco de una mayor conciencia colectiva sobre la gravedad de la situación del ambiente planetario, se manifiesta también en una creciente demanda de alguna forma de certificación de los productos provenientes de la explotación de nuestros sistemas naturales. Ante la imposición de estas barreras a la colocación de nuestras exportaciones, la opción de mercados del mundo desarrollado ofrece una valiosa oportunidad para generación de empleos genuinos en tanto se adecuen las prácticas productivas.

Por otra parte, de acuerdo a lo establecido en el artículo 41 de nuestra Constitución Nacional, tanto el derecho a un ambiente sano como el desarrollo de actividades productivas compatibles con el uso racional de los recursos naturales, determinan que prácticamente todas las jurisdicciones de nuestro marco federal de gobierno hayan incorporado en su legislación, la figura de la evaluación de impacto ambiental, como práctica obligada para distinto tipo de obras públicas y privadas, con financiamiento nacional o crédito internacional.

Lamentablemente, tanto la certificación de productos como la evaluación del impacto ambiental de obras, no pasan en la mayoría de los casos, de cumplir con las formas. En muy pocas evaluaciones se promueven alternativas de menor impacto, que pueden o no representar mayores costos sin mencionar el seguimiento de los objetivos de calidad ambiental comprometidos. No tengo conocimiento de casos donde la evaluación de impacto ambiental haya tenido peso determinante para desestimar una obra que contara con el financiamiento ya otorgado. Asimismo, en la mayoría de los casos la información utilizada no implica la realización de estudios específicos ni actualizaciones de las escasas bases de datos disponibles. Otro tanto ocurre con las certificaciones de productos, que no incorporan mecanismos de control adecuados para asegurar la sustentabilidad del recurso o el tratamiento de los desechos y efluentes que generan los procesos de industrialización. En este sentido, la gestión ambiental del Río Uruguay representa un modelo alentador en lo relativo a la vigilancia de la calidad ambiental ejemplificada en la resolución de la autoridad ambiental entrerriana que ordena la recomposición ambiental de humedales degradados por emprendimientos productivos no sustentables y la promoción de nuevas áreas protegidas.

Pero la situación es aún más compleja si consideramos los efectos del cambio global sobre el comportamiento de los sistemas naturales, hecho que dificulta la realización de predicciones basadas en las escasas series históricas de datos ambientales y biológicos con que se cuenta. Muchos de nuestros ecosistemas acuáticos también experimentan cambios significativos por la expansión de especies exóticas invasoras que modifican los fondos y costas alterando la dominancia de especies en sistemas anteriormente estables.

Este panorama configura una seria amenaza para la supervivencia de muchas especies que forman parte de ecosistemas especialmente sensibles a las externalidades del sistema productivo o que son objeto de explotación intensiva no sustentable.

Esta obra presenta distintas metodologías para evaluar el estado de conservación de especies ictícolas sujetas a la presión pesquera. Sin embargo su temática excede los alcances que se han definido para este libro, dada la profundidad y el enfoque ecosistémico de los trabajos que se presentan.

Los criterios para evaluar la distribución geográfica de una especie basados en la conectividad hidrográfica, los métodos para la evaluación del estado de amenaza de peces de interés comercial, la discusión sobre criterios para la evaluación de riesgos de extinción de especies, la integración de criterios socio-económicos y biológicos para definir prioridades de conservación y otros asuntos abordados en profundidad, constituyen un aporte de singular interés para la gestión.

Como en toda obra de carácter científico, el lector puede o no compartir el enfoque metodológico o las conclusiones que presentan los autores; sin embargo no se puede ignorar la importancia de este esfuerzo colectivo y su contribución al debate profesional para atender a la urgencia de profundizar el conocimiento de las poblaciones y avanzar en la construcción de planes de manejo de las pesquerías fluviales que resulten en una efectiva conservación de la biodiversidad íctica de la cuenca del Plata.

Oscar H. Padin

Director Nacional de Ordenamiento Ambiental y
Conservación de la Biodiversidad

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación

Agradecimientos

La publicación de este libro no hubiese sido posible sin el esfuerzo y la colaboración de los especialistas que participaron del Taller “Evaluación del estado de amenaza de los peces de interés comercial de la Cuenca del Plata en Argentina. Análisis comparativo de dos metodologías”, que tuvo lugar en Buenos Aires, el 5 y 6 de agosto de 2010: Claudio Baigún, Nadia Boscarol, Darío Colautti, Lucio Danilo Demonte, Francisco Firpo Lacoste, Victoria Gobbi, Hugo López, Juan José Milillo, Priscilla Minotti, Oscar Padín, Cristina Morales, Nora Neris, María del Carmen Paradedda y Bibiana Sagrillo Gindri.

Quisiéramos hacer un reconocimiento especial a Arturo Mora, de la oficina de UICN para América del Sur, responsable de la Lista Roja de UICN en la región, y a Paul Van Damme, director general de Faunagua, Bolivia, quienes presentaron las metodologías de evaluación analizadas en el taller.

Al Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Argentina (SAyDS), especialmente a Oscar Padín, Sara Sverlij y Laura Benzaquén y al Grupo de Especialistas de Peces de Agua Dulce de Wetlands International-UICN, por su especial interés en este proyecto.

Vaya también nuestro agradecimiento a la Fundación Humedales por la coordinación general del proyecto, especialmente a Daniel Blanco, Francisca Ocretich y Verónica Barraza, y al apoyo económico de Wetlands International en el marco del Programa “Humedales y Medios de Vida” financiado por el Ministerio de Asuntos Exteriores de los Países Bajos (DGIS).

Los editores

Buenos Aires, Argentina
Noviembre 2010

Lista de autores, sus direcciones y datos de contacto

Esta publicación incluye contribuciones de los siguientes autores (ordenados alfabéticamente):

Claudio R.M. **Baigún**, Laboratorio de Ecología y Producción Pesquera, Instituto Tecnológico de Chascomús (IIB-INTECH), Universidad Nacional de General San Martín, Camino de Circunvalación Laguna Km 6, C.C. 164, (7130), Chascomús, Argentina - Email: cbaigun@yahoo.com

Victoria **de la Balze**, Fundación Humedales / Wetlands International, 25 de Mayo 758 Piso 10 I, (1002), Buenos Aires, Argentina - Email: victoriahumedales@gmail.com

Daniel E. **Blanco**, Fundación Humedales / Wetlands International, 25 de Mayo 758 Piso 10 I, (1002), Buenos Aires, Argentina - Email: deblanco@wamani.apc.org

Jorge **Cappato**, Fundación PROTEGER, Balcarce 1450, Santa Fe, Argentina - Email: jorge.cappato@proteger.org.ar

Patricia **Kandus**, Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de General San Martín, Peatonal Belgrano 3563, Piso 1, Pdo. de Gral. San Martín, Buenos Aires, Argentina - Email: pkandus@unsam.edu.ar

Jorge **Liotta**, Fundación Óga, G. Nacionales 19, (2900), San Nicolás, Buenos Aires - Email: jliotta@fundacionoga.org.ar

Priscilla G. **Minotti**, Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de General San Martín, Peatonal Belgrano 3563, Piso 1, Pdo. de Gral. San Martín, Buenos Aires, Argentina - Email: pminotti@unsam.edu.ar

Julieta **Peteán**, Programa Agua, Humedales y Pesca, Fundación PROTEGER, Balcarce 1450, Santa Fe, Argentina - Email: humedales.proteger@arnet.com.ar

Índice

Resumen ejecutivo	1
Executive Summary	3
Capítulo 1 - Introducción. <i>Daniel E. Blanco, Victoria de la Balze y Jorge Cappato</i>	5
Capítulo 2 - Antecedentes y propuestas metodológicas para evaluar el estado de conservación de la ictiofauna en la Cuenca del Plata. <i>Jorge Liotta</i>	9
Capítulo 3 - Taller: Evaluación del estado de amenaza de los peces de interés comercial de la Cuenca del Plata en Argentina. Análisis comparativo de dos metodologías. <i>Julieta Peteán y Jorge Liotta</i>	31
Capítulo 4 - Evaluación de riesgos de extinción aplicados a especies de interés pesquero de la baja Cuenca del Plata. <i>Claudio R. M. Baigún</i>	37
Capítulo 5 - Marcos geográficos para evaluar el estado de conservación de los peces de la Cuenca del Plata en Argentina. <i>Priscilla G. Minotti y Patricia Kandus</i>	51
Capítulo 6 - Evaluación del estado de conservación de especies y ecosistemas, clave para el manejo de pesquerías fluviales. <i>Julieta Peteán</i>	61
Anexo Láminas.	77

Resumen ejecutivo

La necesidad de contar con herramientas apropiadas para la evaluación del estado de conservación de las especies es cada vez más urgente. Esta publicación intenta analizar algunos aspectos clave para la evaluación de peces de importancia comercial de la Cuenca del Plata en Argentina, desarrollada en el marco del proyecto “Conservación de los peces de agua dulce de la Cuenca del Plata”, coordinado por la Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International, que se presenta en el Capítulo 1.

Luego, en el Capítulo 2, se presenta una revisión de los trabajos efectuados en Argentina referidos a categorizaciones del estatus de conservación de especies de peces dulceacuícolas, describiendo y analizando comparativamente los métodos utilizados, y se proponen algunas recomendaciones para avanzar en la búsqueda de una metodología adecuada para organismos de aguas continentales.

El Capítulo 3 refleja las principales recomendaciones de los especialistas que participaron del Taller “Evaluación del estado de amenaza de los peces de interés comercial de la Cuenca del Plata en Argentina. Análisis comparativo de dos metodologías”, llevado a cabo en Buenos Aires en agosto de 2010.

El Capítulo 4 aborda la problemática que se plantea al aplicar criterios de riesgos de extinción cuando se evalúan especies de importancia pesquera y se proponen lineamientos generales que deberían tenerse en cuenta para su mejor evaluación.

El Capítulo 5 considera algunos de los conceptos clave que permiten definir y evaluar la distribución geográfica de las especies y estimar su tamaño, y se presenta una muestra de aplicación de potenciales herramientas que facilitarían la recopilación de información para la evaluación del estado de conservación de los peces en la Cuenca del Plata.

Finalmente, el Capítulo 6 se centra en cómo la pérdida de diversidad biológica se puede prevenir, reducir y revertir con la aplicación de metodologías de evaluación de especies y ecosistemas; con decisiones de esquemas de gestión apropiados; y la adopción de medidas enérgicas, comprensibles y adecuadas a favor de la conservación, enmarcadas dentro de un enfoque de manejo holístico y proactivo. Asimismo, expone brevemente por qué la pesca artesanal en la Cuenca del Plata en Argentina representa una oportunidad de aplicar el Enfoque Ecosistémico para hacer frente a los enfoques sectoriales de manejo.

Executive Summary

There is an urgent need of appropriate methodologies for assessing species' conservation status. This publication attempts to analyze some key aspects for evaluating fishes of commercial relevance in La Plata Basin in Argentina. It was developed under the "Conservation of the freshwater fishes within La Plata Basin" project framework, coordinated by Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International.

Chapter 1 mentions the importance of conserving freshwater fishes and gives an overlook of the project's backgrounds.

Chapter 2 presents a review of some methodologies used by different authors in Argentina in order to categorize the conservation status of freshwater fishes, describing and comparatively analyzing them. It also gives recommendations in order to move forwards to an adequate methodology for these species.

Chapter 3 reflects the main recommendations derived from the specialists' workshop "*Evaluation of the conservation status of freshwater fishes of commercial relevance within La Plata Basin, Argentina. Comparative analysis of two methodologies*" held during August 2010 in Buenos Aires.

Chapter 4 deals with problems found when putting into practice risk extinction criteria to fishery species, proposing general guidelines that should be taken into account for a better assessment.

In Chapter 5, some key aspects to define, evaluate and estimate species' geographic distribution are considered, presenting potential tools that could facilitate the collection of information for the assessment of freshwater fishes' conservation status within La Plata Basin.

Finally, Chapter 6 focuses on how biodiversity loss can be prevented, stopped and reverted while putting into practice species and ecosystems assessment methodologies, with appropriate management decisions and the adoption of adequate measures towards conservation, in line with a holistic and proactive approach. It also briefly states why the artisanal fishery in La Plata Basin in Argentina represents an opportunity to apply the Ecosystem Approach instead of the traditional approaches.

Introducción

Daniel E. Blanco¹, Victoria de la Balze¹ y Jorge Cappato²

¹ Fundación Humedales / Wetlands International. Email: deblanco@wamani.apc.org; victoriahumedales@gmail.com

² Fundación PROTEGER. Email: jorge.cappato@proteger.org.ar

La Cuenca del Plata constituye una de las mayores reservas de agua dulce a nivel mundial así como el hábitat de una notable diversidad de peces, incluyendo especies migratorias de gran importancia biológica, económica y social. No obstante, muchas de estas especies se encuentran hoy en día amenazadas, comprometiendo la conservación a largo plazo de sus poblaciones y la seguridad alimentaria de las comunidades locales que dependen del recurso.

La preocupación por la conservación de los peces de agua dulce ha sido planteada recientemente en el marco de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS), en un documento que llama la atención sobre la situación de conservación de estas especies, ubicándolas entre las más amenazadas del planeta (Hogan 2010¹). Por otro lado, la CMS también advierte que el conocimiento sobre la diversidad biológica de agua dulce, en especial en América del Sur, África y Asia, es incompleto,

añadiéndose cada año más de cien nuevas especies de peces de agua dulce. En dicho documento se señala la necesidad de que la comunidad internacional tome medidas urgentes para detener la pérdida de especies y se advierte acerca de la necesidad de estudiar y proteger a los peces de agua dulce, especialmente a los migratorios. Asimismo, la secretaría de la CMS invita a las partes contratantes a reforzar las medidas de conservación solicitando una evaluación del estado de conservación de los peces migratorios para determinar qué especies podrían beneficiarse al ser incluidas en los Apéndices de la Convención (Hogan op.cit.).

La creación del Grupo de Especialistas de Peces de Agua Dulce en el año 2004, compartido por IUCN/SSC y Wetlands internacional (WI), es otra clara señal de la creciente preocupación por la conservación de los peces de agua dulce a nivel mundial. La misión de este grupo es lograr *“la conservación y el uso sustentable de los peces de agua dulce y sus hábitat mediante la*

Pescador artesanal del río Paraná, Puerto Antequera, Chaco.



J. Peteán / PROTEGER

¹ Hogan, Z. 2010. Estudio de los peces migratorios de agua dulce. Documento preparado para la 16ª Reunión del Consejo Científico de la CMS. UNEP/CMS/ScC16/Doc.6.

generación y la difusión del conocimiento científico, la creación de conciencia acerca de sus valores, y la influencia en los procesos de toma de decisión en todos los niveles”.

Por su parte, en el año 2004 Wetlands Internacional incluyó a los peces de agua dulce en su Estrategia 2005-2014². La misma presenta una perspectiva a 10 años e identifica las amenazas clave que se ciernen sobre los humedales y sus especies, así como los desafíos y oportunidades a futuro. En este documento se plantean las metas globales para el decenio, dos de las cuales abarcan la temática de peces de agua dulce:

Meta Global 3.- *Se logra la conservación y uso sostenible de los humedales a través de la gestión integrada de los recursos hídricos y de las zonas costeras.* Dentro de esta meta se reconocen los requerimientos ecológicos y el valor socio-económico de los peces que dependen del agua dulce en las políticas y acciones transfronterizas, nacionales y regionales, para salvaguardar dichos valores en las principales cuencas fluviales.

Meta Global 4.- *Se logra una mejor situación de conservación de la biodiversidad de los humedales a través de iniciativas a gran escala y transfronterizas, destinadas a las especies que dependen de los humedales y a los hábitat de humedales de importancia crítica.* Dentro de esta meta se espera que una mejora en la información de base y mejores planes de manejo de humedales, permitan desarrollar acciones específicas que refuercen la situación de conservación de las especies de los humedales y en particular de los peces de agua dulce. Asimismo, se espera que el desarrollo de redes ecológicas en rutas migratorias y cuencas fluviales resulte en la conservación y uso racional de los humedales, generando beneficios para la biodiversidad y para la gente.

La conservación de los peces de agua dulce de la Cuenca del Plata

La tendencia a la pérdida de diversidad biológica y en particular de las especies de peces de agua dulce es acelerada y global, y la Cuenca del Plata no escapa a esta realidad. Entre las principales causas se pueden mencionar la fragmentación y degradación del hábitat, la alteración de los regímenes hídricos naturales, la pesca excesiva, la contaminación y la introducción de especies invasoras. La necesidad de tomar medidas para detener las amenazas que enfrentan estas especies es urgente, incluyendo el apoyo a la sustentabilidad de las poblaciones ribereñas y sus medios de vida.

La conservación de los peces de agua dulce en la cuenca resulta esencial en las estrategias de reducción de la pobreza y para el mejoramiento de los ingresos y la calidad de vida, no sólo de las comunidades ribereñas dispersas sino también de una más amplia población que incluye habitantes de medianas y grandes ciudades con actividades ligadas directa e indirectamente a las pesquerías. El mantenimiento y generación de puestos de trabajo involucra a una amplia franja poblacional que va desde las comunidades de pescadores artesanales tradicionales hasta los pescadores deportivos y operadores turísticos, así como a pequeñas y medianas empresas ligadas a la hotelería, gastronomía y comercialización de pescados de río.

La preocupación por el uso sustentable de los recursos ictícolas de la Cuenca del Plata tiene como antecedente reciente la realización del taller de “*Evaluación subregional de los peces de agua dulce de la Cuenca del Plata: Paraguay y Argentina*”, llevado a cabo en el año 2008 en Asunción, Paraguay, y organizado por la Fundación Proteger, la Asociación Guyrá Paraguay y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Participaron de esta actividad

Wetlands Internacional Oceanía, en colaboración con universidades, museos y expertos en peces, está desarrollando herramientas para la concientización y capacitación acerca de la necesidad de los inventarios de peces de agua dulce en Melanesia

A lo largo de los últimos siete años (2000-2006), se ha notado un creciente interés en los peces de aguas dulces y salobres en el Archipiélago de Fiji. En el año 2000 y nuevamente en el 2001, la oficina de Wetlands Internacional Oceanía, en asociación con la Universidad del Pacífico Sur, desarrolló una serie de cursos cortos sobre la diversidad y taxonomía de estos peces, dirigidos a técnicos en manejo de humedales. A partir de dicha iniciativa, estas dos organizaciones han tomado un papel de liderazgo en el estudio y documentación de los peces del archipiélago, resultando en la primera lista de peces de agua dulce y salobre de las Islas Fiji.

Esta lista es considerada un documento de trabajo al cual se seguirán incorporando nuevas especies a medida que se avance con el trabajo de campo, en particular en las áreas estuarinas y cabeceras de cuencas. Hasta el presente se han identificado para las Islas Fiji 161 especies de peces de agua dulce y estuariales, pertenecientes a 45 familias. De estas especies, 10 son exóticas y 11 son consideradas endémicas de las islas.

Fuente: Wetlands International Oceanía (<http://oceania.wetlands.org>)

² Wetlands International. 2005. Intención Estratégica 2005-2014. Wetlands International Headquarters. Wageningen, The Netherlands. 20 pp.



J. Peteán / PROTEGER

Conservación tradicional de capturas vivas. Surubí pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), Puerto Ocampo, Santa Fe.

expertos provenientes de Argentina, Bolivia, Brasil y Paraguay, quienes evaluaron el estado de amenaza de las especies de peces de agua dulce según los criterios de la Lista Roja de la UICN. De un total de 192 especies analizadas, 11 fueron catalogadas como “Amenazadas” y 50 como “Datos Insuficientes” (ver Capítulo 2). Los resultados del taller fueron plasmados en una publicación técnica sobre el “*Uso sostenible de peces en la Cuenca del Plata*” (Cappato y Yanosky 2009³), la cual busca contribuir a mejorar la gestión de los recursos pesqueros de la cuenca, ampliando el conocimiento del estado de conservación de las especies y de la importancia socioeconómica para las comunidades que de ellos dependen. La publicación genera, sistematiza y facilita el acceso a la información como un paso fundamental hacia el manejo de las pesquerías mediante políticas públicas que prioricen el uso sustentable de los recursos pesqueros, como base de la alimentación y el trabajo de las comunidades y para la conservación de la biodiversidad.

Como seguimiento a dicho taller y desde el año 2009, Wetlands International Argentina está trabajando por la conservación de los peces de agua dulce de la Cuenca del Plata, en conjunto con la Fundación Proteger y la Fundación Óga, y en colaboración con el Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos (GTRA) de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS). En este marco WI trabaja para lograr que las poblaciones de peces de agua dulce de la cuenca sean conservadas en condiciones saludables, contribuyendo a la seguridad alimentaria de las comunidades locales. Para lograr dicho objetivo y en colaboración con socios clave, Wetlands International organizó un segundo taller para la “*Evaluación del estado de amenaza de los peces de interés comercial de la Cuenca del Plata en Argentina*”⁴. Este taller tuvo por objetivos revisar y adaptar los criterios de la Lista Roja de UICN a las necesidades de los peces de agua dulce de la región, así como difundir y promover las necesidades de conservación de estas especies entre actores clave y otras partes interesadas, trabajando en

³ Cappato, J. y A. Yanosky (eds.). 2009. *Uso sostenible de peces en la Cuenca del Plata. Evaluación subregional del estado de amenaza*, Argentina y Paraguay. UICN. 46 pp.

⁴ Esta actividad se enmarcó dentro del proyecto “*Conservación de los peces de agua dulce de la Cuenca del Plata*”, coordinado por Wetlands International Argentina.

colaboración con organizaciones socias de la Cuenca del Plata (ver Capítulo 3).

Entretanto, en abril de 2010, en el marco del Taller “*Lineamientos de un plan de sustentabilidad para la pesca en la Cuenca del Plata*” organizado por la Fundación Proteger, las organizaciones participantes (miembros de la UICN, Faunagua e Itaipú Binacional) acordaron formar el Grupo de Trabajo sobre Pesca y Sustentabilidad en la Cuenca del Plata. El mismo tiene como objetivos articular las iniciativas, proyectos o programas de las organizaciones; generar un ámbito de debate sobre cuestiones estratégicas y prioridades de acción a nivel local, subregional y regional; dar seguimiento a la gestión de fondos; y promover, con las autoridades de aplicación en sus distintos niveles y el sector académico, un *Programa de sustentabilidad para la pesca en la Cuenca de la Plata*. Las organizaciones firmantes acordaron asimismo que el objetivo general del programa fuese disminuir la vulnerabilidad de las comunidades ribereñas de la Cuenca dependientes de los recursos pesqueros.

Por otro lado, el Grupo también propone desarrollar de manera articulada con las autoridades de aplicación, propuestas para aportar al Programa Regional de la UICN y a su iniciativa para la Cuenca del Plata; a la Iniciativa Regional sobre Humedales de la Cuenca del Plata de la Convención Ramsar; a las iniciativas y programas de los gobiernos de los países de la Cuenca, como el Proyecto GEF “Ordenamiento Pesquero y Conservación de la Biodiversidad de los Humedales Fluviales en los Ríos Paraná y Paraguay, Argentina”, y a otras iniciativas nacionales y regionales de la Cuenca como el programa Sinergia sobre Cambio Climático, entre otras.

Finalmente, esta publicación intenta contribuir a difundir y promover las necesidades de conservación de las especies de peces de agua dulce de la Cuenca del Plata, particularmente en los procesos de toma de decisión y en discusiones sectoriales sobre pesquerías y manejo de cuencas.

Antecedentes y propuestas metodológicas para evaluar el estado de conservación de la ictiofauna de la Cuenca del Plata

Jorge Liotta^{1,2}

¹ Fundación Óga, San Nicolás, Buenos Aires. Email: jliotta@fundacionoga.org.ar

² Museo de Ciencias Naturales “Rvdo. P. Antonio Scasso”, San Nicolás, Buenos Aires.

1. Antecedentes de conservación de peces en Argentina

1.1. Trabajos mencionados

Se conocen varias contribuciones en las que se ha tocado el tema de la conservación, en particular refiriéndose al grupo de los peces dulceacuícolas.

Hasta 2002, el aporte de Grigera y Úbeda (2002) “Una revisión de los trabajos sobre categorizaciones y

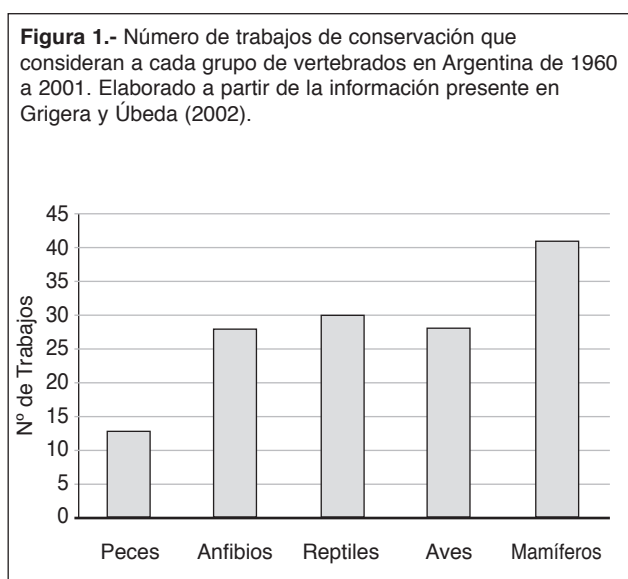
prioridades de conservación de los vertebrados de Argentina” sirve como compilación y análisis. Estas autoras efectuaron una revisión de 60 trabajos realizados entre 1960 y 2001 sobre categorizaciones y establecimiento de prioridades de conservación de vertebrados de la Argentina.

Se reproduce la Tabla 1, en la que se muestran los criterios utilizados por distintos autores para la categorización de las especies.

Criterios	Métodos →										
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Distribución											
Área de distribución total			x				x		x	x	
Área de distribución nacional, regional			x				x			x	
Grado de endemismo		x				x					
Tendencia del área de distribución		x					x				
Abundancia											
Tamaño poblacional / Abundancia			x	x	x		x		x	x	x
Tendencia poblacional		x					x				
Características biológicas											
Fragilidad o rusticidad ecológica							x				
Especialización trófica			x							x	
Nivel trófico	x										
Especialización en el uso del hábitat			x		x	x			x	x	
Especialización / uso del espacio vertical	x		x							x	
Potencial reproductivo			x							x	
Tamaño / masa corporal	x		x							x	
Permanencia / nidificante o no		x			x						
Tipo de locomoción	x										
Singularidades											
Rol ecológico						x					
Singularidad dentro del Parque						x					
Singularidad			x							x	
Valor cultural						x					

Criterios	Métodos →	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Singularidad taxonómica				x			x	x				
Antigüedad del linaje									x		x	
Aislamiento genético												x
Calidad del hábitat												
Amenaza de destrucción del hábitat / calidad								x				
Representación del hábitat						x						
Obras de infraestructura												x
Ganadería												x
Agricultura y/o actividades forestales												x
Turismo												x
Depredación o disturbios por animales domésticos												x
Introducción de especies exóticas												x
Extracción												
Persecución, presión extractiva			x	x				x			x	x
Uso					x							
Protección												
Grado de protección				x	x			x			x	
Presencia en Parques Nacionales							x					
Distribución en Parques Nacionales							x					
Abundancia en Parques Nacionales							x					
Otras evaluaciones												
Estatus internacional, nacional y local						x						
Estatus internacional y nacional					x		x					
Estatus nacional												x
Otros criterios												
Valor económico			x									
Sanidad												x

En el siguiente gráfico (Figura 1) elaborado a partir de información reunida en dicho trabajo, se observa que el grupo de los peces ha sido considerado en 13 de 60 trabajos revisados (22%), a pesar de constituir el segundo grupo más diverso de vertebrados, luego de las aves.



Se destaca, por su importancia como criterio ordenador, la propuesta presente en el citado trabajo: "...advertimos que los criterios utilizados podrían ser agrupados y evaluados en sucesivas etapas. Serían tres conjuntos según Millsap *et al.* (1990), o dos según los restantes autores mencionados:

- 1) El primer conjunto estaría formado por los criterios referidos a las características biológicas, la distribución y la abundancia, que corresponden a las variables "biológicas" de Millsap *et al.* (1990), "científicas" de Margules y Usher (1981), o de "conservación" del taller coordinado por Grigera y Rau (2000).
- 2) Según Millsap *et al.* (1990) el grado de protección se ubicaría en un segundo grupo de variables llamadas de "acción".
- 3) Las acciones extractivas, la singularidad taxonómica y las variables locales forman parte para estos últimos autores de un tercer grupo de variables suplementarias. Estas variables son afines a los "criterios políticos" de Margules y Usher (1981), quienes incorporan el valor cultural a este conjunto. Justifican llamarlos "políticos" porque no están basados en principios biológicos, ecológicos o biogeográficos.

El segundo y tercer grupo de criterios conformarían el conjunto de criterios de “priorización” descritos en Grigera y Rau (2000).

Millsap *et al.* (1990) establecen que las variables suplementarias deben ser utilizadas con posterioridad a los otros grupos de variables, puesto que sirven para destacar las especies detectadas como vulnerables por medio de la ponderación de las variables biológicas.

Coincidentemente, Margules y Usher (1981) sostienen que este tipo de criterios no debería ser usado en una primera evaluación porque, sobre todo las acciones extractivas, adquieren significancia en casos de rareza o vulnerabilidad.

Finalizan el trabajo destacando: “Proponemos el camino del acuerdo, de la aceptación de que quizás sean necesarios diversos métodos para los distintos grupos faunísticos, y de la comprensión de la urgencia con que debemos resolver los problemas de la conservación de los recursos naturales en Argentina.”

A posteriori de este trabajo, se pueden mencionar varios. López *et al.* (2003), quienes elaboraron un listado actualizado y comentado de la ictiofauna del país, e incorporaron una categorización *sui generis* basados en su experiencia y en antecedentes bibliográficos.

Liotta (2005) por su parte, propuso una metodología cuantitativa para una categorización jerárquica del conjunto de la ictiofauna continental conocida del país, aplicando criterios de UICN y haciendo énfasis en los criterios distribucionales.

Más tarde, Zayas y Cordiviola (2007) aplicaron el índice SUMIN a la familia *Characidae* en la provincia de Santa Fe. Se considera que la aplicación del índice presentó algunos inconvenientes. En la publicación no se observa la tabla base de valoración de los atributos valorados para cada especie, por lo que no puede analizarse cómo fueron evaluadas las especies.

En 2009, Cappato y Yanosky publican los resultados del proyecto “Uso Sostenible de Peces en la Cuenca del Plata” de UICN-Guyrá-Proteger. Éste siguió los lineamientos de UICN para la categorización de especies. En primer lugar se elaboraron fichas que fueron discutidas y consensuadas en un taller de especialistas realizado en Asunción, Paraguay. Participaron 30 especialistas provenientes de Paraguay, Brasil, Bolivia y Argentina. Se evaluaron 192 especies, 11 de las cuales fueron catalogadas con algún grado de “amenaza” y 50 como con “datos insuficientes”. Las especies amenazadas fueron tres: el pirá pitá (*Brycon orbignyanus*), la chanchita (*Gymnogeophagus setequedas*) y la vieja del agua (*Hypostomus dlouhyi*). Las especies vulnerables fueron ocho: *Ancistrus piriformis*, *Corydoras carlae*, *Genidens barbatus*, *Rhamdella aymarae*, *Rhamdella cainguae*, *Salminus hilarii*, *Steindachneridion scriptum* y *Zungaro jahu*. Otras 49 especies resultaron con datos deficientes. Finalmente, 122 especies se categorizaron como de preocupación menor. Como casi amenazadas

(NT) se registraron tres especies: *Hemisorubim platyrhynchos*, *Loricaria tucumanensis* y *Simpsonichthys chacoensis*.

Chébez *et al.* (2009) categorizaron un total de 348 especies de peces de agua dulce de todo el país, de las cuales una se encuentra “en peligro”, cinco “vulnerables”, 256 fueron catalogadas como “raras” y 86 fueron las especies indeterminadas. La mojarra desnuda (*Gymnocharacinus bergi*) es la especie más amenazada del país por ser endémica de las nacientes del arroyo Valcheta, en el borde de la meseta del Somuncurá, Río Negro. La misma está siendo afectada por la ganadería y por la introducción de peces exóticos. Este fue el primer pez argentino en ser incluido en el Red Data Book como “en peligro”. Fueron incluidas además como “vulnerables”: *Lepidosiren paradoxa*, *Aplochiton taeniatus*, *Aplochiton zebra*, *Galaxias maculatus* y *Galaxias platei*.

Finalmente, Cordiviola *et al.* (2009) aplicaron el índice SUMIN a las especies del orden Siluriformes presentes en el sitio Ramsar Jaaukanigás, en la provincia de Santa Fe. Categorizaron cuatro especies como vulnerables de máxima prioridad (*Pseudoplatystoma corruscans*, *P. reticulatum*, *Luciopimelodus pati* y *Hemisorubim platyrhynchos*) y otras ocho especies como vulnerables de especial atención (*Oxydoras kneri*, *Ageneiosus valenciennesi*, *Sorubim lima*, *Platydoras costatus*, *Pterodoras granulosus*, *Sturisoma robustum*, *Trachydoras paraguayensis* y *Ageneiosus brevifilis*). Las 21 especies restantes fueron calificadas como no amenazadas.

Pese a no haber sido utilizado en Argentina, se menciona un método recientemente desarrollado y aplicado en Bolivia para vertebrados. Es el Método de Evaluación del Grado de Amenaza (MEGA) (Aguirre *et al.* 2009, Van Damme *et al.* 2009). Este método ha sido elaborado con el propósito fundamental de guiar la discusión de las amenazas a las especies, basada en la mayor cantidad de información objetiva posible y disponible. Se compone de cinco grandes criterios y subcriterios, cada uno con descriptores de evaluación con sus puntajes respectivos. Toma como antecedentes a otros, entre los que se encuentra el SUMIN, desarrollado en Argentina, el MER -Método de Evaluación de Riesgo, de uso oficial en México (Tambutti *et al.* 2008), y otros índices usados previamente en Bolivia para distintos grupos de vertebrados.

1.2. Descripción de métodos utilizados

La comparación de los resultados y listados obtenidos en estos trabajos se dificulta por las disímiles metodologías utilizadas.

Las metodologías que utilizan y hacen una ponderación cuantitativa de diversos criterios son la propia de UICN, la del índice SUMIN (sumatoria de índices) originalmente diseñado para tetrápodos (Reca *et al.* 1994), y la presentada por Liotta (2005), que puede considerarse dentro de los criterios de la anterior.

1.2.1. Metodología de UICN

En la Tabla 2 se proporciona un resumen de las categorías y criterios utilizados. Se recomienda además la lectura cuidadosa de las publicaciones de UICN, en particular IUCN Standards and Petitions Subcommittee (2010).

Tabla 2 Resumen de las categorías y criterios de UICN usados para evaluar si un taxón pertenece a una categoría de amenaza. (Reescrito de IUCN Standards and Petitions Subcommittee 2010).			
Utilice cualesquiera de los criterios A-E	En Peligro Crítico (CR)	En Peligro (EN)	Vulnerable (VU)
A. Reducción de la población	Las reducciones se miden considerando el período más largo, ya sea 10 años o de 3 generaciones.		
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 y A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A1. Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción son claramente reversibles Y entendidas (conocidas) Y han cesado, basadas en –y especificando– cualquiera de los siguientes puntos:			
(a) observación directa			
(b) un índice de abundancia apropiado para el taxón			
(c) una reducción del área de ocupación (AOO), extensión de presencia (EOO) y/o calidad del hábitat			
(d) niveles de explotación reales o potenciales			
(e) efectos de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.			
A2. Reducción de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado O no ser entendidas (conocidas) O no ser reversibles, basado en los puntos (a) a (e) bajo A1.			
A3. Reducción de la población que se proyecta o se sospecha será alcanzada en el futuro (hasta un máximo de 100 años) basado en los puntos (b) a (e) bajo A1.			
A4. Una reducción de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada (hasta un máximo de 100 años) donde el período de tiempo debe incluir el pasado y el futuro, y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado O pueden no ser entendidas O pueden no ser reversibles, basado en los puntos (a) a (e) bajo A1.			
B. Distribución geográfica en la forma de extensión de la presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)			
B1. Extensión de la presencia (EOO)	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2. Área de ocupación (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
Y por lo menos 2 de los siguientes:			
(a) Severamente fragmentado, O			
Número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Disminución continua en cualesquiera de: (i) extensión de la presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros.			
(c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de la presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros.			
C. Pequeño tamaño de la población y disminución			
Número de individuos maduros	< 250	< 2.500	< 10.000
Y ya sea C1 o C2:			
C1. Una disminución continua estimada de por lo menos:	el 25% en 3 años o 1 generación	el 20% en 5 años o 2 generaciones	el 10% en 10 años o 3 generaciones
(hasta un máximo de 100 años en el futuro)			

Utilice cualesquiera de los criterios A-E	En Peligro Crítico (CR)	En Peligro (EN)	Vulnerable (VU)
C2. Una disminución continua Y ya sea (a) y/o (b) :			
(a i) Número de individuos maduros en cada subpoblación:	< 50	< 250	< 1.000
o			
(a ii) % de individuos en una sola subpoblación =	90-100%	95-100%	100%
(b) Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros.			
D. Población muy pequeña o restringida			
Cualesquiera:			
Número de individuos maduros	< 50	< 250	D1. < 1.000; Y/O
VU D2. Área de ocupación o número de localidades restringidos con una amenaza futura plausible que podría llevar el taxón a CR o EN en un tiempo muy corto.			D2. típicamente: AOO < 20 km ² o número de localidades ≤ 5
E. Análisis cuantitativo			
Indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre es:	≥ 50% dentro de 10 años o 3 generaciones (100 años máx.)	≥ 20% dentro de 20 años o 5 generaciones (100 años máx.)	≥ 10% dentro de 100 años

1.2.2. SUMIN

Este método recurre a doce variables multiestado referidas a aspectos taxonómicos (singularidad taxonómica), distribucionales (distribución a nivel continental y a nivel nacional, y presencia en áreas protegidas), bioecológicos (amplitud en el uso del hábitat, amplitud en el uso del espacio vertical, tamaño, potencial reproductivo, amplitud trófica, abundancia y singularidad) y de uso (acciones extractivas). El SUMIN fue originalmente diseñado para tetrápodos por Reca *et al.* (1994).

Fue adaptado para su aplicación en peces de agua dulce de Patagonia por Bello y Úbeda (1998). Se modificaron para ello las variables AUHA y POTRE, y se incluyó a AUHEVE (Tabla 3). Fue utilizado posteriormente por Orlandini *et al.* (2001) para la ictiofauna de las sierras pampeanas en Córdoba, por Zayas y Cordiviola (2007) para los Characidae de la provincia de Santa Fe y por Cordiviola *et al.* (2009) para los Siluriformes del sitio Ramsar Jaaukanigás.

El método indica que las especies con un grado mayor de amenaza (“vulnerables de máxima prioridad”) son

aquéllas que poseen puntajes superiores a la media más un desvío estándar del conjunto considerado. Las que están por sobre el valor promedio son las consideradas “vulnerables de atención especial”.

Como punto débil, se señala que el resultado del análisis depende fuertemente del tamaño y las características del conjunto considerado. Aunque los puntajes se asignan especie a especie, la categorización se efectúa a través de la comparación de los puntajes entre sí.

Si dentro de este conjunto hay especies de características muy distintas, el desvío será mayor, y menos especies quedarán ubicadas dentro de los sectores de mayor vulnerabilidad. A la inversa, podría darse el caso hipotético de que todas las especies analizadas tuviesen puntajes muy altos, con lo que ninguna quedaría dentro del rango de “máxima prioridad”.

Estas dificultades se reducen –al menos en parte– al aplicar el índice a subconjuntos grandes o al conjunto de la ictiofauna de una región.

Tabla 3		Tabla de criterios y asignación de puntajes del índice SUMIN (tomado de Bello y Úbeda 1998).					
Criterios	Puntaje →	0	1	2	3	4	5
DICON - distribución a nivel continental		Todo el continente o su mayor parte.	Aproximadamente la mitad del continente.	Menos de la mitad del continente, en forma continua o disyunta.	Restringida		
DINAC - distribución a nivel nacional		Todo el país o su mayor parte.	Aproximadamente la mitad del país.	Menos de la mitad del país.	Restringida	Muy localizada o endemismo.	Microendemismo
AUHA - amplitud en el uso del hábitat		Puede utilizar 4 ó más ambientes.	Puede utilizar 2 ó 3 ambientes.	Puede utilizar sólo 1 ambiente o necesita más de uno.			
AUEVE - amplitud en el uso del espacio vertical		Puede utilizar 4 ó más estratos.	Puede utilizar 2 ó 3 estratos.	Puede utilizar sólo 1 estrato o necesita más de uno.			
TAM - tamaño		Menor de 25 cm o menor de 250 gr.	De 25 a 75 cm o de 250 a 7.000 gr.	Mayor de 75 cm o más de 7.000 gr.			
POTRE - potencial reproductivo		Elevado	Mediano	Bajo			
AMTRO - amplitud trófica		Omnívoras y herbívoras generalistas.	Herbívoras especialistas, carnívoras generalistas y carroñeras.	Carnívoras especialistas.			
ABUND - abundancia		Abundante o común.	Escasa	Rara o muy rara.			
SINTA - singularidad taxonómica		Ausencia	Pertenece a un género monotípico.	Pertenece a una familia o taxón de nivel superior monotípico y monoespecífico.			
SING - singularidad		Ausencia	Presencia				
ACEXT - acciones extractivas		No hay.	Por temor, repulsión, superstición, por ser considerada perjudicial, para aprovechamiento a pequeña escala o para uso de subproductos.	Caza o pesca deportiva y/o explotación comercial a mediana escala.	Extracción por 2 o más de los motivos anteriores.	Explotación intensiva de carne, harina, aceite, ovas, piel, etc.	
PROT - grado de protección		Protegida por 3 ó más unidades de conservación.	Protegida por 2 unidades de conservación.	Protegida por 1 unidad de conservación.	No protegida.		

1.2.3. Liotta (2005)

Aplica los criterios de UICN, haciendo énfasis en lo referido a distribución geográfica, debido a la dificultad de obtener los datos necesarios para aplicar los criterios poblacionales.

En este trabajo se elaboró un modelo conceptual que prioriza a las especies en función de tres variables

fundamentales: carácter de endemismo, frecuencia de registros y rango de distribución. El objetivo fue reordenar la información actualmente disponible sobre presencia, frecuencia de registros y distribución geográfica de la ictiofauna continental argentina, y utilizar criterios cuantitativos para alcanzar un conjunto de valoraciones de nivel comparable sobre la vulnerabilidad de las especies.

En este modelo, los números ubicados en las intersecciones de los subconjuntos indican la importancia relativa de las especies contenidas en cada uno. Así, del conjunto de las especies nativas que no son periféricas o limítrofes, aquellas que son a la vez endémicas, que poseen pocos registros, y si además éstos se agrupan en una distribución geográfica restringida, poseen la máxima vulnerabilidad. En segundo término se prioriza a las especies endémicas y de distribución restringida, aunque tengan un número más elevado de registros, y así sucesivamente.

Se propuso en este trabajo priorizar en primer lugar a las especies endémicas, ya que el subconjunto de raras más de distribución restringida, pero no endémicas, podría contener especies sumamente abundantes o ampliamente distribuidas en otros países.

Se reitera la importancia de trabajar sobre las especies endémicas del sector argentino de la cuenca, ya que -al menos para este subconjunto- se logrará una categorización igual para los niveles nacional y global.

Obsérvese que los criterios utilizados aquí están dentro de las recomendaciones presentes en Musick (1999), en lo referente a criterios de rareza, rangos pequeños y endemismos. El último criterio de ese trabajo, requerimientos especializados de hábitat, no se aplicó en este modelo debido a que no es probable que se cuente con la información necesaria.

1.2.4. MEGA

Para otorgar los puntajes del MEGA se siguen los criterios basados en los descriptores que se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4		Tabla de criterios y asignación de puntajes del índice MEGA. Reelaborado a partir de Van Damme <i>et al.</i> (2009).				
Puntaje	0	1	2	3	4	
1. Distribución del taxón						
1.1. Distribución en macrocuencas ¹	Presente en tres o cuatro micro-cuencas.	Presente en dos microcuencas.	Presente en una macrocuenca.			
1.2. Distribución continua / discontinua	Distribución continua.		Distribución discontinua.			
1.3. Número de Sistemas Ecológicos Acuáticos (SEA) ² en que la especie se encuentra	Presente en 6 o más SEA.	Presente en 4 ó 5 SEA.	Presente en 2 o 3 SEA.	Presente en un sólo SEA.	Presente en una zona restringida dentro de un SEA.	
2. Estado de conservación del hábitat						
	Bueno	Crítico				
3. Estado poblacional						
3.1. Abundancia local	Frecuente / abundante o común.	Medianamente frecuente o escasa.	Muy escasa, rara o muy poco abundante.		Sin registros en los últimos 20 años.	
3.2. Tendencia poblacional	Estable o en aumento.	En declinación moderada.		En declinación severa.		
4. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón						
4.1. Amplitud en el uso del área de vida	Generalista (usa como adulto una variedad de hábitat).		Especialista (usa un tipo de hábitat) o migratoria (usa distintos tipos de hábitat en distintas etapas de la vida).			

¹ Las macrocuencas son las del Amazonas, Sistema Paraná - Plata, etc.

² Los SEA (Sistemas Ecológicos Acuáticos) son unidades menores dentro de las macrocuencas señaladas.

Puntaje	0	1	2	3	4
4.2. Modo y potencial reproductivo	Especie "oportunistas" (tamaño pequeño, sin cuidado parental, fecundidad intermedia, reproducción temprana, talla de madurez pequeña).	Especie "periódica" (tamaño grande, reproducción retardada, alta fecundidad, baja inversión en crías, desove en corriente).	Especie "equilibrada" (cuidado parental, madurez retardada, baja fecundidad y/o alta inversión en crías).		
4.3. Amplitud trófica	Alta (omnívoros).	Media (generalistas herbívoros, carnívoros, detritívoros).		Baja (los mismos grupos que media, pero altamente especializadas, p. ej. consumo sólo de frutas, sólo de escamas, etc.).	
4.4. Estabilidad taxonómica	Estable	Inestable			
5. Principales amenazas					
5.1. Intensidad de uso	Ninguno	Bajo	Mediano	Alto	Muy alto
5.2. Modificación del hábitat	Sin modificaciones del hábitat (deforestación, cambios hidráulicos, hidrovías, especies invasoras, turismo, etc.).		Bajas modificaciones del hábitat.		Altas modificaciones del hábitat.
5.3. Contaminación acuática	Sin impacto de contaminación acuática.	Efecto moderado de contaminación acuática.		Efecto severo de contaminación acuática.	
5.4. Presencia en unidades de conservación	Bien protegida mediante planes de manejo, áreas protegidas, legislación, vedas, sitios Ramsar, etc.		Parcialmente protegida mediante planes de manejo, áreas protegidas, legislación, vedas, sitios Ramsar, etc.		Pobremente protegida mediante planes de manejo, áreas protegidas, legislación, vedas, sitios Ramsar, etc.

El método de evaluación se diferenció del método aplicado para el resto de los vertebrados terrestres en varios aspectos, entre ellos:

- En lugar de la distribución continental, medida como un %, se utilizó como subcriterio la presencia en las distintas macrocuencas (Orinoco, Amazonia, del Plata, endorreica).
- En lugar de utilizar como subcriterio el número de ecoregiones en los que la especie se encuentra se utilizó como subcriterio el número de "Sistemas

Ecológicos Acuáticos" (SEA) en los que se encuentra.

- Se introdujo un nuevo subcriterio "continuidad en la distribución".
- Se cambiaron los descriptores del subcriterio "modo y potencial reproductivo". Siguiendo a Winemiller (1989), se distinguió entre especies "oportunistas", "periódicas" y "equilibradas", siendo las primeras hipotéticamente las menos vulnerables a la extinción, y las últimas las más vulnerables.

- Se introdujo un nuevo subcriterio “contaminación acuática”.
- En lugar del subcriterio “presencia en unidades de conservación” se introdujo el subcriterio “medidas de conservación”.

1.2.5. Comparación de los métodos

A continuación, en la Tabla 5, se realiza un agrupamiento comparativo de los tres métodos expuestos.

No puede compararse cuantitativamente la metodología de UICN con las otras dos, ya que la primera no tiene un sistema de puntajes equivalente.

Tabla 5		Agrupamiento comparativo de UICN, SUMIN y MEGA.		
Criterios	Métodos →	UICN	SUMIN	MEGA
1. Distribución del taxón	B1 (extensión de la ocurrencia)	B1 (extensión de la ocurrencia) B2 (área de ocupación) B (a): grado de fragmentación D2: área de ocupación muy pequeña	Cuantitativo	Cuantitativo 1.1. Distribución en macrocuencas (2) 1.3. Número de Sistemas Ecológicos Acuáticos (SEA) en los que la especie se encuentra (4) Cualitativo 1.2. Distribución continua / discontinua (2)
	B2 (área de ocupación)		Distribución a nivel continental (3)	
	B (a): grado de fragmentación		Distribución a nivel nacional (5)	
	D2: área de ocupación muy pequeña			
2. Estado de conservación del hábitat	NC	NC	NC	2. Bueno vs. Crítico (1)
3. Estado poblacional	A: reducción de la población (a distintos niveles)	A: reducción de la población (a distintos niveles) B (b): tasas de declinación B (c): fluctuaciones de la población C: poblaciones pequeñas y declinantes D1: poblaciones muy pequeñas	Abundancia (2)	3.1. Abundancia local (4) 3.2. Tendencia poblacional (3)
	B (b): tasas de declinación			
	B (c): fluctuaciones de la población			
	C: poblaciones pequeñas y declinantes			
	D1: poblaciones muy pequeñas			
4. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón	NC	NC	Amplitud en el uso del hábitat (2)	4.1. Amplitud en el uso del área de vida (2)
			Amplitud en el uso del espacio vertical (2)	4.2. Modo y potencial reproductivo (2)
			Potencial reproductivo (2)	4.3. Amplitud trófica (3)
			Amplitud trófica (2)	
			Tamaño (2)	
			Singularidad (1)	4.4. Estabilidad taxonómica (1)
			Singularidad taxonómica (2)	
5. Principales amenazas	E: Análisis cuantitativo	E: Análisis cuantitativo	Acciones extractivas (4)	5.1. Intensidad de uso (4) 5.2. Modificación del hábitat (4) 5.3. Contaminación acuática (3)
			Presencia en áreas protegidas (3)	5.4. Presencia en Unidades de Conservación (4)

NC: No lo considera.

Se agruparon las variables de acuerdo a si hacían referencia a aspectos propios de la especie a categorizar, o si eran propios del ambiente en que se halla la especie.

Reagrupando los aspectos considerados, se ve que ambos índices otorgan más puntaje a los aspectos de vulnerabilidad de las especies que a los referidos al estado del ambiente en que viven y a las amenazas que se ciernen sobre ellas (Figura 2, Tabla 6). MEGA es algo más equitativo en este sentido.

Dos diferencias importantes entre MEGA y SUMIN son:

- La nomenclatura de las categorías:

SUMIN considera las categorías “No Amenazada”, “Especial Atención” y “Máxima Prioridad”.

MEGA adopta las categorías de UICN, Extinta (EX); Extinta en Estado Silvestre (EW); En Peligro Crítico (CR); En Peligro (EN); Vulnerable (VU); Casi Amenazado (NT); Preocupación Menor (LC) y Datos Insuficientes (DD).

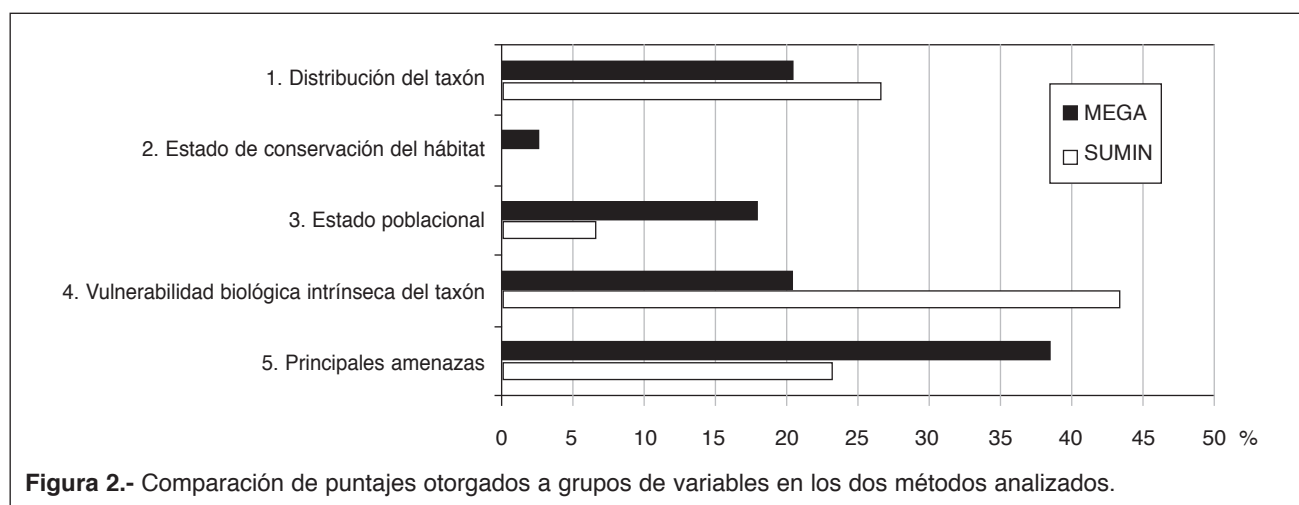
- La forma de aplicar el puntaje obtenido para llegar a la categorización de la especie:

SUMIN define una categorización que está en relación a los puntajes obtenidos en el conjunto de especies analizado en cada situación.

Rango SUMIN	Categoría
< puntaje promedio	No amenazada
≥ puntaje promedio	Especial Atención
≥ puntaje promedio más un desvío estándar	Máxima Prioridad

MEGA, en cambio, categoriza en función del puntaje absoluto obtenido:

Rango MEGA	Categoría
	Extinta (EX)
	Extinta en Estado Silvestre (EW)
39 - 31	En Peligro Crítico (CR)
30 - 27	En Peligro (EN)
26 - 21	Vulnerable (VU)
20 - 15	Casi Amenazado (NT)
< 14	Preocupación Menor (LC)
	Datos Insuficientes (DD)



Criterios	Porcentaje del puntaje máximo	
	SUMIN	MEGA
Relativos a la especie		
1. Distribución del taxón	26,7	20,5
3. Estado poblacional	6,7	17,9
4. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón	43,5	20,5
Subtotal	76,9	58,9
Relativos al ambiente		
2. Estado de conservación del hábitat	0	2,6
5. Principales amenazas	23,3	38,5
Subtotal	23,2	41,1

Finalmente, se muestra una tabla comparativa (Tabla 7) con comentarios acerca de cada variable utilizada.

Tabla 7 Comparación de los criterios aplicados por SUMIN y MEGA.				
Criterios	Métodos →	SUMIN	MEGA	Comentarios
1. Distribución del taxón		Cuantitativo	Cualitativo	MEGA incluye un indicador de fragmentación que SUMIN no presenta.
	Distribución a nivel continental	Distribución a nivel nacional	1.2. Distribución continua / discontinua Cuantitativo 1.1. Distribución en macrocuencas 1.3. Número de Sistemas Ecológicos Acuáticos (SEA) en los que la especie se encuentra	MEGA está adaptado al trabajo con organismos acuáticos , al reemplazar porcentajes por el uso de macrocuencas como unidad, y de SEA en vez de ecorregiones terrestres. Es semejante a lo propuesto por UICN para las cuencas Hydro1K. MEGA resulta más cuantificable que SUMIN. En general, la distribución puede ser estimada (dentro del incompleto conocimiento disponible).
2. Estado de conservación del hábitat		NC	2. Bueno vs. crítico	Sólo MEGA lo considera, aunque con un puntaje mínimo (1). En general, esto tiene importancia si la distribución es pequeña o todo su hábitat tiene problemas.
3. Estado poblacional		Abundancia	3.1. Abundancia local 3.2. Tendencia poblacional	MEGA resulta más dinámico (y cercano a UICN) al incorporar la tendencia , además de la abundancia. La abundancia será difícil de cuantificar en general.
4. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón		Amplitud en el uso del hábitat	4.1. Amplitud en el uso del área de vida	En ambos métodos hay varias variables dentro del conjunto, señalando su importancia.
		Amplitud en el uso del espacio vertical		SUMIN tiene dos variables para amplitud de uso de hábitat, lo que permite en principio enfatizar la eventual vulnerabilidad en este sentido. MEGA incorpora explícitamente el carácter de migratorio en el uso del hábitat.
		Potencial reproductivo	4.2. Modo y potencial reproductivo	MEGA aborda la cuestión reproductiva más como estrategias reproductivas ; SUMIN se centra más en la cantidad y tamaño de los ovocitos, aunque también considera la presencia o no de cuidados parentales.
		Amplitud trófica	4.3. Amplitud trófica	MEGA representa mejor el gradiente de amplitud que va de generalista a especializado. La secuencia de SUMIN es un poco menos clara.
	Tamaño			El tamaño no está identificado en MEGA como una variable dentro de los aspectos que hacen a la vulnerabilidad de las especies (sí se menciona como un rasgo asociado al “modo y potencial reproductivo”); en SUMIN sí. Es un rasgo importante relacionado con la vulnerabilidad, aunque no hay acuerdo en si las especies pequeñas o las grandes son más vulnerables. SUMIN incluye aquí “el esfuerzo necesario para prevenir la desaparición de secuencias de ADN que en taxones monotípicos son únicas”.

Crterios	Métodos →	SUMIN	MEGA	Comentarios
		Singularidad taxonómica	4.4. Estabilidad taxonómica	MEGA hace referencia con este criterio al grado de confiabilidad que puede esperarse de la sistemática de la especie (complejos de especies por discernir, jerarquía de taxones que pueden cambiar, etc.).
		Singularidad		SUMIN incorpora el criterio de "singularidad", que puede verse como "poco claro" o como "comodín" para otorgar un puntaje adicional a especies con rasgos "especiales" (etológicos, reproductivos, demográficos, o elevado interés científico, comercial o cultural).
5. Principales amenazas	Acciones extractivas		5.1. Intensidad de uso	Semejantes en ambos.
			5.2. Modificación del hábitat	Sólo considerado en MEGA; se refiere a cuestiones como deforestación, cambios hidráulicos, hidrovías, especies invasoras o turismo.
	Presencia en áreas protegidas		5.3. Contaminación acuática	Sólo se considera en MEGA, y como una adecuación al caso de los peces.
			5.4. Presencia en unidades de conservación	SUMIN establece un criterio cuantitativo (número de unidades de conservación); MEGA hace referencia a la calidad de la protección otorgada.

NC: No lo considera.

2. Situación actual

2.1. Problemáticas halladas

Se detectaron varias dificultades en la aplicación de los criterios de UICN a los peces de agua dulce de la Cuenca del Plata. A continuación se describe brevemente cada uno.

2.1.1. Problemas relacionados con la identificación del taxón

2.1.1.1. Certeza en la identificación de las especies

El trabajo de Kottelat y Freyhof (2007) señala las dificultades halladas en Europa, debidas a una insuficiente claridad en la taxonomía de los peces en ese continente (aunque por otra parte es de los más estudiados del planeta).

En América del Sur, y en Argentina en particular, existen grupos completos de peces de los que aún no se posee un claro panorama taxonómico, requiriéndose profundas revisiones. Por otro lado, se ha señalado en reiteradas oportunidades la necesidad de fomentar la formación (y evitar la emigración posterior) de cuadros de profesionales en sistemática e identificación.

2.1.1.2. Evaluación del taxón en su nivel adecuado

Musick (1999) y el trabajo posterior de la American Fisheries Society (AFS) (Jelks *et al.* 2008) señalan la

necesidad de evaluar el estado de conservación no sólo de especies, sino de *taxa* de jerarquías inferiores (como por ejemplo, *stocks* o poblaciones distintas de salmónidos).

La AFS ha definido al segmento distinto (o distinguible) de población DPS (Distinct Population Segment, en inglés). Un DPS puede incluir *stocks* únicos, grupos de *stocks*, metapoblaciones, subespecies o especies, dependiendo de la información disponible sobre genética, distribución, aislamiento y parámetros de su biología e historia de vida.

2.1.2. Dificultades derivadas de la escasez de información compilada

El sesgo geográfico de la intensidad del muestreo se ha identificado como un problema. Smith y Darwall (2006) en su evaluación de peces del Mediterráneo explicitan la evidente falta de datos sobre especies de peces del norte de África (salvo Marruecos y algunas zonas de Túnez y Argelia).

La situación argentina es complicada, por varias razones: no se llevan a cabo monitoreos periódicos de las poblaciones de peces, como los realizados en otros países (Francia, ver por ejemplo Oberdorff *et al.* 2002; EEUU, ver por ejemplo Fagan *et al.* 2005). Además se evidencian disímiles presiones de muestreo entre distintas regiones de la cuenca, casi siempre en relación a unidades académicas o museos.

La descripción muy reciente de varias decenas de especies hace que se disponga de muy pocos datos

sobre ellas. No se abunda más en esta dificultad, pese a considerarse crítica. Todo lo anterior lleva a que no haya una gran cantidad de registros puntuales compilados y georreferenciados disponibles.

Mucha más información está contenida en las colecciones de museos y centros de investigación. Pero el trabajo de disponer, reunir y compilar dichos datos es sumamente difícil.

2.1.3. Dificultades en la aplicación de los criterios sobre especies “r-estrategas” en general

Musick (1999) indica que aunque las que más presentan problemas al aplicar los criterios de UICN son las especies de importancia pesquera, *“en realidad, la contradicción se encuentra con todas aquellas especies que no están fuertemente K-seleccionadas, independientemente de si son explotadas o no”*.

Se señala que los umbrales de reducción de población establecidos por IUCN para la inclusión de las especies en las distintas categorías de amenaza son adecuados principalmente para organismos fuertemente K-seleccionados.

En la misma línea, Kottelat y Freyhof (2007) señalan que –aunque deben ser usados con toda clase de organismos– los criterios de UICN han sido obviamente diseñados en principio con organismos terrestres en mente, y su aplicación a organismos estrictamente acuáticos es a veces problemática.

En los casos en que se dispone de más información poblacional, como en las especies de importancia pesquera comercial, puede intentarse la aplicación de las propuestas de Musick (1999).

2.1.4. Dificultades para estimar la distribución geográfica en organismos dulceacuícolas

2.1.4.1. Problemas asociados al método de estimación de la distribución utilizado (EOO, AOO)

Se ha reiterado en diversas publicaciones que la aplicación del concepto de Extensión de la Ocurrencia (EOO) no es adecuado para aplicar a organismos acuáticos continentales (Kottelat y Freyhof 2007, Helfman 2008).

La medida de Área de Ocupación (AOO) puede ser más aplicable a organismos acuáticos, aunque también se presentan dificultades. En las tablas se observa que se ha considerado que la AOO es un 10% de la EOO. Sin embargo, en los ambientes terrestres, la superficie ocupada por cuerpos de agua es muy variable y en general menor a ese número. A nivel global, el porcentaje es de un 2,8% (McAllister *et al.* 1997). En la cuenca del río Salado en la provincia de Buenos Aires,

por ejemplo, los cuerpos de agua, incluidos los semipermanentes, constituyen alrededor del 2% de la superficie (Vázquez *et al.* 2003).

2.1.4.2. Problemas asociados a la escala seleccionada para el análisis

Se observó que la estimación del área ocupada por una especie varía de acuerdo a la escala a la que se trabaja: cuanto más detallada es el área de la unidad seleccionada, mayor es la proporción de unidades en que no hay registros, y menor resulta el AOO de esa especie.

Esto produce un efecto negativo al sobreestimar el área de distribución de las especies para las que se cuenta con registros escasos o poco precisos, o en las situaciones en las que se dispone de unidades de análisis muy grandes.

2.1.5. Dificultades por la naturaleza incierta de los datos (en tiempo y en espacio)

2.1.5.1. Registros de diversa precisión

Los registros de presencia de las especies tienen la precisión con que fueron ubicados por los autores de cada trabajo o con que figuran en las descripciones de las colecciones incluidas. Esto hace que haya una gran variabilidad y que exista un error asociado al utilizar simultáneamente toda la información.

2.1.5.2. Representatividad de los registros

Es muy poco frecuente que se disponga de series de datos repetidos, es decir de registros efectuados en tiempos sucesivos en una misma región. Lo normal es que los registros surjan de eventos de colecta únicos o aperiódicos.

2.1.6. No inclusión de variables biológicas (salvo las relacionadas con el tamaño poblacional)

Se ha considerado inadecuado que UICN no contemple variables biológicas en sus criterios (Helfman 2008). Sin embargo, también se ha dicho que lo fundamental de las variables biológicas está incluido en los criterios poblacionales³.

2.2. Caracterización de la situación nacional

2.2.1. La cuenca

Los aspectos principales de la Cuenca del Plata, su extensión y complejidad ambiental han sido discutidos en el proyecto “Uso Sostenible de Peces en la Cuenca del Plata” de UICN-Guyrá-Protector, previo al presente, resumidos en Cappato y Yanosky (2009). Para mayores

³ Resultados del foro electrónico de especialistas desarrollado del 1 de marzo al 4 de agosto, como paso previo al Taller “Evaluación del estado de amenaza de los peces de interés comercial de la Cuenca del Plata en Argentina. Análisis comparativo de dos metodologías”, realizado en Buenos Aires el 5 y 6 de agosto de 2010.

detalles pueden consultarse a Iriondo *et al.* (2007), Neiff (1990, 1999), COMIP (1994), entre otros.

Aquí sólo se hacen algunos comentarios específicos sobre aspectos que tienen una importancia directa en la adecuación de los métodos de la UICN a los peces de la cuenca.

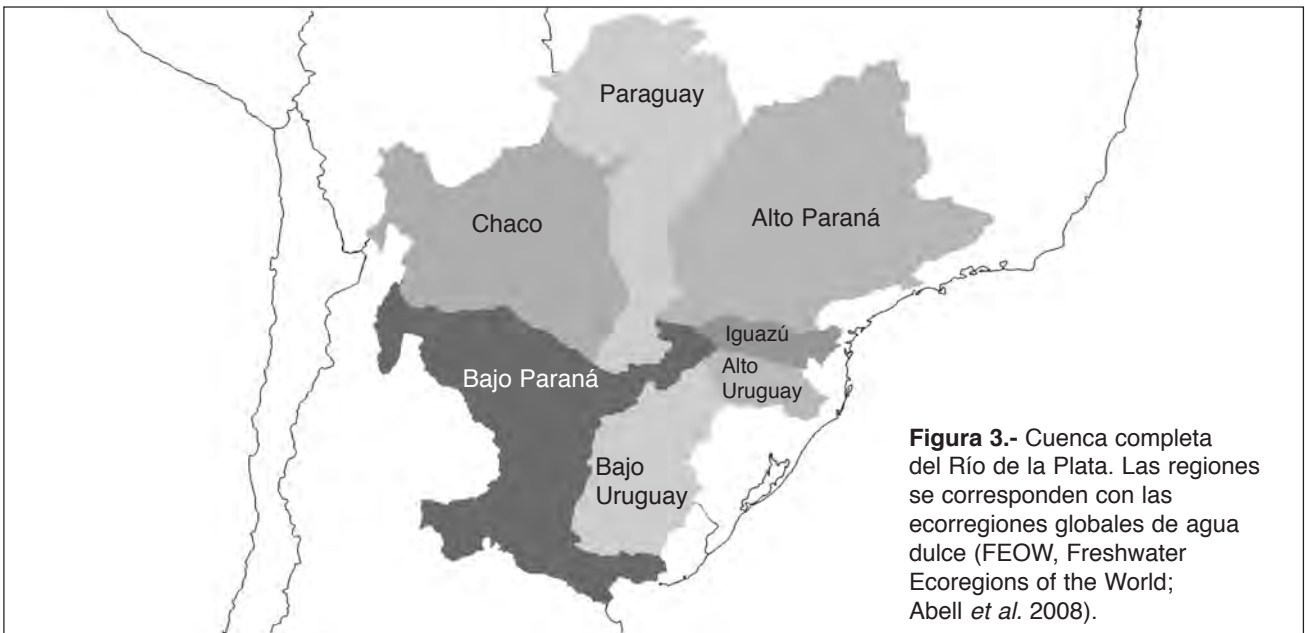
2.2.1.1. Los ambientes

La cuenca en Argentina (Figura 3) tiene subsistemas bien diferenciados, e ictiofaunas asimismo bien

caracterizables y diferentes, aunque por supuesto con una estructura básica común.

Los cursos de los grandes ríos –Paraguay, Paraná y Uruguay; Bermejo y Pilcomayo, Salado–, junto con el enorme sistema de humedales asociados, conforman un subconjunto propio.

El sistema de los Esteros del Iberá constituye un enorme conjunto de ambientes con estructura y funcionamiento distintos, tanto en calidad de agua como en sustrato y en composición biótica.



La diversidad de ambientes de la cuenca del Plata permite la enorme riqueza de especies de peces de agua dulce.



Los cursos generalmente pequeños que drenan la provincia de Misiones, en sus vertientes al Paraná, al Iguazú y al Uruguay, se diferencian de los anteriores en geomorfología, tipos de ambientes y composición específica.

Los tramos altos del Bermejo y el Pilcomayo, en las provincias del noroeste, se diferencian también en clima, relieve y composición.

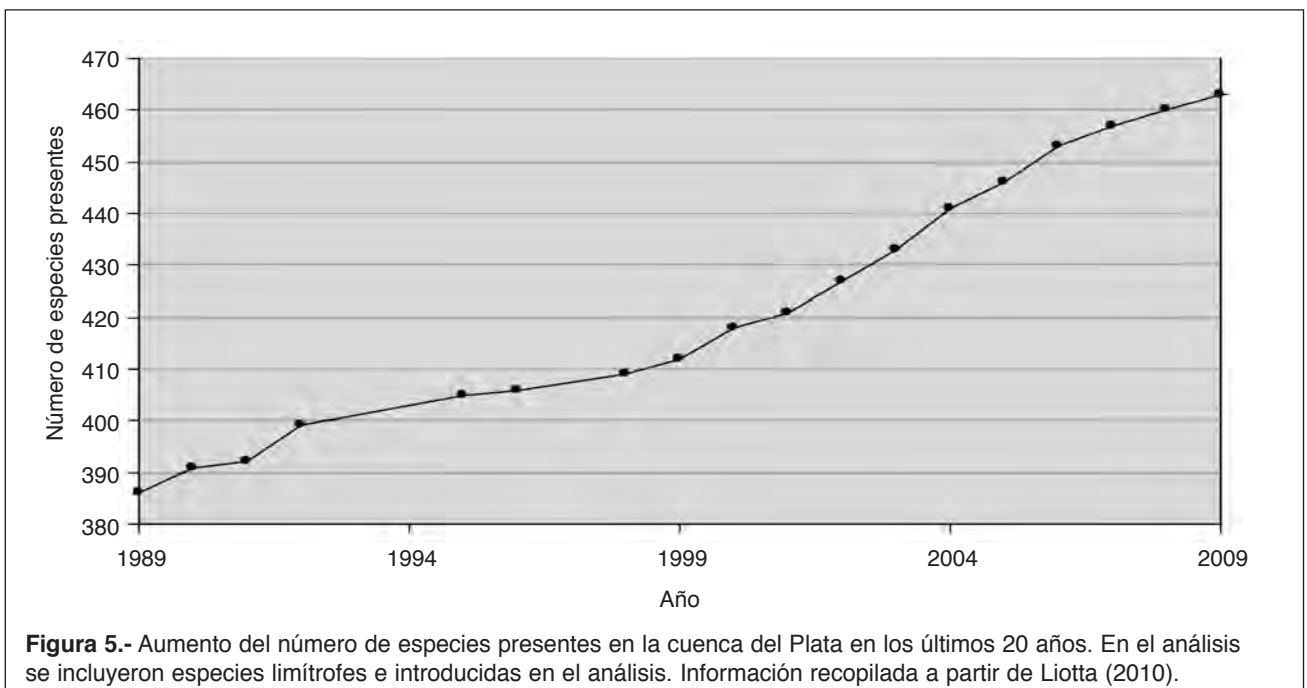
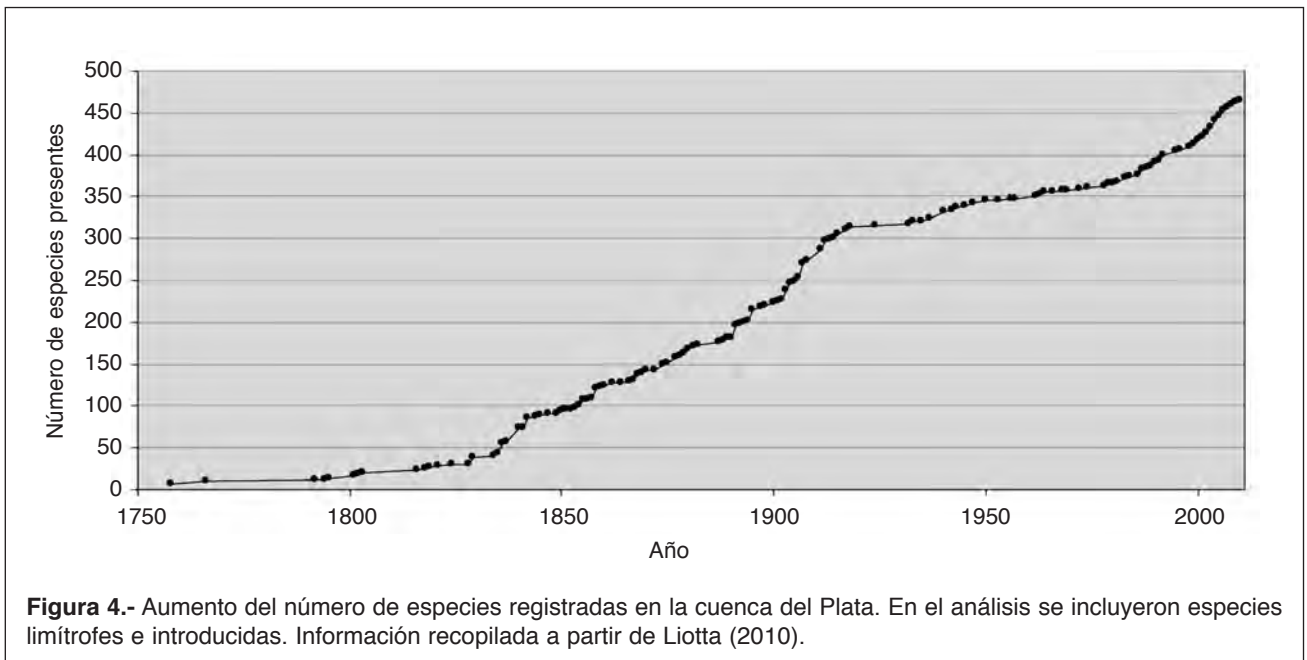
Finalmente, los arroyos de las provincias de Entre Ríos y Corrientes, que drenan al Uruguay han develado en los últimos años una importante riqueza de especies y nuevas especies.

2.2.2. La ictiofauna

2.2.2.1. Riqueza de especies

Debe destacarse que la ictiofauna regional está aún en proceso de descubrimiento. En la Figura 4 se muestra cómo se han ido incorporando las especies al elenco de la Cuenca del Plata en la Argentina.

En los últimos años se ha continuado hallando especies nuevas, la tasa de aparición de especies no se ha reducido. En la Figura 5 se observa un detalle del aumento de la riqueza de especies en los últimos veinte años. En este período se incorporaron nada menos que



79 especies. Muchas son nuevas especies, en otros casos se trata de registros en la Argentina de especies previamente conocidas en otros países de la cuenca.

Muchas de las adiciones a la fauna de peces de la Cuenca del Plata en la Argentina corresponden a los géneros *Astyanax* (13 especies), *Bryconamericus* (7 especies) y *Crenicichla* (6 especies).

Los principales focos de aparición de especies se encuentran en la provincia de Misiones y en el noroeste del país, pero se han hallado nuevas especies en todo el territorio argentino de la cuenca.

El conjunto completo de las especies presentes en la Cuenca del Plata en la Argentina está integrado por un total de 445 especies nativas. Se han identificado además otras 11 especies consideradas limítrofes. Finalmente, se menciona la presencia de otras 10 especies introducidas en la cuenca.

2.2.2.1.1. Especies endémicas

De acuerdo a los registros disponibles, 71 especies son endémicas de la Cuenca del Plata en la Argentina. Esto significa un porcentaje de endemismos de 15,9%.

Es interesante destacar que de esas 71 especies endémicas, 11 fueron descritas en el siglo XIX, otras 12 fueron descritas en el siglo XX, antes de la publicación del libro de Ringuélet *et al.* (1967) y 47 se describieron luego de esta publicación. Treinta y cinco de ellas se describieron en lo que va del siglo XXI.

Es posible que algunas de las especies que ahora se consideran endémicas puedan hallarse en otros países y dejen de serlo.

2.2.2.2. Diversidad de características biológicas y ecológicas de los peces

Previo a cualquier análisis debe tenerse en cuenta el comentario de Helfman (2008): “por sobre cualquier intento de identificar rasgos que puedan predisponer a las especies a la extinción, debe notarse que la biología interactúa con el cambio antropogénico: sin la presencia humana, la mayoría de las especies continuarían sobreviviendo”.

La elevada riqueza específica señalada antes produce naturalmente una diversidad de rasgos biológicos y ecológicos en las especies, que dificulta la aplicación de los criterios de los distintos métodos descriptos antes, en particular la asignación de puntajes dentro de un rango numérico pequeño (de 1 a 3, por ejemplo).

Se puede mencionar una variedad de estrategias y rasgos en todos los criterios utilizados en los índices mencionados, que conviene tener en cuenta al momento de aplicar cualquiera de los métodos. Aquí sólo se hace mención a algunos ejemplares.

Amplitud de la distribución: algunas especies tienen una distribución muy amplia, presentes en toda la

cuenca, mientras que otras parecen limitarse a una subcuenca (como *Astyanax pyrandi* en Iberá, Casciotta *et al.* 2003), y muchas otras especies se conocen de un único arroyo (*Bryconamericus pyahu* en Misiones, Azpelicueta *et al.* 2003).

Amplitud en el uso del hábitat: es posible, en principio, clasificar a las especies en cuanto a la cantidad de hábitat que pueden utilizar. En general, se acepta que una especie que puede usar una variedad de hábitat, llamada generalista, estará en un riesgo menor (ya que ante la desaparición o degradación de un hábitat, puede refugiarse en otro) que otra especialista (es decir que está adaptada a usar sólo un tipo de hábitat) o migratoria (aquella que usa distintos tipos de hábitat en distintas etapas de la vida).

Los pocos análisis efectuados a nivel global (de acuerdo a Helfman 2008) muestran distintos rasgos para distintos ambientes: los peces lacustres amenazados presentan algunas características que los hacen vulnerables, que son distintas a las de los peces fluviales o los marinos.

Modo y potencial reproductivo: aquí se presenta la máxima variación posible. Los peces de la Cuenca del Plata poseen prácticamente todas las variantes reproductivas conocidas. Aunque se han percibido estrategias reproductivas generales, existen muchas variaciones dentro de las clasificaciones más usadas, como la de Winemiller (1989) de “oportunistas”, “periódicas” y “equilibradas”. Es muy difícil considerar este ítem de forma aislada, dado que todos los rasgos tienen sentido en el contexto del sistema en que han evolucionado.

Amplitud trófica: aunque una amplitud trófica estrecha es en general un buen estimador de un riesgo elevado, no puede dejar de tenerse en cuenta la abundancia relativa del ítem alimentario utilizado por la especie en cuestión. El sábalo (*Prochilodus lineatus*) se ha considerado como detritívoro, de amplitud media, pero su alimento es extraordinariamente abundante en la cuenca, lo que hace que este criterio no implique un riesgo significativo a su supervivencia. Lo mismo puede decirse de dietas más especializadas, como los peces hematófagos, para los que su reducida amplitud no parece implicar un riesgo.

Tamaño: ya se ha mencionado que, si bien en mamíferos y aves un tamaño grande está directamente correlacionado con un mayor riesgo de extinción, esta relación no es tan clara en los peces. Evidentemente, los grandes peces de importancia comercial tienen un riesgo incrementado pero el análisis de diversos casos, mencionados en Helfman (2008), indica que para los peces la pequeñez -de cuerpo, de hábitat o de rango geográfico- se asocia con un riesgo mayor.

2.2.2.3. Información disponible

La metodología de UICN se centra en una serie de criterios que se refieren a la declinación del tamaño de población o distribución, a la disminución en el área de ocurrencia, a cambios en la estructura de la población o en

ciertos atributos biológicos (como tasa de reproducción, tiempo de generación y tamaño de maduración) y a cambios en la probabilidad estimada de extinción.

El análisis de la situación de otros países / continentes muestra que habitualmente se realizan grandes esfuerzos de recopilación, ya sea para nutrir eventos de talleres o reuniones de categorización de faunas o directamente para ser usados en las categorizaciones.

A nivel regional, se hizo un esfuerzo de estas características para la realización del taller de Asunción, organizado por UICN-Guyrá-Protector en 2008. Este trabajo dio como resultado la categorización de cientos de especies.

2.2.2.3.1. Datos poblacionales

Para lograr la aplicación de los criterios de UICN (Tabla 2) es necesario conocer, para cada especie en estudio, al menos uno de los siguientes datos:

- el tamaño poblacional y su reducción a lo largo de un tiempo, que puede ser de tres generaciones o de diez años.
- la cantidad de individuos maduros sexualmente existentes al momento del estudio.

La cantidad de información disponible para las especies de la cuenca es sumamente disímil. De algunas, como las de importancia comercial u ornamental, se dispone de datos más o menos abundantes. Sin embargo, es difícil pensar que pueda conocerse la información solicitada referida a la reducción de la población (aún con baja precisión), ni siquiera para las especies más

importantes o con mayores datos, como el sábalo, el dorado o el surubí. Aún conociendo la información, se ha considerado opinable su significación en el caso de las especies de importancia pesquera.

Los datos son mucho más escasos para la gran mayoría de las especies, especialmente para las que pueden considerarse raras.

2.2.2.3.2. Datos distribucionales

Para lograr aplicar los criterios de la UICN es necesario conocer para cada especie en estudio el tamaño de su área de distribución, y si además, en la misma se da:

- fragmentación, o escaso número de locaciones
- reducción, y/o
- fluctuación severa en la misma

En esta línea, se cuenta con información procedente de la base de datos elaborada y mantenida por la Fundación Óga y el Museo de Ciencias Naturales "Rvdo. P. Antonio Scasso", de San Nicolás.

La porción de esta base de datos correspondiente a la Cuenca del Plata tiene algo más de 8.000 registros georreferenciados puntuales, pertenecientes a 476 especies (actualizado a julio de 2010; Figura 6).

3. Propuesta de trabajo

3.1. Recomendaciones

A partir de los antecedentes descriptos, se pueden hacer algunas consideraciones acerca del trabajo a seguir:

3.1.1. Aplicar exhaustivamente la metodología y los criterios de UICN

Se considera conveniente aplicar todo lo posible los criterios y la metodología propuestos por la UICN. Este es el único modo de lograr que los resultados sean comparables con los de las listas globales u otras listas nacionales.

3.1.2. Utilizar toda la información disponible

Es necesario definir si se tiene un volumen crítico de información sobre las especies a categorizar, o al menos sobre un subconjunto de ellas.

Debe efectuarse una exhaustiva recopilación de datos y recurrir especialmente al conocimiento de los expertos en cada grupo sistemático y en las distintas subregiones de la cuenca. De este modo puede advertirse si se

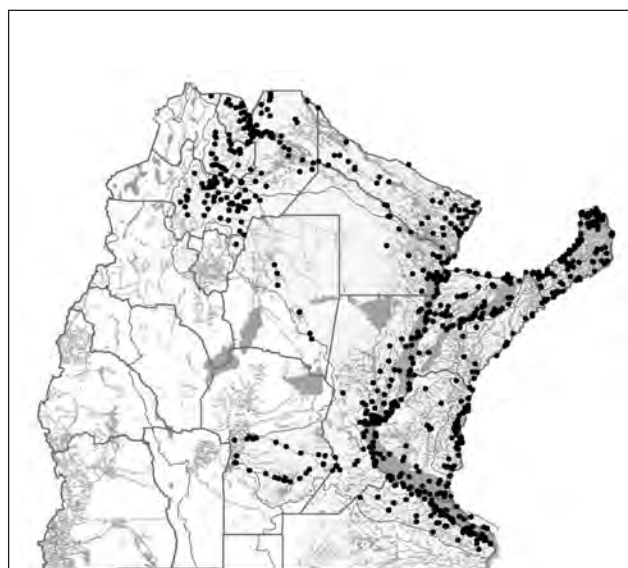


Figura 6.- Registros de peces en el sector argentino de la cuenca del Río de la Plata. Cada punto puede representar más de un registro. Información elaborada a partir de Liotta (2010).

concluirá el trabajo con un gran número de especies “con datos deficientes”, lo que en sí es una información a tener en cuenta y valiosa de presentar.

Ante la elevada probabilidad de que la información disponible sea poco precisa, convendría evaluar la posibilidad de desarrollar un método de *lógica difusa*.

Existen antecedentes publicados ya mencionados, como Regan *et al.* (2000), Akçakaya *et al.* (2000) y el más conocido de Cheung *et al.* (2005), que actualmente se presenta como un dato estándar dentro del sitio de FishBase (www.fishbase.org).

3.1.3. Jerarquizar las especies

Dada la gran cantidad de especies existentes en la porción argentina de la cuenca y la siempre escasa disponibilidad de tiempo, se cree indispensable priorizar y jerarquizar las especies a categorizar. Así se podrá orientar el esfuerzo hacia un subconjunto de las especies que resulten seleccionadas. Para esto, se sugiere utilizar el modelo conceptual desarrollado en Liotta (2005).

Experiencias de otros países de la cuenca (Brasil) sugieren, de forma similar, concentrarse en la categorización de especies de rangos restringidos y endémicas. El análisis de especies de importancia comercial ha mostrado importantes dificultades.

3.1.3.1. Trabajar en etapas sucesivas

En paralelo con el punto anterior se había sugerido aplicar el criterio presentado en Grigera y Úbeda (2002), y trabajar primero con elementos biológicos y distribucionales, representativos de la vulnerabilidad intrínseca de las especies y, en una etapa posterior, incorporar elementos que tienen que ver con la “interacción” de la especie con la actividad humana, ya sea de tipo positivo (grado de protección) o negativo (acciones extractivas). En la Tabla 8 se agrupan en este sentido las metodologías analizadas. No obstante, durante el desarrollo del taller no hubo consenso en esta consideración.

3.1.4. Estudiar alternativas para la estimación del rango de distribución de las especies

Es necesario estudiar las alternativas disponibles para estimar el rango de distribución de las especies. Como insumo para la estimación de los rangos de distribución de las especies de la cuenca, se cuenta con los mapas de registros puntuales georreferenciados de la base de datos elaborada por el autor del presente capítulo, que se ha publicado recientemente en el sitio Web de la Fundación Óga.

Además de la metodología clásica de UICN –la Extensión de la Presencia y el Área de Ocupación–, se propone considerar otras. En principio, se sigue la propuesta de considerar unidades naturales de

conservación (como las cuencas o subcuencas) más que utilizar cuadrículas, que no son representativas de la distribución de organismos acuáticos continentales.

La primera es la metodología titulada “*IUCN Freshwater Biodiversity Assessment Unit - Species Mapping Protocol*”. Ésta propone el uso de la capa Hydro1K del Servicio Geológico Minero de Estados Unidos, USGS (Figura 7). Puede ser aplicada a la Cuenca del Plata, ya que se dispone de información, tanto de los registros puntuales de las especies como de la cartografía digital propuesta allí.

También es posible utilizar unidades de mayor grado de detalle, tomando como modelo las “cuencas cuaternarias”, sugeridas por Simaika y Samways (2010) para la categorización de organismos de agua dulce del sur de África. Estos autores, al igual que otros (Hartley y Kunin 2003), señalan la importancia de utilizar unidades geográficas pequeñas para estimar la extensión de la presencia de las especies. Esto reduce el riesgo de sobreestimar el área de distribución de las especies.

Para avanzar en esta línea, se dispone del *shape* (cartografía digital y georreferenciada detallada) para el conjunto de la Cuenca del Plata. Este *shape* (Petry y Sotomayor 2009) fue proporcionado gentilmente por TNC. Se propone usar las subcuencas de clase 2 (denominadas SIZE2), cuyas áreas están en general en el orden de 100 a 1.000 km², algo más detalladas que las “cuencas cuaternarias” de Simaika y Samways (2010).

Para evaluar el efecto de la escala de análisis sobre la estimación del rango de distribución, se ha propuesto (Hartley y Kunin 2003) que más que aplicar una escala predefinida a todas las especies a categorizar, pueden construirse curvas que representen el cambio de la

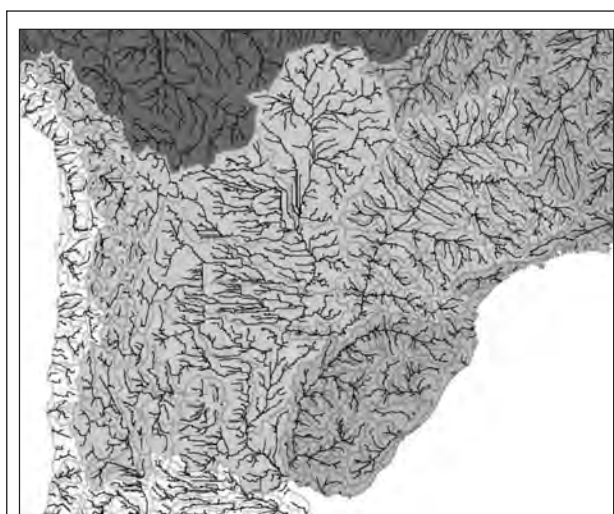


Figura 7.- Imagen de la capa Hydro1K del USGS y cursos de agua asociados. Elaborada a partir de los *shapes* disponibles en el sitio http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30/hydro

Tabla 8		Niveles de criterios mencionados en Grigera y Úbeda (2002) y ejemplos de UICN y SUMIN.		
Nivel de criterio	Ejemplos	Ejemplos de UICN	Ejemplos del SUMIN	Observaciones
1º. Criterios de conservación	Características biológicas Distribución geográfica Abundancia	Declinación del tamaño de población. Disminución en el área de ocurrencia. Cambios en la estructura de la población o en ciertos atributos biológicos como tasa de reproducción, el tiempo de generación y tamaño de maduración.	Distribución Continental (DICON) Distribución Nacional (DINAC) Abundancia (ABUND) Tamaño corporal (TAM) Potencial Reproductivo (POTRE) Amplitud en el Uso del Hábitat (AUHA) Amplitud en el Uso del Espacio Vertical (AUEVE) Amplitud trófica (AMTRO)	Son las variables “biológicas” de Millsap <i>et al.</i> (1990), “científicas” de Margules y Usher (1981) o de “conservación” del taller coordinado por Grigera y Rau (2000).
2º. Criterios de acción	Grado de protección		Grado de Protección (PROT)	Según Millsap <i>et al.</i> (1990)
3º. Criterios suplementarios	Acciones extractivas Singularidad taxonómica Variables locales		Acciones extractivas (ACEXT). Singularidad (SING). Singularidad taxonómica (SINTA).	Son afines a los “criterios políticos” de Margules y Usher (1981), quienes incorporan el valor cultural a este conjunto y justifican llamarlos “políticos” porque no están basados en principios biológicos, ecológicos o biogeográficos.

estimación del rango de distribución de cada especie al calcularlo sobre distintas escalas.

Para aplicar esto es necesario definir las unidades y escalas de análisis. En este caso, una propuesta posible es utilizar las cuencas de distintos órdenes (2, 3, 4) en la evaluación. En este punto es necesario además considerar situaciones diferenciales, de acuerdo a las características ambientales en que se hallen las especies.

3.2. Limitaciones y propuestas preliminares a resolver

3.2.1. Particularidades de la cuenca

Varios autores han considerado que, para los ecosistemas dulceacuícolas, la cuenca es la unidad

natural de conservación efectiva (Darwall *et al.* 2009). Simaika y Samways (2010) proponen que la unidad sea la “cuenca cuaternaria” es decir una subcuenca de pequeño tamaño que evite sobrestimar la distribución de las especies a categorizar.

En regiones semiáridas o áridas, o con unidades distintas de drenaje separadas entre sí, y de tamaños equivalentes, resulta más fácil utilizar este criterio. Pero en una cuenca de las características de la del Plata, esto se complica. Por eso se describieron brevemente distintas subunidades ambientales.

3.2.2. Vagabundeo (= vagrancy)

Un elemento que puede introducir confusión es considerar como *vagrancy* a la dispersión hacia el sur que se verifica para muchas especies, en épocas estivales o en años de crecientes importantes.

Referencias bibliográficas

- Abell, R., M.I. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras Balderas, W. Bussing, M.L.J. Stiassny, P. Skelton, G.R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J.V. Higgins, T.J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H.L. López, R.E. Reis, J.G. Lundberg, M.H. Sabaj Pérez y P. Petry. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58(5): 403-414.
- Aguirre, L.F., R. Aguayo, J. Balderrama, C. Cortéz, T. Tarifa, P.A. Van Damme, L. Arteaga y D. Peñaranda. 2009. El Método de Evaluación del Grado de Amenaza para Especies (MEGA). En Ministerio de Medio Ambiente y Agua (eds.): Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia: 7-17. La Paz, Bolivia. 571 pp.
- Akçakaya, H.R., S. Ferson, M.A. Burgman, D.A. Keith, G.M. Mace y C.R. Todd. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14(4): 1001-1013.
- Azpelicueta, M., J.R. Casciotta y A.E. Almirón. 2003. *Bryconamericus pyahu* (Characiformes, Characidae), a new species from the río Iguazú basin, in Argentina. *Revue Suisse de Zoologie* 110(3): 581-589.
- Bello, M.T. y C.A. Úbeda. 1998. Estado de conservación de los peces de agua dulce de la Patagonia Argentina. Aplicación de una metodología objetiva. *Gayana, Zool.* 62(1): 45-60.
- Cappato, J. y A. Yanosky (eds.). 2009. Uso sostenible de peces en la Cuenca del Plata. Evaluación subregional del estado de amenaza, Argentina y Paraguay. UICN. 46 pp.
- Casciotta, J.R., A.E. Almirón, J.A. Bechara, J.P. Roux y F. Ruiz Diaz. 2003. *Astyanax pynandi* sp. n. (Characiformes, Characidae) from the Esteros del Iberá wetland, Argentina. *Revue Suisse de Zoologie* 110(4): 807-816.
- Chébez, J.C., H. López y J. Athor. 2009. Peces de agua dulce amenazados de la Argentina. En Chébez, J.C. (ed.): Otros que se van. Fauna argentina amenazada: 32-54. Editorial Albatros. Buenos Aires, Argentina.
- Cheung, W.W.L., T.J. Pitcher y D. Pauly. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation* 124: 97-111.
- COMIP (Comisión Mixta Argentino - Paraguaya del río Paraná). 1994. La fauna íctica del río Paraná. Tramo argentino - paraguayo. Buenos Aires. 256 pp.
- Cordiviola, E., M. Campana, D. Demonte, D. del Barco y A. Trógolo. 2009. Conservation state of Siluriformes fishes from the Ramsar Site Jaaukanigás (Middle Paraná River, Argentina). *Gayana* 73(2): 222-232.
- Darwall, W.R.T., K.G. Smith, D. Tweddle y P. Skelton (eds). 2009. The status and distribution of freshwater biodiversity in Southern Africa. Gland, Switzerland: IUCN and Grahamstown, South Africa: SAIAB. viii+120pp.
- Fagan, W.F., C.M. Kennedy y P.J. Unmack. 2005. Quantifying rarity, losses and risks for native fishes of the Lower Colorado River Basin: implications for conservation listing. *Conservation Biology* 19(6): 1872-1882.
- Grigera, D. y C. Úbeda. 2002. Una revisión de los trabajos sobre categorizaciones y prioridades de conservación de los vertebrados de Argentina. *Ecología Austral* 12: 163-174.
- Grigera, D. y J. Rau. 2000. II Taller Criterios para la evaluación del estado de conservación de la fauna silvestre. *Gestión Ambiental* 6: 87-93.
- Hartley, S. y W.E. Kunin. 2003. Scale dependency of rarity, extinction risk and conservation priority. *Conservation Biology* 17(6): 1559-1570.
- Helfman, G.S. 2008. Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources. Island Press, Washington. 585 pp.
- Iriondo, M.H., J.C. Paggi y M.J. Parma (eds.). 2007. The middle Paraná river. *Limnology of a subtropical wetland*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 382 pp.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2010. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 8.1. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee in March 2010. Downloadable from <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.
- Jelks, H.L., S.J. Walsh, N.M. Burkhead, S. Contreras-Balderas, E. Diaz-Pardo, D.A. Hendrickson, J. Lyons, N.E. Mandrak, F. McCormick, J.S. Nelson, S.P. Platania, B.A. Porter, C.B. Renaud, J.J. Schmitter-Soto, E.B. Taylor y M.L. Warren, Jr. 2008. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries* 33(8): 372-407.
- Kottelat, M. y J. Freyhof. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Liotta, J. 2005. Peces continentales de Argentina: herramientas para su conservación. Resúmenes del 3° Congreso de Limnología, Chascomús, Buenos Aires.
- Liotta, J. (comp.). 2010. Base de datos de peces de aguas continentales de Argentina. Publicación

- electrónica. http://www.fundacionoga.org.ar/base_peces/inicio_texto.php. Versión 07/2010.
- López, H.L., A.M. Miquelarena y R.C. Menni. 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. Serie Técnica y Didáctica n° 5, Probiota. La Plata, Buenos Aires. 85 pp.
- Margules, C. y M.B. Usher. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21: 79-109.
- McAllister, D.E., A.L. Hamilton y B. Harvey. 1997. Global freshwater biodiversity: striving for the integrity of freshwater ecosystems. *Sea Wind - Bulletin of Ocean Voice International* 11(3): 1-140.
- Millsap, B.A., A.G. Jeffery, E.R. Douglass y S.I. Cerulean. 1990. Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. *Wildlife Monogr.* 111: 1-57.
- Musick, J.A. 1999. Criteria to define extinction risk in marine fishes. *The American Fisheries Society Initiative.* *Fisheries* 24(12): 6-14
- Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15(6): 424-440.
- Neiff, J.J. 1999. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En Malvárez, A.I. (ed): *Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica*: 90-139. Oficina regional de ciencia y tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe. 224 pp.
- Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny y J.P. Porcher. 2002. Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of rivers "health" in France. *Freshwater Biology* 47: 1720-1735.
- Orlandini, S.L., L. Aun y R. Martori. 2001. Estado de conservación de la ictiofauna de las Sierras Pampeanas de la provincia de Córdoba, Argentina. *Bol. de la Soc. de Biología de Concepción* 72: 91-102.
- Petry, P. y L. Sotomayor. 2009. Mapping Freshwater Ecological Systems with Nested Watersheds in South America. *The Nature Conservancy.* Arlington, VA.
- Reca, A., C. Úbeda y D. Grigera. 1994. Conservación de la fauna de tetrápodos. I. Un índice para su evaluación. *Mastozoología Neotropical* 1(1): 17-28.
- Regan, H.M., M. Colyvan y M.A. Burgman. 2000. A proposal for fuzzy International Union for the Conservation of Nature (IUCN) categories and criteria. *Biological Conservation* 92: 101-108.
- Ringuelet, R.A., R. Arámburu y A.A. de Arámburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. *Com. Invest. Cient. Prov. Buenos Aires (CIC).* La Plata. 602 pp.
- Simaika, J.P. y M.J. Samways. 2010. Large-scale estimators of threatened freshwater catchment species relative to practical conservation management. *Biological Conservation* 143: 311-320.
- Smith, K.G. y W.R.T. Darwall. 2006. El estado y la distribución de los peces endémicos de agua dulce en la cuenca del Mediterráneo.
- Tambutti, M., A. Aldama, O. Sánchez, R. Medellín y J. Soberón. 2001. La determinación del riesgo de extinción de especies silvestres en México. *Gaceta Ecológica* 61: 11-21.
- UICN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1.* Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Van Damme, P.A., F. Carvajal-Vallejos, J. Sarmiento, S. Barrera, K. Osinaga y G. Miranda-Chumacero. 2009. Peces. En Ministerio de Medio Ambiente y Agua (eds.): *Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia*: 46-90. La Paz, Bolivia. 571 pp.
- Vázquez, P., I. Entraigas, M. Varni, M. Gandini y E. Usunoff. 2003. Identificación de patrones de anegamiento en la cuenca del arroyo del Azul mediante el uso de imágenes Landsat. *Revista de Teledetección* 19: 43-50.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81: 225-241.
- Zayas, M. y E. Cordiviola. 2007. The conservation state of Characidae Fish (Pisces, Characiformes) in an area of the Plata basin, Argentina. *Gayana* 71(2): 178-186.

Taller: Evaluación del estado de amenaza de los peces de interés comercial de la Cuenca del Plata en Argentina

Análisis comparativo de dos metodologías

Julietta Peteán¹ y Jorge Liotta^{2,3}

¹ Programa Agua, Humedales y Pesca. Fundación PROTEGER. Email: humedales.proteger@arnet.com.ar

² Fundación Óga, San Nicolás, Buenos Aires. Email: jliotta@fundacionoga.org.ar

³ Museo de Ciencias Naturales "Rvdo. P. Antonio Scasso", San Nicolás, Buenos Aires.

El taller organizado por la Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales (Fundación Humedales) / Wetlands Internacional, la Fundación Proteger y la Fundación Óga; con el interés del Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS) y del Grupo de Especialistas de Peces de Agua Dulce de Wetlands International-UICN, se llevó a cabo durante los días 5 y 6 de agosto de 2010. Más de veinte especialistas en peces de agua dulce participaron del mismo (ver Lista de participantes en el

Anexo I), analizaron y debatieron metodologías para la evaluación del estado de conservación de las especies de peces, y emitieron recomendaciones.

De los resultados de este taller surgen además los temas tratados en los capítulos de esta publicación, como aporte a la sistematización y generación de información que posibilite la evaluación del estado de conservación de las especies de peces de la Cuenca del Plata en Argentina, contribuyendo así al uso sostenible de los recursos pesqueros.

Académicos, técnicos y expertos de ONGs, debatieron en el taller y en el foro electrónico previo.



Los objetivos propuestos fueron: a) analizar y aplicar metodologías para la evaluación de las especies de peces de interés pesquero de la Cuenca del Plata en Argentina, establecer comparaciones y obtener recomendaciones; b) detectar vacíos de información para la evaluación de las especies de peces de la Cuenca del Plata en Argentina; c) favorecer la articulación y sinergias entre grupos de especialistas, organizaciones no gubernamentales que trabajan en la temática, administradores de los recursos y usuarios, entre otros; y d) contribuir a la elaboración de recomendaciones para el desarrollo de investigaciones y

medidas de conservación y gestión de los recursos pesqueros de la Cuenca del Plata.

Se presentaron el documento “Antecedentes y propuestas metodológicas para evaluar el estado de conservación de la ictiofauna de la Cuenca del Plata” (ver Capítulo 2), y las dos metodologías para la evaluación del estado de amenaza de las especies: las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN¹ (versión 3.1) y el Método de Evaluación del Grado de Amenaza para Especies (MEGA), desarrollado y utilizado en Bolivia.

Principales características de la metodología de la Lista Roja de la UICN

Las evaluaciones para la biodiversidad de agua dulce

- El evaluar el estado de amenaza y distribución de una especie permite promover una efectiva conservación de la biodiversidad y los valores de sus medios de vida, a través de brindar información que pueda ser aplicada a la toma de decisiones.
- La información también sirve como base para el monitoreo del impacto de cualquier tipo de intervención y permite el manejo adaptativo y la evaluación de cualquier tipo de medida de mitigación puesta en marcha.
- Algunos pasos sugeridos:
 - Identificar el aspecto del manejo que se quiere evaluar
 - Identificar los límites del área de estudio
 - Identificar el/los grupos taxonómicos en los que se espera enfocar (en coordinación con expertos económicos y sociales):
 - los más fáciles a ser identificados considerando el conocimiento disponible
 - los más utilizados por los miembros de las comunidades en el área de estudio
 - aquellos que cuenten con mayor información al momento:
 - identificación (información de mercados locales, entrevistas a pescadores)
 - evaluación con la Versión 3.1

Fuente: Presentación de Arturo Mora, Oficial del Programa Especies de la UICN-Sur.

Principales características de la metodología MEGA

- Esta metodología pretende dar homogeneidad a la toma de decisiones entre los diferentes grupos de especialistas que trabajan con información de muy diversa calidad y cantidad.
- La disponibilidad y la calidad de la información pueden ser muy distintas, pero en todos los casos es posible intentar traducir de la manera más adecuada la mejor información disponible, a puntajes de los criterios de MEGA.
- La estimación se hace de acuerdo con una tendencia esperada, de acuerdo con lo que ocurre para especies cercanas, o respecto a datos del hábitat o del ecosistema en general, según sea el caso.
- Debe usarse la información más detallada posible.
- La categoría asignada final puede ser discutida en caso de estar en el límite superior o inferior del rango y, dependiendo de la historia natural del taxón y del conocimiento experto, una especie puede moverse de una categoría diferente a la que hubiese obtenido luego de la sumatoria de los puntajes.

Fuente: Presentación de Paul Van Damme, Faunagua, Bolivia.

¹ Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), con sede central en Gland, Suiza y Oficina Regional para América del Sur en Quito, Ecuador.

Para el trabajo de análisis y aplicación de las metodologías se utilizaron: A) La base de datos diseñada por la UICN, SIS DATA (Species Information Service) para evaluar el estado de amenaza de las especies de peces de interés comercial seleccionadas por los especialistas, explorando cada una de las entradas: taxonomía; nombres vulgares; información general: distribución, población, hábitat y ecología, principales amenazas, medidas de conservación; países de ocurrencia; preferencia de hábitat; servicios ecosistémicos; utilización; evaluación; bibliografía. B) La matriz de trabajo del Método de Evaluación del Grado de Amenaza para Especies (MEGA); los especialistas adaptaron los criterios, subcriterios y puntajes del método para su mejor aplicabilidad a los peces de la Cuenca del Plata en Argentina.

Criterios y subcriterios seleccionados, y pesos asignados a cada grupo

1. Distribución y abundancia del taxón (8)
 - a. Tendencia poblacional
 - b. Distribución
 - c. Regiones hídricas²
2. Características intrínsecas de la especie (15)
 - a. Área de vida (adultos)
 - b. Estrategia reproductiva
 - c. Abundancia
 - d. Tamaño corporal
 - e. Amplitud trófica
3. Principales amenazas (16)
 - a. Intensidad de uso
 - b. Modificaciones del hábitat
 - c. Unidades de conservación

Con la metodología de UICN se evaluaron las siguientes especies:

- *Leporinus obtusidens*. Categorizada como LC - Preocupación menor, debido a su abundancia y amplia distribución. Se observa una disminución de la población aguas arriba de la represa Yacyretá.
- *Brycon orbignyianus*. Categorizada como VU A4ac - Vulnerable, debido a una reducción de la población igual o mayor al 30% por causas que no son suficientemente conocidas y no han cesado, algunas de ellas relacionadas con procesos de fragmentación del hábitat (desarrollo de represas) y la deforestación (por su especialización en la alimentación), que afectan la supervivencia de esta especie.
- *Zungaro jahu*. Categorizada como VU A4ad - Vulnerable, debido a una reducción de la población (>al 30%) basada en observación directa, reducción de la calidad del hábitat y niveles de explotación reales o potenciales.

Especies evaluadas con el método MEGA:

- *Leporinus obtusidens*. LC - Preocupación menor
- *Brycon orbignyianus*. NT - Casi Amenazada
- *Zungaro jahu*. NT - Casi Amenazada
- *Pimelodus maculatus*. LC - Preocupación menor
- *Bryconamericus pyahu*. NT - Casi Amenazada
- *Genidens barbatus*. NT - Casi Amenazada

Algunas consideraciones

El taller permitió comprender mejor los alcances y requerimientos de información de los métodos de evaluación analizados y utilizados. En particular en cuanto a los criterios de la UICN, se resaltó la conveniencia de utilizar aquellos relacionados con la distribución geográfica para el grupo de los peces, así como la necesidad de hallar los métodos más adecuados para estimarla de manera más ajustada. Se propusieron modificaciones al método MEGA, para adecuarlo a las características y a la realidad de los peces y ambientes –principalmente debido a las amenazas– de la Cuenca del Plata en Argentina.

Estas metodologías utilizan un conjunto de criterios a fin de mejorar la objetividad de las evaluaciones, mediante métodos cuantitativos o semi-cuantitativos que buscan dar más homogeneidad y coherencia a la toma de decisiones, tanto de gestores como de diferentes grupos de especialistas que trabajan con información de muy diversa calidad y cantidad.

La utilización de las metodologías de evaluación permitió a los especialistas no sólo analizar la aplicabilidad de estas herramientas de evaluación a los peces de agua dulce, sino detectar también importantes vacíos de información y la necesidad de estudios, ya que debe utilizarse la mejor y más detallada información posible que permita guiar la discusión sobre las amenazas a las especies. La falta de información de alta calidad no debe detener a los evaluadores, sino más bien alentarlos a continuar buscando herramientas que permitan traducir a un mismo lenguaje la información directa e indirecta de las especies y el ambiente.

Durante las jornadas se intentó encontrar y construir herramientas útiles para sistematizar y documentar información sobre las especies y los factores que las afectan, con el objeto de elaborar un orden jerárquico de las especies indicando prioridades de conservación y atendiendo especialmente a aquéllas que están o pueden estar amenazadas.

Se buscó no sólo detectar especies en riesgo, sino también información sobre las amenazas, como niveles

² Regiones hídricas: Río de la Plata y afluentes; Río Paraná inferior, Delta y afluentes; Río Paraná medio y afluentes (afluentes margen izquierda, afluentes margen derecha); Paraná superior y afluentes; Río Uruguay medio e inferior y afluentes; Río Uruguay superior y afluentes; Río Paraguay; Río Pilcomayo inferior y afluentes margen derecha; Río Bermejo y afluentes.

y tipos de explotación, destrucción del hábitat, entre otras, que pueda ser usada para priorizar las necesarias medidas y estrategias de conservación y manejo.

La red de expertos conformada, que se espera ampliar y fortalecer, podría realizar revisiones y nuevas evaluaciones a las especies así como brindar información que pueda ser aplicada a la toma de decisiones a nivel nacional y regional, y para la implementación de acuerdos y tratados internacionales.

Principales recomendaciones

- Resulta imperioso destinar esfuerzos a la recopilación de datos e información. Continuar e intensificar la investigación e intervención directa para reducir la pérdida de diversidad biológica, por ejemplo mediante la creación de áreas fluviales protegidas, áreas de interés pesquero con manejo diferenciado, y programas dirigidos hacia las especies y los hábitat vulnerables a posteriori de su evaluación. Se solicita a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Argentina que lidere el proceso de evaluación nacional de peces de agua dulce.
 - Es deseable que el sistema científico nacional jerarquice adecuadamente los temas de conservación a fin de que sea factible reducir las presiones directas sobre la biodiversidad, por ejemplo, mediante la
- prevención de la alteración de los ecosistemas de humedales y de los ciclos hidrológicos (mantener la cantidad y calidad de los regímenes hídricos naturales, incluyendo la frecuencia y ritmo de los caudales), y de la contaminación; suprimiendo las vías de introducción de especies exóticas; y generando nueva información y metodologías que faciliten la implementación y monitoreo de prácticas pesqueras más sostenibles.
 - Sin ser los únicos, los métodos analizados en el taller resultan herramientas muy valiosas para definir estrategias de conservación de los peces de agua dulce, como así también para obtener recomendaciones de estudios que son prioritarios, ya que permiten detectar y documentar vacíos de información. Para la correcta aplicación de las metodologías de evaluación es necesario lograr acuerdos sobre la información a utilizar.
 - Incorporar la evaluación de ambientes para abordar las fuerzas subyacentes de la pérdida de biodiversidad, incluyendo las presiones demográficas, económicas, tecnológicas, sociales, políticas y culturales. Las medidas para abordar estas presiones tienen que ser estrategias de largo plazo y acciones específicas a corto y mediano plazo.
 - Avanzar en la valoración económica de los múltiples servicios que brindan los humedales y los recursos pesqueros a las poblaciones ribereñas, como

El taller representó un avance en la búsqueda de métodos adecuados de evaluación de los peces de agua dulce y en la detección de vacíos en la información disponible.



herramienta para la conservación, reconociendo que la protección de los ecosistemas y las especies es mucho más rentable que permitir que se degraden y pierdan.

- Mejorar y profundizar la información existente permite afinar los programas de gestión de los recursos pesqueros y avanzar hacia una planificación estratégica de procesos de ordenación.
 - Incluir la participación de la amplia variedad de usuarios de los ecosistemas en las deliberaciones y en los procesos de adopción de decisiones para conciliar el desarrollo con la conservación de la diversidad biológica.
 - Abordar las investigaciones y el manejo de forma integral, teniendo en consideración la gama completa de bienes y servicios que los ecosistemas pueden proporcionar, más que centrándose únicamente en determinadas especies o grupos de especies objetivo, como se ha hecho a menudo hasta ahora.
 - Sostener una visión ecosistémica. Se requiere un cambio conceptual para asegurar que se desarrollen e implementen de manera efectiva enfoques holísticos que incorporen los principios de consulta y transparencia, con una visión integral orientada hacia el suministro continuo de bienes y servicios ambientales mediante el mantenimiento de procesos ecológicos esenciales y la participación activa de los sectores involucrados en su gestión. En la medida que estos enfoques otorguen mayor importancia al uso sostenible de los ecosistemas y sus recursos, ellos aportarán de mejor manera al desarrollo sostenible y a las mejoras en el bienestar humano.
- Desarrollar programas de comunicación, educación y sensibilización para que se comprenda el valor de la conservación de los sistemas de agua dulce y su diversidad biológica y cultural asociada, y de las medidas que se pueden tomar para su protección, incluso a través de cambios en el consumo personal y en el comportamiento.
 - Incluir estas iniciativas en escenarios que tienen un marco regional duradero y en algunos casos oficial, haciendo que las recomendaciones puedan aportar a nuevas políticas de Estado, de organismos internacionales –como la Iniciativa Regional de Humedales de la Cuenca del Plata de la Convención de Ramsar–, y a otras iniciativas regionales como el Grupo de Trabajo sobre Pesca y Sustentabilidad en la Cuenca del Plata, creado recientemente con el apoyo de la UICN.
 - Aportar, con el desarrollo de este tipo de trabajos, a nuevos proyectos y programas como el GEF “Ordenamiento pesquero y conservación de la biodiversidad de los humedales fluviales en los ríos Paraná y Paraguay, de Argentina”, contribuyendo además a la implementación de tratados, acuerdos y propuestas internacionales como la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS) y la Iniciativa Cuenca del Plata promovida por UICN-Sur, entre otras.

Anexo I.- Lista de participantes

Nombre	Institución	Ciudad y País	E-mail
Claudio R.M. Baigún	Laboratorio de Ecología y Producción Pesquera, IIB-INTECH / UNSAM-CONICET	Chascomús, Buenos Aires, Argentina	cbaigun@yahoo.com
Victoria de la Balze	Fundación Humedales / Wetlands Internacional - LAC	Ciudad de Buenos Aires, Argentina	victoriahumedales@gmail.com
Daniel Blanco	Fundación Humedales / Wetlands Internacional - LAC	Ciudad de Buenos Aires, Argentina	deblanco@wamani.apc.org
Nadia Boscarol	GTRA, Subsecretaría de Planificación y Política Ambiental, SAyDS de la Nación	Ciudad de Buenos Aires, Argentina	nboscarol@ambiente.gob.ar
Jorge Cappato	Fundación Proteger	Santa Fe, Argentina	jorgecappato@arnet.com.ar, jorgecappato@hotmail.com
Darío Colautti	Laboratorio de Ecología y Producción Pesquera, IIB-INTECH / UNSAM-CONICET	Chascomús, Buenos Aires, Argentina	colautti@intech.gov.ar
Lucio Danilo Demonte	Instituto Nacional de Limnología (INALI)	Santa Fe, Argentina	danilodemonte@yahoo.com.ar
Francisco Firpo Lacoste	GTRA, Subsecretaría de Planificación y Política Ambiental, SAyDS de la Nación	Ciudad de Buenos Aires, Argentina	fflacoste@ambiente.gob.ar
Victoria Gobbi	Dirección General de Asuntos Ambientales Internacionales, Ministerio de Relaciones Exteriores, Comercio Internacional y Culto	Ciudad de Buenos Aires, Argentina	gvt@mrecic.gov.ar
Jorge Liotta	Fundación Óga	San Nicolás, Buenos Aires, Argentina	jliotta@fundacionoga.org.ar
Hugo L. López	Museo de La Plata	La Plata, Buenos Aires, Argentina	hlopez@fcnym.unlp.edu.ar
Juan José Milillo	Especialista en peces ornamentales	Ciudad de Buenos Aires, Argentina	santafilomenae@yahoo.com.ar
Priscilla Minotti	Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática (LETyE), 3iA Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM	San Martín, Buenos Aires, Argentina	priscilla.minotti@gmail.com
Francisca Ocretich	Fundación Humedales / Wetlands Internacional - LAC	Ciudad de Buenos Aires, Argentina	focretich@humedales.org.ar
Oscar Padín	Dirección Nacional de Ordenamiento Ambiental y Conservación de la Biodiversidad, Subsecretaría de Planificación y Política Ambiental, SAyDS de la Nación	Ciudad de Buenos Aires, Argentina	opadin@ambiente.gob.ar
Julieta Peteán	Fundación Proteger	Santa Fe, Argentina	humedales.proteger@arnet.com.ar
Arturo Mora	UICN Oficina Regional para América del Sur (IUCN SUR)	Quito, Ecuador	arturo.mora@iucn.org
Cristina Morales	Asociación Guyra Paraguay	Asunción, Paraguay	cristinam@guyra.org.py
Nora Neris	Secretaría del Ambiente (SEAM), Dirección General de Biodiversidad	Asunción, Paraguay	biodiversidad@seam.gov.py, noraneris@hotmail.com
María del Carmen Paradedá	Asociación Guyra Paraguay	Asunción, Paraguay	carmenparadedá@gmail.com
Bibiana Sagrillo Gindri	ECOA - Ecologia e Ação	Campo Grande, Brasil	bibianagindri@riosvivos.org.br
Paul Van Damme	Asociación Faunagua	Cochabamba, Bolivia	faunagua@yahoo.com, paulvandamme@faunagua.org

Nota: IIB-INTECH: Instituto de Investigaciones Biotecnológicas-Instituto Tecnológico de Chascomús; UNSAM: Universidad Nacional de San Martín; CONICET: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; GTRA: Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos; SAyDS: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

CAPÍTULO 4

Evaluación de riesgos de extinción aplicados a especies de interés pesquero de la baja Cuenca del Plata

Claudio R. M. Baigún

Instituto Tecnológico de Chascomús (IIB-INTECH), Chascomús, Argentina. Email: cbaigun@yahoo.com

Introducción

La aplicación de criterios para evaluar riesgos de extinción lleva ya varias décadas de práctica, habiéndose perfeccionado los protocolos en base a numerosas observaciones de especialistas en diferentes taxones y de diversas regiones geográficas (Mace 1999, Mace *et al.* 2008). Los criterios y categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) son, sin duda, los más difundidos y aceptados a nivel mundial, teniendo amplia aprobación para elaborar listas de especies amenazadas y contribuir a definir prioridades de conservación (Rodríguez *et al.* 2006, Miller *et al.* 2007). Su uso, sin embargo, no ha sido uniformemente adoptado en países donde la información es deficiente o donde se han advertido problemas para su aplicación en ciertos taxones o situaciones particulares como islas o territorios de pequeñas dimensiones (ver Tabla 1, De Grammont y Cuarón 2006). Particular atención han concitado aquellas especies que conforman los recursos de interés pesquero, en parte porque los mismos se encuentran sometidos a una presión de extracción generalmente continua, y porque los criterios de manejo y

conservación de estos recursos se guían por paradigmas diferentes a los que se aplican para la conservación de otras especies (Mace y Hudson 1999). En la baja cuenca del Plata, las pesquerías se encuentran bien diversificadas, poseen gran importancia socio-económica y los principales recursos pesqueros están constituidos por especies migradoras de gran tamaño (Barletta *et al.* 2010).

El presente capítulo aborda sucintamente la problemática que se plantea al aplicar criterios de riesgos de extinción cuando se evalúan especies de importancia pesquera. Utilizando como base dos metodologías descritas en los capítulos previos (UICN y MEGA), se exponen y discuten algunos conflictos que emergen al considerar este tipo de especies, proponiéndose lineamientos generales que deberían tenerse en cuenta para su mejor evaluación.

Paradigmas para la conservación de los recursos pesqueros y colisión de criterios

La aplicación de criterios para evaluar riesgos de extinción en peces en América del Sur registra aún escasos antecedentes; un detalle de los mismos puede consultarse en Helfman (2007). La actitud de los países de América del Sur ha sido variable respecto a los métodos utilizados para la categorización de los peces de agua dulce. Brasil, Venezuela y Perú han adoptado los criterios de UICN de manera literal para sus Listas Rojas nacionales, mientras Colombia los ha modificado para adaptarlos a la situación del conocimiento de los peces de ese país (Mojica *et al.* 2002). Por su parte Bolivia ha presentado un enfoque alternativo conocido como MEGA (Ministerio de Medio Ambiente y Agua 2009) dirigido a definir prioridades de conservación. Otros estudios previos que han comprendido especies del sector argentino de la Cuenca del Plata han optado por métodos como SUMIN (Zayas y Cordiviola 2007, Cordiviola *et al.* 2009) o bien criterios propios basados en apreciaciones y experiencia personal (López *et al.* 2003, Chébez *et al.* 2009). Es interesante notar que en el caso de las especies de interés pesquero se han obtenido resultados dispares de acuerdo al método aplicado. Mientras la aplicación de SUMIN, por ejemplo, en el área del Paraná Medio identificó cinco especies como vulnerables de máxima prioridad (*Luciopimelodus pati*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *P. reticulates*,

Venta de pescado fresco en Rosario, Santa Fe.

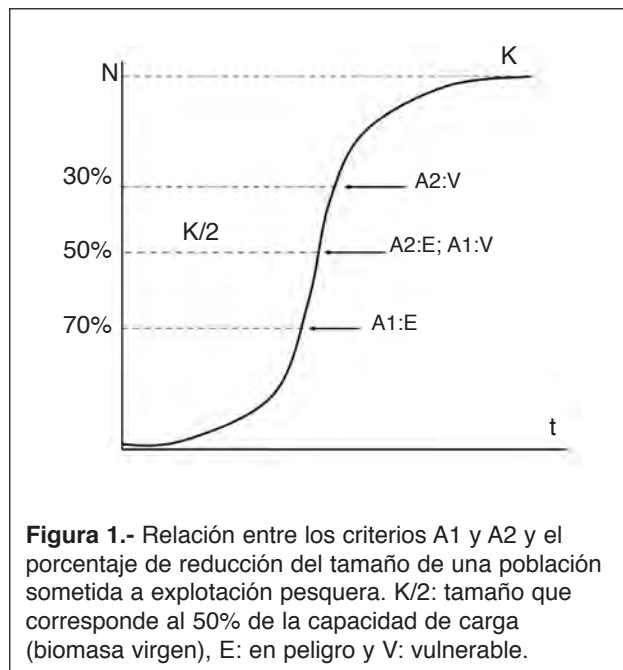


Salminus brasiliensis, *Serrasalmus marginatus*) y cuatro como vulnerables de atención especial (*Oxydoras kneri*, *Piaractus mesopotamicus*, *Platydoras costatus*, *Sorubim lima*) (Zayas y Cordiviola 2007, Cordiviola *et al.* 2009), ninguna de ellas fue considerada como amenazada bajo las categorías de UICN en una evaluación ad hoc realizada por distintos especialistas (ver <http://www.proteger.org.ar/peces-cuenca-plata/>). En un solo caso, como es el de *Brycon orbygnyanus*, ambas metodologías fueron coincidentes. Por su parte, Chébez *et al.* (2009) han categorizado varias de las especies blanco de la pesca artesanal como indeterminadas, con excepción de *Lepidosiren paradoxa* que fue considerada vulnerable por su valor para acuarios.

Sin duda, uno de los aspectos más conflictivos cuando se intenta aplicar los criterios de UICN a los recursos pesqueros es la magnitud de los valores que se utilizan para cuantificar la reducción del número de individuos de una población (UICN Standards and Petitions Subcommittee 2010). El criterio A, que se basa en el porcentaje de reducción poblacional observado en tres generaciones o 10 años (cualquiera sea el mayor), ha sido objetado por no representar la situación que se observa en la mayoría de las pesquerías (Matsuda *et al.* 1998, FAO 2000, Powles *et al.* 2000, Mace 2004). Es reconocido que uno de los dogmas centrales para el manejo de pesquerías es lograr que las mismas operen en el máximo rendimiento sostenible (MSY¹), el cual en teoría se alcanza cuando la biomasa virgen se reduce a la mitad, asumiendo que la población exhibe una respuesta logística en su variación de tamaño. Ello, a su vez, corresponde a la mortalidad de pesca máxima que permite lograr dicho máximo rendimiento tal como lo indica el conocido modelo de Schaeffer. En otras palabras, una reducción significativa de las poblaciones de peces sería un objetivo deseable y permanente para aprovechar la productividad potencial de las especies de interés pesquero, lo que proporcionaría los esperados beneficios sociales y económicos sin poner en riesgo el recurso (Mace y Hudson 1999, Hutchings 2001).

Esta situación se ilustra en la Figura 1, donde según el criterio A1, toda población que se explote bajo los criterios precedentes debería ser considerada como de categoría *vulnerable* y *en peligro* bajo los criterios A2 a A4. En estas situaciones, los criterios de UICN sobrestimarían el estado de los *stocks*, promoviendo medidas regulatorias inadecuadas (Matsuda *et al.* 1998). En el otro extremo, sin embargo, las recomendaciones de Musik (1998) sobre los umbrales de declinación para peces marinos utilizando los criterios y categorías desarrollados por la American Fisheries Society (AFS), aparecen como injustificadas para pesquerías de agua dulce, acaso más vulnerables por sus *stocks* más reducidos y la elevada exposición a factores de cuenca como contaminación, represamientos, pérdida de áreas de cría, regulación de caudales, etc.

Un aspecto clave que atañe al criterio A es poder establecer en qué medida la declinación estimada se



basa en una situación que considera un estado más próximo al nivel virgen de la población o bien a un estado de explotación cuya magnitud se desconoce. Este criterio es de enorme interés dado que la reducción de los ejemplares maduros representa un signo inequívoco de riesgo para una población, incluso hasta llegar a la extinción. Por otra parte, en el caso de las especies sometidas a la pesca en grandes ríos con llanura de inundación, puede ser difícil diferenciar entre fluctuaciones de tamaño poblacional debido a causas naturales y al efecto mismo de la pesca. De tal modo, las especies sometidas a presión pesquera continua en estos sistemas, plantean el problema de que su variabilidad está afectada por la conjunción de factores ambientales y antrópicos, no siendo sencillo distinguir entre fluctuaciones naturales y una verdadera declinación debido a presiones externas. Aunque no se dispone aún de mucha información, existen indicios de que muchas especies que viven en sistemas de ríos pulsátiles pueden exhibir importantes variaciones naturales de su abundancia como producto de factores relacionados con el reclutamiento y la mortalidad. Ello se ha observado por ejemplo para el sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el alto Paraná cuyo reclutamiento y vigor de la primera cohorte está afectado por la intensidad de estos pulsos (Agostinho *et al.* 2007).

Dado que el criterio A1 requiere que las causas de la reducción sean reversibles, entendibles y que hayan cesado, lo cual parece difícil de que ocurra en las situaciones mencionadas, este criterio ofrece problemas para ser aplicado. Se puede ciertamente argumentar que una población bajo explotación continua se estabilizará alrededor del MSY, con lo cual la tasa de declinación se detendrá. Esta población calificaría como vulnerable de manera más o menos permanente bajo el

¹ MSY: Maximum Sustainable Yield.

criterio A1 si la declinación respecto a una situación pasada fuera del 50%, lo cual conduciría a la paradoja de tener que aceptar que la especie proporciona su máxima producción cuando alcanza un estado de vulnerable. Sin embargo, resulta altamente improbable que en los ríos de régimen pulsátil se obtengan rendimientos pesqueros estables, con lo cual estos recursos ameritarían modificaciones recurrentes de su riesgo de extinción, aparejando ello importantes implicancias para los usuarios de este recurso.

Por otro lado, y ya en una situación que se aplica no sólo a las especies pesqueras sino a los peces en general, el criterio B, basado en aspectos de distribución geográfica, genera problemas de subestimación de riesgo de extinción por ser los ríos sistemas cuasi lineales. Varias especies como *Pseudoplatystoma corruscans*, *P. reticulatum*, *Prochilodus lineatus* y *Zungaro jahu* presentan patrones temporales de agregación en sus distribuciones que los tornan altamente vulnerables a la pesca y, por lo tanto, el área real de ocupación resulta así menor a la estimada. Por otro lado, mientras en la baja Cuenca del Plata el río Paraná excede los 20.000 km² debido a su extensa llanura aluvial, evitando de ese modo categorizar a las especies como vulnerables (criterio B1), ello no se cumple en los ríos Uruguay, Paraguay y sus grandes afluentes -sectores inferiores- como los ríos Salado, Bermejo, Corrientes, Pilcomayo. En este sentido Mace *et al.* (2008) reconocen la dificultad de extender el criterio B a todos los organismos y a sistemas lineales.

¿Riesgos de extinción o prioridad de conservación?

El concepto de extinción tal como lo propone UICN (UICN 2003) plantea dudas cuando se lo intenta asociar a peces dado que, a diferencia de muchas especies terrestres que poseen alta visibilidad, resulta muy difícil llegar a determinar cuándo el último individuo ha desaparecido (Roberts y Hawkins 1999, Purvis *et al.* 2000). Aún cuando se conocen ejemplos de especies de interés pesquero extinguidas, ello se ha verificado casi siempre a nivel local (Dulvy *et al.* 2003, Nehlsen *et al.* 1991). En el caso de los recursos pesqueros, la definición de extinción cobra otro significado habiendo estado dirigida a caracterizar el estado de una pesquería, considerándosela extinguida cuando la misma se torna inviable por bajo rendimiento o altos costos operativos, pero sin que ello necesariamente implique que las especies se encuentren en riesgo de desaparecer (Rice y Legacè 2007).

La evaluación del estado de conservación de una especie puede realizarse a partir de establecer previamente el riesgo de extinción (De Grammont y Cuarón 2006) tal como lo posibilitan los criterios de UICN. Si bien es claro que estos representan una base para la conservación de las especies, ello de por sí no define prioridades de conservación (Gärdenfors 2001, Gärdenfors *et al.* 2001). Para el caso de especies marinas, Hutchings y Reynolds (2004) argumentan que la tasa de declinación no está necesariamente

relacionada con el riesgo de extinción a partir del análisis de poco más de 200 *stocks*. Ello ha dado lugar a la aparición de sistemas alternativos directamente dirigidos a establecer dichas prioridades que incorporan aspectos biológicos, zoogeográficos, ambientales, etc. (Misllap *et al.* 1990) y que cada vez parecen cobrar mayor importancia. Baigún (2010), por ejemplo, al evaluar los principales ejes de conflicto que afectan a las pesquerías de la Cuenca del Plata y proponer directrices para su manejo sustentable, identifica a la diagnosis del estado de conservación de especies como una de las herramientas clave para definir medidas de gestión apropiadas.

En todo caso, un aspecto crítico para la conservación de las especies es lograr que los marcos de referencia utilizados por cualquiera de los métodos propuestos sea compatible con los moldes de manejo que requieren las especies sometidas a explotación (Reynolds *et al.* 2002). El conflicto entre criterios cuantitativos y sus categorías de riesgo como los de UICN y los objetivos que promueven los manejadores de recursos que buscan maximizar el rendimiento de los *stocks* reduciendo deliberadamente las poblaciones a niveles incluso superiores al 50%, plantea un problema adicional que es la necesidad de identificar claramente qué fines se buscan al categorizar a las especies de importancia pesquera. ¿Requieren estas especies un tratamiento especial o criterios diferentes, y si es así, se dispone de la información adecuada? ¿Qué criterios deberían utilizarse si la información es deficiente pero se percibe la declinación de una pesquería? Dado que la especie recibe un impacto continuo por la pesca, ¿cuán frecuente debe ser su evaluación? ¿Es adecuado mantener las categorías de riesgo de UICN o es conveniente modificarlas / adaptarlas? Estos interrogantes no son de fácil respuesta y ameritan debates y discusiones continuas entre científicos, autoridades de aplicación, ONGs, usuarios, etc.

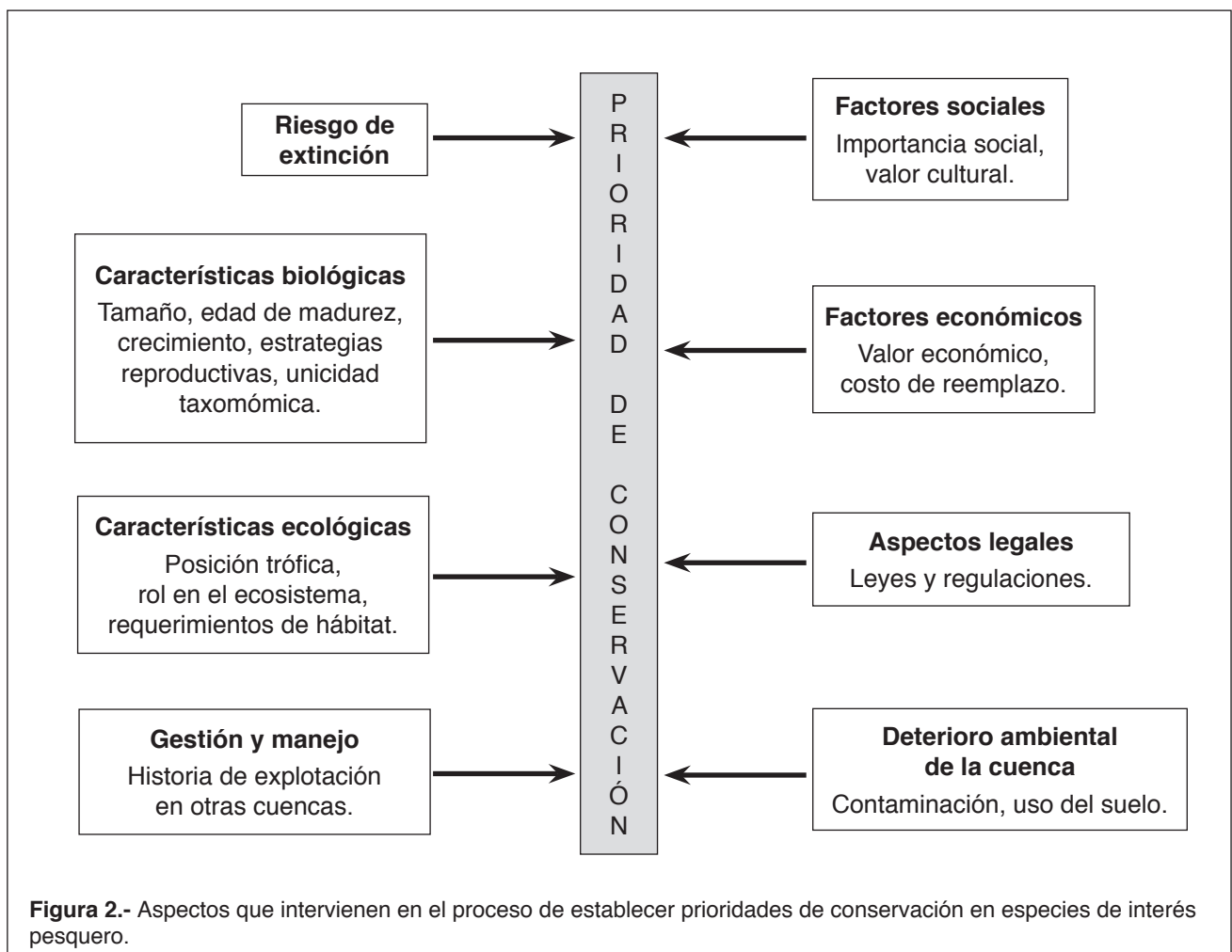
Los manejadores de recursos pesqueros se preocupan ante todo por disponer de herramientas de diagnosis que permitan detectar el riesgo de que los mismos se tornen no sustentables por reducción de los efectivos, siendo ello su primera prioridad. Conservar una adecuada biomasa desovante, por ejemplo, es un objetivo de gran interés para la conservación de las especies sujetas a explotación y más prioritario que llegar a establecer el riesgo de extinción de la especie. No cabe duda de que la pesca por sí sola es una fuerza suficientemente poderosa para reducir, en muchos casos, el tamaño de las poblaciones, y ello se ha verificado incluso en grandes ríos donde existen ejemplos de diferentes *stocks* que han sido declarados como sobrepescados (por ej. Ruffino e Isaac 1994, Novoa 1989, FAO 2003, Petrere *et al.* 2004, Fabre y Barthem 2005, Galvis y Mojica 2007), sin que ello haya implicado considerar las especies en riesgo de extinción *sensu stricto*.

En el caso de los recursos pesqueros, la diferenciación entre riesgos de extinción y prioridades de conservación es aún más marcada debido a la importancia que poseen los aspectos sociales, económicos y culturales que intervienen en la decisión de categorizar un *stock*

(Miller *et al.* 2006). En este sentido, el riesgo de extinción de una especie que es blanco de una pesquería no proporciona necesariamente un sustento adecuado para establecer sus prioridades de conservación. En la baja Cuenca del Plata, donde se identifican diferentes especies de alta relevancia pesquera artesanal y deportiva, es posible que varias de ellas puedan adquirir prioridad de conservación por su importancia social (por ej. *Pseudoplatystoma corruscans* y *P. reticulatum*) o por su rol ecológico (*Prochilodus lineatus*), aun no siendo consideradas en riesgo de extinción. Así, la Figura 2 presenta diversos aspectos que deben ponderarse para definir la prioridad de conservación de especies pesqueras notándose que el riesgo de extinción es uno más de estos componentes.

Para el caso de especies comerciales se ha argumentado que no tiene mayor sentido medir el grado de extinción debido a que la pérdida de rentabilidad por su captura actúa como un mecanismo que detiene o reduce la explotación posibilitando la recuperación de la especie (Mace y Hudson 1999, Musik 1998, Powles *et al.* 2000). Este mecanismo de autorregulación es sin embargo difuso en las pesquerías artesanales de los grandes ríos debido a que aún cuando los pescadores puedan seleccionar otras especies de mayor abundancia, la especie afectada es igualmente retenida

por su valor residual. Por otro lado, el efecto de captura incidental es difícilmente evitable cuando las artes son poco selectivas. Esta situación es ilustrada en la Figura 3, donde se muestra cómo se relaciona el riesgo de extinción de la pesquería con el de la especie. Allí se aprecia cómo la pesquería debería autorregularse a partir del momento en que los costos igualan los beneficios (punto de equilibrio). Se observa que los riesgos de extinción de la especie se mantienen muy bajos, incluso cuando la pesquería alcanza el máximo rendimiento sostenible; aún cuando estrictamente ello correspondería a una situación de vulnerabilidad, como se analizó previamente. Los puntos a la izquierda de MSY (máximo rendimiento sostenible) corresponden a niveles de explotación de intensidad menor y donde el punto de referencia precautorio (PRP) equivaldría a 2/3 FMSY (mortalidad por pesca correspondiente al MSY) con riesgo de extinción mínimo para el recurso. Como se observa, el riesgo crece aceleradamente a partir del momento en que el aumento del esfuerzo pesquero reduce el rendimiento por debajo del punto de equilibrio, pudiendo llevar al colapso de la pesquería y aproximándose así a los criterios de extinción postulados por UICN. Si bien en este punto de equilibrio se espera que la pesquería reduzca drásticamente el esfuerzo de pesca, a menudo éste se incrementa por el efecto conocido como “carrera por los peces”.



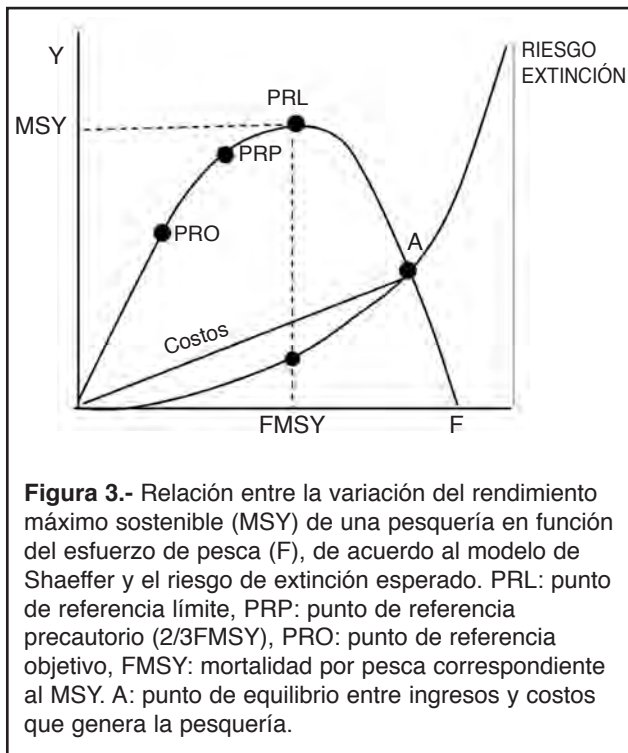


Figura 3.- Relación entre la variación del rendimiento máximo sostenible (MSY) de una pesquería en función del esfuerzo de pesca (F), de acuerdo al modelo de Shaeffer y el riesgo de extinción esperado. PRL: punto de referencia límite, PRP: punto de referencia precautorio ($2/3FMSY$), PRO: punto de referencia objetivo, FMSY: mortalidad por pesca correspondiente al MSY. A: punto de equilibrio entre ingresos y costos que genera la pesquería.

¿Qué criterios se necesitan para especies de interés pesquero?

A lo largo de este capítulo se ha puesto énfasis en resaltar algunas dificultades que se advierten para poder determinar el riesgo de extinción de especies que son explotadas. Un problema evidente es que muchas de estas limitaciones han sido observadas en pesquerías marinas, siendo escasos los ejemplos tomados de especies de agua dulce. Por cierto existen importantes diferencias entre especies de uno y otro medio (Winemiller y Rose 1992). Una de las más sobresalientes es que los peces de agua dulce soportan un mayor número de amenazas debido a su estrecha dependencia de las condiciones ambientales de las cuencas y a sus desplazamientos lineales y a menudo extensos, en el caso de especies migradoras. Asimismo, a diferencia del medio marino, el uso del agua en las cuencas fluviales es fácilmente regulable mediante obras que alteran las condiciones hidrológicas a diversas escalas, multiplicando las fuentes de riesgo para la conservación de las especies y sus pesquerías asociadas.

Lo anterior pone de relieve la necesidad de introducir aspectos adicionales en los criterios de categorización que se agreguen a los criterios demográficos seleccionados por UICN. Estos criterios no son incorrectos pero resultan insuficientes para especies de peces de agua dulce. Consideraciones sobre el hábitat, por ejemplo, sólo están mencionadas para el caso en que el mismo estuviera severamente fragmentado (criterio B2a). El deterioro de un hábitat, sin embargo, incluye además aspectos como su capacidad de ser utilizado por una especie como parte de su ciclo biológico. De igual manera, no es menos cierto que la

ausencia de criterios biológicos explícitos ha sido considerada una seria limitación, llevando a desarrollar categorizaciones alternativas aplicables a peces (por ej. Musik 1998, Millsap *et al.* 1990). Olden *et al.* (2010) consideran que la probabilidad de extinción de los organismos de agua dulce se relaciona con factores biológicos intrínsecos.

Un enfoque más amplio y ya discutido en un capítulo previo es el que propone el método MEGA, que utiliza las categorías de UICN pero considera criterios biológicos, ecológicos y zoogeográficos que son cuantificados de un índice multimétrico aditivo para proporcionar una categorización de una especie dada. Este sistema parte de la base que no es posible aplicar los criterios de UICN cuando es escasa la información existente o requerida por dichos criterios. Por el contrario, incorpora otros que en ambientes fluviales parecen tener considerable importancia, como es la conservación de hábitat críticos, conectividad longitudinal y lateral, etc. Sin embargo, es importante tener en cuenta que MEGA, al igual que SUMIN, no evalúan directamente peligro de extinción sino grado de amenaza y prioridad de conservación de las especies, lo cual marca una diferencia fundamental a la hora de interpretar los resultados. El hecho de que MEGA aplique un índice multimétrico aditivo, siguiendo el enfoque desarrollado para SUMIN (Reca *et al.* 1994, Bello y Ubeda 1998), incorporando la influencia de diferentes factores, representa un criterio de valoración muy diferente al de UICN, orientado a adoptar decisiones basadas en umbrales que definen categorías de riesgo.

Así, dado que el grado de extinción de los recursos pesqueros no está necesariamente relacionado con la prioridad de conservación, la categorización obtenida mediante el sistema MEGA no es estrictamente comparable al de UICN. El sistema MEGA, sin embargo, no está libre de dificultades conceptuales, en cierto modo análogas a las de UICN para las especies sometidas a presión pesquera, dado que varios de los criterios (abundancia local, tendencia poblacional, intensidad de uso) no pueden ser estimados sin un alto grado de incertidumbre en ausencia de información adecuada. Aún cuando el método MEGA no requiere determinar porcentajes precisos de declinación, exige definir la magnitud de la misma en términos cualitativos. Ello puede resultar conflictivo en el caso de recursos que poseen importancia socio-económica y donde la información pesquera es deficiente. Por otro lado, el método MEGA sólo evalúa el grado de alteración de un sistema, pero no distingue qué tipo de factor lo provoca, lo que podría llevar a valoraciones muy diferentes. Por ejemplo, la construcción de una represa puede tener efectos irreversibles en la migración de una especie, lo que difícilmente pueda ser mitigado construyendo sistemas de transferencia para peces (Baigún *et al.* 2007, Oldani *et al.* 2007). De igual modo, la formación de un embalse puede hacer desaparecer todo un valle aluvial donde una especie tiene su hábitat reproductivo o de cría, o bien generar un ambiente con condiciones adversas para la supervivencia de las larvas por cambios en la transparencia del agua. Esta situación difiere marcadamente de una fuente de contaminación

que puede ser suprimida, y por lo tanto, posee impacto reversible.

Estas diferencias de categorización también se advierten incluso para los recursos pesqueros de la baja Cuenca del Plata utilizando SUMIN. Por ejemplo, Zayas y Cordiviola (2007) y Cordiviola *et al.* (2009) categorizaron como vulnerable en grado diverso (máxima prioridad y de atención especial) a varias especies de interés comercial del Paraná medio, mientras que la evaluación llevada a cabo en 2008 ya mencionada, no consideró como amenazadas a ninguna de ellas con excepción de *Genides barbatus*. Ello no es sorprendente dado que SUMIN define prioridades de conservación sin evaluar primero el riesgo de extinción y aplica diversos criterios adicionales a UICN. Es asimismo importante, notar que tanto SUMIN como MEGA no aplican ponderaciones a los criterios utilizados, lo cuál podría quizás subestimar la importancia de alguno de ellos y su influencia en el valor final.

En la Tabla 1 se comparan los requerimientos que poseen ambos métodos al aplicarse a especies que son de interés pesquero.

La discrepancia entre ambos métodos, por otra parte, responde no solamente al uso de criterios diferentes sino a la escala de análisis. UICN utiliza criterios que miran la perspectiva global, mientras que MEGA posee una visión fundamentalmente nacional o continental en algunos casos. Helfman (2007) presenta varios ejemplos sobre diferencias entre listas nacionales y globales que posiblemente reflejen situaciones propias de cada área geográfica, región o país. En este sentido, muchas listas nacionales se elaboran apuntando a la necesidad de

establecer las prioridades de conservación más que los criterios de extinción (Keller y Bollman 2004), aún cuando el valor de estas listas ha sido minimizado bajo el argumento de que las extinciones como tales tienen significado a nivel global; y por lo tanto, no son representativas (Mace *et al.* 2008). Esta necesidad de enfocar la evaluación a una escala espacial menor puede o no justificarse dependiendo de cada caso. Mientras la situación de una especie puede ser considerada como no comprometida a escala global (LC), ello puede no ser aplicable a una escala nacional para casos extremos, donde se detecta que una especie se encuentra en estado de virtual desaparición o es muy poco abundante, planteando la legítima disyuntiva sobre qué escala de análisis aplicar (Figura 4).

Un rasgo particular de muchas especies de la baja Cuenca del Plata es que la misma región representa el rango más austral de distribución geográfica de varias especies de interés pesquero, por lo que su abundancia se encuentra relacionada con migraciones térmicas para evadir las desfavorables condiciones invernales que se presentan durante el invierno, así como migraciones reproductivas durante la primavera y verano (Bonetto 1986). Ello resalta el valor de privilegiar acaso enfoques regionales para evaluar prioridades de conservación en especies comerciales, más aún cuando éstas poseen alto valor socio-económico. Tal como se mencionó previamente, uno de los aspectos conflictivos en el caso de las especies de interés pesquero es la marcada discrepancia entre los enfoques pesqueros y conservacionistas para definir cuándo una especie se encuentra en riesgo, aún cuando no estrictamente de extinción.

Tabla 1		Comparación de características aplicadas a recursos pesqueros según criterios de UICN y MEGA.	
CARACTERÍSTICA	UICN	MEGA	
Objetivo principal	Riesgo de extinción	Prioridad de conservación	
Requieren conocer el grado o magnitud de declinación	Sí	Sí	
Requieren conocer o tener idea (directa o indirecta) sobre la abundancia de individuos maduros o en general	Sí	Sí	
Poseen umbrales de reducción tolerables	Sí	No	
Incorporan criterios pesqueros	No	No	
Incorporan criterios biológicos de manera explícita	No	Sí	
Incorporan criterios ambientales de cuenca	No	Sí	
Incorporan criterios de distribución geográfica	Sí, globales	Sí, locales y regionales	
Consideración de los criterios	Debe cumplirse al menos uno	Se evalúan de manera aditiva	

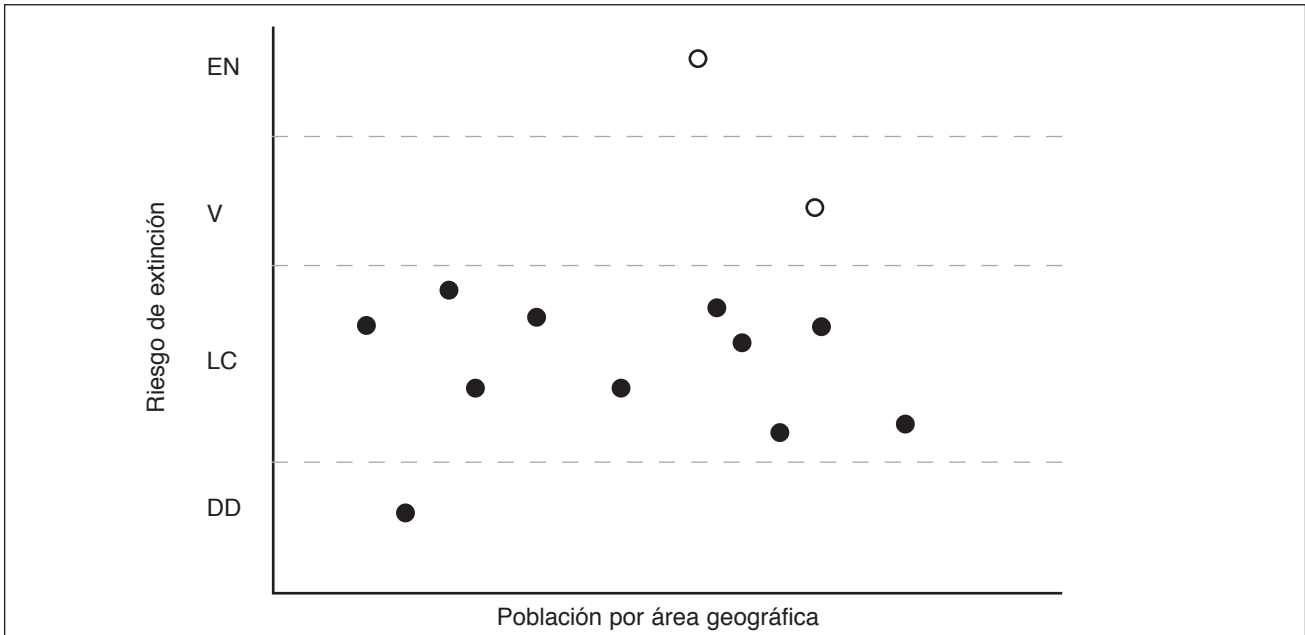


Figura 4.- Aplicación de diferentes criterios de UICN para categorizar poblaciones de diferentes áreas geográficas de acuerdo a su riesgo de extinción. EN: en peligro crítico, V: vulnerable, LC: preocupación menor y DD: deficiente en datos.

Evaluaciones utilizando metanálisis sobre datos de pesquerías marinas han sugerido que los criterios conservacionistas proporcionan un exceso de falsas alarmas (DFO 2007). En el caso de especies pesqueras, la probabilidad de generar falsas alarmas puede arrojar resultados perjudiciales si se considera que la especie se encuentra amenazada cuando en realidad no lo está (error de Tipo I). Ello generaría respuestas tendientes a reducir el impacto de la pesca, teniendo efectos sociales y económicos acaso trascendentes. Por el contrario, si se acepta que la especie no reviste grado de amenazada, cuando en rigor sí lo está (error de Tipo II), se favorecería mantener un esfuerzo de pesca que conduzca primero a la sobrepesca y acaso al colapso de la pesquería en última instancia, o bien a una fuerte reducción por no tener en cuenta cómo otros factores de impacto podrían también tener fuerte incidencia (represas, contaminación, etc.). Es muy interesante advertir que ambos errores poseen consecuencias indeseables pero con diferente significado. Mientras cometer un error de Tipo II afecta primariamente a la especie al generar impactos relacionados con el

deterioro de la estructura demográfica, el error de Tipo I posee un efecto directo sobre la pesquería disparando medidas protectivas en rigor innecesarias (Tabla 2). Por el contrario, en especies que no son blanco de las pesquerías el error de Tipo II tiene un significado mucho mayor que el de Tipo I al aumentar la probabilidad de extinción. En todo caso, en estas especies el error de Tipo I sólo acrecienta medidas precautorias que pueden ser removidas mediante evaluaciones posteriores. Parte de la incertidumbre en cometer uno u otro error al considerar una especie como amenazada está relacionado con la dificultad de validar los umbrales de reducción propuestos, sean cuantitativos (UICN; AFS) o cualitativos (MEGA). En este sentido, los criterios de UICN pueden ser aceptados si se sospecha que la reducción opera sobre niveles ya de por sí alejados del tamaño de carga de la población. Por otra parte, es importante considerar qué extensión temporal de reducción sería adecuada para diferenciar lo que podría ser un proceso de declinación natural de uno provocado por la pesca u otro factor.

Tabla 2		Matriz decisoria aplicable a especies de interés pesquero. Ho: Hipótesis nula. H1: Hipótesis alternativa.	
Hipótesis	Decisión		
	Si Ho es verdadera	Si Ho es falsa (H1 es verdadera)	
Ho: La especie explotada se considera NO AMENAZADA.	Decisión correcta. No requiere medidas protectivas.	Decisión incorrecta. Se comete un error de Tipo II y no se adoptan medidas protectivas. Riesgo de sobrepesca y extinción de la pesquería.	
H1: La especie explotada se considera AMENAZADA.	Decisión incorrecta. Se comete un error de Tipo I generando una falsa alarma.	Decisión correcta. Se adoptan medidas protectivas.	

Una diferencia que debe tenerse presente es que los criterios pesqueros están dirigidos a *stocks* o poblaciones, mientras que los de conservación se focalizan en especies. Los protocolos para detectar especies en riesgo operan de manera opuesta, dado que los primeros se asientan sobre niveles de abundancia extremadamente bajos mientras que los segundos se apoyan en niveles mayores con el objetivo de mantener los *stocks* lo más productivos posibles. Tal como señalan Powles *et al.* (2000) la diferencia más importante entre estos dos enfoques es quizás que los protocolos pesqueros dan lugar a acciones ya preestablecidas no bien se superan los puntos de referencia. Estos puntos de referencia incluyen valores objetivos, límites y en muchos casos medidas precautorias que reducen la probabilidad de que los *stocks* se encuentren sobrepescados (biomasa desovante por debajo de un umbral límite tolerable) o estén sufriendo sobrepesca (mortalidad por pesca por encima de un umbral límite prefijado). En este contexto, la Figura 5 trae a escenario el problema de utilizar el criterio C para evaluar el riesgo de extinción y pone de relieve cómo los criterios pesqueros y conservacionistas actúan a diferentes escalas.

Así, mientras los criterios pesqueros actúan a un nivel de abundancia aún elevado, los conservacionistas los hacen en el extremo opuesto. Es importante notar que en el umbral de vulnerabilidad la especie debería no tener más de 10.000 individuos (criterio C), lo que en el caso de algunas especies de la baja Cuenca del Plata y que son parte de la pesquería, ameritaría quizás una categorización aún más severa. En todo caso, parece evidente que un número fijo remanente de individuos reproductores no garantiza la reducción de riesgo de extinción o recuperación de una población porque ello depende de factores tan diversos como la tasa de

crecimiento, edad o talla de primera madurez, tasa de mortalidad y el tipo de relación *stock*-recluta.

¿Qué tipo de información se necesita y cómo integrarla?

En el caso de los recursos pesqueros UICN Standards and Petitions Subcommittee (2010) reconoce que los mismos pueden presentar problemas para determinar si sus tasas de declinación son apropiadas para considerar si una especie se encuentra o no en estado de amenaza. El taller de evaluación desarrollado en Asunción en 2008 puso en evidencia la escasa información existente sobre tasas de declinación, así como el elevado número de especies calificadas como DD, lo cual en cierta medida es coherente con el alto número de especies consideradas como indeterminadas por Chébez *et al.* (2009). Esto refleja que el conocimiento alcanzado sobre la gran mayoría de las especies de la cuenca es aún muy incompleto. Como consecuencia, cuando la incertidumbre es elevada ello puede traducirse en una categorización a menudo incorrecta (Ackaraya *et al.* 2000) o bien abusar en cuanto a asignar las especies a las categorías LC y DD más por ignorancia que por conocimientos que permitan una evaluación objetiva de las especies.

Numerosas teorías (por ej. Vannote *et al.* 1980, Junk *et al.* 1989) han remarcado el carácter integrador que poseen las cuencas fluviales y su relación con diversos procesos funcionales que gobiernan la producción en general, por lo que parece adecuado incorporar, tal como se propone en el método MEGA, criterios adicionales vinculados a impactos que puedan alterar, reducir o deteriorar hábitat críticos. Varios de estos aspectos han

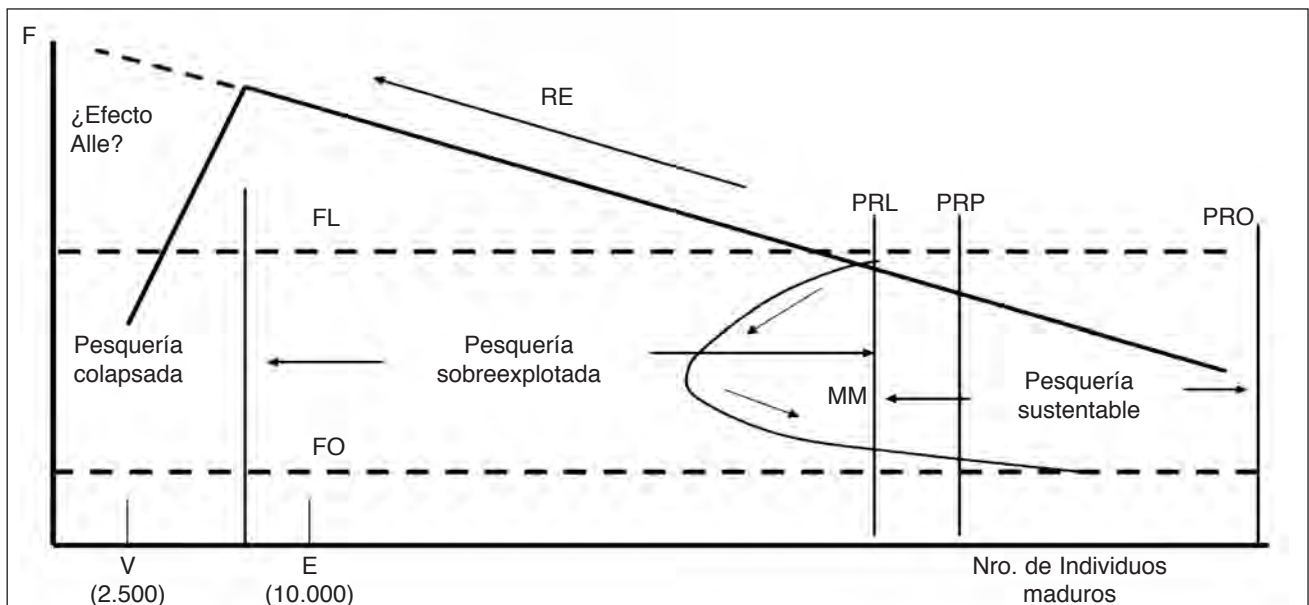


Figura 5.- Comparación entre criterios de conservación de especies y conservación de recursos pesqueros. PRO: punto de referencia objetivo, PRP: punto de referencia precautorio, PRL: punto de referencia límite respecto del número de individuos maduros, MM: medidas de manejo para recuperar la población, F: mortalidad por pesca, FO: punto de referencia objetivo respecto a la mortalidad por pesca, RE: riesgo de extinción, FL: punto de referencia límite respecto a la mortalidad por pesca, V: vulnerable, E: en peligro, RE: riesgo de extinción de la especie. Los números 2.500 y 10.000 indican los umbrales de las categorías V y E respectivamente, que corresponden al criterio C de UICN.

sido reconocidos también para ríos de menor escala (Moyle y Williams 1990), lo que resalta la compleja relación existente entre las condiciones del hábitat y la conservación de las especies que existe en estos sistemas. Por otro lado, el hecho de que la mayoría de las especies de interés pesquero de la baja Cuenca del Plata sean migradoras sugiere la necesidad de incorporar varios criterios vinculados con factores externos que pueden influir sobre su conservación. En estas especies los riesgos o amenazas son, sin duda, sinérgicos, mucho más si los diversos estadios del ciclo vida tienen lugar en diferentes hábitat o sectores de la cuenca. Se puede así enumerar algunos aspectos que deberían tenerse en cuenta para evaluar riesgos de extinción o prioridades de conservación en peces de interés pesquero:

a) Indicadores de cambios demográficos

En especies que conforman pesquerías la información clave proviene de datos de capturas o captura por unidad de esfuerzo (CPUE), aún cuando este tipo de información es escasa en los grandes ríos. Algunas excepciones son las estadísticas de captura de sábalo y otras especies en los ríos Paraná y Uruguay (Argentina) que, aunque de baja exactitud, han sido utilizadas para medir los cambios históricos de las capturas (Quirós y Cuch 1989, Baigún *et al.* 2008). El uso de estos indicadores sustitutivos de la abundancia poblacional están sugeridos en el criterio A1b de la UICN (Mace *et al.* 2008) pero, en todo caso, se debe asumir que el mismo refleja la verdadera densidad de peces (Maunder *et al.* 2006). Ello puede ser problemático en grandes ríos porque se requiere aceptar que el coeficiente de

capturabilidad (q) no se debería haber alterado durante 10 años o al menos tres generaciones. Dado que los peces se concentran o dispersan siguiendo los pulsos de inundación y que sólo una fracción de las poblaciones es, por lo general, vulnerable a las artes, sería esperable que existan fenómenos de hiper-estabilidad o hiper-reducción más que relaciones aproximadamente lineales entre abundancia y CPUE (Hilborn y Walters 1992), complicando la interpretación de los datos. Adicionalmente puede ser muy relevante disponer de información sobre la variabilidad de la abundancia (o sus proxies). En especies de interés pesquero la variación interanual representa, a menudo, una señal de sobrepesca y por lo tanto de reducción de individuos reproductores.

Por el momento, en pesquerías de la baja Cuenca del Plata este tipo de información es escasa, puntual o altamente imprecisa, por lo que es recomendable formalizar o reforzar los muestreos experimentales (científicos) como método rutinario para evaluar las tendencias de estos recursos. No menos importante es obtener la percepción de los usuarios más directos a través de metodologías *ad hoc*.

b) Atributos biológicos

Varios atributos biológicos están relacionados con la resiliencia que poseen las especies para adaptarse a cambios demográficos. Algunos de ellos como el nicho trófico, la tasa intrínseca de crecimiento, talla o edad de primera madurez, modo de reproducción, etc., hacen al gradiente de especialización biológica o ecológica y

Trampa para la captura de Sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el río Pilcomayo, Bolivia.



tienen relación con la respuesta de una población a impactos naturales y antrópicos, pero no son controlables. Por el contrario, otros como la composición de tallas y edades son afectados directamente por la acción de fuerzas como la pesca, y sí son manejables. Uno de los impactos más reconocidos de la pesca es precisamente promover la reducción de la talla en forma progresiva, lo cual posee importantes implicancias a nivel poblacional, afectando su crecimiento y edad de maduración, así como su pool genético y, en última instancia, el ajuste que poseen las especies para adaptarse a condiciones adversas y reducir sus riesgos de extinción (Hutchings y Baum 2005). El tamaño corporal es un atributo clave en especies de interés pesquero, no estando contemplado implícitamente en los criterios de UICN ni de MEGA. Su importancia asimismo, queda reflejada en la gran cantidad de parámetros invariantes que existen asociados directa o inversamente a ello, como la talla de primera madurez, la longevidad, la tasa de mortalidad y la tasa intrínseca de crecimiento. El cociente entre la talla media de captura y la talla de primera madurez (L50) es un parámetro que puede cuantificarse con relativa facilidad y permite evaluar cuan próximo se encuentra el *stock* de sufrir un colapso, obteniéndose esta información de la propia pesquería. El mismo criterio puede ser aplicado en aquellas especies para las cuales se dispone de información de edades (índice de Abrossov), así como determinar la variación entre la talla media de captura y la denominada talla infinita. Estos indicadores cobran particular relevancia para especies blanco de gran tamaño de la baja Cuenca del Plata, para las cuales es posible asumir ciclos de vida más prolongados y mayores condiciones de vulnerabilidad potencial.

c) Alteración de hábitat

Muchas fuentes de impacto sobre los peces y sus ciclos de vida adquieren mayor relevancia en los ríos que en el medio marino. La existencia de obras hidrotécnicas de diverso tipo limitando la conectividad longitudinal del río y la lateral con la llanura de inundación, la pérdida de hábitat de cría por la desaparición de llanuras aluviales para diversos fines, alteraciones en los patrones de escurrimiento, etc., son factores de importancia en los grandes ríos y deberían estar contemplados para evaluar los riesgos de extinción o grado de amenaza que sufre una especie. Por otra parte, toda alteración severa de los caudales representa una importante fuente de impacto reduciendo su alcance en las planicies aluviales e incrementando la presión de pesca en los cauces principales.

d) Aspectos pesqueros

Las artes de pesca representan el único factor que es posible regular con cierta capacidad en las pesquerías. El tipo de artes que utilizan las pesquerías condiciona, por su selectividad, las especies que se capturan (blanco e incidentales), abundancia y tallas, etc. Por otro lado es importante tomar en cuenta la historia y características de pesquerías similares así como establecer el grado de exclusividad que tiene una

pesquería en un cierto sector de la cuenca, teniendo todo ello un importante valor diagnóstico.

e) Criterios de cuenca

Las cuencas de grandes ríos ofrecen una considerable diversidad en cuanto a su geomorfología e hidrología condicionando la distribución de especies. Las áreas de cabeceras de tributarios son, sin duda, muy vulnerables a disturbios antrópicos pero usualmente no poseen especies de interés pesquero. En todo caso, las especies que habitan una sola cuenca resultan potencialmente más vulnerables que aquellas más cosmopolitas.

e) Criterios geográficos

La distribución natural de las especies y su abundancia temporal condicionan la mortalidad por pesca que se ejerce sobre las mismas; en el caso de la baja Cuenca del Plata existen apreciables diferencias entre sectores de la misma. No todas las especies de importancia pesquera poseen igual relevancia en la cuenca, de modo que el impacto por pesca puede diferir considerablemente entre sectores. Ciertamente, especies que están restringidas a un solo sector y por lo tanto, exhiben un rango de distribución geográfica más acotado, deberían ser consideradas como potencialmente más vulnerables.

f) Criterios legales

La mayoría de las especies de importancia pesquera artesanal y deportiva en la baja Cuenca del Plata poseen regulaciones basadas en tallas de primera captura dirigidas a evitar la extracción de peces inmaduros o juveniles. Muchas de estas tallas legales son similares en toda la cuenca, lo que podría ser inadecuado si existen diferentes *stocks*. En todo caso, este tipo de regulación podría ser mejorada en base a criterios biológicos adicionales, lo cual mejoraría la conservación de estos recursos. En el caso de especies capturadas para carnada y acuarios, no existe aún ningún tipo de regulación apropiada.

Conclusiones

De acuerdo a lo expresado en este capítulo parece coherente considerar a las especies de interés pesquero como casos especiales que requieren de evaluaciones particulares debido a su condición de organismos sometidos a una presión de pesca constante. Estas especies promueven una extracción activa la cuál en los casos de algunas pesquerías comerciales, artesanales y deportivas, pueden brindar valiosa información cuantitativa para diagnosticar el estado de conservación de las mismas. La falta de información parece ser sin duda un obstáculo importante, más aún para el resto de las especies, cuya evaluación por el momento posee un

alto componente de subjetividad relativizando el valor de aplicar criterios cuantitativos preestablecidos.

Una conclusión que emerge al categorizar los peces de importancia pesquera de diferentes cuencas de América del Sur es que en estos sistemas fluviales, donde existe alta variabilidad hidrológica que genera cambios importantes en las abundancias de las especies, es recomendable no utilizar umbrales excesivamente bajos para prevenir la extinción de una especie. Estos umbrales en el caso de UICN fueron concebidos pensando en especies terrestres o acaso marinas, mientras los de AFS son exclusivos para marinas. Sin embargo, es importante reconocer que toda reducción representa un proceso de incremento de riesgo de extinción que depende posiblemente de las características biológicas de cada especie. Es por ello que los umbrales de reducción de individuos maduros (criterio C, UICN) deben tomarse con precaución dado que la probabilidad de recuperación dependerá de muchos y complejos factores. En la baja Cuenca del Plata, donde las pesquerías se concentran en especies que van desde tamaños gigantes (géneros *Pseudoplatystoma*, *Zungaro*) a especies de porte pequeño (género *Odontesthes*), que manifiestan importantes y aún poco conocidos desplazamientos migratorios, y tienen estrategias de vida estrechamente ligadas a la variabilidad hidrológica, parece difícil aplicar estos umbrales como guía para caracterizar el riesgo de extinción en ausencia de información adecuada. El uso de porcentajes de reducción si bien elude este problema, no resulta tampoco fácilmente utilizable para los recursos pesqueros dada su aparente tendencia a sobrestimar el riesgo de extinción.

Una ventaja al utilizar los criterios pesqueros como alternativa es que los mismos se apoyan en principios conocidos y para los cuales se han desarrollado diversos indicadores ampliamente aceptados que utilizan puntos de referencia preestablecidos para definir situaciones de riesgo. Ello facilita reconocer cuando una especie puede ser considerada sobreexplotada, lo cual es una señal de deterioro del recurso y, en última instancia, de la especie como tal. Aún así, estos umbrales pueden resultar insuficientes ante la presión de factores socioeconómicos que empujan a las pesquerías a un marcado deterioro. En este contexto, la aplicación de criterios estrictamente pesqueros resguardaría adecuadamente sólo a las poblaciones que no están expuestas a esfuerzos desmedidos, escenario que por ahora parece ser el dominante en la baja Cuenca del Plata. Una desventaja es que muchos de estos criterios no son fácilmente aplicables aún a pesquerías de agua dulce o bien, si lo son, requieren de información no disponible aún.

La reconocida importancia que tienen diferentes tipos de pesquerías en esta región, plantea el desafío para los manejadores de recursos de compatibilizar los criterios

biológicos con los sociales y económicos, integrando los mismos para definir prioridades de conservación. Este proceso es complejo y mucho más amplio que simplemente definir los riesgos de extinción (Fitzpatrick *et al.* 2007). Mientras muchos países han adherido rigidamente a los preceptos de UICN, incluso para presentar Listas Rojas a escalas regionales y nacionales, otros han adaptado los mismos o bien han desarrollado métodos propios (Miller *et al.* 2007). En muchos casos los productos obtenidos han diferido considerablemente, como se ha descrito previamente. La elección de un sistema u otro, en todo caso, debería fijarse de acuerdo a las condiciones y requerimientos de cada país con el fin de obtener categorizaciones verdaderamente operativas, y que en última instancia permitan una mejor conservación de las especies.

Es importante tener presente que la categorización propuesta por UICN es el resultado de muchos años de profundos debates, discusiones y acuerdos entre especialistas de diferentes taxones y posee, por lo tanto, un valor remarcable. Estos criterios se limitan exclusivamente a determinar riesgos de extinción, lo cual los independiza de factores sociales, culturales, políticos, etc., proporcionando, como ya se analizó previamente, una base objetiva para definir, si es necesario, prioridades de conservación. Su carácter global, sin embargo, puede ser limitante para ciertas especies o casos donde la percepción del riesgo de extinción a nivel regional es muy diferente que al nivel global. Para muchas autoridades nacionales resulta más importante a menudo categorizar sus especies basándose en la situación nacional, regional o incluso local. Ello explica por qué el número de especies amenazadas identificadas a una escala subglobal suele ser mayor que a nivel global.

Nuestra percepción es que la llana aplicación de los criterios de UICN en ambientes fluviales puede ser insuficiente aún si se dispusiera de la necesaria información que dichos criterios requieren, debiéndose incorporar factores adicionales relacionados a la cuenca. Otra alternativa posible es retener los criterios (A-E) pero modificar los umbrales numéricos si se trabaja a niveles regionales (por ej. baja Cuenca del Plata). En especies de interés pesquero, particularmente las de mayor importancia, la necesidad de mantener las pesquerías en niveles sustentables debido a las consecuencias sociales y económicas posiblemente favorezca fijar prioridades de conservación más que establecer riesgo de extinción de las especies. La disyuntiva de adoptar enfoques globales o regionales / nacionales siguiendo o no los lineamientos propuestos por UICN dependerá de considerar la información disponible, tipo de especies y sus atributos biológicos y ecológicos, y las características ambientales de la cuenca, ponderando también los aspectos socio-económicos cuando se trate de especies de importancia pesquera.

Referencias bibliográficas

- Akçakaya, H.R., S. Ferson, M.A. Burgman, D.A. Keith, G.M. Mace y C.R. Todd. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14(4): 1001-1013.
- Agostinho, A.A., F.M. Pelicice, A.C. Petry, L.C. Gomes y H.F. Julio Jr. 2007. Fish diversity in the upper Parana River basin, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 10: 174-186.
- Baigun C.R.M., A. Puig, P.G. Minotti, P. Kandus, R. Quintana, R. Vicari, R. Bo, N.O. Oldani y J.A. Nestler. 2008. Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? *Ecohydrology and Hydrobiology* 8(2-4): 245-262.
- Baigún, C. 2010. Directrices y requerimientos para la conservación de peces y uso sustentable de recursos pesqueros en la Cuenca del Plata (en prep.).
- Baigún, C., J.M. Nestler, N. Oldani, R.A. Goodwin y L.J. Weber. 2007. Can North American fish passage tools work for South American migratory fishes? *Neotropical Ichthyology* 5: 109-119.
- Barletta, M., A.J. Jaureguizar, C. Baigún, C., N.F. Fontoura, A.A. Agostinho, V. Almeida-Val, R.A. Torres, L.F. Jimenes, T. Giarrizzo, N.N. Fabré, V. Batista, C. Lasso, D.C. Taphorn, M.F. Costa, P.T. Chaves, J.P. Vieira y M.F. Correa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76: 2118-2176.
- Bello, M.T. y C.A. Úbeda. 1998. Estado de conservación de los peces de agua dulce de la Patagonia Argentina. Aplicación de una metodología objetiva. *Gayana, Zool.* 62(1): 45-60.
- Bonetto, A.A. 1986. Fish of the Paraná System. In Davies, B.R. y K.F. Walker (eds.): *The ecology of River Systems*: 340-386. Dordrecht, The Netherlands. 574 pp.
- Chébez, J.C., H. López y J. Athor. 2009. Peces de agua dulce amenazados de la Argentina. En Chébez, J.C. (ed.): *Otros que se van. Fauna argentina amenazada*: 32-54. Editorial Albatros. Buenos Aires, Argentina.
- Cordiviola, E., M. Campana, D. Demonte, D. del Barco y A. Trógolo. 2009. Conservation state of Siluriformes fishes from the Ramsar Site Jaaukanigás (Middle Paraná River, Argentina). *Gayana* 73(2): 222-232.
- De Grammont, P.C. y A.D. Cuarón. 2006. An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. *Conservation Biology* 20: 14-27.
- DFO. 2007. Assessing marine fish species: relating approaches based on reference points with approaches based on risk-of-extinction criteria. DFO Canadian Science Advisory Section Proceeding Series. 2007/024.
- Dulvy, N.K., Y. Sadovy y J.D. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4: 25-64.
- Fabré N.N. y R.B. Barthem. (eds.). 2005. O manejo da pesca dos grandes bagres migradores: piramutaba e dourada no eixo Solimões-Amazonas. Coleção Documentos Técnicos: Estudos Estratégicos. Manaus: Ibama, ProVárzea. 114 pp.
- FAO. 2003. Review of the state of world fishery resources: inland fisheries. FAO Fisheries Circular No. 942, Rev. 1. Rome. 60 pp.
- FAO. 2000. An appraisal of the suitability of the CITES criteria for listing commercially exploited marine species. FAO Fisheries Circular 954. 66 pp.
- Fitzpatrick, U., T.E. Murray, R.J. Paxton y M. Browen. 2007. Building on UICN regional red lists to produce lists of species of conservations priority: a model with Irish bees. *Conservation Biology* 21: 1324-1332.
- Galvis, G. y J.I. Mojica. 2007. The Magdalena River fresh water fishes and fisheries. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 10(2): 127-139.
- Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 511-516.
- Gärdenfors, U., C. Hilton-Taylor, G.M. Mace y J.P. Rodríguez. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15: 1206-1212.
- Helfman, G.S. 2007. *Fish Conservation: A Guide to Understanding and Restoring Global Aquatic Biodiversity and Fishery Resources*. Island Press, Washington, DC. 584 pp.
- Hilborn, R. y C.J. Walters. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman y Hall, New York. 570 pp.
- Hutchings, J.A. 2001. Conservation biology of marine fishery: perception and caveats regarding assignments of extinction risks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 108-121.
- Hutchings, J.A. y J.K. Baum. 2005. Measuring marine fish biodiversity: temporal changes in abundance, life history and demography. *Philosophical Transactions of the Real Society of London, Biological Sciences* 360: 315-338.
- Hutchings, J.A. y J.D. Reynolds. 2004. Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *BioScience* 54(4): 297-309.

- Junk, W.J., P.B. Bayley y R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Dodge, D.P. (ed): Proceedings of the International Large River Symposium (LARS): 110-127. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 106. Dep. Fisheries and Oceans, Ottawa.
- Keller, V. y K. Bollmann. 2004. From red lists to species of conservation concern. *Conservation Biology* 18: 1636-1644.
- López, H.L., A.M. Miquelarena y R.C. Menni. 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. Serie Técnica y Didáctica n° 5, Probiota. La Plata, Buenos Aires. 85 pp.
- Mace, G. 1999. The IUCN criteria review: Report of the range areas and uncertainty workshop. Report of a workshop held at the Quarantine Station Conference Centre, Manly, Sydney, Australia on 3-5 May 1999.
- Mace, P.M. 2004. In defense of fisheries scientists, single-species models and other scapegoats: confronting the real problems. *Marine Ecology Progress Series* 274: 285-291.
- Mace, G.M., N.J. Collar, K. Gaston, S. Hilton-Taylor, C.H. Akcakaya, Leader-Williamson, E.J. Milner-Gulland y S.N. Stuart. 2008. Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22: 1424-1442.
- Mace, G. y E.J. Hudson. 1999. Attitudes towards sustainability and extinction. *Conservation Biology* 13: 242-246.
- Maunder, M.N., J.R. Sibert, A. Fontenau, J. Hampton, P. Kleiber y S. Harley. 2006. Interpreting catch per unit effort to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Sciences* 63: 1373-1385.
- Matsuda, H., T. Yahara y Y. Uozumi. 1998. Extinction risk assessments of declining wild populations: the case of the southern bluefin tuna. *Research in Population Ecology* 40: 271-278.
- Miller, R.M., J.P. Rodríguez, T. Aniskowicz-Fowler, C. Bambaradeniya, R. Boles, M.A. Eaton, U. Gärdenfors, V. Keller, S. Molur, S. Walker y C. Pollock. 2007. National threatened species listing based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: current status and future perspectives. *Conservation Biology* 21: 684-696.
- Miller, R.M., J.P. Rodríguez, T. Aniskowicz-Fowler, C. Bambaradeniya, R. Boles, M.A. Eaton, U. Gärdenfors, V. Keller, S. Molur, S. Walker y C. Pollock. 2006. Extinction risk and conservation priorities. *Science* 313: 441.
- Millsap, B.G., A. Gore, D.E. Rounde y S. Cerulean. 1990. Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. *Wildlife Monographs* 111: 1-157.
- Ministerio de Medio Ambiente y Agua. 2009. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua. La Paz, Bolivia. 571 pp.
- Mojica, J.I., C. Castellanos, S. Usma y R. Álvarez (eds.). 2002. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia. La serie Libros Rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.
- Moyle, P.B. y J.E. Williams. 1990. Biodiversity Loss in the Temperate Zone: Decline of the Native Fish Fauna of California. *Conservation Biology* 4(3): 275-284.
- Musick, J.A. 1998. Endangered marine fishes: criteria and identification of North American stocks at risk. *Fisheries* 23(7): 28-30.
- Nehlsen, W., J.E. Williams y J.A. Lichatowich. 1991. Pacific salmon at the crossroads: Stocks at risk from California, Oregon, Idaho and Washington. *Fisheries* 16(2): 4-21.
- Novoa, D.F. 1989. The multispecies fisheries of the Orinoco River. Development, present status and management status. En Dodge, D.P. (ed.): Proceedings of the International Larger River Symposium (LARS): 422-428. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 106.
- Oldani, N., C. Baigún, J.M. Nestler y R.A. Goodwin. 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? *Neotropical Ichthyology* 5: 89-102.
- Olden, J.D., M.J. Kennard, J.J. Lawler y N.L. Poff. 2010. Challenges and opportunities in implementing managed relocation for conservation of freshwater species. *Conservation Biology*.
- Petrere, M., R.B. Barthem, E.A. Cordoba y B.C. Gomes. 2004. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraiaba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 403-414.
- Powles, H., M.J. Bradford, R.G. Bradford, W.G. Doubleday, S. Innes y C.D. Levings. 2000. Assessing and protecting endangered marine species. *ICES Journal of Marine Science* 57: 669-676.
- Purvis, A., J.L. Gittleman, G. Cowlshaw y G.M. Mace. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267: 1947-1952.
- Quirós, R. y S. Cuch. 1989. The fishery of the lower Plata River basin: fish harvest and limnology. En Dodge, D.P. (ed.): Proceedings of the International Larger River Symposium (LARS): 362-378. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 106.

- Reca, A., C. Úbeda y D. Grigera. 1994. Conservación de la fauna de tetrápodos. I. Un índice para su evaluación. *Mastozoología Neotropical* 1(1): 17-28.
- Reynolds, J.D., N.K. Dulvy y C.M. Roberts. 2002. Exploitation and other threats to fish conservation. En Hart, P.J. y J.D. Reynolds (eds.): *Fish and Fisheries Handbook*: 319-341. Blackwell Science, Oxford.
- Rice, J. y E. Legacè. 2007. When control rules collide: a comparison of fisheries management reference points and IUCN criteria for assessing risk of extinction. *ICES Journal of Marine Sciences* 64: 718-722.
- Roberts, C.M. y J.P. Hawkins. 1999. Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 241-246.
- Rodríguez, A. S., J.D. Pilgrim, Lamoreux, J., Hoffmann, M. y T.M. Brooks. 2006. The value of the IUCN red list for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 71-76.
- Ruffino M.L. y V.J. Isaac. 1994. The fisheries of the Lower Amazon: questions of management and development. *Acta Biológica Venezolánica* 15: 37-46.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2010. Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria. <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.
- IUCN. 2003. Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional: Versión 3.0. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 26 pp.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell y C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Winemiller, K. y K.A. Rose. 1992. Patterns of life history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2196-2218.
- Zayas, M. y E. Cordiviola. 2007. The conservation state of Characidae Fish (Pises, Characiformes) in an area of the Plata basin, Argentina. *Gayana* 71: 178-186.

Marcos geográficos para evaluar el estado de conservación de los peces de la Cuenca del Plata en Argentina

Priscilla G. Minotti¹ y Patricia Kandus¹

¹ Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática (LETyE), 3iA Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de General San Martín (UNSAM), Email: pminotti@unsam.edu.ar; pkandus@unsam.edu.ar

Introducción

La definición del rango de distribución de los peces de la Cuenca del Plata y la cuantificación de su superficie son problemas complejos donde se conjugan datos insuficientes o dispersos, la elevada variabilidad temporal y espacial de la región, con una confusión generalizada entre los métodos para determinar la distribución geográfica con aquellos para medir su tamaño. En la baja Cuenca del Plata, por ejemplo, la información disponible sobre presencia y distribución de peces se ha incrementado notablemente en los últimos años (Liotta 2006) lo que pone de relieve la necesidad de comenzar a definir los métodos más apropiados para representar espacialmente esta información.

El objetivo de este capítulo es considerar algunos de los conceptos clave que permiten definir y evaluar la distribución geográfica de las especies y estimar su tamaño, introducir el concepto de marco geográfico y finalmente presentar una muestra de su aplicación en base a los ya existentes o en desarrollo, como herramientas potenciales para facilitar la recopilación de información para la evaluación del estado de conservación de los peces de agua dulce en la Cuenca del Plata¹.

El rango geográfico de un taxón y su cuantificación areal

La medida del tamaño del rango geográfico no es algo trivial, ya que la distribución geográfica de una especie no presenta en realidad bordes verdaderos (McArthur 1972). Ello inspiró el desarrollo de una disciplina específica denominada aerografía (Rapoport 1975) que constituye un tema actual de investigación en macroecología (Gaston 1994).

La distribución de una especie como concepto para evaluar su estado poblacional ha sido percibida como uno de los aspectos clave, lo que se refleja por ejemplo en su incorporación como uno de los criterios más

relevantes para definir los riesgos de extinción de una especie (UICN 2001). Hace casi 20 años, Gaston (1991) publicó una revisión del tema concluyendo que las distintas formas de definir y medir el rango geográfico sirven a objetivos distintos y dependen estrechamente de la información disponible. En una publicación reciente, Gaston (2009) señala que el problema de medir el tamaño del rango geográfico de una especie sigue siendo un desafío, habiéndose acentuado la confusión entre los conceptos de extensión de la ocurrencia (EOO) y área de ocupación (AOO), siendo por lo tanto necesario diferenciar los métodos para estimar la distribución geográfica de una especie de aquellos que se utilizan para medir su tamaño. El concepto de extensión de la ocurrencia refleja las áreas que engloban los registros del taxón dentro de su rango de distribución, siendo las mismas adecuadas para estudiar el origen y dispersión del taxón, factores limitantes y barreras, disyunciones, o relaciones fuente-sumidero entre otras causas que influyen en la presencia del taxón. El área de ocupación, en cambio, brinda información sobre tolerancias ambientales, preferencias de microhábitat y modos de uso de los recursos disponibles, guardando una relación más estrecha con la abundancia poblacional. Desde esta perspectiva la AOO es considerada una medida biológica del espacio verdaderamente utilizado por los organismos del taxón (COSEWIC 2009), siendo generalmente utilizada como sustituto de tamaño poblacional o para analizar el grado de fragmentación. Estas características hacen que esta medida sea muy sensible a la escala de detalle a la que se realiza la medición. Ello cobra relevancia en el caso de cuencas o sistemas lineales, por ejemplo, donde los métodos tradicionales para medir las áreas de distribución de una especie (criterio B de UICN) no serían totalmente apropiados (Mace *et al.* 2008).

Tomando como base el agrupamiento presentado por Gaston y Fuller (2009), se describen a continuación los principales métodos² para determinar la distribución de las especies que, a criterio de los autores, permiten además estimar su tamaño:

¹ El material aquí presentado forma parte de la tesis doctoral de Priscilla Minotti y se desarrolla en el marco de los proyectos de investigación sobre los humedales de la Cuenca del Plata del LETyE-3iA, UNSAM.

² Para la denominación de las categorías se prefirió usar términos que se correspondieran con la definición de la categoría en vez de usar su traducción literal.



C. Baigún

Pescador artesanal tendiendo una línea de espineles en el Paraná Inferior.

Límite de ocurrencias marginales o extremas. Se utilizan las ocurrencias ubicadas sobre lo que representa el margen o límite de distribución del taxón. Estas localidades se interpolan (unen) para delinear el borde de la distribución y ejemplos de ello pueden encontrarse en los típicos mapas de las guías de campo. Se caracterizan por exhibir una elevada proporción de errores de comisión (falsas presencias) ya que pueden incluir muchos sectores que carecen de hábitat adecuados para la especie. Sin embargo, algunos autores consideran que estos mapas son los que verdaderamente reflejan el rango geográfico y mejor representan la extensión de ocurrencia (EOO) de la especie.

Distribuciones o modelos de hábitat. Parten del conocimiento de los requerimientos, usos o preferencias de combinaciones de condiciones ambientales derivadas de estudios biológicos o ecológicos de carácter local. Permiten estimar la distribución geográfica potencial de una especie a nivel regional usando índices de aptitud (conocidos como HSI) y mapas de componentes del hábitat. Estos mapas o variables espaciales, provienen del análisis de imágenes satelitales, fotos áreas y documentos cartográficos de distinto tipo (por ej.: tipos de cuerpos de agua). La distribución geográfica resultante es de tipo potencial y se caracteriza por presentar errores de omisión proporcionalmente mayores, ya que los datos usados no suelen contar con información de ocurrencias. Cuando los factores históricos, los limitantes a la dispersión y los déficits de muestreo no constituyen elementos de gran importancia, este método puede aproximar muy bien la EOO a escalas regionales (Master 1996). Si el detalle espacial es adecuado, puede en cambio utilizarse para estimar la AOO en combinación con los registros de ocurrencias.

Generalización espacial de ocurrencias (Range-wide occurrences). Se utiliza cuando se dispone de una densidad elevada de registros para la región de interés

pudiéndose aplicar métodos de interpolación espacial para calcular el área de ocurrencia, incluyendo variaciones en la densidad poblacional. Como esta información no suele estar disponible, se recurre a un grillado de celdas de igual tamaño sobre el cual se mapean los registros conocidos. Los errores de omisión (falsas ausencias) suelen ser mayores debido a que el esfuerzo de muestreo raramente es el adecuado para abarcar toda una región. Ese método, no obstante, cuando se hace a partir de un relevamiento sistemático, permite identificar la existencia de ocurrencias marginales y brinda el mejor panorama de distribución de la especie, facilitando el cálculo de la EOO a partir de la suma de las superficies del total de celdas con registros.

Modelización estadística. Se utilizan modelos inductivos o deductivos para predecir la ocurrencia de especies en celdas. Para ello se generan modelos numéricos que relacionan los datos de presencia/ausencia, o sólo de presencia, con datos de la variación espacial en los factores ambientales mediante el uso de técnicas de modelización numérica. Los focalizados en factores macroambientales (topografía, clima, etc.) se conocen con el nombre de *modelos de nicho ecológico* y utilizan enfoques de minería de datos (por ej.: GARP, MaxEnt, regresión logística, árboles de decisión) (Guisan y Zimmerman 2000). Los basados en factores microambientales se denominan *modelos basados en procesos* porque utilizan modelos físicos de respuesta fisiológica y requerimientos energéticos de los organismos. En ambos casos los errores de comisión suelen ser mucho mayores que los de omisión porque no se tienen en cuenta factores como la presencia de competidores o predadores, o la falta de oportunidades para acceder y establecer poblaciones en un área. Estos modelos, en conjunción con abundantes registros y la información que proporcionan los límites de ocurrencias marginales, constituyen un método recomendable para medir el AOO.

Marcos geográficos para evaluar la distribución de los peces

Un marco geográfico es un sistema de divisiones del territorio cuyo propósito es contextualizar geográficamente la recolección, análisis y comunicación de información sobre una problemática o tema dado. Las divisiones o unidades geográficas pueden agruparse sucesivamente en unidades de mayor extensión formando regiones con distinta jerarquía o nivel espacial.

Por ejemplo, las divisiones jurídico-administrativas del país constituyen un marco geográfico que permite recopilar los registros de presencia de una especie de interés comercial y presentarlos como un mapa que refleja la distribución geográfica a nivel de provincia. Desde el punto de vista de la clasificación de métodos presentada en la sección anterior, este es un caso particular de generalización espacial de las ocurrencias, donde en vez de utilizar celdas de igual tamaño se usan los límites provinciales para contabilizar registros de la especie. Si en cambio utilizamos una jerarquía de unidades hidrológicas, las ocurrencias mapeadas a nivel de microcuencas también se reflejan a nivel de cuencas y sistemas; la definición de la distribución de la especie obtenida así, a distintas escalas, puede servir para medir el rango de extensión como también para evaluar el estado de conservación.

El concepto de marco geográfico se vincula con el desarrollo de sistemas de información geográfica (SIG). El marco geográfico es un teselado de polígonos que representa las unidades espaciales y sus agrupamientos en regiones de mayor nivel. Cada polígono tiene explícitamente una superficie asociada por lo que la definición del tamaño del rango para EOO no presenta complicaciones operativas y puede obtenerse para cada nivel jerárquico. Se pueden realizar operaciones de análisis espacial para estimar la distribución de hábitat disponible en cada polígono y obtener AOO a distintas escalas. Por otra parte, cada polígono puede ser usado

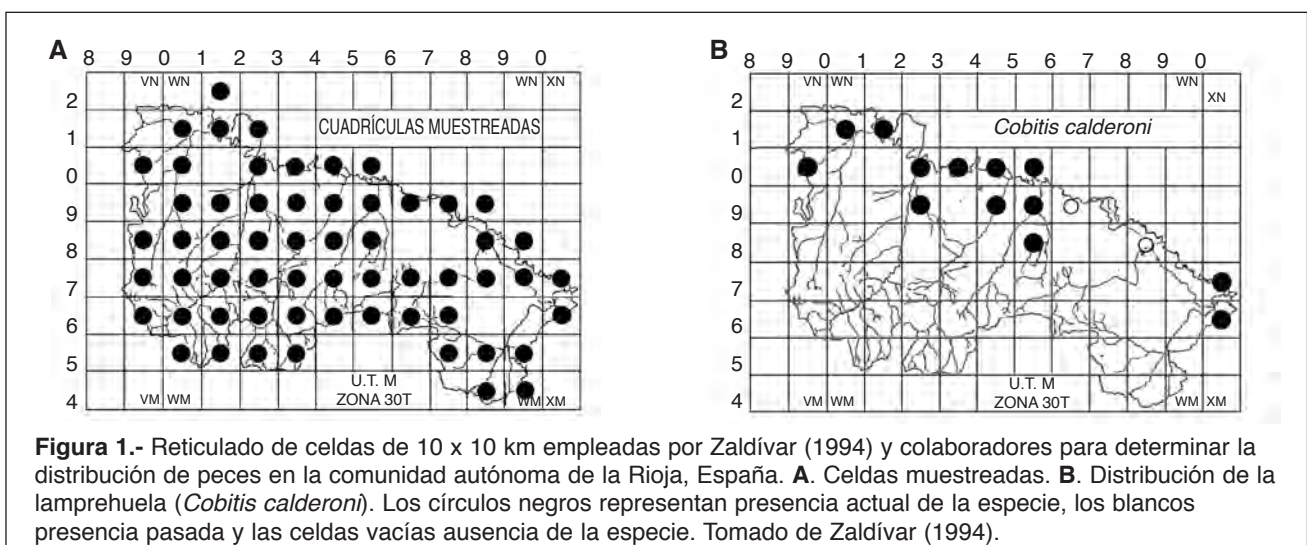
en un sistema de información donde además de los datos sobre la presencia de los taxones, se puede recopilar información biológica-poblacional de hábitat, amenazas presentes o futuras, protección legal, etc., analizarla y resumirla espacialmente, y presentarla como mapas temáticos.

El concepto de marco geográfico también está fuertemente ligado a gestión ambiental estratégica y operativa (Rieman *et al.* 2000). El tamaño de las unidades menores se establece de modo tal que resulte adecuado para el desarrollo de acciones de nivel local. Las jerarquías intermedias son apropiadas para el monitoreo por agencias específicas, mientras que las jerarquías superiores facilitan el establecimiento y articulación de programas de nivel regional. El hecho de emplear un marco geográfico con unidades y jerarquías apropiadas permite analizar los datos existentes y generar información adecuada para cada nivel de decisión ambiental.

A continuación se presenta una muestra de marcos geográficos existentes o en desarrollo sobre los que se describen sus características principales y se discute su potencial para representar la distribución geográfica de los peces, avanzando en los distintos objetivos tratados en el Taller "Evaluación del estado de amenaza de los peces de interés comercial de la Cuenca del Plata en Argentina. Análisis comparativo de dos metodologías", en Buenos Aires los días 5 y 6 de agosto de 2010 (ver objetivos en el Capítulo 3).

a) Unidades geométricas regulares

En esta categoría están los atlas geográficos, que en países de la Comunidad Europea tienen una larga tradición y son utilizados como herramienta de monitoreo de las tendencias de la biodiversidad. Se basan en una retícula UTM¹ con celdas de 10 x 10 km, donde se registra la presencia o la abundancia de las especies de interés, tanto actual como pasada (Figura 1).



¹ Retícula UTM: sistema de referenciación geográfica con coordenadas planas basadas en la proyección Mercator Transversa, utilizadas universalmente para facilitar el cálculo de superficies y distancias en los mapas, a diferencia de los reticulados basados en unidades de latitud-longitud, cuya superficie varía considerablemente con la latitud.

Tomando como ejemplo el caso de los peces de Murcia (Zaldívar 1994) las presencias provienen del análisis de información publicada previamente, encuestas a informantes calificados tales como pescadores y guardabosques, y muestreos a campo con variedad de artes adaptados a los distintos ambientes acuáticos presentes, siendo esta última la fuente predominante de datos. Las referencias sin datos de localización precisa dentro de una celda fueron desestimadas. Este marco ha sido utilizado para el Libro Rojo de los peces de España sobre la base de los atlas de peces de las distintas regiones y comunidades autónomas (De Ambrosio 2002). Los reticulados con celdas de igual forma y superficie son fácilmente trazables sobre un mapa a mano alzada y en particular pueden ser generados de manera automatizada en un entorno SIG. Su principal requisito es que el tamaño de la celda sea adecuado para cubrir el área de estudio y registrar la distribución del taxón. Las celdas de 10 x 10 km constituyen la escala local o de mayor detalle. Su principal inconveniente es que no presentan un esquema jerárquico propio para agrupar o extrapolar naturalmente a escalas de mayor extensión y, además, como el sistema de proyección UTM es por franjas, al trabajar en regiones extensas se presentan zonas con celdas de tamaño desigual (Figura 2).

Para minimizar este tipo de inconveniente, White *et al.* (1992) diseñaron un sistema de grillas hexagonales con celdas de igual superficie como marco para la evaluación regional del estado de los ecosistemas acuáticos de EEUU denominada EMAP (Figura 3). Rathert *et al.* (1999) utilizaron este esquema para mapear la distribución de peces de agua dulce del estado de Oregón, usando datos de colecciones universitarias y de relevamientos estatales, revisados luego por paneles de expertos que definieron para cada celda la presencia confirmada, probable o la ausencia

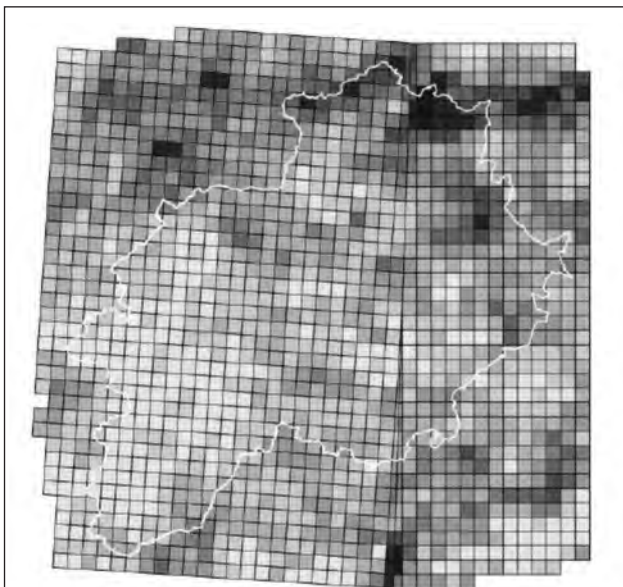


Figura 2.- Grillas UTM mostrando celdas de tamaño desigual en la zona de unión de las franjas contiguas. Tomado de Ecomap (http://www.unex.es/eweb/gic_eccomap/?RESULTADOS), acceso el 20/9/2010.

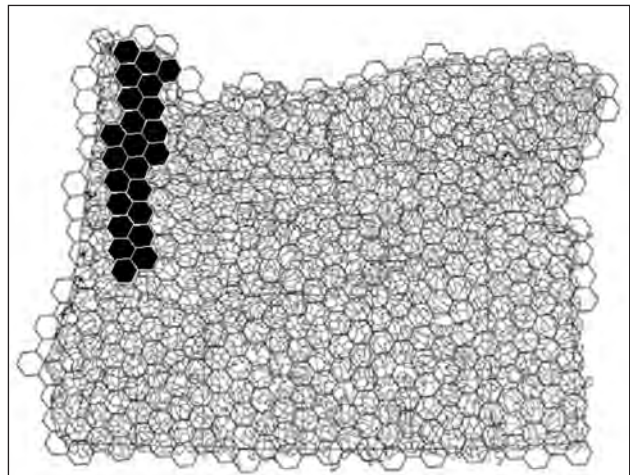


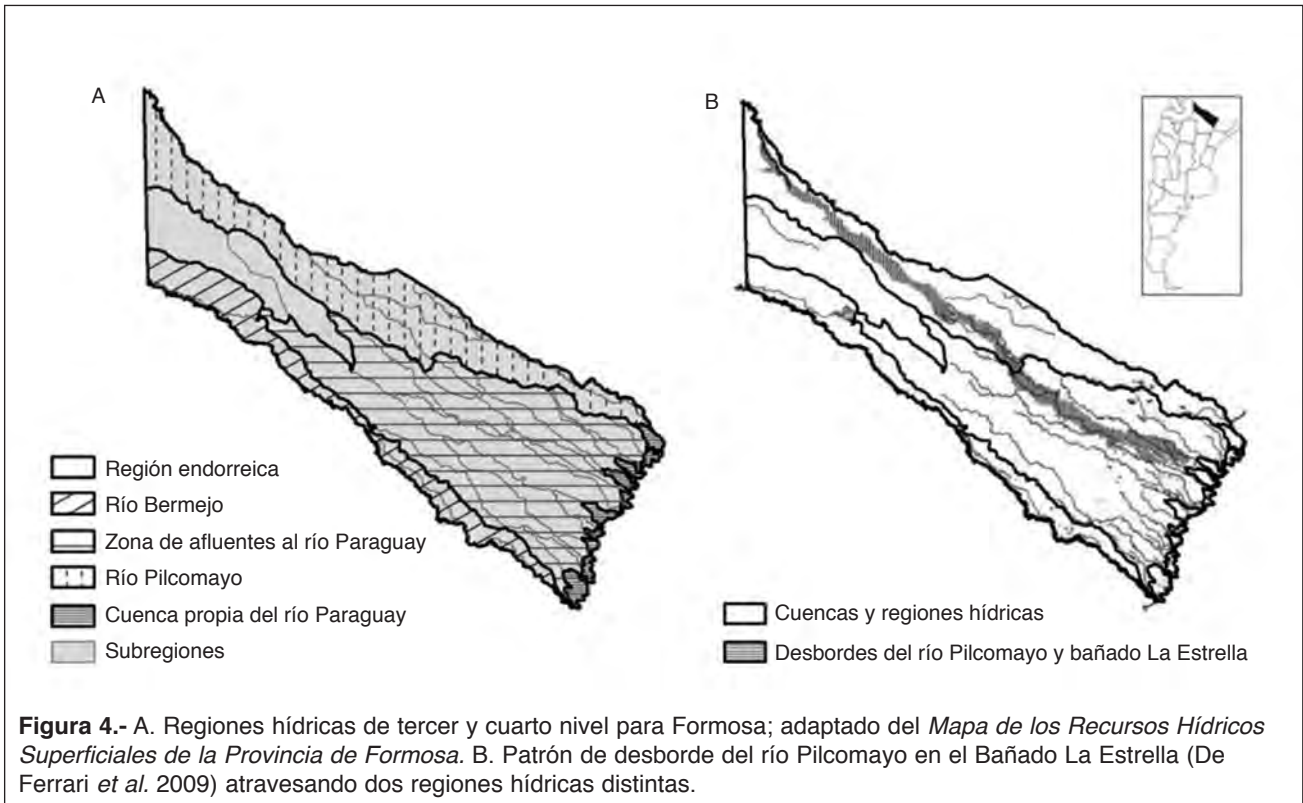
Figura 3.- Grilla hexagonal del proyecto EMAP para Oregón, superpuesta a las unidades hídricas de tercer nivel (HUC-6). Adaptado de Rathert *et al.* (1999).

de cada especie en los últimos 10 años. Con esta información evaluaron el estado de conservación y definieron prioridades de gestión. Al igual que su variante cuadrangular, la red de polígonos hexagonales se genera muy fácilmente a cualquier escala, pero no cuenta con una jerarquía propia ecológicamente significativa para los peces, que permita agrupar la información en unidades mayores.

b) Unidades y regiones hidrológicas

Debido a que los desplazamientos y la dispersión de los peces están fuertemente ligados a los patrones de conectividad hidrológica entre cuerpos de agua, las unidades basadas en la organización jerárquica del drenaje son consideradas como las naturalmente apropiadas para representar su distribución (Tetzlaff *et al.* 2007, Snelder y Biggs 2002).

Para la Argentina, el Sistema Nacional de Información Hídrica desarrolló un atlas de recursos hídricos superficiales (SSRH-INA 2002) cuyo marco geográfico cuenta con tres niveles ya desarrollados (vertiente, sistema y cuenca) y un cuarto de subcuencas en vías de completarse para todo el país para fines de 2010 o principios de 2011 (Miguel Giraut, SNIH, com. pers.). La Cuenca del Plata corresponde aquí al nivel de Sistema. La delimitación original de las cuencas fue realizada cuando la mejor información disponible eran las cartas 1:500.000 del IGM (Instituto Geográfico Militar) e imágenes satelitales Landsat MSS, presentando discrepancias con fuentes actuales. Las subregiones, en cambio, son determinadas a nivel provincial empleando fuentes de información con mayor detalle topográfico como Landsat ETM y modelos de elevación digital SRTM, donde se verifican y ajustan los límites de cuencas correspondientes. Estas divisiones no son cuencas de drenaje verdaderas sino regiones hídricas (Omernik 2003), definidas tanto por las características del drenaje, como por necesidades de gestión hídrica, por lo que los límites no siempre reflejan la conectividad hidrológica existente (Figura 4).



A escala global o sudamericana se dispone también de marcos geográficos cuyas unidades hidrológicas contienen y subdividen a la Cuenca del Plata. HYDRO1K es una base de datos geográfica desarrollada por la US Geological Survey (1996), que contiene una división de cuencas derivadas del modelo de elevación digital GTOPO30 cuyas celdas son de 1 x 1 km. Tanto GTOPO30 como su derivado HYDRO1K no presentan buena resolución en las extensas llanuras de inundación sudamericanas debido al relieve extremadamente llano (Mayorga *et al.* 2005). Las cuencas de llanura cruzan redes de drenaje existentes y, sumado al tamaño de las subunidades, dificultan la representación de la continuidad, disyunción o fragmentación de las distribuciones de los peces (Figura 5). Fue recomendada por la UICN en los protocolos de mapeo de especies de agua dulce y, aplicada en la evaluación regional de peces de la Cuenca del Plata (Cappato y Yanosky 2009) ha generado errores de comisión considerables en la distribución de la mayoría de las especies evaluadas.

HydroSHEDS (Hydrological data and maps based on Shuttle Elevation Derivatives at multiple Scales) es un producto digital cartográfico desarrollado conjuntamente por World Wildlife Fund (WWF), U.S. Geological Survey (USGS) y el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), que provee información hidrográfica georreferenciada para aplicaciones a distintas escalas, regional, continental o global (Figura 6). Las unidades hidrográficas son generadas de manera estandarizada a partir de datos de elevación del proyecto SRTM (Lehner *et al.* 2008). Para América del Sur hay datos disponibles sobre dirección de drenaje, redes de drenaje aparente, flujo acumulado y microcuencas, desarrollados a escalas de 15 y 30 arcos de segundo (450 y 900 m de



tamaño de pixel aproximadamente a la altura del Ecuador). Las microcuencas representan una unidad espacial apropiada para compilar los registros de un taxón y estimar la extensión de las ocurrencias al mismo tiempo que permiten contabilizar y estimar superficies para distintas amenazas. Utilizando la información sobre drenaje aparente y direcciones de flujo se puede inferir la presencia probable del taxón para porciones



Figura 6.- División en microcuencas de la base HydroSHEDS. En grisado las ecorregiones sombreadas en la Figura 7.

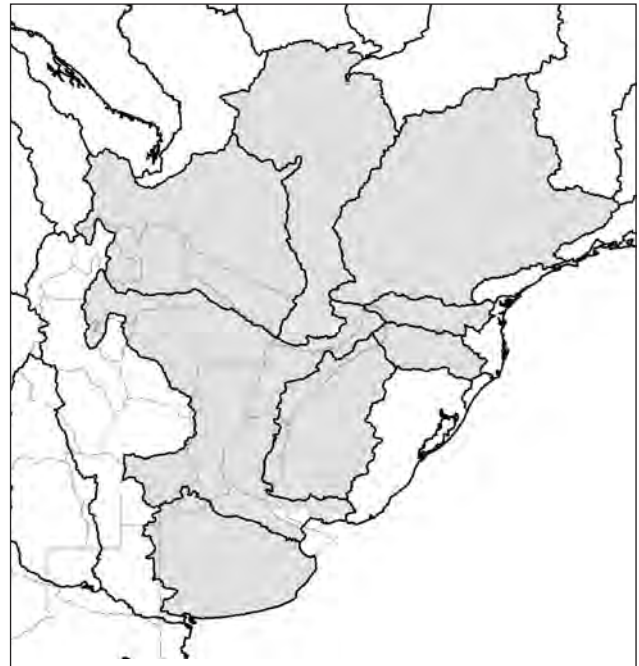


Figura 7.- Ecorregiones de agua dulce FEOW correspondientes al sistema de la Cuenca del Plata. Adaptado de Abell *et al.* (2008).

intermedias de la cuenca, entre ocurrencias aguas abajo y arriba. Para determinar el área de ocupación es necesario incorporar información adicional sobre condiciones de habitabilidad particulares del taxón a fin de recortar los polígonos o calcular la proporción disponible. En la evaluación del riesgo de extinción de los vertebrados de Brasil, que finalizará para el año 2014, la UICN comenzará a utilizar el marco provisto por HydroSHEDS basado en información topográfica mucho más detallada (Marcelo Tognelli, oficial de programa de UICN, com. pers.).

Teniendo en cuenta que las microcuencas de HydroSHEDS no contenían información sobre la topología de la red hidrográfica ni tampoco agrupamientos jerárquicos a distintas escalas, The Nature Conservancy (TNC) mejoró la organización de este marco agregando atributos que implementan la jerarquía propuesta por Higgins *et al.* (2005). Este esquema de cuencas anidadas se está usando actualmente para la evaluación regional de ecosistemas acuáticos de América del Sur (Petry y Sotomayor 2009). Si bien estos HydroSHEDS mejorados presentan aún errores en las zonas de llanuras, estos van siendo corregidos manualmente con información sobre la distribución real del drenaje superficial.

c) Ecorregiones y unidades de paisaje

Los llamados sistemas de clasificación de tierras o sistemas de ecorregiones han sido tradicionalmente desarrollados como herramientas para comprender procesos ecosistémicos y el resultado de patrones operando a escalas regionales, siendo promocionados específicamente como marcos geográficos para actividades de gestión ambiental tales como el

desarrollo de inventarios, el diseño de estrategias de monitoreo y la evaluación del valor de conservación de áreas (Snelder y Biggs 2002). Desde el punto de vista conceptual se considera que al presentar límites basados en características ambientales o biogeográficas, las jerarquías de agrupamiento o desagregación permiten inferir procesos de dispersión y dinámica poblacional a fin de poder extrapolar la presencia de las especies para las unidades no visitadas.

Cubriendo la extensión de nuestro territorio se dispone del esquema de ecorregiones acuáticas FEOW (Abell *et al.* 2008) y de las ecorregiones de Argentina (Burkart *et al.* 1999). Las unidades son muy extensas (Figura 7) y no cuentan con subdivisiones menores, por lo que las distribuciones resultantes no tendrían un detalle acorde a los objetivos propuestos. Sin embargo, se puede incorporar su información en las unidades de otros marcos geográficos para utilizarla como referente al evaluar el estado de conservación.

d) El Inventario Nacional de Humedales

Los humedales fluviales son áreas de fundamental importancia para la cría de los peces migratorios. El conocimiento de estos ambientes y de su función en la cría y la alimentación de los peces, resulta de gran relevancia para promover medidas adecuadas de ordenamiento pesquero y conservación de la diversidad biológica. A la fecha no existe aún un inventario actualizado de humedales de la región que incorpore la función que éstos tienen en el ciclo de vida de las especies ícticas, a fin de contribuir a evaluar los requerimientos de distintas especies de peces migratorios.

La República Argentina como signataria de la Convención de Ramsar sobre los Humedales debe realizar su inventario nacional de humedales, definido como la recolección y/o reunión de información básica para la gestión de los humedales, incluido el establecimiento de una base de información para actividades de evaluación y monitoreo específicas. Constituye una tarea fundamental para poder diseñar e implementar políticas adecuadas para la conservación de humedales en nuestro país, identificar vacíos de conocimiento y líneas prioritarias de investigación, establecer estrategias y protocolos de monitoreo y planificar su aprovechamiento. Esta iniciativa viene siendo promovida por el Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos (GTRA) de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS) junto con diversas instituciones del país.

Para la elaboración del inventario se seguirán los lineamientos de la Secretaría de la Convención de Ramsar (2007 a y b), así como el documento de avances sobre la propuesta metodológica para un sistema nacional de clasificación e inventario de los humedales de la Argentina preparado a partir de las discusiones que tuvieron lugar durante el “Taller sobre Metodología para el Inventario Nacional de Humedales de la Argentina” en junio de 2008 (Benzaquen *et al.* 2009). En este documento el inventario se describe como un marco geográfico con tres niveles. El primer nivel es el de regiones y subregiones de humedales (escala 1:1.000.000 a 1:500.000). Para la definición de los límites se toman en cuenta los aportes de flujos de agua superficial o subsuperficial, las grandes unidades de relieve y las condiciones hidroclimáticas. De acuerdo a las particularidades de las distintas regiones y tipos de humedales, una región podría subdividirse en dos o más subregiones. El nivel siguiente es el de sistemas y subsistemas de humedales (escala 1:500.000 a 1:100.000) que involucran paisajes con diferente proporción espacio-temporal de humedales. Los sistemas contienen conjuntos de humedales que presentan tipos similares de entradas y salidas de agua, y procesos geomórficos homogéneos. De acuerdo a su complejidad, un sistema podrá dividirse en subsistemas conformados por uno o más paisajes interconectados, que interactúan estrechamente en términos de los flujos de material, energía e información. El tercer nivel, de una escala más detallada, reunirá información sobre humedales individuales ya en estudio.

Para la región de la Cuenca del Plata en la Argentina, el Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática (LETyE-3IA) de la Universidad Nacional de San Martín trabaja en la investigación y desarrollo de una clasificación y zonificación de paisajes de humedales pensada para asistir en investigaciones sobre ecología de humedales, dinámica hídrica y pesquerías. Esta zonificación busca implementar los dos primeros niveles del Inventario Nacional de Humedales. A fin de aprovechar esta línea de base, se trabajará en conjunto con el Proyecto GEF “Ordenamiento pesquero y conservación de la biodiversidad de los humedales fluviales en los ríos Paraná y Paraguay” (GEF Pesca y Humedales), de reciente inicio, para concretar el desarrollo del inventario de humedales para toda la

región del corredor fluvial Paraná-Paraguay. Este inventario permitiría distinguir unidades con la misma dinámica ecohidrogeomórfica para evaluar en ellas la oferta de hábitat para peces y estimar su contribución a los ciclos pesqueros.

Conclusiones

El uso de medidas del tamaño de la distribución geográfica seguirá siendo el criterio de preferencia para evaluar riesgo de extinción ante la falta de información confiable sobre el estado y tendencias de las poblaciones, y las características ecológicas de las especies. En el caso de los peces de las grandes cuencas fluviales, medir el rango de distribución es problemático por varias razones: a) no hay tradición en la generación de atlas con representaciones areales, b) la representación de la distribución geográfica más intuitiva sería de tipo lineal, y los criterios definidos son de tipo areal, c) las cuencas hidrográficas son complejas, no están completamente integradas, presentan humedales de planicie de inundación con extensión variable según las condiciones hidroclimáticas, d) las redes de drenaje están pobremente cartografiadas en función de las necesidades de asignar ocurrencias a los cursos de agua, e) la densidad de ocurrencias de las especies suele ser extremadamente baja en comparación al tamaño y complejidad hidrológicas, y f) no hay una visión clara sobre cuál de los indicadores de tamaño del rango utilizados por UICN (EOO y AOO) sería aconsejable utilizar.

A lo largo de este capítulo se analizaron distintos enfoques para representar los rangos de distribución de las especies, los objetivos para los cuales fueron generadas las medidas de tamaño, y el uso de los marcos geográficos en entorno SIG como herramientas para organizar la información sobre ocurrencias y derivar las medidas de tamaño buscadas. Este análisis presenta un panorama alentador para poder revertir la situación de información actual y avanza hacia la obtención de información confiable y contrastable para evaluar riesgo de extinción, estado de conservación y prioridades de gestión.

Los datos de ocurrencias puntuales disponibles pueden ser generalizados a superficies mediante su mapeo a unidades geográficas de tamaño pequeño en relación al área de estudio, cuyos límites y topología permitan inferir procesos de dispersión, disyunción u origen evolutivo. La superficie total de las unidades que registran presencias dará el valor de la extensión de la ocurrencia para el taxón de interés. Si estas unidades contienen adicionalmente información sobre la proporción de hábitat disponible o indicadores para calcularlo, podrán brindar además una medida del área de ocupación. En función de estas particularidades el marco geográfico ideal debería tener estas características:

- a) estar basado en unidades estructuradas digitalmente en formato espacial,
- b) representar o contener unidades hidrológicas de nivel de detalle,

- c) debe permitir el análisis y síntesis de información siguiendo la jerarquía y la conectividad hidrográfica, ya sea de tipo aparente o virtual derivada de modelos de elevación digital, como del análisis e información hidrográfica proveniente de la cartografía o de productos de teledetección,
- d) debe estar prontamente disponible para la región argentina de la Cuenca del Plata,
- e) debe permitir integrar fácilmente datos ambientales o biogeográficos disponibles en otros marcos geográficos desarrollados con otros fines pero que contienen información sobre la distribución de hábitat y de amenazas.

Ahora resta discutir de manera participativa la selección del marco a utilizar y comenzar a trabajar.

Referencias bibliográficas

- Abell, R., M.L. Thieme, C. Revenga, M.T. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. B. Contreras Balderas, W.A. Bussing, M. L. J. Stiassny, P. Skelton, G. R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J.V. Higgins, T.J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H. Lopez, R. E. Reis, J.G. Lundberg, M.H. Sabaj y P. Petry. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58: 403-414. Base descargable desde <http://www.feow.org>
- Benzaquen, L., D. Blanco, R. Bó, F. Firpo Lacoste, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti y R. Quintana. 2009. Avances sobre la propuesta metodológica para un sistema nacional de clasificación e inventario de los humedales de la Argentina. *SAyDS*. 26 pp. [http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/GTRA/file/avances%20inventario%20humedales%20mayo%202009\(1\).pdf](http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/GTRA/file/avances%20inventario%20humedales%20mayo%202009(1).pdf)
- Burkart R., N.O. Barbaro, R.O. Sanchez y D.A. Gomez. 1999. Ecorregiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina. 42 pp.
- Cappato J. y A. Yanosky (eds). 2009. Uso sostenible de peces en la Cuenca del Plata. Evaluación subregional del estado de amenaza, Argentina y Paraguay. *UICN*. 76 pp.
- COSEWIC. 2009. Guidelines for use of the Index of Area of Occupancy (IAO) in COSEWIC Assessments. http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct2/sct2_7_e.cfm
- De Ambrosio, L. 2002. Metodología empleada para la realización del Atlas de peces continentales españoles. En Doadrio, I. (ed.): Atlas y Libro Rojo de los peces continentales de España: 51-56. CSIC y Ministerio del Medio Ambiente, 2ª edición, Madrid, España.
- De Ferrari, E., N. Leonardini, N. Sosa y M. Valiente. 2009. Monitoreo de avance de inundaciones fluviales en áreas de llanura con sensores remotos. Cuarto Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos. Salta, Argentina. 7 pp. Disponible en http://irh-fce.unse.edu.ar/Rios2009/CD/TC/E/TC_E03_DeFerrari_%20Monitoreo_de_Avance.pdf
- Gaston, K.J. 2009. Geographic range limits: achieving synthesis. *Proc. R. Soc. B* vol. 276: 1395-1406.
- Gaston, K.J. 1994. Measuring geographic range sizes. *Ecography* 17(2): 198-205.
- Gaston, K.J. y R.A. Fuller. 2009. The sizes of species' geographic ranges. *Journal of Applied Ecology* 46(1): 1-9.
- Gaston, K.J. 1991. How large is a species' geographic range? *Oikos* 61(3): 434-438.
- Guisan, A. y N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Higgins, J.V., M.T. Bryer, M.L. Khoury y T.W. Fitzhugh. 2005. A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. *Conservation Biology* 19(2): 432-445.
- Lehner, B., K. Verdin y A. Jarvis. 2008. New Global Hydrography Derived From Spaceborne Elevation Data. *Eos, Transactions, AGU*, 89(10): 93-94. <http://hydrosheds.cr.usgs.gov/> y <http://www.worldwildlife.org/science/projects/freshwater/item1991.html>
- Liotta J. 2006. Distribución geográfica de peces de aguas continentales de la República Argentina. *ProBiota*. FCNyM, UNLP, La Plata, Argentina.
- MacArthur, R.H. 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the distribution of species*. Harper y Row. New York, USA. 269 pp.
- Mace, G.M., N.J. Collar, K.J. Gaston, C. Hilton-Taylor, H.R. Akçakaya, N. Leader-Williams, E.J. Milner-Gulland y S.N. Stuart. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22: 1424-1442.
- Master, L. 1996. Predicting distributions for vertebrate species: some observations. En Scott, J.M., T.H. Tear y F.W. Davis (eds.): *Gap analysis: a landscape approach to biodiversity planning*: 171-176. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. Bethesda, Maryland.
- Mayorga, E., M.G. Logsdon, M.V. Ballester y J.E. Richey. 2005. Estimating cell-to-cell land surface drainage paths from digital channel networks, with an application to the Amazon basin. *Journal of Hydrology* 315: 167-182.
- Omernik, J.M. 2003. The Misuse of Hydrologic Unit Maps for Extrapolation, Reporting and Ecosystem

- Management. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 39(3): 563-573.
- Petry, P. y L. Sotomayor. 2009. Mapping Freshwater Ecological Systems with Nested Watersheds in South America. The Nature Conservancy. Arlington, VA.
- Rapoport, E.H. 1975. Aerografía, estrategias de distribución de los organismos. Fondo de Cultura Económica. México. 214 pp.
- Rathert, D., D. White, J.C. Sifneos y R.M. Hughes. 1999. Environmental correlates of species richness for native freshwater fish in Oregon, USA. *Journal of Biogeography* 26(2): 257-273.
- Rieman, B.E., D.C. Lee, R.F. Thurow, P.F. Hessburg y J.R. Sedell. 2000. Toward an integrated classification of ecosystems: Defining opportunities for managing fish and forest health. *Environmental Management*. 25: 425-444.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. 2007a. Inventario, evaluación y monitoreo: Marco integrado para el inventario, la evaluación y el monitoreo de humedales. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 3ª edición, vol. 11. Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza. 56 pp.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. 2007b. Inventario de humedales: Un Marco de Ramsar para el Inventario de humedales. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 3ª edición, vol. 12. Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza. 80 pp.
- Snelder, T.H. y Biggs, B.J. 2002. Multiscale river environment classification for water resources management. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 38: 1225-1239.
- SSRH-INA. 2002. Atlas digital de los recursos hídricos superficiales de la República Argentina -CD Rom. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación - Instituto Nacional del Agua. Buenos Aires, Argentina.
- Tetzlaff, D., C. Soulsby, P.J. Bacon, A.F. Youngson, C. Gibbins y I.A. Malcom. 2007. Connectivity between landscapes and riverscapes - a unifying theme in integrating hydrology and ecology in catchment science? *Hydrological Processes* 21: 1385-1389.
- UICN. 2001. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- US Geological Survey. 1996. HYDRO1k Elevation Derivative Database. Datos disponibles en http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30/hydro
- White, D., A. J. Kimerling y W.S. Overton. 1992. Cartographic and geometric components of a global sampling design for environmental monitoring. *Cartography and Geographic Information Systems* 19(1): 5-22.
- Zaldívar, C. 1994. Atlas de la distribución de los peces de la comunidad autónoma de La Rioja. *Zubia Monográfico Extra No 6*: 71-102.

Evaluación del estado de conservación de especies y ecosistemas, clave para el manejo de pesquerías fluviales

Julieta Peteán

Programa Agua, Humedales y Pesca. Fundación PROTEGER. Email: humedales.proteger@arnet.com.ar

Introducción

Las especies de agua dulce se están perdiendo a un ritmo acelerado. En su publicación *Biodiversidad de agua dulce, recursos ocultos bajo amenaza*, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) asegura que las especies de agua dulce están muy amenazadas, probablemente más que las especies marinas y terrestres (Darwal *et al.* 2009). Sin embargo, la conciencia pública de esta amenaza es muy baja, las especies de agua dulce son mayoritariamente invisibles para el público en general, no se consideran emblemáticas, y sus valores para la población no están lo suficientemente reconocidos a pesar de que proporcionan importantes servicios, como el aporte de proteínas y el soporte de medios de vida para las comunidades más pobres del mundo.

El actual modelo de consumo, junto con el consecuente desarrollo industrial y agrícola, ha sometido a los sistemas de agua dulce a una tensión sin precedentes. Altos niveles de extracción de agua, drenaje de humedales, canalización de ríos, deforestación, represamiento, introducción de especies exóticas, sobre-extracción y el cambio climático están teniendo, sin excepción, impactos de gran relevancia. El consumo de los servicios de los ecosistemas, que ya no es sostenible en muchos casos, continuará aumentando como consecuencia de un crecimiento probable del PIB mundial de entre tres y seis veces para 2050, a pesar de que se prevé que el crecimiento de la población mundial se hará más lento y se estabilizará a mediados de siglo (MEA 2005).

El informe de la UICN, *La vida silvestre en un mundo cambiante* (Vié *et al.* 2009) muestra que no se realizará el objetivo de 2010 al que casi todos los gobiernos se comprometieron en 2002, “alcanzar una reducción significativa en la actual tasa de pérdida de la diversidad biológica a nivel mundial, regional y nacional como contribución a la mitigación de la pobreza y en beneficio de todas las formas de vida en la Tierra”. El estudio analiza 44.838 especies de la Lista Roja y presenta los resultados por grupos de especies, regiones geográficas, y tipos de hábitat, como marino, terrestre y de agua dulce.

A pesar de que la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) en su

Circular de Pesca N° 954 afirma que hay pocos casos documentados de extinciones recientes de peces e invertebrados marinos, y que en ninguno de los casos señalados la especie era explotada comercialmente o había sufrido una mortalidad considerable a causa de las capturas incidentales (FAO 2000), este informe de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN da cuenta de que una amplia gama de especies marinas sufren pérdidas potencialmente irreversibles a causa de la sobrepesca, el cambio climático, las especies invasoras, el desarrollo costero y la contaminación. Por lo menos el 17% de las 1.045 especies de tiburones y de rayas, y el 12,4% de los meros; además de seis de las siete especies de tortugas marinas y el 27% de las 845 especies de corales de arrecife están amenazadas, entre otras.

Un número creciente de especies de agua dulce han sido evaluadas, proporcionando un mejor panorama de la difícil situación que enfrentan. En Europa, por ejemplo, el 38% de todos los peces están amenazados (Kottelat y Freyhof 2007); en África Oriental, el 28% (Darwal *et al.* 2005).

Para mitigar las amenazas y establecer un mejor sistema de planificación del desarrollo y la conservación, necesitamos conocer a las especies, su distribución geográfica, el estado y tendencias de las poblaciones, los usos, lo importantes que son para el funcionamiento de los ecosistemas y para los medios de vida humanos, y lo amenazadas que están.

Durante las últimas décadas se han desarrollado varias metodologías de evaluación del estado de conservación y de riesgo de extinción de especies. Los organismos acuáticos presentan ciertas particularidades que influyen en su vulnerabilidad ante acciones humanas. La carencia en materia de conocimientos biológicos y ecológicos, constituye una limitación para la toma de decisiones necesarias para la conservación de las especies, los ecosistemas y sus bienes y servicios.

Así, la participación de todos los actores y sectores resulta fundamental desde la etapa misma de la búsqueda de información para la planificación. Basado en el principio democrático de la representatividad y en el principio científico del conocimiento limitado del sistema ecológico, se espera de la participación y la inclusión del conocimiento local un aporte en la

búsqueda de comprender el problema y en la propuesta de soluciones (Ruffino 2008). Si se busca la conservación de las especies y los ecosistemas, sería deseable involucrar a las comunidades en el proceso de toma de decisiones (Fernández y Berkes 2008), sobre todo cuando las especies a evaluar y conservar son utilizadas comercial y deportivamente.

Además de la caracterización de las especies y de los ecosistemas, de las evaluaciones, y de las estrategias de superación de los vacíos de información, resulta clave qué tipo de manejo se quiere implementar.

El objetivo de este capítulo es presentar y hacer un sucinto análisis de algunas publicaciones recientes que dan cuenta de la pérdida masiva de biodiversidad y la severa reducción de muchos servicios esenciales para las sociedades humanas; cómo esa pérdida se puede prevenir, reducir y revertir con la aplicación de metodologías de evaluación de especies y ecosistemas, y con decisiones de esquemas de manejo apropiados. Se hace además hincapié en algunas necesidades de adecuación de metodologías de evaluación para su aplicación a las especies de peces de agua dulce, a la necesidad de más y mejor información (no sólo biológica y ecológica), y de la adopción de medidas enérgicas, comprensibles y adecuadas a favor de la conservación, enmarcadas dentro de un enfoque de manejo holístico y proactivo. Finalmente, se presenta brevemente por qué la pesca artesanal en la Cuenca del Plata en Argentina representa una oportunidad de aplicar el Enfoque Ecosistémico para hacer frente a los enfoques sectoriales de manejo.

¿Extinción o exterminio?

El Manual de peces de agua dulce de Europa (Kottelat y Freyhof 2007) muestra que 200 de las 522 (38%) especies de peces de agua dulce en Europa están amenazadas de extinción y 12 especies ya se han extinguido. Las principales amenazas causantes de este alto nivel de riesgo de extinción provienen del desarrollo y del crecimiento de la población en ese continente durante los últimos 100 años. La población en Europa casi se ha duplicado desde 1900, y la agricultura y la industria se han desarrollado de forma masiva. Esto ha provocado, según el Programa de Medio Ambiente de la ONU, la destrucción de casi el 60% de los humedales europeos, llevando a las especies de agua dulce a un gran declive. Entre las principales amenazas se destaca la extracción de agua, particularmente en las áreas secas del Mediterráneo lo que, agudizado por el cambio climático, ha dejado algunos ríos completamente secos en los meses de verano. Los grandes embalses construidos para irrigación, el control de las inundaciones y la generación de energía han tenido un gran impacto sobre las especies en los grandes ríos y han llevado a la extinción a numerosas especies migratorias. La gestión inapropiada de la pesca que ha generado sobrepesca, y la introducción de especies invasoras -y sus enfermedades-, también se resaltan como causas. Cada vez se reconoce más que el cambio climático es una seria amenaza que puede aumentar los peligros antes mencionados.

Los seres humanos somos, directa o indirectamente, la principal causa de la declinación de la mayoría de las especies. La destrucción y degradación del hábitat sigue siendo la raíz de dicha declinación, junto con otras amenazas que nos son muy familiares. Se considera a menudo que los ecologistas son alarmistas, pero debemos seguir alertando a los decisores acerca de los riesgos que conlleva la inacción y la necesidad de abandonar estrategias políticas de corto plazo que se basan sólo en resultados económicos sectoriales (Vié *et al.* 2009).

Destrucción de hábitat

Está establecido que los servicios de provisión de los humedales, tales como alimento -especialmente pescado- y fibra, son esenciales para el bienestar humano. Los servicios de apoyo y de regulación, como los ciclos de nutrientes, son fundamentales para mantener funciones vitales de los ecosistemas. La provisión de agua dulce es un servicio directo e indirecto de particular importancia. Además, los humedales tienen destacados valores estéticos, educacionales, culturales y espirituales y otorgan oportunidades invaluable para la recreación y el turismo.

La *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio*, convocada por la ONU, en su capítulo *Los ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua* (MEA 2005), establece una magnitud relativa, por unidad de área, de los servicios de los ecosistemas obtenidos de distintos tipos de humedales. En la Tabla 1 se presentan los correspondientes a humedales continentales.

En muchos lugares se ha creído tradicionalmente que los humedales son sitios que es preciso convertir en algo "útil" o más "benigno", opinión que ha sido reforzada incluso por la terminología acuñada. Por ejemplo, en el caso de la expresión "recuperación de humedales", la connotación es la necesidad de recuperar algo más valioso que el humedal. Si bien esta óptica ha cambiado apreciablemente en los últimos años, persisten resabios de ella que influyen los procesos de toma de decisiones en algunos lugares (Frazier 1999).

A pesar del creciente reconocimiento y valoración de los ecosistemas de humedales como dadores de una diversidad de servicios vitales para el bienestar humano y la mitigación de la pobreza, todos los informes apuntan a que la degradación y desaparición de humedales es la principal causa de pérdida de especies de peces y otros organismos acuáticos. Esto ha sido provocado por el desarrollo de infraestructuras (como represas, terraplenes, diques), conversión del suelo a otros usos, recolección excesiva, contaminación, extracciones de agua e introducción de especies exóticas.

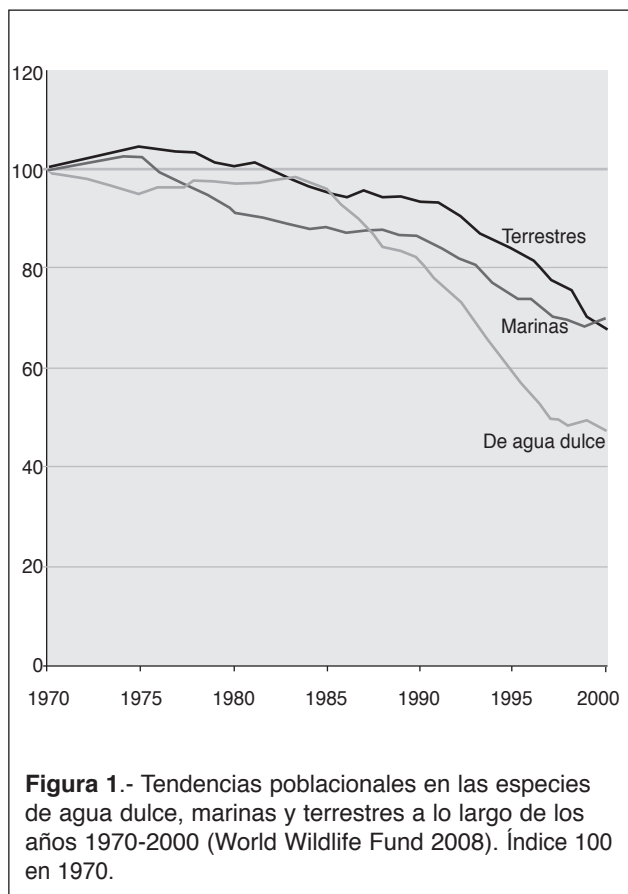
El *Living Planet Index*, creado por el Fondo Mundial para la Naturaleza y el Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación del PNUMA, ofrece una medida de las tendencias en más de 3.000 poblaciones de 1.145

Tabla 1		Magnitud relativa, por unidad de área, de los servicios de los ecosistemas de humedales continentales. Fuente: MEA (2005).								
Servicios	Comentarios y ejemplos	Ríos y arroyos permanentes y temporales	Lagos permanentes y embalses	Lagos, ciénagas y pantanos estacionales incluyendo lagunas de inundación estacionales	Humedales, pantanos y ciénagas forestados, incluyendo lagunas de inundación	Humedales alpinos y de tundra	Manantiales y oasis	Humedales geotérmicos	Humedales subterráneos, incluyendo cuevas y sistemas de aguas subterráneas	
		Humedales Continentales								
Aprovisionamiento										
Alimento	Producción de pescado, caza, frutas y granos.	●	●	●	●	•	•			
Agua dulce	Almacenamiento y retención de agua; provisión de agua para irrigación y uso doméstico.	●	●	•	•	•	•		●	
Fibras y combustible	Producción de troncos, leña, turba, forraje, aglomerados.	•	•	•	●	●	•	•		
Productos bioquímicos	Extracción de materiales de la biota.	•	•	?	?	?	?	?	?	
Materiales genéticos	Medicinas; genes para la resistencia a patógenos de plantas, especies ornamentales, etc.	•	•	?	•	?	?	?	?	
Regulación										
Regulación del clima	Regulación de gases de efecto invernadero, temperatura, precipitación y otros procesos climáticos; composición química de la atmósfera.	•	●	•	●	•	•	•	•	
Regímenes hidrológicos	Recarga y descarga de aguas subterráneas; almacenamiento de agua para agricultura o industria.	●	●	•	•	•	•		•	
Control de la contaminación y eutrofización	Retención, recuperación y eliminación del exceso de nutrientes y contaminantes.	●	•	•	•	•	•		●	
Protección contra erosiones	Retención de suelos y prevención de cambios estructurales (como erosión costera, caída de barrancos, etc.).	•	•	•	•	?	•		•	
Desastres naturales	Control de inundaciones, protección contra las tormentas.	•	●	●	•	●	•		•	
Culturales										
Espirituales y de inspiración	Sentimientos y bienestar personal; significado religioso.	●	●	•	•	•	●	•	•	
Recreativos	Oportunidades para turismo y actividades recreativas.	●	●	•	•	•	•		•	
Estéticos	Apreciación de las bellezas naturales.	•	•	•	•	•	•		•	
Educacionales	Oportunidades para la educación formal y no formal y para capacitación.	●	●	•	•	•	•		•	
De apoyo										
Biodiversidad	Hábitat para especies residentes o transitorias.	●	●	•	•	•	•		•	
Formación de suelos	Retención de sedimentos y acumulación de materia orgánica.	●	•	•	●	•	?	?		
Ciclos de nutrientes	Almacenaje, reciclaje, procesamiento y adquisición de nutrientes.	●	●	●	●	•	•	?	•	
Polinización	Apoyo a los polinizadores.	•	•	•	•	•	•			

La escala es: baja: •, media: ●, a alta: ●, desconocida: ?

Los cuadros en blanco indican que el servicio es considerado no aplicable al tipo de humedal. La información de la tabla representa la opinión experta para un patrón global promedio relativo a los humedales; se observarán diferencias locales y regionales en las magnitudes relativas.

especies de vertebrados en el mundo (World Wildlife Fund 2008). El índice es una suma de tres índices distintos relativos a cambios en especies de agua dulce, terrestres y marinas. El índice relativo a la población de especies de agua dulce de 2004 consideró los datos en las tendencias de 269 poblaciones de especies de agua dulce provenientes de zonas templadas y 54 de zonas tropicales, de las cuales 93 eran peces. El índice mostró que las poblaciones de agua dulce han disminuido en forma constante y a una tasa mayor que los otros grupos de especies evaluados, con un promedio de disminución del 50% entre los años 1970 y 2000 (Figura 1).



Continuar de la misma manera ya no es una opción

“Los sistemas naturales que apoyan la economía, la vida y los medios de subsistencia en todo el planeta están en peligro de degradación rápida y colapso, al menos que haya una acción rápida, radical y creativa para conservar y utilizar sosteniblemente la diversidad de la vida en la Tierra”. Esta es la conclusión principal de la nueva evaluación del estado actual de la diversidad biológica y las repercusiones de su continua pérdida para el bienestar humano, en la tercera edición de la *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica*

(*Global Biodiversity Outlook, GBO-3*), elaborada por el Convenio sobre la Diversidad Biológica (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2010).

El informe se basa en evaluaciones científicas, en los informes nacionales presentados por los gobiernos y en un estudio sobre escenarios futuros para la diversidad biológica. Dicha publicación es un aporte importante para los debates entre los líderes mundiales y los jefes de Estado. Sus conclusiones también fueron fundamentales para las negociaciones de los gobiernos del mundo en la Cumbre de la Diversidad Biológica, en octubre de 2010.

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) advierte que una pérdida masiva de diversidad biológica se está convirtiendo cada vez en más probable y, con ello, una severa reducción de muchos servicios esenciales para las sociedades humanas, mientras que varios *puntos críticos* se están aproximando, en los cuales los ecosistemas de transición se desplazan hacia estados alternativos, menos productivos, de los cuales puede ser difícil o imposible recuperarse.

El reporte analiza tres puntos críticos sobresalientes, entre los que se destacan los ecosistemas de agua dulce y los peces:

- La deforestación y los incendios, con sus consecuencias para el clima global, las precipitaciones regionales y la extinción de especies endémicas;
- el colapso de los ecosistemas de arrecifes de coral debido a una combinación de factores; y
- la degradación y sustitución de hábitat de agua dulce que conduce a la pérdida generalizada de peces y servicios ambientales.

El documento señala que estos impactos pueden atenuarse si se toman acciones eficaces y coordinadas para reducir las múltiples presiones que se imponen a la diversidad biológica. Los tomadores de decisiones políticas deben abordar los problemas derivados de la pérdida de biodiversidad y el cambio climático con alta prioridad y en estrecha coordinación.

La Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2010) llega a la conclusión que ya no podemos ver la pérdida constante de diversidad biológica como una cuestión independiente a las preocupaciones fundamentales de la sociedad. Dar a la diversidad biológica la prioridad que requiere, contribuirá a lograr otros objetivos tales como la lucha contra la pobreza, la mejora de la salud y la economía, y la seguridad de las generaciones presentes y futuras.

La pérdida de diversidad biológica y los cambios en los ecosistemas se pueden prevenir, reducir de manera significativa y hasta incluso invertirse si se aplican medidas enérgicas, comprensibles y adecuadas a nivel internacional, nacional y local.

Resultados clave

Diversidad Biológica 2010

- Ninguno de los 21 objetivos secundarios que acompañan la meta 2010 de la diversidad biológica puede decirse que ha sido logrado definitivamente a nivel mundial, aunque algunos se lograron parcial o localmente. Diez de los 15 indicadores principales desarrollados por el CDB demuestran tendencias desfavorables para la diversidad biológica.
- Ningún gobierno afirma haber cumplido totalmente con la meta de disminución de la tasa de pérdida de diversidad biológica 2010 en el ámbito nacional, y alrededor de una quinta parte ha informado que no se ha cumplido.
- Las especies que han sido evaluadas por estar en riesgo de extinción, en promedio están más cerca de extinción.
- La abundancia de especies de vertebrados, en base a una evaluación de su población, se redujo en un promedio de casi un tercio entre 1970 y 2006, y sigue bajando a nivel mundial, con bajas especialmente graves en los trópicos y dentro de las especies de agua dulce.
- Los hábitat naturales en la mayor parte del mundo siguen disminuyendo en extensión e integridad, en especial los humedales de agua dulce.
- La diversidad genética de cultivos y del ganado sigue disminuyendo en los sistemas agrícolas. Por ejemplo, se informa que más de 60 razas de ganado se han extinguido desde el año 2000.
- Las cinco principales presiones que conducen directamente a la pérdida de diversidad biológica (cambio de hábitat, sobreexplotación, contaminación, especies exóticas invasoras y cambio climático) son constantes o aumentan de intensidad.
- Ha habido un progreso significativo en el incremento de las áreas protegidas, tanto en tierra como en aguas costeras. Sin embargo, el 44% de ecorregiones terrestres y el 82% de las ecorregiones marinas, están por debajo del objetivo de protección del 10%. La mayoría de los sitios que se consideran de especial importancia para la diversidad biológica quedan fuera de las áreas protegidas.

Fuente: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2010.

Evaluaciones, herramientas clave para el manejo

Durante las últimas décadas se han desarrollado varias metodologías de evaluación del estado de conservación y de riesgo o peligro de extinción de especies y ambientes. Esto surge de una preocupación por la disminución de la biodiversidad y de los servicios que ésta y los ecosistemas brindan a las sociedades, y la necesidad de contar con herramientas para reducir esta pérdida.

Muchas veces los procesos de desarrollo de metodologías y criterios para la evaluación de las especies -y los ambientes- se ven enfrentados a problemas cuando la especie en cuestión tiene importancia comercial. Es probablemente esta razón la que ha llevado a que los criterios de CITES sean los más presionados y sujetos a modificaciones, donde se plantearon las dudas más fuertes sobre la idoneidad de los criterios para incluir a las especies acuáticas -sujetas a explotación- en sus listas. La finalidad de la CITES es reducir el riesgo, expresado como probabilidad de extinción de una especie, mediante restricciones del comercio. Así, para las especies incluidas en el Apéndice I, su comercio está prohibido, para las del Apéndice II, su comercio sólo es posible con certificados y licencias, y para las del Apéndice III, los países recaban apoyo internacional para controlar el comercio de estas especies.

Independientemente de la metodología de evaluación utilizada, las especies acuáticas presentan ciertas particularidades –muy diferentes a otros grupos– que influyen en su vulnerabilidad. A saber:

- las características del **ciclo de vida** como las estrategias de reproducción y apareamiento; la talla de los organismos adultos; las áreas y escalas de distribución; sus pautas de movimiento; uso de diferentes hábitat por edad o fases del ciclo vital; dependencia del crecimiento, la madurez, la fecundidad, etc. con respecto a la densidad como respuesta a la explotación; estructura de las poblaciones; entre otras.
- **los hábitat** como la superficie, profundidad y estado de conservación; la mayor o menor exposición a la alteración por actividades humanas; el grado de fragmentación y aislamiento; etc.
- **las pesquerías** que las explotan, que son de variados tipos pero podrían caracterizarse básicamente como: de tipo comercial a gran escala, que tiene por objeto poblaciones abundantes y ampliamente distribuidas; comercial de pequeña escala, que explota varias poblaciones pequeñas y grandes; y artesanal tradicional, deportiva y recreativa, que explota poblaciones de muy pequeñas a grandes, a menudo en zonas de gran biodiversidad.

Estas características peculiares de los peces nos hacen pensar en su vulnerabilidad ante acciones humanas, por ejemplo:

- Especies grandes, de vida larga, maduración tardía, sujetas a explotación, serían más vulnerables (o tendrían un riesgo relativamente alto de amenaza).
- Especies pequeñas, de vida corta, con distribución limitada o en hábitat aislados, serían vulnerables aunque no estén sujetas a explotación, debido a la destrucción de hábitat, catástrofes localizadas, etc.
- Especies que presentan una especialización en materia de reproducción que determina un índice intrínseco bajo de aumento de su población, serían más vulnerables que otras.

Esto fue tratado en profundidad en capítulos anteriores, los ejemplos sirven simplemente para reflexionar sobre los criterios que utilizan las diferentes metodologías de evaluación de especies y su aplicabilidad a los peces de agua dulce. Una clasificación basada en criterios muy generales podría incluir especies que no están en peligro en categorías de amenaza, con los consecuentes daños económicos; o lo que es aún peor, cometer omisiones, es decir, no se incentivaría la toma de medidas de protección para una especie que sí corre riesgo, con la consecuente pérdida de biodiversidad y valor económico si la población deja de ser viable.

Con aquellos criterios que hacen referencia al tamaño de la población, existen dificultades de aplicación para especies de peces de agua dulce. Algunas metodologías requieren indicar cifras o porcentajes, otras solicitan información cualitativa, indicar si hay una reducción baja, moderada o alta, por ejemplo. Cualquiera sea el método, las estimaciones del número de ejemplares tendrían márgenes de error muy grandes. Por otro lado, un criterio referido al número de individuos no resultaría muy apropiado para los peces ya que, en comparación con las aves y los mamíferos, obtienen menos protección de los sistemas sociales, las capturas son más cuantiosas y las catástrofes ambientales pueden tener grandes efectos sobre las poblaciones o subpoblaciones.

Con respecto a la reducción del número de individuos –maduros– es muy común que existan grandes debates al respecto de si esa disminución es una fluctuación “natural” o no. Asimismo, es necesario tener en cuenta los esquemas de supervivencia de la especie y la fecundidad potencial de los reproductores al interpretar el significado de una disminución, en el porcentaje o magnitud que sea, para la viabilidad de una especie.

La FAO (2000), en su *Estimación de la idoneidad de los criterios de la CITES para las listas de especies acuáticas de explotación comercial*, sugiere añadir un criterio más, basado en un análisis cuantitativo apropiado de la trayectoria de la población. “Si un análisis cuantitativo apropiado de la dinámica de la población de la especie indicase que la probabilidad de extinción es al menos de $x\%$ en y años, entonces se notificaría la intención de incluir la especie (en el



J. Peteán / PROTEGER

Adoptar medidas antes de que las especies entren en peligro. Monitores pesqueros comunitarios. Puerto San Pedro Pescador, Sitio Ramsar Humedales Chaco.

Apéndice de CITES correspondiente) después de que haya transcurrido el intervalo de (menor que y) años. Esta intención podrá revisarse en cualquier momento durante el intervalo si las partes interesadas aportan pruebas de que la disminución ya se ha controlado, o bien se ha acelerado”.

De esta manera se daría un incentivo a las autoridades de gestión para que tomaran medidas eficaces a fin de frenar una captura excesiva antes de que una especie quede reducida a un tamaño de población con un peligro inaceptablemente elevado de extinción. Asimismo se incentivaría a los países que explotan la especie a cumplir las medidas de gestión y a aportar datos, a fin de demostrar que la disminución ha cesado y que, por tanto, se les siga proporcionando la oportunidad de comercializarla. Por último, permitiría una reevaluación rápida si hubiera indicios de que las capturas se han acelerado para “sortear la prohibición”, asegurando una inclusión más rápida si se observara un comportamiento irresponsable con respecto a la captura (FAO 2000).

De hecho, una práctica eficaz de gestión de las pesquerías y los ecosistemas debería permitir adoptar medidas de conservación apropiadas mucho antes de que la especie llegue a estar en peligro de extinción. Se deben realizar las estimaciones partiendo de datos biológicos y pesqueros adecuados, y los puntos biológicos de referencia utilizados como objetivos y como límites de la gestión deben ser muy superiores a los tamaños mínimos seguros de población.

Muchas lagunas

Una discusión profunda sobre las diferentes metodologías de análisis y evaluación del estado de amenaza para las especies ya ha sido desarrollada en otros capítulos de esta publicación. Estas herramientas, que permiten guiar la discusión sobre el estado de conservación y/o amenaza de las especies, se basan en la mayor cantidad de información objetiva posible y

disponible. Es sabido que la calidad de la información puede ser muy diferente dependiendo de las regiones, pero en general para los peces de agua dulce -y los de la Cuenca del Plata en Argentina no son una excepción-, se considera escasa o muy escasa. Por esta razón, los métodos intentan traducir de manera adecuada la mejor evidencia disponible y se utilizan la observación, la estimación, la inferencia y la sospecha de determinadas tendencias de las poblaciones. Incluso en algunos casos se pueden realizar estimaciones de acuerdo con lo que ocurre con especies cercanas o respecto a datos del hábitat o del ecosistema. La mayoría de los métodos se basan en el conocimiento y la opinión de expertos, a través de la realización de talleres o trabajos de gabinete; de esta manera, la decisión final de la categoría es tomada por opinión experta luego de un análisis lo más objetivo posible (UICN 2001, Ministerio de Medio Ambiente y Agua 2009).

En una situación similar se encuentra el estado de conocimiento de los peces de importancia pesquera y de las pesquerías en general. La carencia en materia de conocimientos biológicos y ecológicos, dependiente muchas veces de decisiones políticas, seguirá constituyendo una limitación para la toma de decisiones necesarias para la conservación de las especies, los ecosistemas y sus bienes y servicios. Lo mismo ocurre con la falta de educación y de toma de conciencia, ya que estos factores influyen directamente en la capacidad de todos los actores y sectores involucrados.

Los datos y la información constituyen la base de las buenas prácticas de conservación de especies y de manejo de las pesquerías, y la necesidad de contar con ellos será cada vez mayor. Sin embargo, teniendo en cuenta la actual situación y las tendencias a futuro, son necesarias medidas inmediatas, basadas en los datos y la información existentes. Aunque existen muchos vacíos en nuestros actuales conocimientos de los ecosistemas y sobre cómo funcionan, una escasa inversión en el proceso de ordenación de las pesquerías fluviales, insuficiente capacitación e información, y escasez de participación de los interesados directos; es ya comúnmente aceptado que la incertidumbre no debería impedir el desarrollo de objetivos destinados a mejorar el bienestar humano así como proteger y mejorar el estado de los ecosistemas fluviales (FAO 2003).

Manejo sin datos no significa manejo sin información

La incertidumbre en los datos científicos, la carencia de consenso sobre lo que constituye el conocimiento crítico y relevante, y el hecho de discernir si el conocimiento popular debería jugar un papel en la toma de decisiones de regulación, –además de que las decisiones de manejo en muchos casos tienen efectos distribucionales, dando lugar a “ganadores y perdedores”–, origina que la cuestión no sea solamente el tener un conocimiento preciso, sino también basado en la igualdad y equidad social.

Muchas veces existen amplios conocimientos tradicionales sobre el ecosistema y las pesquerías que pueden resultar sumamente útiles si se obtienen y confirman a través de entrevistas a los pescadores locales y otros actores involucrados, realizando estudios sistematizados. Aunque ha aumentado el interés en tratar de vincular los medios de vida de las personas que utilizan o viven cerca de los recursos naturales con la conservación de estos, han habido pocos intentos de evaluar de manera sistemática esta vinculación y conocimientos con el diseño de estrategias adecuadas de conservación (Salafsky y Wollenberg 2002).

Brown (2002) examina cómo proyectos de conservación y desarrollo convencionales a menudo fracasaron como consecuencia de un exceso de simplificación de factores considerados clave, como la caracterización de la comunidad, la participación, el empoderamiento y la sostenibilidad. Concluye que son necesarios cambios profundos en las instituciones, la gestión y los mecanismos de toma de decisiones, y en el desarrollo de estrategias para abordar estas cuestiones y responder eficazmente a los objetivos de conservación y desarrollo. Basado en el principio democrático de la representatividad y en el principio científico del conocimiento limitado del sistema ecológico, se espera de la participación y la inclusión del conocimiento local un aporte en la búsqueda de comprender el problema y en la propuesta de soluciones (Ruffino 2008).

Teniendo en cuenta que los recursos pesqueros son bienes particularmente significativos derivados de las aguas continentales, y con una gran importancia socioeconómica sobre todo para países en desarrollo donde el pescado muchas veces figura como la primera fuente de proteína animal para las comunidades ribereñas, es importante obtener información que va más allá de la biológica y ecológica, y definir el tipo de manejo que se quiere implementar.

La FAO sostiene que para aplicar el Enfoque de Ecosistemas en la pesca se debería reunir información sobre las partes interesadas, los factores económicos vinculados con la pesquería, los detalles sobre los costos y los beneficios, el papel que desempeña en cuanto a la generación de empleo y medios de subsistencia, las fuentes alternativas de empleo y subsistencia, la situación del acceso al recurso o a su propiedad, las instituciones que participan en la planificación y la adopción de decisiones, y una perspectiva histórica de las pesquerías y de las partes interesadas en ella (FAO 2003). Para ello es importante incluir a todos los que participan de la pesquería en las actividades de búsqueda y sistematización de la información, planificación y adopción de decisiones vinculadas con la ordenación.

Los sistemas sociales y ecológicos están vinculados de manera inextricable (Berkes y Folke 1998), y las pesquerías continentales son un claro ejemplo de ello. Si se busca la conservación de las especies y los ecosistemas, sería deseable involucrar a las comunidades en el proceso de toma de decisiones y desarrollar una gestión comunitaria. Esto implica: el compromiso de hacer participar a las instituciones de la

comunidad en el manejo de la biodiversidad; un interés en descentralizar el poder del Estado a favor de las instituciones locales; una tendencia a defender y legitimar los derechos a los recursos locales, y una creencia en la conveniencia de incluir los valores locales y el conocimiento tradicional en el manejo de recursos (Fernández y Berkes 2008).

Este tipo de enfoque para el manejo es consistente con la visión de una pesquería de pequeña escala, ecológica, social y económicamente sostenible. La pesquería de pequeña escala incluye la pesca de subsistencia, la de complemento y la artesanal-comercial. En algunos casos es mecanizada, pero tiende a usar artes de pesca tradicionales. La diversidad de la captura tiende a ser alta, la cosecha incluye una mayor variedad de especies que en la pesquería de exportación. Está caracterizada por una mayor variedad de pequeños *stocks* distribuidos a lo largo de numerosas unidades de manejo; por lo tanto, estos enfoques alternativos para la ordenación ponen el énfasis en objetivos y procesos del manejo, antes que en la simple evaluación de *stocks*.

El sector de la pesquería a pequeña escala produce la mayor parte de la captura de peces para consumo humano directo. Sin embargo, ha sido marginada en todo el mundo mediante políticas de gobierno que tienden a favorecer la pesquería a gran escala orientada al comercio (Berkes 2008).

Diversidad y resiliencia vs ganancia y maximización del producto

Los enfoques de maximización de la producción -y por ende del comercio- tienden a reducir la variabilidad natural, perjudicando la capacidad de renovación de los ecosistemas, y volviendo frágiles y vulnerables a los sistemas ecológicos y sociales.

Holling y Meffe (1996), analizan cómo a medida que la población humana crece y los recursos naturales declinan, existen presiones para aplicar niveles crecientes de manejo de recursos naturales verticalistas y del tipo comando-y-control. Sin embargo, el comando-y-control tiene usualmente resultados imprevistos tanto para los ecosistemas naturales como para el bienestar humano: recursos que colapsan, conflictos sociales y económicos, y pérdida de diversidad biológica. En su trabajo describen la "patología del manejo de los recursos naturales", definida como una pérdida de la elasticidad del sistema cuando la magnitud de la variación natural es reducida. Si los niveles de variación natural en el comportamiento de un sistema son reducidos a través de comando-y-control, el sistema se hace menos elástico a las perturbaciones externas, lo cual resulta en crisis y sorpresas.

Una patología extrema surge cuando las agencias de manejo de recursos pierden de vista sus propósitos originales debido al éxito del uso de comando-y-control, eliminando la investigación y el monitoreo, y concentrándose en la eficiencia y el control. De esta

forma, se aíslan de los sistemas bajo manejo y se hacen más inflexibles en su estructura. Simultáneamente y por medio de la sobrecapitalización, la sociedad se hace más dependiente del comando-y-control, lo demanda con mayor intensidad e ignora los cambios ecológicos subyacentes y/o el colapso que se está desarrollando. Las soluciones a esta patología no pueden provenir de un mayor comando-y-control (reglamentos), sino que deben provenir de estrategias innovadoras que involucren incentivos que lleven a ecosistemas más elásticos, agencias más flexibles y una ciudadanía más instruida (Holling y Meffe 1996).

Existen varios enfoques de manejo de los recursos naturales, aunque la competencia y responsabilidad del uso y ordenamiento recaen en el Estado, quien a través de leyes, decretos, resoluciones, normas y acciones, debe inducir a la sociedad a conservar los recursos naturales aprovechándolos con racionalidad económica, social y ecológica. Sin embargo, son cada vez más frecuentes los conflictos entre los diferentes usuarios de las pesquerías impulsados por una disminución en la productividad pesquera y la falta de involucramiento gubernamental en la regulación de la actividad.

En el manejo comunitario, también llamado "acuerdos de pesca", comunidades de pescadores artesanales y ribereños definen conjuntamente prohibiciones y normas específicas, regulando de esa manera la pesca de acuerdo con los intereses de la población local y de la sostenibilidad del recurso como ellos la entienden. Según la definición de Castro y McGrath (2001), los acuerdos de pesca son un conjunto de reglas establecidas por habitantes ribereños que definen el acceso y el uso del recurso pesquero de una determinada área geográfica. Las reglas están fuertemente enraizadas en el conocimiento ecológico local y el monitoreo está relacionado con reglas sociales y éticas locales.

Pero, ¿cuál es la capacidad de las comunidades en hacer cumplir las reglas de manejo? Hacerlas cumplir es relativamente fácil cuando las infracciones involucran a "otros" pescadores o usuarios de recursos del ecosistema; es más complicado controlar a los miembros de la propia comunidad. Este problema es notorio cuando las reglas no son apoyadas por la mayoría de los miembros de la comunidad, básicamente por falta de unidad y consenso.

Ruffino (2008) aborda los conceptos de la *gestión compartida*, que surgió no para desplazar a los modelos de manejo científico y manejo comunitario, sino para integrarlos en una estructura de colaboración entre distintas fuentes de conocimiento, intereses y funciones. Sostiene que varios conceptos, desarrollados desde el abordaje puramente científico del manejo, son de importancia fundamental y deben ser tomados en cuenta a la hora de formular las medidas. De la misma manera, la estructura del manejo comunitario no debe ser aceptada ciegamente sin una mirada crítica de sus limitaciones y potencialidades, tanto para la conservación de los recursos como para la mejora de la calidad de vida local. La teoría de la gestión compartida reconoce tanto la importancia del conocimiento científico

como del tradicional; asimismo, asume que ambos son limitados y carecen de una valoración de su importancia.

Entonces este modelo no adopta el comportamiento individualista, maximizador económico de un tipo de manejo, ni el opuesto (el manejo comunitario) que considera grupos de pescadores armónicos, cooperadores y conservacionistas (Ruffino 2008). Para establecer un manejo compartido o colaborativo resulta imprescindible el fortalecimiento de las comunidades locales, la formación de líderes, la organización social, la capacitación y comunicación, establecer indicadores y monitorear el sistema de gestión implementado. Asimismo, son necesarios administradores pesqueros con voluntad de trabajo interdisciplinario, que tengan habilidades tanto en biología como en ciencias sociales, de manera que puedan tratar de peces, ambiente y personas a la vez. Bajo esta perspectiva, Berkes (2008) plantea la idea de un manejo ecosistémico que incluya de modo explícito a los seres humanos en el sistema, en lugar de tratar de separarlos de él. La propia definición del enfoque de ecosistemas en la pesca (FAO 2000) incorpora los aspectos sociales al expresar que “mediante el enfoque de ecosistemas en la pesca se procura equilibrar diversos objetivos sociales, teniendo en cuenta los conocimientos y las incertidumbres sobre los componentes bióticos, abióticos y humanos de los ecosistemas y sus interacciones, y aplicar a la pesca un enfoque integrado dentro de límites ecológicos fidedignos”.

La UICN también reconoce al Enfoque Ecosistémico (EE) como clave para el manejo de los recursos y a través de la Comisión de Manejo Ecosistémico ha trabajado en el desarrollo e implementación de los principios de este enfoque. El Convenio sobre la Diversidad Biológica, define al Enfoque Ecosistémico como una estrategia para la gestión de la tierra, el agua y los recursos vivos promoviendo su conservación y uso sostenible de forma justa y equitativa (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2004).

A continuación se describen algunas de las principales características distintivas del Enfoque Ecosistémico:

- está diseñado para equilibrar los tres objetivos de la CDB (conservación, uso sostenible y distribución equitativa de los beneficios de los recursos genéticos);
- se coloca a las personas en el centro de gestión de la biodiversidad;
- la gestión de la biodiversidad se extiende más allá de las áreas protegidas al tiempo que reconoce que también son vitales para el logro de los objetivos del CDB, y
- tiene en cuenta los diferentes puntos de vista e intereses sectoriales (Smith y Maltby 2003).

El EE es el esquema principal para la acción bajo el Convenio de Diversidad Biológica y comprende 12 principios (Shepherd 2006).

Los 12 principios del Enfoque Ecosistémico:

1. La elección de los objetivos de la gestión de los recursos de tierras, hídricos y vivos debe quedar en manos de la sociedad.
2. La gestión de los recursos naturales debe estar descentralizada al nivel apropiado más bajo.
3. Los administradores de ecosistemas deben tener en cuenta los efectos (reales o posibles) de sus actividades en los ecosistemas adyacentes y en otros ecosistemas.
4. Dados los posibles beneficios derivados de su gestión, es necesario comprender y gestionar el ecosistema en un contexto económico. Este tipo de programa de gestión de ecosistemas debería: i) disminuir las distorsiones del mercado que repercuten negativamente en la diversidad biológica; ii) orientar los incentivos para promover la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica; y iii) procurar, en la medida de lo posible, incorporar los costos y los beneficios en el ecosistema de cual se trate.
5. A los fines de mantener los servicios de los ecosistemas, la conservación de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas debería ser un objetivo prioritario del Enfoque Ecosistémico.
6. Los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento.
7. El Enfoque Ecosistémico debe aplicarse a las escalas espaciales y temporales apropiadas.
8. Habida cuenta de las diversas escalas temporales y los efectos retardados que caracterizan a los procesos de los ecosistemas, se deberían establecer objetivos a largo plazo en la gestión de los ecosistemas.
9. En la gestión debe reconocerse que el cambio es inevitable.
10. En el Enfoque Ecosistémico se debe procurar el equilibrio apropiado entre la conservación y la utilización de la diversidad biológica, y su integración.
11. En el Enfoque Ecosistémico deberían tenerse en cuenta todas las formas de información pertinente, incluidos los conocimientos, las innovaciones y las prácticas de las comunidades científicas, indígenas y locales.
12. En el Enfoque Ecosistémico deben intervenir todos los sectores de la sociedad y las disciplinas científicas pertinentes.

Fuente: El Enfoque Ecosistémico: Cinco Pasos para su Implementación (Shepherd 2006).

Nuestro entendimiento de la estructura, función y manejo de los ecosistemas, de los recursos y de las acciones necesarias, mejorará con el involucramiento de todos los actores y sectores, y la construcción y fortalecimiento de los vínculos y la confianza. Solamente estableciendo un compromiso en el largo plazo de quienes dependen, usan, gestionan y custodian los ecosistemas y sus recursos, se podrá utilizar plenamente el potencial de estos 12 principios para proteger la diversidad biológica de manera más equitativa y más sostenible.

Los enfoques convencionales han privilegiado el uso específico de algún recurso, como el suelo, los bosques, el agua, la pesca, etc., hasta propiciar o permitir su degradación y en muchos casos su agotamiento (Andrade Pérez 2007). La comprensión de las relaciones que existen entre los diferentes componentes de un ecosistema, así como su manejo, han estado orientados a las consecuencias; es decir, cuando se perciben situaciones de deterioro, sin analizar las causas subyacentes de su degradación. El Enfoque Ecosistémico ofrece una visión integral orientada hacia el suministro continuo a la sociedad de bienes y servicios ambientales mediante el mantenimiento de procesos ecológicos esenciales y la participación activa de los sectores involucrados en su gestión.

En la Tabla 2 se hace una comparación entre los enfoques convencionales y el Enfoque Ecosistémico.

Enfoque Ecosistémico en la pesca fluvial

A medida que se incrementan las presiones sobre los recursos naturales en todo el mundo se reconoce que las herramientas ambientales y sociales que guían el desarrollo económico son ante todo de carácter reactivo y tienen un papel marginal. Los resultados negativos de esta situación son evidentes: pérdida de servicios ecosistémicos críticos -de los que depende la sociedad humana- y extinción acelerada de especies. Estos, junto a la creciente probabilidad de cambio climático severo, hacen necesaria la adopción de enfoques proactivos hacia el desarrollo sostenible (Andrade Pérez 2007).

Como estrategia adoptada a nivel global por el Convenio sobre la Diversidad Biológica existe solamente un Enfoque Ecosistémico. Sin embargo, cuando se pasa al campo de la estructuración puede ser aplicado de diferentes formas. Su aplicación debe reflejarse y orientarse hacia las diferentes situaciones ecológicas, sociales, culturales y políticas, en áreas geográficas específicas.

Es necesario aumentar el conocimiento y la difusión de experiencias con el fin de convencer acerca de los beneficios de su aplicación a un número mayor de tomadores de decisiones a nivel nacional y local. Así, la pesca fluvial artesanal en la Cuenca del Plata en Argentina puede constituir un ejemplo clave para demostrar la aplicación del Enfoque Ecosistémico, ya

Tabla 2	Comparación entre los enfoques convencionales y el Enfoque Ecosistémico. Fuente: World Resources Institute (2002).	
	Enfoques convencionales	Enfoque Ecosistémico
	Énfasis en la preservación.	Énfasis en el manejo adaptativo.
	Sectorial: la gestión se centra en la extracción o uso de un bien o servicio dominante, de manera aislada.	Integral: toma en cuenta todos los bienes y servicios utilizables y optimiza la mezcla de sus beneficios.
	Se basan exclusivamente en el conocimiento suministrado por la ciencia occidental.	Involucra otras formas de conocimiento incluyendo el indígena, el local.
	Son eminentemente ambientalistas.	Es un enfoque basado en la gente, su sociedad y su cultura.
	Dan prioridad a los enfoques conservacionistas de la naturaleza.	Se orienta a la preservación del ambiente y de la sociedad.
	Predomina la aproximación de arriba hacia abajo.	Es un enfoque en dos vías, de arriba hacia abajo y de abajo hacia arriba.
	Predomina la visión a corto plazo.	Adopta una visión a largo plazo.
	Dan prioridad a los factores de producción, de forma independiente.	Considera los bienes y servicios como el producto de un ecosistema saludable y no como un fin en sí mismo.



J. Peteán / PROTEGER

La pesca fluvial artesanal en la Cuenca del Plata en Argentina puede constituirse en un ejemplo clave para demostrar la aplicación del Enfoque Ecosistémico. Pescador artesanal del río Paraná.

que por un lado existen iniciativas para la conservación y el manejo de los recursos pesqueros y, por otro, conserva áreas extensas de ecosistemas poco fragmentados o impactados con un alto valor para la conservación. La adopción de un enfoque proactivo del manejo de los recursos tendría un alto potencial para contribuir a la conservación de la biodiversidad y al desarrollo sostenible en la región.

A continuación se presentan algunas ideas y factores a tener en cuenta para la aplicación de los principios del Enfoque Ecosistémico a la pesca fluvial:

Principio 1. La elección de los objetivos de la gestión de los recursos de tierras, hídricos y vivos debe quedar en manos de la sociedad.

- Los actores y sectores con sus respectivos niveles de representación deben estar identificados. Se debe desarrollar una visión integral compartida del ecosistema, sus bienes y sus servicios -principalmente la pesca.
- Los espacios y mecanismos de participación y diálogo deben existir y ser apropiados.

- Son necesarios programas de organización y fortalecimiento de la sociedad civil, en especial de los usuarios directos de los recursos pesqueros.
- Los procesos de negociación propuestos deben ser adecuados.
- Las expectativas de los diferentes actores y sectores deben ser conocidas y abordadas para alcanzar objetivos de manejo compartidos.

Principio 2. El manejo debe estar descentralizado al nivel apropiado más bajo.

- La estructura político-administrativa -no sólo del sector pesquero-, en todos los niveles, debe estar identificada y vinculada al proceso.
- Las competencias de las unidades administrativas, actores y sectores involucrados necesitan ser caracterizados y los conflictos identificados.
- Deben existir mecanismos de descentralización y ser operativos para el cumplimiento de los objetivos.

- Es deseable que las organizaciones sociales y ambientales estén comprometidas, y es necesario que los grupos comunitarios estén involucrados y empoderados.
- Se deben establecer mecanismos claros de seguimiento y evaluación de la gestión de los planes y acciones.

Principio 3. Los administradores de ecosistemas deben tener en cuenta los efectos reales o posibles de sus actividades en los ecosistemas adyacentes.

- Se deben hacer esfuerzos permanentes para conocer y caracterizar los ecosistemas y recursos, su ubicación espacial, el estado de conservación y de fragmentación de los ecosistemas.
- Avanzar en la identificación de las causas de la fragmentación de los ecosistemas, su incidencia en las especies y las poblaciones ribereñas.
- Los proyectos y decisiones de intervención públicos y privados en la región deben estar correctamente informados y contar con un plan de difusión y monitoreo.
- Es necesario el desarrollo de indicadores de impacto y mecanismos de seguimiento de las acciones a implementar, como así también las tendencias de cambio de los ecosistemas y sus efectos sobre los recursos (por ej.: modelos climáticos, de inundaciones, sobrepesca, efectos sobre áreas protegidas).
- Los requerimientos de conectividad deben ser establecidos.

Principio 4. Los ecosistemas deben manejarse en un contexto económico.

- Resulta fundamental caracterizar el contexto económico y social para establecer la línea base.
- Los factores que afectan la sostenibilidad de la región y sus tendencias tienen que estar claramente identificados.
- La estrategia de sostenibilidad financiera de uso de los recursos pesqueros debe desarrollarse con los interesados directos.
- El agregado de valor a los recursos es una estrategia central a desarrollar y apoyar.
- La identificación y valoración de los servicios ecosistémicos resulta fundamental.
- Son deseables propuestas de reconocimiento por mantenimiento de servicios ecosistémicos: incentivos, compensaciones, exenciones tributarias, etc.

Principio 5. A fin de mantener los servicios de los ecosistemas, la conservación de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas debería ser un objetivo prioritario.

- Los planes de manejo deben desarrollarse en función del mantenimiento de servicios ecológicos esenciales.
- La identificación de vacíos de conservación (de ecosistemas y especies), resulta imprescindible.
- Se deben conocer los usos actuales de la tierra, el agua y los recursos pesqueros, así como la tendencia de cambio en el uso.
- Es necesario desarrollar indicadores del estado de los ecosistemas y las especies: evaluación y distribución espacial de especies amenazadas, endémicas, exóticas, invasoras; modelos de distribución de especies; especies indicadoras de integridad; etc.
- Conocer y evaluar la capacidad de resiliencia de los ecosistemas.
- Desarrollar protocolos consensuados para el manejo de especies amenazadas, invasoras, etc.

Principio 6. Los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento.

- Los procesos e indicadores de fragmentación deben ser conocidos y establecidos.
- Es deseable una evaluación de los efectos de la fragmentación a nivel de paisaje y su relación con cambios en la estructura y función de ecosistemas y en la composición de especies y de los stocks.
- Resulta fundamental una evaluación de la capacidad de resiliencia ante cambios: modificaciones en el uso de los recursos, pérdida o generación de conectividad, colmatación, introducción de especies, etc.
- Se deben seleccionar especies indicadoras que reflejen el estado de conservación (o grado de pérdida) de la biodiversidad a causa de la fragmentación de los ecosistemas y cambios en el uso de los recursos.

Principio 7. El Enfoque Ecosistémico debe aplicarse a las escalas espaciales y temporales apropiadas.

- Es elemental la aplicación de un esquema jerárquico de gestión multiescalar: a nivel local, regional, nacional e internacional.
- La escala de trabajo debe ser apropiada en base a los objetivos de conservación establecidos.
- Resulta importante la construcción de escenarios espaciales y temporales según los objetivos.

- Los mecanismos institucionales y los protocolos para el manejo de información entre países, regiones, etc. necesitan ser establecidos.

Principio 8. Habida cuenta de las diversas escalas temporales y los efectos retardados que caracterizan a los procesos de los ecosistemas se deberían establecer objetivos a largo plazo en el manejo de los ecosistemas.

- Son fundamentales los acuerdos de metas a ser alcanzadas y la construcción colectiva de la visión del desarrollo de la región.
- Las metas deben ser concertadas a largo plazo entre los actores, relacionadas por ej. con metas del Convenio sobre la Diversidad Biológica, de la Convención de Ramsar sobre los Humedales, etc.
- Las metas deben verse reflejadas en diferentes niveles de planificación y decisión provincial y nacional, y avanzar hacia acuerdos entre países.
- Indicadores de seguimiento y monitoreo de cumplimiento de las metas propuestas, necesitan ser formulados.
- Es preciso avanzar hacia la construcción de escenarios bajo diferentes situaciones y modelos de intervención.

Principio 9. En el manejo debe reconocerse que el cambio es inevitable.

- Los cambios culturales, económicos, sociales y políticos deben estar identificados: población, políticas, indicadores ambientales y económicos, etc.
- También los cambios en la estructura y función del ecosistema: uso del agua, composición de especies, modelos de distribución de especies, etc.
- La vulnerabilidad al cambio climático, los riesgos y amenazas, deben ser conocidos para la consecuente planificación de acciones.
- Resulta imperioso identificar acciones de conservación para mitigar los efectos del cambio climático.
- Es preciso que los sistemas de información permanente estén consolidados.
- Se debe implementar el principio de precaución.

Principio 10. El Enfoque Ecosistémico debe procurar un equilibrio apropiado entre la conservación y la utilización de la diversidad biológica y su integración.

- Es imprescindible tener claramente identificados:
 - sectores, políticas y programas que generan alto impacto negativo en los ecosistemas (desarrollo

de infraestructura, deforestación, incendios, agroquímicos, sobrepesca, minería, etc.)

- áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (por ej. reservas ícticas, áreas de interés pesquero con manejo diferenciado)
- áreas prioritarias para la conservación de la diversidad cultural

- Se deben identificar el uso actual y el uso deseable de los ecosistemas y los recursos pesqueros para el correcto desarrollo de planes de ordenamiento.
- Es deseable que se articulen los objetivos de las estrategias de conservación y desarrollo identificadas y en curso: planes de manejo, agendas de trabajo con sectores productivos.
- Resulta fundamental el establecimiento de un sistema de monitoreo que incluya criterios sociales, económicos y ecológicos.

Principio 11. Debe tenerse en cuenta toda la información pertinente, incluidos los conocimientos, las innovaciones y las prácticas de las comunidades científicas, indígenas y locales.

- La línea de base de información social, económica, ecológica y cultural debe ser compartida entre todos los actores y sectores involucrados (estar disponible y accesible).
- Establecer programas de investigación e información.
- Desarrollar alianzas con institutos de investigación científica y organizaciones para compartir información y establecer un sistema unificado de información.
- Avanzar hacia el desarrollo y puesta en funcionamiento de un Sistema de Información Geográfica Socioambiental.
- Los conocimientos y prácticas de manejo adaptativo tradicionales necesitan estar identificados y caracterizados.
- Es deseable el desarrollo de proyectos orientados hacia la articulación del conocimiento científico y los sistemas de saberes tradicionales.

Principio 12. En el Enfoque Ecosistémico deben intervenir todos los sectores de la sociedad y las disciplinas científicas pertinentes.

- Es clave la construcción de un proceso interdisciplinario para avanzar desde la visión fragmentada del sistema, y una mirada utilitaria de las pesquerías hacia la visión ecosistémica. Para ello es necesario que:
 - la coordinación multisectorial esté funcionando
 - los sectores estén involucrados y participando en el proceso

- las alianzas entre sectores estén establecidas e incluyan los temas en sus agendas
- Se requiere el involucramiento y los acuerdos gubernamentales más allá de las declaraciones de interés.
- Una adecuada estrategia de comunicación debe estar diseñada y funcionando.

Algunas ventajas, dificultades y desafíos para la aplicación del Enfoque Ecosistémico en las pesquerías artesanales de la Cuenca del Plata en Argentina

La pesca artesanal en la Cuenca del Plata en Argentina representa una oportunidad para demostrar la aplicabilidad práctica del EE como una experiencia concreta para hacer frente a los enfoques sectoriales de manejo. Para ello se requiere el desarrollo de estudios de caso que muestren los beneficios del EE y su contribución para el logro de metas y objetivos.

Los corredores de conservación como los sitios Ramsar Humedales Chaco y Jaaukanigás (ambos suman un millón de hectáreas) y proyectos de manejo de cuencas compartidas, brindan una excelente oportunidad para la aplicación del Enfoque Ecosistémico.

La experiencia puede ser exitosa teniendo en cuenta los nuevos escenarios político-administrativos que se están dando, como los comités de manejo de humedales de los sitios, y los consejos y comités pesqueros provinciales y regionales. Existe una tendencia a implementar esquemas descentralizados y participativos.

Resulta un enfoque superador de otras metodologías, técnicas y herramientas de manejo que se han implementado en la región con resultados poco favorables. El *manejo adaptativo* (central para el EE) posibilita una adecuación permanente a nuevas situaciones y a los nuevos y variados escenarios, incluyendo los políticos y sociales.

Como el EE introduce el uso sustentable dentro de la estrategia de conservación y su componente central es satisfacer las necesidades de la gente, puede constituir una oportunidad para zanjar discrepancias y conflictos derivados de “etiquetas” que se colocan los diferentes grupos de investigación-gestión, categorizando a unos como puramente conservacionistas (sin tener en cuenta las necesidades de la gente) y a otros como productivistas (búsqueda del máximo rendimiento posible sin tener en cuenta la necesidad de conservación).

La investigación científica y el conocimiento tradicional deben ser involucrados apropiadamente, protegiendo ambos sistemas de conocimiento y valorándolos adecuadamente. El EE puede servir como herramienta de trabajo pero también como herramienta de análisis.

No obstante, resulta fundamental el entrenamiento para la aplicación del EE. Es común que los principios sean aplicados en forma implícita y parcial pero poco frecuente es su uso como conjunto completo y articulado de principios. Se debe seguir trabajando para superar el carácter a veces excesivamente teórico del enfoque, desarrollando herramientas operativas, por ejemplo atributos e indicadores para cada principio, métodos de valoración, monitoreo y sistemas de auditoría.

Debe haber un mayor compromiso entre los gobiernos, sector privado, organizaciones de la sociedad civil y agencias de cooperación hacia la adopción del EE en sus agendas, así como nuevas alianzas y acuerdos entre sectores, incluyendo el apalancamiento de recursos adicionales.

Conclusiones

Debido a la preocupación por la disminución de la biodiversidad y de los servicios que ésta y los ecosistemas brindan a las sociedades, y la necesidad de contar con herramientas para reducir la pérdida, se han desarrollado varias metodologías de evaluación del estado de conservación y de riesgo o peligro de extinción de especies y ambientes. Éstas metodologías se han aplicado en diferentes regiones y a diferentes escalas como la evaluación de peces de agua dulce de Europa (Kottelat y Freyhof 2007), la evaluación del estado y la distribución de la biodiversidad de agua dulce en África oriental (Darwall *et al.* 2005), la evaluación del estado de conservación de los vertebrados en Bolivia (Ministerio de Medio Ambiente y Agua 2009), entre otras.

De los aspectos analizados en éste y anteriores capítulos, se destaca que las especies acuáticas presentan ciertas particularidades -muy diferentes a otros grupos- que influyen en su vulnerabilidad ante acciones humanas. Entre ellas, las características de sus ciclos de vida, sus hábitat y la presión pesquera. Esto lleva a un debate aún no concluido sobre los criterios que utilizan las diferentes metodologías de evaluación de especies de peces de agua dulce, sobre todo aquellos referidos al tamaño poblacional, teniendo en cuenta la carencia de datos biológicos y pesqueros adecuados, como así también de los ambientes y sus relaciones en la Cuenca del Plata.

Además de que los criterios sean aplicables a los peces de agua dulce, el método a utilizar debe permitir sortear los vacíos de información existentes y clarificar la finalidad de las metodologías: ¿analizar el riesgo de extinción de las especies? ó ¿analizar el estado de conservación de las especies? Una práctica eficaz de gestión de la biodiversidad y los ecosistemas -más aún si se trata de recursos explotados como los pesqueros- debería permitir adoptar medidas de conservación apropiadas mucho antes de que la especie llegue a estar en peligro de extinción. Es sabido que las metodologías de evaluación analizadas buscan detener la pérdida de biodiversidad y mejorar la salud de los ecosistemas y de las poblaciones, incentivando la toma

de decisión de acciones concretas en pos de la conservación, pero resulta ineludible revisar el mensaje que transmiten con la terminología utilizada.

Teniendo en cuenta la actual situación y las tendencias a futuro, son necesarias evaluaciones de las especies y de los ambientes para tomar medidas inmediatas, basadas en los datos existentes. Pero la información constituye la base de las buenas prácticas de conservación de especies y de manejo de las pesquerías, y la necesidad de contar con ella será cada vez mayor. Los recursos pesqueros son bienes particularmente importantes derivados de las aguas continentales, y con una gran importancia socioeconómica, por lo que resulta imprescindible obtener información que vaya más allá de los aspectos biológicos y ecológicos.

Aunque existe una tendencia a vincular cada vez más a las personas que utilizan los recursos con las estrategias de conservación, muchas veces esto queda en expresiones de deseo o a nivel de los discursos cuando se define el tipo de manejo que se quiere implementar.

Existen varios enfoques de manejo, incluso algunos con nombres diferentes pero conceptualmente similares, implementados en diversas regiones del mundo con resultados variables. Lo que sí parece estar claro es que los enfoques convencionales han tenido evidentes resultados negativos provocando pérdida de servicios ecosistémicos y extinción acelerada de especies, por lo que resulta vital la adopción de enfoques holísticos y proactivos hacia el desarrollo sostenible. La aplicación del Enfoque Ecosistémico y sus 12 principios a las pesquerías artesanales de la Cuenca del Plata en Argentina puede constituir un ejemplo clave de manejo de los recursos con un alto potencial para contribuir a la conservación de la biodiversidad y al desarrollo sostenible con equidad.

Referencias bibliográficas

Andrade Pérez, A. (ed.). 2007. Aplicación del Enfoque Ecosistémico en Latinoamérica. CEM - UICN. Bogotá, Colombia. 89 pp.

Berkes, F. 2008. La pesquería de pequeña escala: alternativas al manejo convencional de recursos. En IRDC. 2008: El manejo de las pesquerías en ríos subtropicales de Sudamérica: 443-449.

Berkes, F. y C. Folke (eds.). 1998. Linking social and ecological systems. Management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge: Cambridge University Press. 476 pp.

Brown, K. 2002. Innovations for conservation and development. The Geographical Journal 168: 6-17.

Castro, F. y D. McGrath. 2001. O manejo comunitário de lagos na Amazônia. Parcerias Estratégicas 12: 112-126.

Darwall, W., K.G. Smith, D. Allen, M. Seddon, G. McGregor Reid, V. Clausnitzer y V. Kalkman. 2009. Freshwater biodiversity: a hidden resource under threat. En Vié, J., C. Hilton-Taylor y S. Stuart (eds.): Wildlife in a changing world - An analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species. Gland, Switzerland. IUCN. 180 pp.

Darwall, W., K.G. Smith, T. Lowe y J. Vié. 2005. The status and distribution of freshwater biodiversity in Eastern Africa. IUCN SSC Freshwater Biodiversity Assessment Programme. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. viii + 36 pp.

FAO. 2003. La ordenación pesquera 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 4, Suplemento 2. Roma. 133 pp.

FAO. 2000. Estimación de la idoneidad de los criterios de la CITES para las listas de especies acuáticas de explotación comercial. FAO Circular de Pesca. No. 954. Roma. 75 pp.

Fernández, D. y F. Berkes. 2008. "Más ojos vigilando...": manejo comunitario del arapaima (*Arapaima gigas*) en Guyana Central. En Pinedo, D. y C. Soria: El manejo de las pesquerías en ríos subtropicales de Sudamérica. Mayol Ediciones / Instituto del Bien Común / IDRC. 492 pp.

Frazier, S. 1999. Visión general de los Sitios Ramsar. Wetlands International. vi + 42 pp.

Holling, C. y G. Meffe. 1996. Command and control and the pathology of natural resource management. Conservation Biology 10: 328-337.

Kottelat, M. y J. Freyhof. 2007. Manual de peces de agua dulce en Europa. xiv + 646 pp.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human wellbeing: wetlands and water synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 80 pp.

Ministerio de Medio Ambiente y Agua. 2009. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia. 571 pp.

Rufino, M.L. 2008. Gestión compartida de recursos pesqueros en la Amazonia. En Pinedo, D. y C. Soria: El manejo de las pesquerías en ríos subtropicales de Sudamérica. Mayol Ediciones / Instituto del Bien Común / IDRC. 492 pp.

Salafsky, N. y E. Wollenberg. 2002. Linking livelihoods and conservation: a conceptual framework and scale for assessing the integration of human needs and biodiversity. World Development 28: 1421-1438.

- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 2010. Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3. 94 pp.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 2004. Enfoque por Ecosistemas. 50 pp.
- Shepherd, G. 2006. El Enfoque Ecosistémico: cinco pasos para su implementación. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. x + 30 pp.
- Smith, R. y E. Maltby. 2003. Using the Ecosystem Approach to implement the Convention on Biological Diversity: key issues and case studies. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 118 pp.
- UICN. 2001. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Vié, J., C. Hilton-Taylor y S. Stuart (eds.). 2009. Wildlife in a changing world - An analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species. IUCN, Gland, Switzerland. 180 pp.
- World Resources Institute. 2002. Recursos Mundiales. La Guía Global del Planeta.
- World Wildlife Fund. 2008. Living Planet Report. Gland, Switzerland. 48 pp.

ANEXO LÁMINAS

Lámina I.- Paisajes ribereños



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER



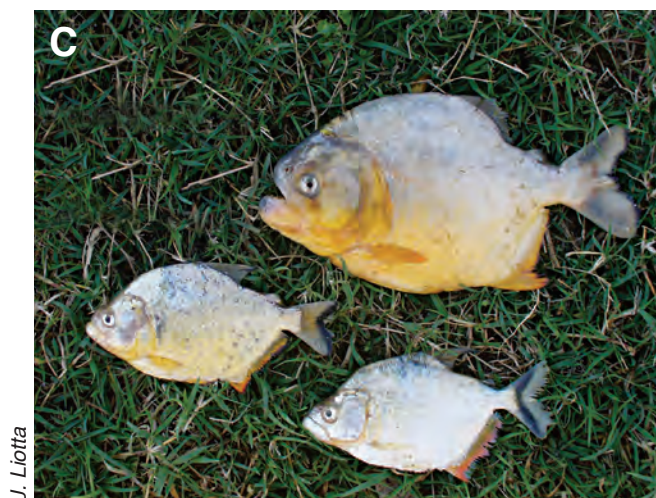
C. Baigún



J.C. Rozzatti

Leyenda: **A)** Selva en galería o de ribera, Villa Ocampo, Santa Fe. Sus propiedades más significativas son su alta diversidad biológica, elevada productividad y gran dinamismo de sus hábitat. **B)** Pesca artesanal, embarcaciones tradicionales de madera. Villa Ocampo, Santa Fe. **C)** Canoa pescador artesanal, Puerto Antequera, Chaco. **D)** Bosque en galería del arroyo Porteño, afluente del río Pilcomayo, Formosa. **E)** Río Correntoso en la Reserva Natural Estricta Virá Pitá, Sitio Ramsar Jaaukanigás, Sante Fe.

Lámina II.- Peces de la Cuenca del Plata en Argentina



Leyenda: **A)** Armado común (*Pterodoras granulosus*). **B)** Manguruyú (*Zungaro jahu*), especie amenazada según criterios de UICN. **C)** Diversidad de Pirañas o Palometas del Paraná inferior. Arriba: *Pygocentrus nattereri*, centro: *Serrasalmus maculatus*, abajo derecha: *Serrasalmus marginatus*. **D)** Vieja del agua (*Hypostomus commersoni*) en el Delta del Paraná. **E)** Raya de río (*Potamotrygon brachyura*). **F)** Armado chancho (*Oxydoras kneri*).

Lámina III.- Uso de los recursos pesqueros



J. Liotta



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER

Leyenda: **A)** Diversidad de peces en un puesto de pescadores artesanales en San Nicolás, Buenos Aires. Arriba izquierda: Bogas (*Leporinus obtusidens*), arriba derecha: Sábalo (*Prochilodus lineatus*), centro: Moncholo (*Pimelodus albicans*), abajo: Patíes (*Lucipimelodus pati*). **B)** Uso de recursos pesqueros con fines ornamentales, Corrientes. Vieja de agua (*Hypostomus* sp.) de interés para coleccionistas. **C)** Surubí pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*). **D)** Típico puesto de venta de pescado. Ruta Provincial 1, Santa Fe. **E)** Sábalo (*Prochilodus lineatus*). **F)** Chafalote (*Rhaphiodon vulpinus*).

Lámina IV.- Uso de los recursos pesqueros (continuación)



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER



J. Liotta



J. Peteán / PROTEGER



J. Peteán / PROTEGER

Leyenda: **A)** Monitora comunitaria tomando datos (talla) de la pesca artesanal en el río Paraná, Chaco. **B)** Uso de recursos pesqueros como carnada. Niños colectando con una red cama. **C)** Surubíes de gran talla, San Pedro Pescador, Chaco. **D)** Puesto de venta de pescadores artesanales en San Nicolás, Buenos Aires. **E)** Fin de una jornada de pesca artesanal. Canoa con capturas de diferentes especies, río Paraná, Chaco. **F)** Pescador de Bajada Grande, Entre Ríos, cargando un patí (*Luciopimelodus pati*) en la costa del Paraná.

Misión:

Preservar y restaurar los humedales, sus recursos y biodiversidad, para las futuras generaciones

Mission:

To sustain and restore wetlands, their resources and biodiversity for future generations

La Cuenca del Plata constituye una de las mayores reservas de agua dulce a nivel mundial así como el hábitat de una notable diversidad de peces, incluyendo especies de gran importancia biológica, económica y social. Muchas de estas especies se encuentran hoy en día amenazadas, comprometiendo la conservación a largo plazo de sus poblaciones y la seguridad alimentaria de las comunidades locales que dependen del recurso.

La necesidad de contar con herramientas apropiadas para evaluar el estado de conservación de las especies silvestres es cada vez más urgente. Esta publicación analiza algunos aspectos clave para la conservación de los peces de importancia comercial de la Cuenca del Plata, en Argentina, y propone algunas recomendaciones para avanzar en dicho sentido, contribuyendo a los procesos de toma de decisión y discusiones sectoriales sobre pesquerías y manejo de cuencas.

Esta publicación cuenta con el apoyo económico de Wetlands International en el marco del Proyecto “**Humedales y Medios de Vida**” financiado por el Ministerio de Asuntos Exteriores de los Países Bajos (DGIS).

Para mayor información puede visitar nuestro sitio en Internet o contactar nuestras oficinas:

<http://lac.wetlands.org/>

Wetlands International - LAC
Fundación Humedales
25 de Mayo 758 10° I
(1002) Buenos Aires
Argentina
Tel./fax: ++54 11 4312 0932
info@humedales.org.ar

ISBN: 978-987-24710-5-7


Fundación Humedales

FUNDACION
PROTEGER


FUNDACIÓN