

Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras

Casos de prueba para el pez cabeza de serpiente (*Channidae*) y el pleco (*Loricariidae*) en aguas continentales de América del Norte



cec.org



Este informe se elaboró por encargo del Secretariado de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA), como una iniciativa de colaboración con los autores mencionados a continuación. Se realizó en asociación con las organizaciones listadas y está siendo coeditado con su generoso apoyo. Numerosas personas contribuyeron a esta obra (véase el apartado "Agradecimientos"). La información contenida es responsabilidad de los autores y no necesariamente refleja los puntos de vista de la CCA o de los gobiernos de Canadá, Estados Unidos o México.

Autores

- Roberto E. Mendoza Alfaro — Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), Monterrey, Nuevo León, México
- Becky Cudmore* — Departamento de Pesca y Océanos de Canadá (Department of Fisheries and Oceans, DFO), Burlington, Ontario, Canadá
- Richard Orr* — Jubilado, ex integrante del Consejo Nacional sobre Especies Invasoras (US National Invasive Species Council), Washington, DC, Estados Unidos
- Jeffrey P. Fisher** — ENVIRON International Corporation, Seattle, Washington, Estados Unidos
- Salvador Contreras Balderas† — Bioconservación A.C., Monterrey, Nuevo León, México
- Walter R. Courtenay — Centro de Ciencia Integrada de Florida (Florida Integrated Science Center, FISC) del Servicio de Estudios Geológicos de Estados Unidos (US Geological Survey, USGS), Gainesville, Florida, Estados Unidos
- Patricia Koleff Osorio* — Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), México, D.F., México
- Nicholas Mandrak — Departamento de Pesca y Océanos de Canadá (Department of Fisheries and Oceans, DFO), Burlington, Ontario, Canadá
- Porfirio Álvarez Torres — Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), México, D.F., México
- Miriam Arroyo Damián — Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Instituto Politécnico Nacional (CIIDIR-IPN), Jiquílpan, Michoacán, México
- Carlos Escalera Gallardo — Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Instituto Politécnico Nacional (CIIDIR-IPN), Jiquílpan, Michoacán, México
- Alejandro Guevara Sanginés — Universidad Iberoamericana, México, D.F., México
- Gretchen Greene — Entrix Inc., Vancouver, Washington, Estados Unidos
- Donna Lee — Entrix Inc., Gainesville, Florida, Estados Unidos
- Araceli Orbe Mendoza — Consultora, Morelia, Michoacán, México
- Carlos Ramírez Martínez — Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Autónoma de Nuevo León (IIS-UANL), Monterrey, Nuevo León, México
- Omar Stabridis Arana — Universidad Iberoamericana, México, D.F., México

Agradecimientos

Agradecemos a todas las personas que contribuyeron a este documento con datos o información adicionales. De Canadá: Beth Brownson, Ministerio de Recursos Naturales de Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources); Rudy Chang y Deborah Koo, Agencia Canadiense de Inspección de los Alimentos (Canadian Food Inspection Agency); Helen Gerson, Agencia Canadiense de Seguridad Fronteriza (Canada Border Security Agency), y Matthias Herborg, actualmente con el Ministerio de Medio Ambiente de Columbia Británica (British Columbia Ministry of Environment). De Estados Unidos: Jan Hoover, Cuerpo de Ingenieros del Ejército Estadounidense (US Corps of Army Engineers); Jonathan Armbruster, Universidad de Auburn; Jeffrey Hill, Universidad de Florida; Leo Nico, Pam L. Fuller, Amy Benson y James D. Williams, Servicio de Estudios Geológicos (US Geological Survey), y Julian Olden, Universidad de Washington. De México: Ana Isabel González y Verónica Aguilar, Conabio; Óscar Ramírez, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp); Carlos Calleja, Acuario Echegaray, y Topiltzin Contreras, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Nuestras más sinceras disculpas por cualquier posible omisión.

Coordinación del proyecto por parte de la CCA

Hans Herrmann
Karen Schmidt

* Coordinador nacional del proyecto y autor
** Consultor principal y editor técnico

Particularidades de la publicación

Tipo: Informe de proyecto de la CCA
Fecha: Abril de 2009
Idioma original: Inglés/Español
Procedimientos de revisión y aseguramiento de calidad:
Revisión de las Partes: 21 de diciembre de 2007–Mayo de 2008
QA07.64

© Comisión para la Cooperación Ambiental, 2009
ISBN 978-2-923358-62-8 (versión electrónica)
Depósito legal - Bibliothèque national du Québec, 2009
Depósito legal - National Library of Canada, 2009

Para mayor información sobre ésta u otras publicaciones de la CCA, diríjase a:



Comisión para la Cooperación Ambiental

393, rue St-Jacques Ouest, Bureau 200
Montreal (Quebec) Canadá H2Y 1N9
t 514.350.4300 f 514.350.4314
info@cec.org / www.cec.org

Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras

Casos de prueba para el pez cabeza de serpiente (*Channidae*) y el pleco (*Loricariidae*) en aguas continentales de América del Norte

Índice

Prefacio	vii
Capítulo 1: Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies invasoras	9
Capítulo 2: Evaluación trinacional de riesgos del pez cabeza de serpiente (<i>Channidae</i>)	17
Introducción	17
Evaluación de probabilidades de establecimiento de los cabeza de serpiente	18
Consecuencias del establecimiento	23
Capítulo 3: Evaluación trinacional de riesgos de los plecos (<i>Loricariidae</i>)	25
Introducción	25
Análisis de probabilidad de establecimiento de los loricáridos	25
Consecuencias del establecimiento	33
Resumen de riesgos de los loricáridos	37
Capítulo 4: Efectos socioeconómicos de los loricáridos en Florida	39
Introducción	39
Efecto económico de los túneles cavados	41
Pesca en la región central de Florida: estudio de caso	41
Pesquería del lago Okeechobee: estudio de caso	46
Desplazamiento de las especies autóctonas	48
Conclusiones	48
Capítulo 5: Invasión de plecos en la presa El Infiernillo, México: análisis de efectos socioeconómicos (relato de dos invasores)	51
Resumen	51
Introducción	51
Crónica de una muerte anunciada	52
¿Recuperación de las poblaciones?	54
La invasión de loricáridos en El Infiernillo	55
Problemas socioeconómicos ocasionados por los loricáridos en la presa El Infiernillo	56
Conclusiones	59
Capítulo 6: Análisis socioeconómico de los efectos de la familia <i>Loricariidae</i> en México: el caso de la presa Adolfo López Mateos (El Infiernillo)	61
Introducción	61
Efectos en la actividad pesquera	62
Efectos en el capital natural	66
Efectos en el acuarismo	70
Resumen de los efectos	71
Apéndice A. Formulario para la evaluación de riesgos de organismos	72
Anexo 1A. Aplicado al pez cabeza de serpiente del norte (<i>Channa argus</i>)	74
Anexo 1B. Aplicado al pez cabeza de serpiente asiático (<i>Channa asiatica</i>)	76
Anexo 1C. Aplicado al pez cabeza de serpiente manchado (<i>Channa maculata</i>)	78
Anexo 1D. Aplicado al pez cabeza de serpiente diana (<i>Channa marulius</i>)	80
Anexo 1E. Aplicado al pez cabeza de serpiente gigante (<i>Channa micropeltes</i>)	82
Anexo 2A. Aplicado a los loricáridos	84
Apéndice B. Cálculo inferencial del riesgo del organismo y el riesgo de la ruta	89
Apéndice C. Definiciones	91
Apéndice D. Bibliografía	92

Lista de gráficas

Gráfica 1.1. Marco para la evaluación de riesgos	10
Gráfica 1. 2. Modelo de evaluación de riesgos	13
Gráfica 2.1. Cabeza de serpiente del norte (<i>Channa argus</i>)	17
Gráfica 2.2. Cabeza de serpiente asiático (<i>Channa asiatica</i>)	17
Gráfica 2.3. Cabeza de serpiente manchado (<i>Channa maculata</i>)	17
Gráfica 2.4. Cabeza de serpiente gigante (<i>Channa marulius</i>)	17
Gráfica 2.5. Ejemplar joven de cabeza de serpiente rojo (<i>Channa micropeltes</i>)	17
Gráfica 2.6. Peso de cabeza de serpiente vivos importados a Columbia Británica para alimento, diciembre de 1999 a mediados de agosto de 2005	18
Gráfica 2.7. Peso de especies de cabeza de serpiente importados vivos a Columbia Británica como alimento vivo a través del aeropuerto internacional de Vancouver	18
Gráfica 2.8. Distribución del cabeza de serpiente del norte en Estados Unidos, mayo de 2007	20
Gráfica 2.9. Posible distribución del cabeza de serpiente del norte en América del Norte según el modelo GARP	21
Gráfica 2.10. Posible distribución del cabeza de serpiente asiático en América del Norte según el modelo GARP	21
Gráfica 2.11. Posible distribución del cabeza de serpiente manchado en América del Norte según el modelo GARP	22
Gráfica 2.12. Posible distribución del cabeza de serpiente gigante en América del Norte según el modelo GARP	22
Gráfica 2.13. Posible distribución del cabeza de serpiente rojo en América del Norte según el modelo GARP	22
Gráfica 2.14. Contribución de las variables ambientales a la predicción de la posible distribución de especies de cabeza de serpiente en América del Norte, conforme al modelo GARP	23
Gráfica 3.1. <i>Pterygoplichthys joselimaianus</i>	27
Gráfica 3.2. <i>P. gibbiceps</i>	27
Gráfica 3.3. <i>P. lituratus</i>	27
Gráfica 3.4. <i>P. punctatus</i>	27
Gráfica 3.5. <i>P. scrophus</i>	27
Gráfica 3.6. <i>P. multiradiatus</i>	27
Gráfica 3.7. <i>P. anisitsi</i>	27
Gráfica 3.8. <i>P. disjunctivus</i>	27
Gráfica 3.9. <i>P. pardalis</i>	28
Gráfica 3.10. <i>P. undecimalis</i>	28
Gráfica 3.11. <i>P. xinguensis</i>	28
Gráfica 3.12. Comercio de especies ictiológicas de agua dulce en Estados Unidos (en 2005), de acuerdo con los registros del LEMIS	29
Gráfica 3.13. Principales fuentes de peces de agua dulce importados a Estados Unidos (en 2005), de acuerdo con los registros del LEMIS	29
Gráfica 3.14. Principales puertos de entrada de los peces de agua dulce importados a Estados Unidos y sus territorios (en 2005), de acuerdo con los registros del LEMIS	29
Gráfica 3.15. Recolección de hueva en áreas silvestres	30
Gráfica 3.16. Incubación de hueva de loricáridos	31
Gráfica 3.17. Pleco macho vigilando un nido	31
Gráfica 3.18. Posible distribución de los <i>Loricariidae</i> en América del Norte según el modelo GARP	33
Gráfica 4.1. Loricáridos cavando en el fondo del lago Okeechobee	40
Gráfica 4.2. Cambios en la proporción de la captura total por peces para los lagos de los condados de Lake y Polk, de mediados de los noventa a la actualidad	43
Gráfica 4.3. Captura total del foso Stockade	43
Gráfica 4.4. Porcentaje de la pesca por especie, 1996-2002	43
Gráfica 4.5. Libras de pesca para comercialización, 1985-2006	44
Gráfica 4.6. Valor de mercado de la pesca, 1985-2006	44
Gráfica 4.7. Volumen de pesca y precio, 1985-2006	44
Gráfica 4.8. Pesca por especies, 2003-2006	45

Gráfica 4.9. Precio de mercado por libra de pesca, 1985-2006	45
Gráfica 4.10. Número anual de lances y precio de mercado de la pesca, 1985-2006	45
Gráfica 4.11. Esqueletos de loricáridos después de una helada	46
Gráfica 4.12. Pescador de sardinitas con loricáridos en su atarraya	46
Gráfica 5.1. Imagen satelital de la presa El Infiernillo	51
Gráfica 5.2. Vista panorámica de la presa El Infiernillo	52
Gráfica 5.3. Captura pesquera en la presa El Infiernillo entre 1981 y 2005	53
Gráfica 5.4. Loricáridos capturados incidentalmente en 2006	54
Gráfica 5.5. Procesamiento de la tilapia en El Infiernillo	54
Gráfica 5.6. Ejemplares jóvenes de loricáridos para venta	55
Gráfica 5.7. Redes desechadas tras el enmalle de loricáridos	55
Gráfica 5.8. Herramienta para cortar la cabeza de los loricáridos	56
Gráfica 5.9. Galerías de anidación cavadas en la presa por loricáridos	56
Gráfica 5.10. Captura incidental típica de plecos en la presa El Infiernillo	57
Gráfica 5.11. Loricáridos en descomposición	57
Gráfica 5.12. Ubicación del municipio de Churumuco	57
Gráfica 6.1. Evolución de la extracción pesquera en la presa Adolfo López Mateos, 1981-2003	62

Lista de cuadros

Cuadro 1.1. Herramienta de selección	12
Cuadro 2.1. Especies de cabeza serpiente y rutas vinculadas sometidas a evaluación	17
Cuadro 2.2a. Importación de cabeza de serpiente vivos a Estados Unidos, de 1997 a mayo de 2002	19
Cuadro 2.2b. Importación de cabeza de serpiente vivos a Estados Unidos, de 1997 a mayo de 2002	19
Cuadro 3.1. Taxonomía simplificada de géneros y especies de loricáridos comunes en el comercio para acuarios	26
Cuadro 3.2. Especies de <i>Loricariidae</i> registradas en Estados Unidos y en México, y algunos datos sobre sus preferencias biológicas y de nicho	32
Cuadro 3.3. Resumen de respuestas de una encuesta entre profesionales sobre los efectos ambientales y económicos de poblaciones introducidas de loricáridos en Estados Unidos	34
Cuadro 4.1. Cambios en la participación en el total de la pesca para ciertos cuerpos de agua en los condados de Lake y Polk, de mediados de la década de 1990 al día de hoy	42
Cuadro 4.2. Escenarios de rentabilidad de la pesca de tilapia en presencia de loricáridos	44
Cuadro 4.3. Datos de las principales especies del lago Okeechobee, número de ejemplares por minuto (captura por unidad de esfuerzo)	47
Cuadro 6.1. Información básica sobre la pesca	63
Cuadro 6.2. Efectos en la presa a partir de la aparición de los loricáridos	63
Cuadro 6.3. Pérdidas totales en artes de pesca	64
Cuadro 6.4. Pérdidas en horas de trabajo por año	64
Cuadro 6.5. Pérdidas en pesca de tilapia	65
Cuadro 6.6. Costo de la prevención del tétanos entre pescadores	65
Cuadro 6.7. Pérdidas en captura de carbono atribuidas a los loricáridos	68
Cuadro 6.8. Pérdidas en calidad de agua atribuida a los loricáridos	69
Cuadro 6.9. Resumen de efectos atribuidos a los loricáridos	70



Prefacio

Pocos temas ambientales han sido tan bien documentados como los efectos de las especies exóticas invasoras. El movimiento de personas, mercancías y sus medios de transporte en el comercio internacional ha aumentado el riesgo de transferencia de estos organismos no deseados. Si bien muchas especies exóticas brindan grandes beneficios a la sociedad en su conjunto, algunas de éstas, una vez establecidas, ocasionan daños considerables y en ocasiones irreparables a los ecosistemas y las economías de sus países receptores. En respuesta a la recomendación expresa de su Comité Consultivo Público Conjunto (CCPC), el Consejo de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) comenzó a orientar el trabajo conjunto de la organización a asuntos relativos a las especies exóticas invasoras, y fue así que se puso en marcha el correspondiente proyecto trinacional.

Canadá, Estados Unidos y México tienen una vasta experiencia en el manejo de especies exóticas invasoras. En su mayor parte, el trabajo anterior se había orientado a las especies con repercusiones en la salud humana y los recursos agrícolas, y se había prestado menor atención a aquéllas cuyos efectos se restringían a los ecosistemas en buen estado. ¿En qué aspecto del comportamiento de las especies exóticas invasoras y sus interacciones con las especies autóctonas se concentraría la Comisión? Desde luego, era necesario asegurar que el trabajo emprendido no se estuviera haciendo ya en otra parte (para evitar la duplicación) y que el producto final generado por conducto de la CCA fuera pertinente y coherente con las necesidades de los recursos ambientales de América del Norte en general. Además, cualquier cosa que hiciera la CCA debía llevarse a cabo dentro de un tiempo razonable y conforme al presupuesto disponible.

Pronto se llegó al consenso de que se debían abordar dos cuestiones antes de iniciar el trabajo sobre especies exóticas invasoras con los auspicios de la Comisión. La primera era determinar los vacíos en la cobertura de los actuales mecanismos de protección en el ámbito internacional y, la segunda, acordar un proceso de evaluación que la CCA pudiera aplicar a especies exóticas invasoras específicas. En el primer caso, el Grupo de Trabajo Trinacional sobre Especies Acuáticas Exóticas Invasoras creado para trabajar en esta iniciativa¹ necesitaba determinar la responsabilidad que la CCA estaba dispuesta a asumir. Tras un análisis de los principales vacíos en la cobertura de la regulación de América del Norte en materia de especies invasoras, se observó que las especies de fauna ajenas a la jurisdicción de los organismos encargados de la salud animal no estaban recibiendo atención en otras instancias, por lo que constituían una importante laguna en la cobertura de la regulación sobre especies exóticas invasoras. Otro importante vacío identificado fue el movimiento de material vegetal vivo, tanto acuático como terrestre. En vista de esto último, se llegó a un acuerdo para que la Organización Norteamericana de Protección a las Plantas (*North American Plant Protection Organization*, NAPPO) llenara los vacíos en materia de plantas y plagas vegetales, y la CCA, los correspondientes a los animales. Este acuerdo permitió asegurar que no se duplicarían esfuerzos internacionales y que la CCA abordaría uno de los vacíos en la cobertura de especies exóticas invasoras.

En cuanto al segundo tema, el Grupo de Trabajo acordó formular lo que se tituló *Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras* (o “Directrices para la Evaluación de Riesgos” de la CCA). A todas luces, se precisaba que los futuros análisis de riesgos trinacionales de la CCA incorporaran un mecanismo para asegurar la aplicación del mismo enfoque en relación con los riesgos derivados de las especies exóticas invasoras en los tres países, así como formas similares de organizar y presentar sus datos. De entre las diversas técnicas y procesos de evaluación de riesgos examinados, el Grupo de Trabajo eligió como punto de partida el “Proceso de Revisión” (*Review Process*) formulado por el Equipo de Tarea sobre Especies Acuáticas Dañinas (*Aquatic Nuisance Species Task Force*, ANSTF) de Estados Unidos (ANSTF, 1996). El Proceso de Revisión aprovecha información disponible y la acomoda en un formato que puede ser entendido y utilizado por los gestores de riesgos o los responsables de la formulación de

políticas. Asimismo, usar el Proceso de Revisión del ANSTF como base para las Directrices para la Evaluación de Riesgos de la CCA tenía otras ventajas: el proceso se había probado ya con varios organismos en condiciones reales; su redacción permitía que todas las partes interesadas lo entendieran con facilidad (factor de especial importancia en el trabajo internacional), y cubría los requisitos de los principales convenios y acuerdos comerciales internacionales.

Se diseñó una matriz de decisión con objeto de ayudar al Grupo de Trabajo a elegir los sujetos de prueba apropiados (especies invasoras respecto de las cuales aplicar las directrices). Cada uno de los tres países identificó tres taxones percibidos como amenazas para su medio ambiente, mismos que se analizaron en un foro abierto con participación trinacional. Canadá convino en ocuparse de los peces cabeza de serpiente, mientras que México se orientó a la evaluación de los pecos, también conocidos como peces diablo, “limpiapeceras” o “limpiavidrios”. Asimismo, se acordó que el Grupo de Trabajo dirigiría dos estudios económicos de alcance limitado para evaluar las repercusiones (efectos socioeconómicos) de las poblaciones de pecos: uno en la presa El Infiernillo, en México, y otro en la península de Florida. Estados Unidos, por su parte, compiló el primer borrador de las evaluaciones tanto de Canadá como de México para presentarlo al Secretariado de la CCA.

Aunque el propósito de estas evaluaciones y de los estudios económicos fue poner a prueba las Directrices para la Evaluación de Riesgos de la CCA, seguramente habrá quien se sienta tentado a usarlos para otros fines. El Grupo de Trabajo considera que si bien las evaluaciones contienen información de sólida base científica y, por tanto, utilizable, no fueron concebidas para ser tan detalladas y completas, ni tampoco conllevaron el nivel de recursos y el tiempo que habrían sido necesarios para la toma de decisiones normativas nacionales con base en ellas. El consenso entre los integrantes del Grupo de Trabajo fue que, en efecto, estas evaluaciones demostraron que la CCA ha de adoptar las directrices formuladas. Sin embargo, el análisis de riesgos es un ámbito de conocimiento que evoluciona velozmente, de modo que estas directrices deben ser lo suficientemente flexibles para dar cabida a metodologías y procesos nuevos a medida que estén disponibles. Por consiguiente, las evaluaciones realizadas y aquí documentadas constituyen un buen punto de partida, pero de ninguna manera se proponen regir las acciones nacionales en materia de regulación sobre especies exóticas invasoras.

No es común participar en un proyecto multinacional en el que todos los miembros están tan motivados y las metas identificadas se sostienen con tal unanimidad. Fue un placer para mí formar parte del Grupo de Trabajo Trinacional sobre Especies Acuáticas Exóticas Invasoras de la CCA. Vaya mi más profundo agradecimiento a todos los que contribuyeron a hacer de éste un proyecto memorable.

Richard Orr
Ex integrante del Consejo Nacional sobre Especies Invasoras
(*US National Invasive Species Council*)
20 de diciembre de 2007

¹ Conformado por expertos del ministerio de Pesca y Océanos (*Department of Fisheries and Oceans*, DFO) de Canadá; el Consejo Nacional sobre Especies Invasoras (*National Invasive Species Council*) de Estados Unidos, y la Conabio, la Semarnat y la UANL de México.



CAPÍTULO 1

Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies invasoras

Richard Orr (1) y Jeffrey P. Fisher (2)*

INTRODUCCIÓN

En 1993, Canadá, Estados Unidos y México firmaron el Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte (ACAAN) como convenio paralelo del Tratado de Libre Comercio de América del Norte (TLCAN). De conformidad con el ACAAN, se estableció la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) para ayudar a las Partes a asegurar una mayor eficiencia económica acompañada de una cooperación trinacional en materia ambiental. En el ACAAN se puso de relieve la biodiversidad como área fundamental para la cooperación trinacional. En 2001, la CCA adoptó la Resolución de Consejo 01-03, que dio origen al Grupo de Trabajo sobre Conservación de la Biodiversidad (GTCB), integrado por autoridades de alto nivel de los tres países. Dos años después, el GTCB elaboró el Plan Estratégico de Cooperación para la Conservación de la Biodiversidad de América del Norte, estrategia en la que se identificó como área de acción prioritaria el responder a amenazas como las especies invasoras. Reconociendo la importancia de la prevención en lo concerniente a estas especies, en 2004 el GTCB convino colaborar en la redacción de la versión preliminar de las *Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras* (en lo sucesivo las “Directrices para la Evaluación de Riesgos” o las “Directrices”), de la CCA. Estas Directrices servirán como herramienta para los gestores de recursos de América del Norte que evalúan si se debe —o no— introducir una especie no-autóctona en un nuevo ecosistema. Mediante este proceso de colaboración, el GTCB empezó a instrumentar su estrategia y a abordar un importante asunto en el ámbito de comercio y medio ambiente: el intercambio comercial intensificado trae aparejado un mayor potencial de crecimiento económico, pero también de invasión biológica; al trabajar en la reducción de los efectos adversos del comercio, las Partes de la CCA contribuyen a maximizar los beneficios del comercio, al tiempo que minimizan los costos ambientales.

Objetivos de las Directrices

El objetivo de las Directrices es ofrecer un proceso normalizado a fin de evaluar los riesgos para la biodiversidad derivados de la introducción de organismos acuáticos no-autóctonos en un nuevo entorno.

Concebidas para funcionar como un proceso abierto con contribuciones oportunas y continuas de los expertos científicos y técnicos competentes, estas Directrices establecen un marco que permite organizar la información científica, técnica y de otra índole pertinente en un formato comprensible y útil para los gestores y los responsables de las decisiones.

Asimismo, las Directrices se formularon de modo que fueran lo suficientemente flexibles y dinámicas para incluir diversos enfoques en la evaluación del potencial invasor de especies acuáticas introducidas, dependiendo de los recursos disponibles, la accesibilidad de la información biológica y los métodos de análisis de riesgos disponibles en el momento de la evaluación. Así, de acuerdo con las necesidades del análisis, se pueden usar como mera evaluación subjetiva o bien para cuantificar en la medida posible o necesaria. Por lo tanto, el proceso dará cabida a toda una gama de metodologías: desde un proceso profesional de evaluación sencillo y rápido hasta un análisis que requiera una investigación profunda y tecnologías avanzadas.

La importancia de una evaluación de riesgos de alta calidad estriba en que sienta bases sólidas para justificar acciones correctivas. La función específica de las Directrices es presentar un proceso útil para: 1) evaluar organismos acuáticos no-autóctonos establecidos recientemente y 2) evaluar el riesgo de la siembra de peces, en relación con rutas específicas (por ejemplo, aguas de lastre, acuicultura, comercio para acuarios, siembra de peces, drenado de cascos, carnadas vivas).

*1) Ex integrante, US National Invasive Species Council; 2) ENVIRON International.

Historia y desarrollo de las Directrices

Estas Directrices son una versión modificada del Proceso de Revisión y Análisis Genérico de Riesgos de Organismos Acuáticos Exóticos (*Generic Non-indigenous Aquatic Organisms Risk Analysis Review Process*), formulado en 1996 por el Equipo de Tarea contra Especies Acuáticas Nocivas (*Aquatic Nuisance Species Task Force, ANSTF*) de Estados Unidos. La elaboración de estas Directrices estuvo sincronizada y vinculada funcionalmente con la realización de varias evaluaciones de riesgos ecológicos, así como con el establecimiento de acuerdos comerciales internacionales y sus normas de riesgo correspondientes. Recientemente se analizó la aplicabilidad de estas Directrices (Leung y Dudgeon, 2008).

Además de los proyectos anteriores y varios otros trabajos pertinentes, se aplicaron los siguientes criterios de calidad (modificados a partir de Fischhoff *et al.*, 1981):

- **Integridad.** La evaluación de riesgos debe abordar el tema en detalle e identificar las fuentes de incertidumbre en la extrapolación de datos y los errores de medición. Además, debe evaluar la calidad de sus propias conclusiones, así como ser flexible para incorporar nueva información.
- **Solidez lógica.** La evaluación de riesgos debe ser actualizada, racional, confiable, justificable, no sesgada y sensible a diferentes aspectos del problema.
- **Practicidad.** La evaluación de riesgos debe ser acorde con los recursos disponibles.
- **Favorecimiento del aprendizaje.** La evaluación de riesgos debe tener un alcance suficientemente amplio a fin de conllevar un valor de aprendizaje útil para evaluaciones similares, además de servir como modelo para futuros análisis.

• **Apertura a la valoración.** La evaluación de riesgos debe registrarse con suficiente detalle y tener un enfoque lo bastante transparente para poder ser examinado y cuestionado por revisores independientes calificados.

Filosofía de la evaluación de riesgos

El proceso de evaluación de riesgos permite analizar, identificar y calcular la dimensión, características y tipos de los riesgos derivados de especies invasoras. Gracias a que el proceso aplica metodologías analíticas, los evaluadores pueden utilizar datos cualitativos y cuantitativos de una manera sistemática y coherente.

La meta final del proceso consiste en producir evaluaciones de calidad en torno a los riesgos derivados de organismos acuáticos invasores específicos o bien evaluar los riesgos de organismos exóticos asociados con determinadas rutas. En los análisis se debe buscar la precisión teórica, sin que por ello éstos dejen de ser comprensibles y manejables; asimismo, es preciso recopilar, organizar y registrar de manera formal y sistemática los datos científicos y de otra índole.

Por otro lado, los análisis deben presentar una estimación razonable del riesgo general, además de comunicar con eficacia el grado relativo de certidumbre que conllevan y, si procede, ofrecer recomendaciones sobre medidas de mitigación para reducir el riesgo.

Conviene tener precaución para asegurar que el proceso explique con claridad las incertidumbres inherentes al proceso, así como para

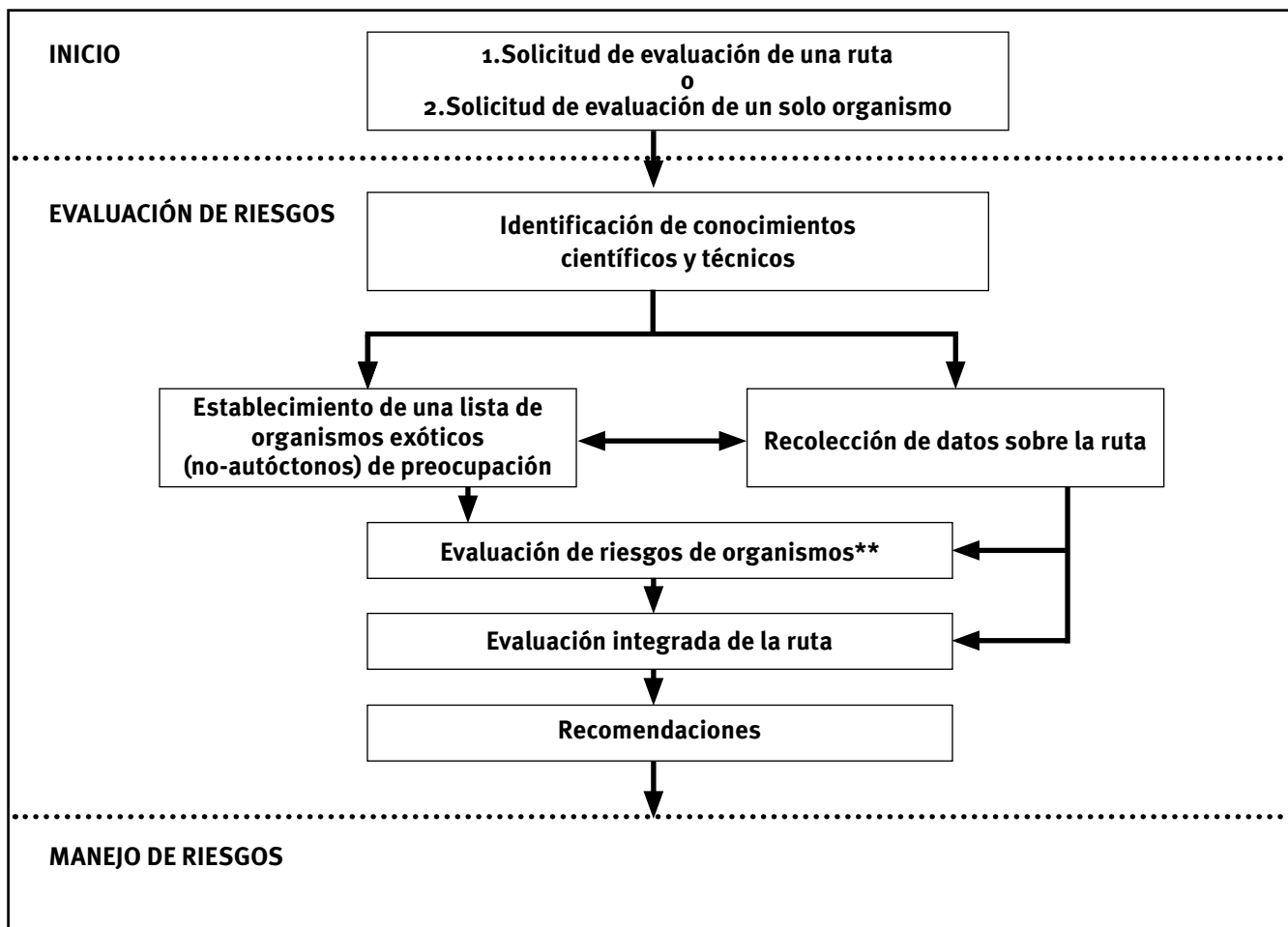
evitar la planeación y ejecución de un proceso que arroje un resultado predeterminado. Las evaluaciones cuantitativas de riesgos permiten obtener una valiosa comprensión; sin embargo, nunca logran incluir todas las variables. Ya sean cuantitativas o cualitativas, las evaluaciones de riesgos siempre se deben matizar con una cuidadosa opinión profesional. Los objetivos que no se pueden alcanzar con una evaluación de riesgos son:

1. Determinar el nivel de riesgo aceptable. Qué riesgo, o qué nivel de riesgo, es aceptable depende de la manera en que una persona, una entidad o un país percibe ese riesgo. Los niveles de riesgo son juicios de valor que se caracterizan por variables que van más allá de la evaluación sistemática de la información. Conforme a la legislación internacional vigente, cada país tiene derecho a establecer su nivel de riesgo aceptable siempre que mantenga un grado de coherencia en sus decisiones en materia de riesgos.

2. Determinar con precisión si se establecerá un organismo introducido, así como cuándo o cómo. Tampoco es posible determinar qué efectos específicos tendrá un organismo introducido. A lo sumo, se pueden calcular las probabilidades de que un organismo llegue a introducirse y su potencial para causar daños en condiciones ambientales y de hospedaje favorables.

La capacidad de un organismo introducido para establecerse tiene que ver con una combinación de características tanto del organis-

Gráfica 1.1. Marco para la evaluación de riesgos



** Para obtener mayores detalles sobre la evaluación de riesgos de organismos, véase la gráfica 1.2 “Modelo de evaluación de riesgos”. Las rutas que muestran altas posibilidades de introducción de organismos no-autóctonos deben dar pie a evaluaciones de riesgos detalladas.

mo como del entorno en el que se está introduciendo. La interacción entre el organismo y el ambiente receptor determina en gran medida si fracasará o tendrá éxito en su invasión, establecimiento o propagación. Estos factores no necesariamente pueden predecirse por medio de afirmaciones generales basadas tan sólo en la biología del organismo. Además, aunque se disponga de amplia información sobre un organismo exótico, muchos científicos consideran que las dinámicas ecológicas son tan turbulentas y caóticas que no es posible predecir con precisión los sucesos ecológicos futuros.

Si todas estas condiciones fueran seguras, no habría necesidad de una evaluación de riesgos. La incertidumbre, en lo concerniente a la evaluación de riesgos individual, se puede dividir en tres tipos distintos:

- a) incertidumbre del proceso (metodología)
- b) incertidumbre de los asesores (error humano)
- c) incertidumbre sobre el organismo (elementos biológicos y ambientales desconocidos)

Cada uno de estos tres tipos de incertidumbre plantea una serie de problemas, los cuales persistirán independientemente de los avances en el futuro. La meta es reducir la incertidumbre en la mayor medida posible.

Respecto a la “incertidumbre del proceso”, es necesario evitar que las metodologías de evaluación de riesgos de las Directrices se apliquen de manera estática o rutinaria, y más bien procurar su modificación conforme se detecten errores en los procedimientos o se planteen nuevas metodologías.

La mejor forma de manejar la “incertidumbre de los asesores” es contar con las personas más calificadas y meticulosas para realizar los análisis. Hasta cierto punto, la calidad de las evaluaciones de riesgos siempre refleja la calidad de los asesores individuales.

Lo más difícil es responder a la “incertidumbre sobre el organismo”. De hecho, más que ningún otro factor, lo que ha originado la necesidad de un proceso de evaluación de riesgos es la incertidumbre biológica. El sentido común nos dice que el calibre de una evaluación de riesgos se relaciona con la calidad de los datos disponibles sobre el organismo y el ecosistema que será invadido. Aquellos organismos sobre los que se han realizado numerosas investigaciones de alta calidad son los que se evalúan con mayor facilidad. Sucede lo contrario con un organismo del que se sabe muy poco.

Una elevada incertidumbre biológica no evidencia, de suyo, un grado importante de riesgo. Sin embargo, los organismos con un alto grado de incertidumbre biológica sí representan un riesgo real. El riesgo de importar un organismo exótico dañino (del que se sabe poco) probablemente sea menor tratándose de un solo organismo, pero se eleva enormemente cuando se deben considerar gran cantidad de organismos: en tal caso resulta imposible identificar cuál de los elementos “desconocidos” —biológicos o ambientales— dará problemas, y no resta más que suponer que algunos lo harán.

La escasez de datos no significa que un organismo carecerá de efectos negativos, pero tampoco que sí los tendrá. Demostrar que una ruta tiene una “fuerte” concentración de organismos no-autóctonos sobre los que se tiene poca información justifica la preocupación en ciertos casos (dependiendo del “tipo” de ruta y de organismos). Con todo, los asesores deben tener mucho cuidado para explicar por qué una concentración particular de organismos exóticos representa un riesgo.

Esta necesidad de equilibrar los riesgos con el grado de certidumbre puede provocar que los asesores se concentren más en la

incertidumbre que en los hechos conocidos que pueden influir en el potencial de impacto. A menudo, los riesgos identificados para las especies exóticas invasoras en otras regiones justifican la aplicación de medidas de manejo para reducir los riesgos en regiones donde aún no se han introducido estas especies. Así pues, las evaluaciones de riesgos deben concentrarse en evaluar el posible riesgo.

Parte de la información usada para llevar a cabo una evaluación de riesgos tiene bases científicas, otra es anecdótica o se apoya en la experiencia, pero toda está sujeta al filtro de la percepción. No obstante, debemos presentar un cálculo del riesgo a partir de la mejor información disponible y usar ese cálculo para decidir si se debe permitir la actividad propuesta en relación con el organismo exótico y, de ser así, en qué condiciones.

En los análisis se debe evaluar el riesgo para determinar acciones de manejo acordes con los peligros identificados. Los cálculos de riesgo se usan para restringir, modificar o prohibir rutas de alto riesgo, con miras a prevenir la introducción de especies invasoras.

La siguiente es una cita del informe *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process* [Evaluación de riesgos en el gobierno federal: manejo del proceso], también conocido como “Red Book” [Libro rojo], del Consejo Nacional de Investigación (*National Research Council, NRC*) de Estados Unidos (NRC, 1983).

Recomendamos que los organismos reguladores tomen medidas para establecer y mantener una clara distinción conceptual entre evaluación de riesgos y consideración de opciones para el manejo de riesgos; es decir, los hallazgos científicos y las opiniones relativas a las políticas incorporados en las evaluaciones de riesgos se deben distinguir explícitamente de las consideraciones políticas, económicas y técnicas que influyen en la formulación y elección de las estrategias de regulación.

Esto se puede interpretar en el sentido de que las evaluaciones de riesgos no deben *regirse por las políticas*. Sin embargo, el Red Book prosigue con una advertencia.

La importancia de distinguir entre evaluación de riesgos y manejo de riesgos no implica que deban aislarse uno de otro; en la práctica, interactúan y la comunicación en ambas direcciones es deseable y no se debe quebrantar.

La interpretación que se puede dar a lo anterior es que, aunque el análisis de riesgos no debe regirse por las políticas, sí debe ser y es *relevante para las políticas*. Estas afirmaciones siguen siendo vigentes (NRC, 1993).

Directrices para la evaluación de rutas y la evaluación de riesgos de organismos

La necesidad de una evaluación de riesgos se inicia ya sea con la solicitud de abrir una nueva ruta que pueda albergar organismos acuáticos invasores, o bien con la identificación de una ruta ya existente que pueda ser de riesgo significativo. Todas las rutas con posibilidades para la introducción de organismos no-autóctonos deben someterse a algún grado de evaluación de riesgos. Las rutas con un alto potencial para la introducción de organismos no autónomos deben dar pie a una evaluación de riesgos a fondo.

Cuadro 1.1. Herramienta de selección

Categoría	Características del organismo	Preocupación
1a	Especie no autóctona, no presente en el país.	Sí
1b	Especie no-autóctona, presente en el país y capaz de una mayor expansión.	Sí
1c	Especie no-autóctona, presente en el país y que ha alcanzado los límites probables de su área de distribución, pero lo suficientemente distinta desde el punto de vista genético para ameritar preocupación, o capaz de albergar otra plaga no-autóctona o de introducir riesgos de hibridación.	Sí
1d	Especie no-autóctona, presente en el país y que ha alcanzado los límites probables de su área de distribución, pero no muestra ninguna de las otras características de la categoría 1c.	No
2a	Especie autóctona, pero lo suficientemente distinta desde el punto de vista genético para ameritar preocupación, o capaz de albergar otra plaga no-autóctona, o de mayor expansión, o de introducir riesgos de hibridación.	Sí
2b	Especie autóctona y que no muestra ninguna de las otras características de la categoría 2a.	No

La comunicación abierta y continua entre gestores y asesores en materia de riesgos es importante durante la redacción de la evaluación de riesgos. Esto es necesario para asegurar que, una vez concluido, el análisis será relevante para las políticas. Los gestores de riesgos deben ser capaces de plantear a los asesores de riesgos las preguntas —detalladas y por escrito— para las que necesitan respuestas antes de que se inicie la evaluación de riesgos. Ello permitirá que los asesores se centren en la información científica pertinente para las preguntas (problemas) que los gestores de riesgos necesitan abordar.

La siguiente descripción detallada de las Directrices se centra en evaluar el riesgo de los organismos exóticos en relación con una ruta identificada. En la gráfica 1.1 se esboza el flujo de la evaluación de riesgos, dividido el proceso en tres etapas: inicio, evaluación de riesgos y gestión de riesgos. En el caso de organismos específicos que necesitan una evaluación pero que no están vinculados con una evaluación de rutas, se procede directamente al elemento “Evaluación de riesgos de organismos”.

Recolección de datos sobre la ruta

Se debe recopilar información específica sobre la ruta. Con ello, más cualesquiera otros datos adicionales que se recolecten, se cubre el elemento “Recolección de datos sobre la ruta”.

La información específica sobre la ruta variará según el “tipo” de ruta (por ejemplo, agua de lastre, acuicultura, comercio para acuarios, siembra de peces). La siguiente lista general de información ha sido de utilidad en otras evaluaciones de riesgos de organismos no-autóctonos:

- 1) Determinar el origen exacto de los organismos vinculados con la ruta.
- 2) Determinar la cantidad de organismos que viajan dentro de la ruta.
- 3) Determinar el uso, o disposición, previsto de la ruta.
- 4) Determinar el mecanismo y la historia de la ruta.

- 5) Examinar la historia de experiencia pasadas y evaluaciones de riesgos anteriores (incluidas las realizadas en otros países) respecto a la ruta o a rutas relacionadas.
- 6) Analizar acciones de mitigación anteriores y actuales en relación con la ruta.

Establecimiento de una lista de organismos acuáticos invasores de preocupación

Otro de los elementos necesarios es el “Establecimiento de una lista de organismos exóticos (no-autónomos) de preocupación”, para lo cual se recomienda el siguiente proceso general:

- 1) Determinar qué organismos se vinculan con la ruta.
- 2) Determinar cuáles de estos organismos ameritan una evaluación más a fondo, en función de sus características (véase la herramienta de selección en el cuadro 1.1).
- 3) Elaborar una lista de los organismos de preocupación conforme a las categorías 1a, 1b, 1c y 2a de la herramienta de selección (paso 2), y señalar también, según proceda, los datos taxonómicos confusos o la incertidumbre.
- 4) Llevar a cabo evaluaciones de riesgos de organismos a partir de la lista de organismos elaborada en el paso 3.

Con base en el número de organismos identificados y los recursos disponibles, puede resultar necesario concentrarse en menos organismos que los identificados usando el cuadro anterior. En tal caso, es deseable que los organismos elegidos para la evaluación de riesgos sean representativos de todos los organismos identificados. Ahora bien, no se cuenta con un método normalizado porque el proceso de evaluación de riesgos suele corresponder a sitios o especies específicos; por consiguiente, a menudo la mejor herramienta para una selección eficaz es la opinión profesional de científicos familiarizados con los organismos acuáticos de preocupación. Esta selección puede realizarse, pues, aplicando enfoques alternativos. Por ejemplo, en cada una de las tres evaluaciones de riesgos de plagas

que el Servicio Forestal estadounidense realizó para importación de madera en rollo (USDA Forest Service, 1991, 1992, 1993) se encuentran diferentes enfoques.

Evaluación de riesgos de organismos

Usado para evaluar y determinar el riesgo vinculado con una ruta, el elemento “Evaluación de riesgos de organismos” es el componente más importante del proceso y de las Directrices, y puede ser independiente de la evaluación de rutas si se requiere el análisis de un organismo exótico en particular. En la gráfica 1.2 se presenta el modelo en el que la evaluación de riesgos de organismos se basa.

El modelo de evaluación de riesgos se divide en dos componentes principales: “probabilidad de establecimiento” y “consecuencias del establecimiento”. Esta división refleja la manera en que podemos evaluar un organismo exótico (por ejemplo, el uso de medidas más restrictivas para disminuir las probabilidades de que un organismo exótico en particular se establezca cuando sus consecuencias son mayores).

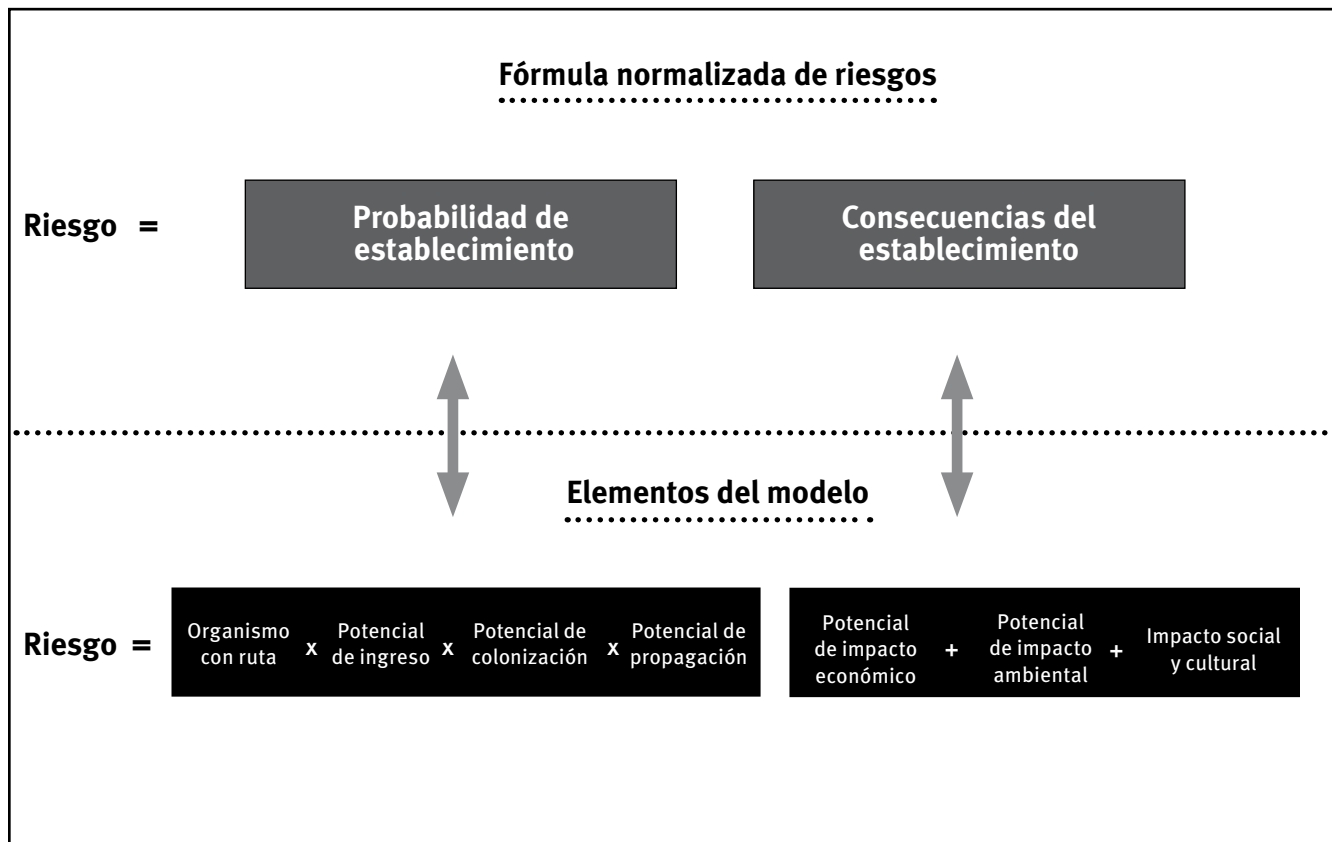
Se trata de un modelo de trabajo que representa una versión simplificada del mundo real. De hecho, los elementos específicos del modelo de evaluación de riesgos no son estáticos ni constantes, sino dinámicos, a fin de mostrar las distintas relaciones temporales y espaciales. Además, los elementos difieren en la forma en que so-

pesan los riesgos, y no necesariamente son independientes. El peso de los diversos elementos nunca será estático porque éstos dependen en gran medida del organismo no-autóctono de que se trate y su ambiente en el momento de la introducción.

A su vez, los dos componentes principales del modelo de evaluación de riesgos se dividen en siete elementos básicos que sirven para referirse a la información científica, técnica y de otra índole que resulte pertinente para el análisis. Cada uno de estos siete elementos básicos se representa en el “Formulario para la evaluación de riesgos de organismos” (apéndice A) como cálculos de probabilidad o consecuencias del establecimiento. Los elementos individuales se pueden determinar aplicando métodos cuantitativos o subjetivos. Véase el apéndice B para un enfoque subjetivo mínimo.

La solidez del análisis reside en que la información recabada por los asesores se puede organizar de acuerdo con estos siete elementos. La información reunida dentro de cada elemento ofrece los datos necesarios para evaluar el riesgo correspondiente a ese elemento. Ya sea que el método usado para determinar el riesgo correspondiente a ese elemento sea cuantitativo, cualitativo o una combinación de ambos, la información vinculada con el elemento (junto con sus referencias) fungirá como fuente. Si además se ordenan los datos por orden descendente de riesgo dentro de cada elemento, los revisores conocerán la lógica de pensamiento de los asesores.

Gráfica 1. 2. Modelo de evaluación de riesgos



Para simplificar el modelo, los distintos elementos se representan como independientes entre sí, pero en realidad el orden de los elementos en el modelo no necesariamente corresponde al orden de cálculo.

Contar con la documentación adecuada sobre las fuentes informativas permite que las directrices resulten transparentes para los revisores y ayuda a identificar las posibles lagunas de información. Esta transparencia facilita la discusión si surge algún desacuerdo científico o técnico en torno a la calificación de los elementos. Por ejemplo, si un revisor disiente de la calificación que el asesor asignó a un elemento, puede acudir a la información usada para determinar la calificación de ese elemento particular y demostrar qué información falta, es confusa o necesita una mayor explicación. Centrarse en la información para solucionar los disensos a menudo reducirá el peligro de que, a causa de la subjetividad o un resultado preconcebido, los asesores o revisores menoscaben la calidad de la calificación de los elementos.

A continuación se presentan las preguntas específicas y la descripción de cada uno de los elementos del modelo de evaluación de riesgos. *Nota:* cuando se evalúa un organismo no vinculado con una ruta, o recientemente introducido, la respuesta automática para las dos primeras preguntas del grupo 1 será “alta” (probabilidad alta) porque se da por sentado que el ingreso al nuevo ambiente tendrá lugar, o bien éste ha ocurrido ya.

A. Elementos del grupo 1: Evaluación de la probabilidad de establecimiento del organismo

1. Organismos acuáticos no-autóctonos vinculados con la ruta (en el origen). Cálculo de las probabilidades de que el organismo esté en o dentro de la ruta, o bien la acompañe.

La principal pregunta inherente a este cálculo es: ¿muestra el organismo un claro vínculo temporal o espacial con la ruta? Por ejemplo, se ha demostrado que el drenado de los cascos de embarcaciones de uso recreativo constituye una ruta viable para la introducción del mejillón cebrado, procedente de la zona sur de los Grandes Lagos, en aguas no colonizadas de América del Norte, aunque se reconoce otra ruta (agua de lastre) como responsable de su introducción inicial en los Grandes Lagos.

2. Potencial de ingreso. Cálculo de las probabilidades de que el organismo sobreviva en su tránsito.

El potencial de ingreso considera la probabilidad de que el organismo en la ruta ingrese (es decir, sea liberado) en el ambiente de preocupación. Algunos de los aspectos determinantes de este elemento incluyen: la capacidad del organismo para usar el comercio como vehículo de transporte; su capacidad para sobrevivir durante el tránsito; la etapa de ciclo de vida en que se encuentre durante el tránsito; el número de individuos que se espera estén vinculados con la ruta, o si su introducción es deliberada (por ejemplo, como agente de control biológico o para siembra de peces). Para muchas de las especies que se pueden evaluar conforme a estas directrices, se consideraría una probabilidad de ingreso de “1” (es decir, cien por ciento). Entre los ejemplos típicos figuran las especies liberadas para control biológico o pesca deportiva, como el pez mosquito (*Gambusia spp.*) para el control de mosquitos y la lobina de boca chica para la pesca recreativa en aguas ubicadas al oeste de la división subcontinental. En otros casos, puede ocurrir que una especie sea llevada intencionalmente a una región de la que no es autóctona por medio del comercio, pero que sus probabilidades de establecerse ahí sean inferiores a cien por ciento. Un ejemplo típico de ello es la importación de los plecos en el comercio de alimentos vivos.

3. Potencial de colonización. Cálculo de las probabilidades de que el organismo colonice y establezca ahí una población reproductivamente viable.

Algunos de los aspectos que se deben considerar en este análisis incluyen: las posibilidades de que el organismo obtenga recursos de alimentación adecuados; factores de resistencia ambiental abióticos y bióticos (por ejemplo, relaciones geográficas y temporales); el esfuerzo de introducción —número de individuos con probabilidades de ser introducidos por la ruta—, y la capacidad de reproducirse o hibridarse en el nuevo entorno. En este cálculo cualitativo se debe considerar si los factores ambientales —la calidad del agua, el clima y componentes físicos del hábitat como temperatura, estructura y flujo— se encuentran dentro del umbral de tolerancia ambiental del organismo para permitir el establecimiento de una población que se reproduzca de manera autónoma.

4. Potencial de propagación. Cálculo de las probabilidades de que el organismo se propague más allá del área colonizada.

Entre las características de este elemento a considerar se cuentan: la capacidad de dispersión natural; la capacidad para aprovechar la actividad humana a efecto de dispersarse; la capacidad para desarrollar con facilidad razas o variedades, y el área de propagación probable calculada con base en la disponibilidad de condiciones de hábitat adecuadas. Por ejemplo, en la modelización por Algoritmo Genético para Predicción de Conjuntos de Reglas (GARP, por sus siglas en inglés) se consideran diversas variables climáticas en el área de distribución autóctona de un organismo, o clase de organismos, y se aplica esa información para evaluar su posible propagación en nuevos entornos que pueden compartir esas condiciones climáticas (Peterson y Vieglais, 2001; Kolar, 2004; Herborg *et al.*, 2007).

B. Elementos del grupo 2: Evaluación de las consecuencias del establecimiento de un organismo

1. Potencial de impacto económico. Cálculo del impacto económico si el organismo llega a establecerse.

Entre los aspectos de este elemento de las Directrices figuran: la importancia económica de los organismos hospederos; el daño a cosechas o recursos naturales; los efectos para las industrias subsidiarias y las exportaciones; la pérdida de servicios ambientales, y los costos de control directo y manejo. Las repercusiones económicas se pueden calcular a partir de los gastos monetarios directos derivados del daño causado por la especie introducida; por ejemplo, el costo necesario para limpiar de mejillones cebrados los sistemas de abastecimiento de agua potable. También se puede hacer una evaluación monetaria de la pérdida de bienes y servicios de los ecosistemas, pero probablemente la incertidumbre de los cálculos resultantes sea mayor.

2. Potencial de impacto ambiental. Cálculo del impacto ambiental si el organismo llega a establecerse.

Entre los aspectos de este elemento a considerar destacan: desestabilización, modificación o degradación del ecosistema; disminución de la biodiversidad autóctona a causa de la pérdida o reducción en la calidad de los hábitats preferidos; decremento o

eliminación de especies fundamentales, y repercusiones de las acciones de control futuras. Si procede, también se consideran como parte de este elemento los efectos en el entorno humano (por ejemplo, parásitos u organismos patógenos para los humanos).

3. Influencias sociales y culturales. Cálculo de los efectos en las prácticas sociales y culturales.

Para este elemento deben considerarse aspectos como los efectos en las culturas indígenas y otras culturas de importancia nacional y regional, así como efectos sociales que no se reflejan fácilmente en el elemento de impacto económico.

Cabe observar que los elementos que conforman la “Consecuencia del establecimiento” (gráfica 1.2) también se pueden usar para registrar los posibles efectos positivos de un organismo exótico; por ejemplo, su importancia como agente de control biológico, mascota, especie para pesca deportiva u organismo para investigación científica, o su uso en acuicultura. En el caso de introducciones deliberadas, tales elementos permitirán registrar información útil para determinar la calificación por la que se pueda lograr un equilibrio entre costos, beneficios y riesgos de la introducción de un organismo no-autóctono.

El “Formulario para la evaluación de riesgos de organismos” (apéndice A) debe ser flexible. Cada organismo no-autóctono es único, y el asesor debe tener libertad para modificar el formulario a fin de representar de la mejor manera posible el riesgo vinculado con una especie en particular. Sin embargo, es necesario conservar los siete elementos para calcular el riesgo. Si el asesor considera que sería útil contar con información, ideas o recomendaciones adicionales, éstas se deberán incluir en el análisis. Asimismo, el asesor puede combinar en un solo análisis organismos “afines” cuando su biología es similar (por ejemplo, peces de acuarios tropicales destinados a zonas templadas de América del Norte).

El número de evaluaciones de riesgos por realizar para la lista de organismos exóticos en una ruta particular (gráfica 1.2) depende de varios factores, incluidos: el volumen de información sobre el organismo, los recursos disponibles y la opinión profesional de los asesores en cuanto a si los análisis realizados representan efectivamente el riesgo de los organismos exóticos que se encuentran en la ruta.

La fuente de la información correspondiente a cada elemento y el grado de certidumbre que el asesor asigne a cada elemento deberán consignarse en la evaluación de riesgos. Se recomienda usar códigos de referencia al final de cada afirmación, así como códigos de certidumbre para cada elemento. (Ambos códigos se describen en el apéndice A.)

Resumen del riesgo planteado por los organismos y las rutas

Las Directrices permiten hacer un cálculo de riesgos en tres niveles. En el primer nivel se asigna un riesgo estimado para cada uno de los siete elementos que la evaluación de riesgos comprende (calificación de elementos). En el segundo nivel se combinan los cálculos de riesgo de los siete elementos en un indicador del “potencial de riesgo del organismo” (PRO), que representa el riesgo general del organismo evaluado. En el tercer nivel se vinculan los distintos PRO en un “potencial de riesgo de la ruta” (PRR), que representará el riesgo combinado de los organismos invasores asociados con la ruta.

Los pasos más difíciles en una evaluación de riesgos estriban en asignar cálculos cuantitativos o cualitativos a un elemento individual, determinar cómo se relacionan los elementos específicos en el modelo y decidir cómo los riesgos estimados se deben combinar. No hay una fórmula “correcta” para cumplir con estas etapas del proceso de evaluación. En principio, varios métodos —sistemas de información geográfica, modelos climáticos y ecológicos, *software* para la toma de decisiones, sistemas expertos y presentación gráfica de la incertidumbre— pueden contribuir a la precisión de uno o más elementos del modelo de evaluación de riesgos. De hecho, las evaluaciones de riesgos nunca deben ser tan estáticas y rutinarias como para que no se puedan probar e incorporar nuevos métodos.

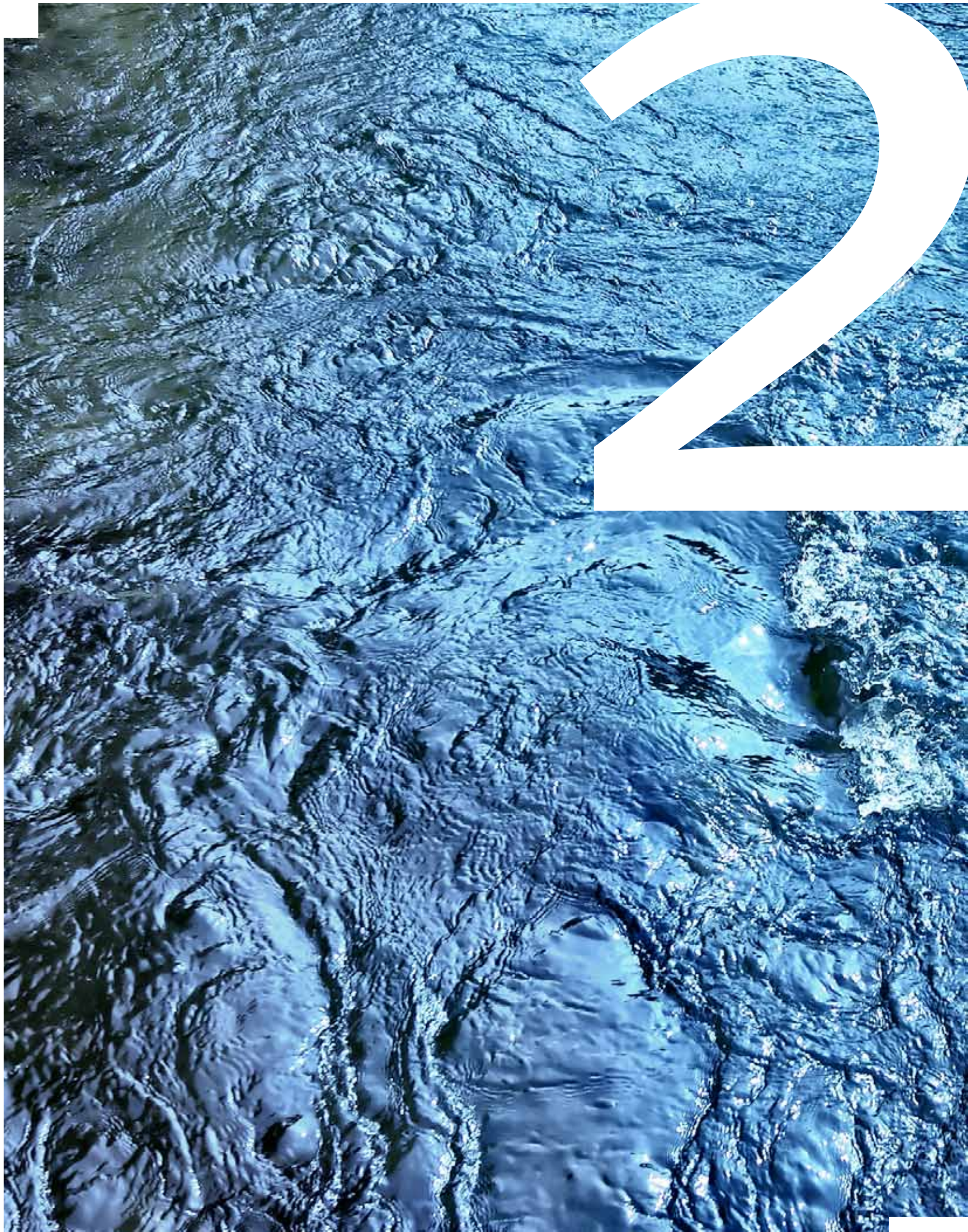
Cuando se evalúan nuevos enfoques, es importante tener presente que los elementos del modelo de evaluación de riesgos son dinámicos y difieren en valor. Bien puede ocurrir que nuevos enfoques apropiados para evaluar un organismo resulten inviables o incluso equívocos para evaluar otro organismo.

El punto fuerte de las Directrices es que las afirmaciones biológicas contenidas en cada elemento ofrecen la materia prima para poner a prueba diferentes enfoques. Por consiguiente, no será necesario reformular la evaluación de riesgos a fin de probar nuevos métodos para calcular o resumir los potenciales de riesgo de organismos y rutas (PRO y PRR).

En casos de riesgos de alta visibilidad, resulta conveniente contar con revisores pertinentes, no vinculados con los resultados del análisis, que revisen la evaluación preliminar, sobre todo cuando es la misma entidad, sociedad profesional u organismo responsable del manejo de ese riesgo quien lleva a cabo las evaluaciones de riesgos.

Componentes de la evaluación final

- [Introducción](#)
- [Información sobre la ruta](#)
- [Lista completa de los organismos de preocupación](#)
- [Evaluación de riesgos de organismos individuales](#)
- [Respuesta a preguntas específicas planteadas por los gestores de riesgos](#)
- [Resumen de la metodología aplicada para determinar los PRO y los PRR](#)
- [Resumen y respuestas para los revisores externos](#)



CAPÍTULO 2

Evaluación trinacional de riesgos del pez cabeza de serpiente (*Channidae*)

Becky Cudmore y Nicholas Mandra*

INTRODUCCIÓN

En este capítulo se valora el riesgo planteado por varias especies del pez cabeza de serpiente para los tres países de América del Norte. Se ofrece información básica resumida sobre la familia *Channidae*, junto con un análisis de los riesgos ambientales y económicos que pueden representar algunas especies de esta familia, con base en la aplicación de las Directrices para la Evaluación de Riesgos de la CCA esbozadas en el capítulo anterior. De acuerdo con los objetivos del proyecto general delineado en el primer capítulo, este caso de estudio se centra en los posibles riesgos relacionados con la familia de los cabeza de serpiente presentes en el comercio de alimento vivo y acuarios sólo en América del Norte (cuadro 2.1; gráficas 2.1 a 2.5).

Resumen de la familia *Channidae*

Aunque todavía no se completa la taxonomía de los cabeza de serpiente, hoy las autoridades reconocen dos géneros en la familia *Channidae*: *Channa* (26 especies) y *Parachanna* (tres especies) (Courtenay y Williams, 2004). Es posible, y en algunos casos probable, que existan grupos y formas de especies dentro de la familia, por lo que se está llevando a cabo una revisión taxonómica de ella (W. Courtenay, jubilado del Servicio de Estudios Geológicos de Estados Unidos [US Geological Survey, USGS], comunicación personal). La opinión actual es que tal vez haya 36 especies de cabeza de serpiente, pues varias subespecies dentro de los grupos de especies *C. gachua*, *C. marulius* y *C. striata* pueden ascender a la jerarquía de especies (W. Courtenay, comunicación personal). Para los fines de este informe, consideraremos las 29 especies señaladas en Courtenay y Williams (2004).

Cuadro 2.1. Especies de cabeza serpiente y rutas vinculadas sometidas a evaluación

Nombre común	Nombre científico	Ruta vinculada
Cabeza de serpiente del norte (gráfica 2.1)	<i>Channa argus</i>	Alimento vivo
Cabeza de serpiente asiático (gráfica 2.2)	<i>C. asiatica</i>	Alimento vivo
Cabeza de serpiente manchado (gráfica 2.3)	<i>C. maculata</i>	Alimento vivo
Cabeza de serpiente gigante (gráfica 2.4)	<i>C. marulius</i>	Acuario
Cabeza de serpiente rojo (gráfica 2.5)	<i>C. micropeltes</i>	Acuario

La distribución endémica de estos peces de agua dulce abarca Asia (Malasia e Indonesia) y, sólo en el caso del *Parachanna spp.*, África (Courtenay y Williams, 2004). Quince especies están clasificadas como tropicales y subtropicales, 12 como subtropicales y de climas templados, y una sola como de clima cálido y templado frío.

La siguiente información biológica general sobre la familia de los cabezas de serpiente proviene de una sinopsis compilada por Courtenay y Williams (2004).

Gráfica 2.1. Cabeza de serpiente del norte (*Channa argus*)



Fuente: Courtenay y Williams, 2004, p. 45.

Gráfica 2.2. Cabeza de serpiente asiático (*Channa asiatica*)



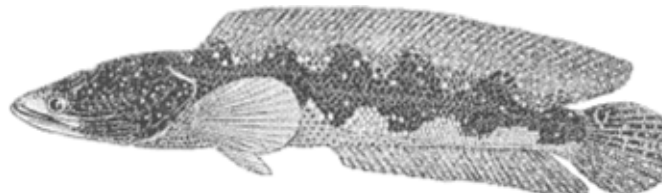
Fuente: Courtenay y Williams, 2004, p. 53.

Gráfica 2.3. Cabeza de serpiente manchado (*Channa maculata*)



Fuente: Courtenay y Williams, 2004, p. 77.

Gráfica 2.4. Cabeza de serpiente gigante (*Channa marulius*)



Fuente: Courtenay y Williams 2004, p. 83.

Gráfica 2.5. Ejemplar joven de cabeza de serpiente rojo (*Channa micropeltes*)



Fuente: Courtenay y Williams, 2004, p. 93.

* Departamento de Pesca y Océanos de Canadá.

El cuerpo de estos peces es ahusado y se va estrechando hacia la cola. Tienen una sola aleta dorsal larga, cabeza pequeña y boca grande.

Se sabe muy poco sobre el ciclo de vida de los cabeza de serpiente, pero se piensa que algunas de las especies más pequeñas viven unos cuantos años, mientras que las especies más grandes viven más tiempo y llegan a su madurez sexual en el transcurso de dos años. En su mayoría, las especies pequeñas son adultos de alrededor de 17 centímetros, pero algunas pueden alcanzar un tamaño mayor, de hasta 1.8 metros. Muchas especies son de respiración aérea obligada y otras, de respiración aérea facultativa. Los cabeza de serpiente poseen cámaras subbranquiales para la respiración aérea y la aorta ventral se divide en dos para permitir la respiración tanto acuática como aérea. Por lo tanto, algunas especies de cabeza de serpiente pueden sobrevivir en condiciones de hipoxia y permanecer fuera del agua periodos considerables, siempre que se mantengan húmedos. Su metabolismo y demanda de oxígeno se reducen en temperaturas frías, lo que les permite sobrevivir bajo el hielo. También hay varias especies que se pueden desplazar en tierra reptando y serpenteando en busca de alimento, huyendo de hábitats secos, o ambas cosas.

En sus áreas de distribución endémicas, el desove ocurre en el verano y se ha observado que las parejas reproductoras son monógamas al menos en la temporada de desove. Algunas especies hacen nido, que consiste en una columna vertical de vegetación.

Las crías se alimentan de zooplancton y con el tiempo su dieta va cambiando a pequeños crustáceos e insectos. Todas las especies de cabeza de serpiente son agresivas depredadoras carnívoras cuando llegan a la edad adulta y consumen sobre todo peces.

Se han exportado ejemplares vivos de cabeza de serpiente a América del Norte, entre otras regiones, dentro del comercio de alimento vivo y acuarios. También se han dado casos de liberaciones accidentales en varios países, lo que ha tenido como consecuencia su establecimiento y consecuente impacto ecológico (Chiba *et al.*, 1989; Courtenay y Williams, 2004; FIGIS, 2005).

EVALUACIÓN DE PROBABILIDADES DE ESTABLECIMIENTO DE LOS CABEZA DE SERPIENTE

Organismos vinculados con rutas: alimento vivo y acuarios

Comercio de alimento vivo

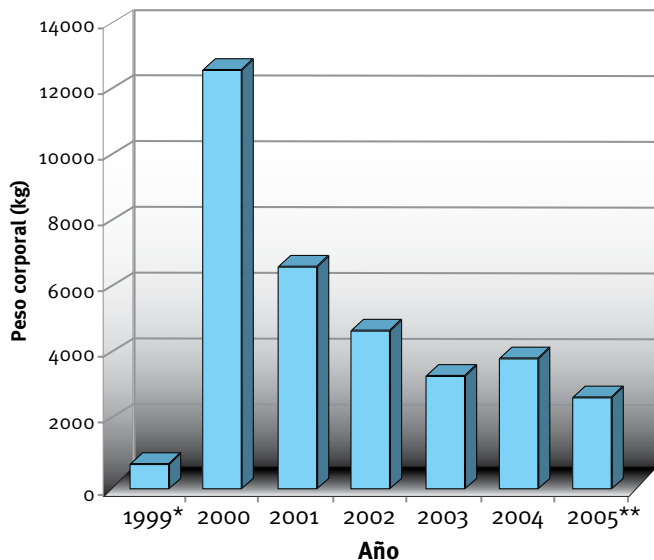
Muchas especies de cabeza de serpiente gozan de popularidad como alimento en varias partes de Asia, incluida la India: constituyen un recurso alimenticio para los habitantes locales, además de ser muy valorados para su exportación a muchos países del mundo (Courtenay y Williams, 2004). Las tres especies que se han relacionado con el comercio de alimento vivo en América del Norte son el pez cabeza de serpiente del norte, el asiático y el manchado (cuadro 2.1; gráficas 2.1 a 2.3)

CANADÁ

De acuerdo con Goodchild (1999) y Crossman y Cudmore (2000), no existen registros de importaciones de cabeza de serpiente vivos a Ontario; sin embargo, según información de la Agencia Canadiense de Inspección de los Alimentos (*Canadian Food Inspection Agency*, CFIA), tal vez esto no sea verdad. En 2003, se registró el ingreso de 541 kg de “cabezas de serpiente de agua dulce” en Ontario a través del puerto de entrada de las cataratas del Niágara (CFIA, datos no publicados). No es posible la identificación positiva de esta importación como peces cabeza de serpiente, pero el supuesto es que probablemente lo eran. En la actualidad, los registros de la CFIA indican que la única provincia que recibe ejemplares vivos de cabeza de serpiente para el comercio de alimento vivo es la provincia occidental de Columbia Británica (Cudmore y Mandrak, datos no publicados) (gráfica 2.6).

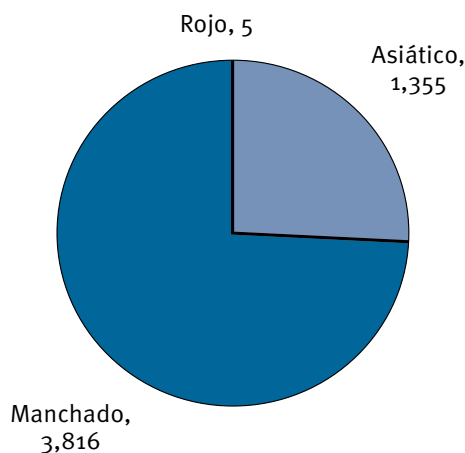
En este conjunto de datos no se indicaba qué especies de cabeza de serpiente se estaban importando. Un pequeño subconjunto de registros de importación de la Agencia Canadiense de Servicios Fronterizos (*Canadian Border Services Agency*, CBSA) señala que al menos tres especies se están importando a Columbia Británica para el comercio de alimento vivo: el cabeza de serpiente asiático, el manchado y el rojo (gráfica 2.7)

Gráfica 2.6. Peso (kg) de cabeza de serpiente vivos importados a Columbia Británica para alimento, diciembre de 1999* a mediados de agosto de 2005**



(*1 mes, ** 6.5 meses)

Gráfica 2.7. Peso de especies de cabeza de serpiente importados vivos a Columbia Británica como alimento vivo a través del aeropuerto internacional de Vancouver (en kg)



Fuente: Cudmore y Mandrak, datos no publicados

(Cudmore y Mandrak, datos no publicados). Todos fueron importados de Hong Kong, con la excepción del rojo (5 kg), importado de Vietnam (Cudmore y Mandrak, datos no publicados). Como este último es una popular especie de acuario, es posible que el motivo de su importación no haya sido el comercio de alimento vivo, sino para acuarios.

Los datos presentados en la gráfica 2.7 se deben considerar muy preliminares, pues sólo representan a 145 de 243 importadores de peces vivos durante un periodo de un año, del 1 de octubre de 2004 al 31 de septiembre de 2005. Por consiguiente, es muy probable que también se importen otras especies de cabeza de serpiente muy apreciadas como alimento vivo; por ejemplo, el del norte, que de hecho ha sido visto vivo en un mercado de Vancouver (W. Courtenay, comunicación personal).

ESTADOS UNIDOS

En Estados Unidos también es difícil tener un panorama y una comprensión cabales del comercio de alimento vivo. Los registros indican un aumento en las importaciones de cabeza de serpiente vivos (se desconocen las especies particulares) de 1997 a 2002 (cuadro 2.2a) (Courtenay y Williams, 2004). El valor declarado total durante estos cinco años y medio ascendió a \$EU132,687, pero los registros no permiten saber si el motivo de la importación fue para uso como alimento o para acuarios. Estos cabeza de serpiente se exportaron a Estados Unidos procedentes de nueve países, de los cuales China contribuyó con la mayor parte en número y peso (cuadro 2.2b).

MÉXICO

No hay registros de cabeza de serpiente importados a México para el comercio de alimento vivo. Se hizo una búsqueda en mercados asiáticos de la Ciudad de México en febrero de 2006 y no se encontró ningún ejemplar vivo de esta familia (R. Mendoza, Universidad de León, México).

Comercio para acuarios

Aunque los cabeza de serpiente pueden alcanzar una gran talla y los costos para alimentarlos en acuarios son bastante altos, hay muchos acuaristas entusiastas de esta familia (Courtenay y Williams, 2004). En general, en el comercio se encuentran las especies más pequeñas y los ejemplares jóvenes de brillante colorido de las especies más grandes. No obstante, los cabeza de serpiente son incompatibles con otros peces, requieren alimento caro y no tardan en crecer demasiado para el acuario que los aloja. Como resultado, muchos individuos se han liberado en aguas naturales fuera de su área de distribución endémica (Courtenay y Williams, 2004). Las dos especies de cabeza de serpiente más vinculadas con el comercio para acuarios son el cabeza de serpiente gigante y el rojo (cuadro 2.1, gráficas 2.4 y 2.5).

CANADÁ

De acuerdo con datos recabados durante un año, del 1 de octubre de 2004 al 31 de septiembre de 2005, entre 145 de 243 importadores de peces vivos, la única vía por la que se han importado ejemplares de cabeza

Cuadro 2.2a. Importación de cabeza de serpiente vivos (todas las especies) a Estados Unidos de 1997 a mayo de 2002

Año	Número de individuos ¹	Peso (kg) ²	Valor total declarado en \$EU (individuos y peso combinados)
1997	372	892	5,085
1998	1,488	1,883	12,032
1999	6,044	8,512	27,718
2000	8,650	9,240	39,990
2001	18,991	1,681	21,185
2002 ³	15,688	-	26,077
Totales	51,233	22,208	132,087

¹ No incluido en cantidad de kilogramos.

² No incluido en cantidad de individuos.

³ Los datos corresponden a enero-mayo de 2002.

Fuente: Courtenay y Williams, 2004

Cuadro 2.2b. Importación de cabeza de serpiente vivos (todas las especies) a Estados Unidos de 1997 a mayo de 2002

País de origen	Número de individuos ¹	Peso (kg) ²	Valor total declarado en \$EU (individuos y peso combinados)
China	48,533	20,323	125,295
Hong Kong	2	-	50
India	572	-	1,498
Indonesia	300	-	96
Nigeria	970	-	659
Switzerland	50	-	100
Thailand	1,084	-	1,420
United States	25	-	38
Vietnam	1,079	1,435	4,265

¹ No incluido en cantidad de kilogramos.

² No incluido en cantidad de individuos..

Fuente: Courtenay y Williams, 2004.

Gráfica 2.8. Distribución del cabeza de serpiente del norte en Estados Unidos, mayo de 2007



Fuente: Amy Benson, Servicio de Estudios Geológicos de Estados Unidos.

de serpiente rojo al país es el aeropuerto internacional Pierre Elliott Trudeau en Dorval (Montreal), Quebec. Los datos de importaciones para acuarios, registrados no por peso sino por número de individuos, muestran que 282 ejemplares de cabeza de serpiente rojo se importaron de Singapur y 25 de Malasia (Cudmore y Mandrak, datos no publicados).

ESTADOS UNIDOS

Como ya se señaló, los datos sobre importación recopilados para cabeza de serpiente vivos en Estados Unidos entre 1997 y 2002 no indican el motivo de su importación.

MÉXICO

No se sabe que se hayan importado cabeza de serpiente a México destinados al comercio para acuarios.

Potencial de ingreso

Comercio para alimento vivo y acuarios

La probabilidad de supervivencia de los cabeza de serpiente durante su transporte a América del Norte es elevada. Muchas especies de esta familia son de respiración aérea obligada y otros de respiración aérea facultativa. Por lo tanto, algunas especies pueden sobrevivir en condiciones de hipoxia e incluso fuera del agua durante periodos considerables siempre que se conserven húmedos.

El potencial de ingreso depende de los vectores y las rutas de introducción del cabeza de serpiente del norte, tanto desde poblaciones establecidas en América del Norte como de liberaciones deliberadas o accidentales derivadas del comercio de peces como alimento vivo y para acuarios.

Hay varias poblaciones establecidas de cabeza de serpiente del norte en Estados Unidos (gráfica 2.8) que pueden tornarse fuentes de desplazamientos invasores hacia otras áreas de Estados Unidos y hacia Canadá o México.

El comercio de ejemplares vivos de estas especies para las industrias de alimento y acuarios da pie a la liberación accidental o deliberada por razones ceremoniales o de protección de los derechos de los animales. Incluso, existe la posibilidad de liberación no autorizada de algunas especies de cabeza de serpiente para pesca recreativa.

La liberación accidental durante el transporte también puede ocurrir en el comercio de los mercados de alimento vivo. En 2001, cuando iba rumbo a Seattle, Washington, el transportista de un mayorista canadiense de peces fue detenido en Blaine, en ese mismo estado. Declaró que llevaba tres cajones de bacalao de agua dulce (cuyo nombre correcto es *Lota lota*). En realidad se trataba de peces cabeza de serpiente del norte criados en estanques que se transportaron desde China, sin agua, a Canadá (Courtenay y Williams, 2004). Se desconoce la probabilidad de liberación accidental durante el transporte de peces vivos, pero se sabe que ha ocurrido (B. Brownson, Ministerio de Recursos Naturales de Ontario, comunicación personal).

CANADÁ

La posesión, el transporte y la venta de cabeza de serpiente vivos sólo se prohíbe en Ontario, mientras que a escala federal no está prohibida su importación para el comercio de alimento vivo. Columbia Británica y Quebec son las únicas provincias canadienses que actualmente importan cabeza de serpiente vivos para venta minorista y usos institucionales.

ESTADOS UNIDOS

La familia *Channidae* se incluyó en la lista de “especies perjudiciales” de la Ley Lacey en octubre de 2002, por lo que es ilegal importar cabezas de serpiente vivos a Estados Unidos o transportarlos entre estados. Gracias a ello, la especie no es fácil conseguirlo en el país.

MÉXICO

No hay legislación que prohíba la importación del cabeza de serpiente a México.

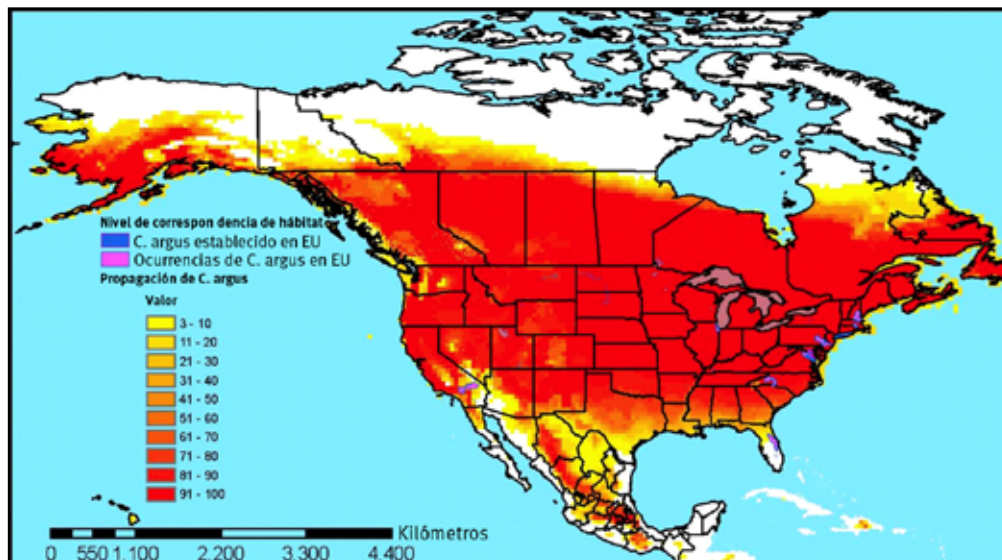
Potencial de colonización

Para calcular la posible distribución de cada especie en América del Norte se usó el Algoritmo Genético para Predicción de Conjuntos de Reglas (GARP, por sus siglas en inglés). Otros investigadores (por ejemplo, Drake y Lodge, 2006) han aplicado este tipo de análisis para predecir la posible distribución de especies invasoras. Se recabó información sobre nueve variables ambientales (temperatura del aire máxima, media y mínima, índice de días húmedos, descarga fluvial anual, precipitación, índice topográfico compuesto, pendiente y frecuencia de heladas)

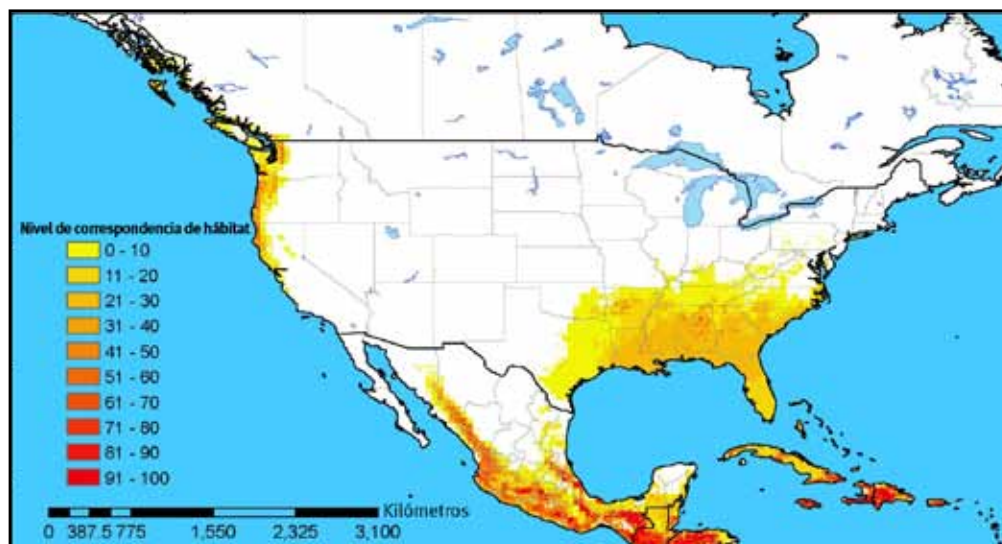
en las áreas de distribución endémica de las cinco especies de cabeza de serpiente, que se usaron como datos de entrada para los análisis GARP. Se seleccionaron estas nueve variables porque son las únicas para las que existe información mundial. Se reconoce que otros parámetros, como la temperatura del agua en el área de distribución endémica de cada especie, podrían mejorar considerablemente la precisión de los modelos, pero esta información aún no está disponible a la escala mundial, que es la aplicada por el GARP. Así pues, se elaboraron modelos GARP para la distribución endémica de cada una de las especies de cabeza de serpiente y se usaron para predecir su posible distribución en América del Norte, con base en las capas de datos ambientales ya disponibles para todo el mundo. Estos análisis arrojan reglas aleatorias (algoritmos), cuya precisión se evalúa repetidamente hasta lograr una predicción máxima de precisión. Se pone a prueba la pertinencia de las capas ambientales utilizadas en la identificación de la posible distribución para predecir la distribución, así como la medida en que contribuyen a ello. Los resultados por especie aparecen en las gráficas 2-9 a 2-11.

Los resultados de la modelación GARP predicen que, de las cinco especies de cabeza de serpiente analizadas, el del norte podrá sobrevivir

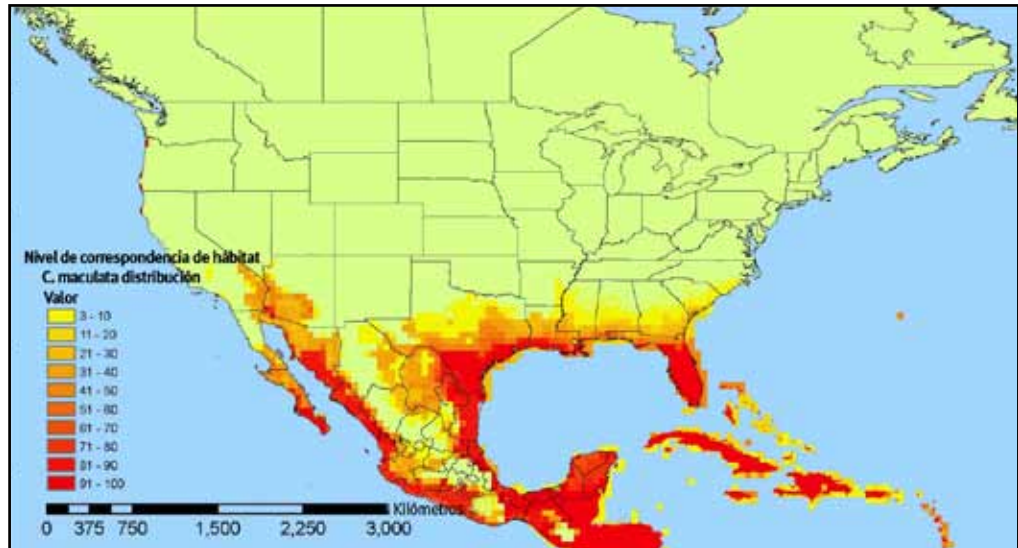
Gráfica 2.9. Posible distribución del cabeza de serpiente del norte en América del Norte según el modelo GARP



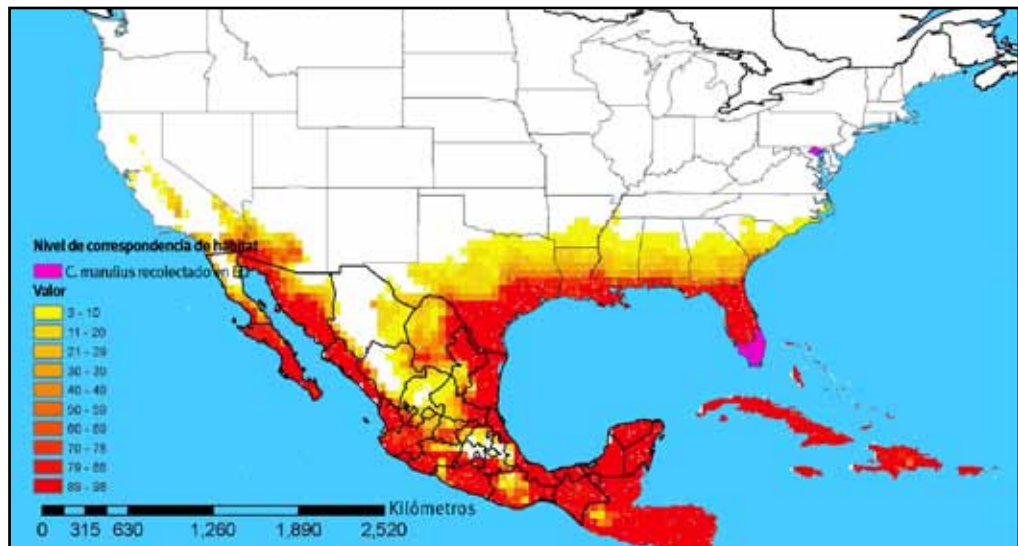
Gráfica 2.10. Posible distribución del cabeza de serpiente asiático en América del Norte según el modelo GARP



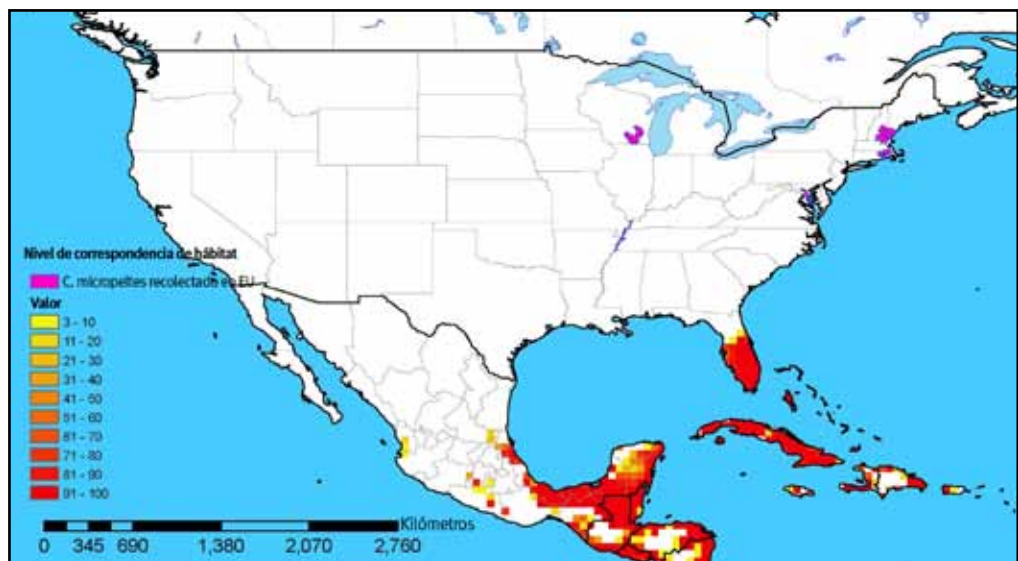
Gráfica 2.11. Posible distribución del cabeza de serpiente manchado en América del Norte según el modelo GARP



Gráfica 2.12. Posible distribución del cabeza de serpiente gigante en América del Norte según el modelo GARP



Gráfica 2.13. Posible distribución del cabeza de serpiente rojo en América del Norte según el modelo GARP



en los tres países (gráfica 2.9), mientras que las otras cuatro especies lo harán sólo en Estados Unidos y México (gráficas 2.10-2.13). De las nueve capas (variables) ambientales usadas en la modelación, la temperatura del aire (mínima, media y máxima) fue la que más contribuyó a la elaboración de los modelos, mientras que la pendiente, la descarga fluvial y el índice de días húmedos, las que menos (gráfica 2.14).

Potencial de propagación

En su mayoría, las especies de cabeza de serpiente son tolerantes a una amplia gama de condiciones ambientales, como lo demuestra la rapidez con la que se han propagado y establecido poblaciones en Japón y otros lugares de Asia (USGS, 2004). Tanto el hábitat de alimentación, desove y cría como los recursos alimentarios que requieren existen en América del Norte. El cabeza de serpiente del norte ya se ha propagado y ha establecido poblaciones en Estados Unidos (gráfica 2.9). Muy recientemente se han documentado poblaciones de esta especie aparentemente reproductoras en Arkansas y el estado de Nueva York, lo que otorga cierta validación preliminar al modelo de propagación proyectado por el GARP y mostrado en la gráfica 2.9 (Courtenay W., comunicación personal). A menos que las poblaciones se encuentren al extremo de su posible distribución, los modelos GARP indican condiciones ambientales más generales que no descartarían la propagación.

También existen posibilidades de una propagación mediada por el ser humano, pues algunas especies de cabeza de serpiente pueden usarse como alimento y para pesca recreativa. Las transferencias no autorizadas pueden facilitar la propagación a partir de cualquier población establecida.

CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

Potencial de impacto económico

Para este informe, no se cuantificó el potencial de impacto económico (es decir, las posibilidades de repercusión económica) que la introducción y el establecimiento del cabeza de serpiente entrañan. Se sabe que los gastos monetarios asignados a múltiples investigaciones para elaborar informes sobre el cabeza de serpiente en la cuenca del Potomac (por ejemplo, censos de peces cabeza de serpiente) son considerables; sin embargo, no se tuvo acceso a las cifras totales correspondientes a estos costos de control y gestión. El efecto socioeconómico de la introducción del cabeza de serpiente sigue siendo un dato con el que no se cuenta para América del Norte y no se dispuso de los recursos adecuados disponibles para abordar este aspecto.

Potencial de impacto ambiental

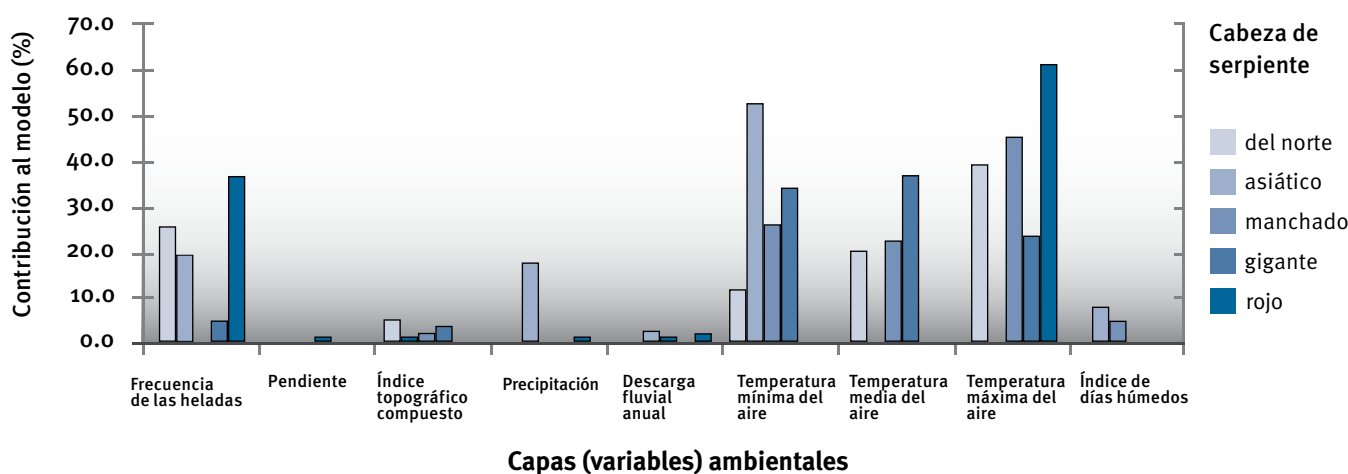
Con base en los resultados de su introducción en todo el mundo, parecería que son pocas las dudas acerca de que los cabeza de serpiente pueden afectar significativamente a las poblaciones de peces autóctonos a causa de la voracidad de sus hábitos de alimentación depredadores y su capacidad para superar a otros peces en la obtención de alimento. Además, son muy prolíficos y resistentes a una gran variedad de condiciones ambientales (ISSG, 2005). Luego de que el cabeza de serpiente del norte se introdujo deliberadamente para desarrollar una pesquería recreativa, Japón registró efectos ecológicos adversos como consecuencia de la depredación de este pez contra las especies endémicas; sin embargo, no se dio información adicional sobre efectos o especies particulares (Chiba *et al.*, 1989; ISSG, 2005). En las aguas de Estados Unidos donde se han establecido poblaciones reproductoras, aún no hay evidencias claras de su efecto en peces autóctonos. Como los cabeza de serpiente no son parientes cercanos de ninguna especie ictiológica endémica de América del Norte, es altamente improbable que tengan un efecto genético directo en los peces autóctonos.

Influencias sociales y culturales

En su área de distribución original, los cabeza de serpiente contribuyen de manera importante tanto a la pesca comercial como a la recreativa y se usan en la acuicultura. Son muy apreciados como alimento y como peces de acuario. Algunas comunidades culturales desean tener especies con las que están familiarizados para su consumo; por ende, estas especies tienen una elevada demanda y se importan en América del Norte. Su disponibilidad en los mercados de alimento vivo y el comercio para acuarios en Canadá y Estados Unidos permite la liberación deliberada de ejemplares vivos por razones ceremoniales o de protección de los derechos animales. Se ha manifestado a funcionarios de conservación de Ontario que los cabeza de serpiente son preferibles a las carpas asiáticas para su liberación ceremonial como animales dedicados la oración, pues son sumamente resistentes y ello concede a quien lo libera un *karma* más fuerte para la vida en el más allá (B. Ingham, Ministerio de Recursos Naturales de Ontario, comunicación personal).

En el apéndice A se incluyen resúmenes de los formularios de evaluación de riesgos, elaborados de acuerdo con las pautas del capítulo 1. En estos formularios se resumen los riesgos para cada especie de cabeza de serpiente considerada en el texto anterior.

Gráfica 2.14. Contribución de las capas (variables) ambientales a la predicción de la posible distribución de especies de cabeza de serpiente en América del Norte, conforme al modelo GARP





CAPÍTULO 3

Evaluación trinacional de riesgos de los plecos (*Loricariidae*)

Roberto Mendoza Alfaro (1), Jeffrey P. Fisher (2), Walter Courtenay (3), Carlos Ramírez Martínez (4), Araceli Orbe Mendoza (5), Carlos Escalera Gallardo (6), Porfirio Álvarez Torres (7), Patricia Koleff Osorio (8) y Salvador Contreras Balderas^{†*}

INTRODUCCIÓN

En este capítulo se analizan los riesgos ecológicos y económicos, tanto conocidos como posibles, que plantea el comercio para acuarios en América del Norte de varias especies ictiológicas de la familia Loricariidae, conocidas como plecos, peces diablo, “limpiapeces” o “limpiavidrios”. Como aún no es definitiva la taxonomía de esta familia, en este análisis se consideran básicamente los riesgos de un subconjunto de especies de loricáridos conocidas o comunes en el comercio para acuarios de América del Norte. En capítulos posteriores se presentan estudios de caso detallados sobre los efectos socioeconómicos de estos peces en Estados Unidos y México.

Resumen de las familias de los plecos

Los plecos incluyen dos familias de peces de América del Sur: *Callichthyidae* y *Loricariidae*. A continuación se presenta información básica resumida sobre sus características distintivas

Callichthyidae

Los calictidos se caracterizan por tener dos hileras de placas sin espinas en ambos costados del cuerpo, arriba y abajo de la línea lateral. Poseen una aleta adiposa que también puede contener una espina. Casi todas las especies de la familia presentan un par de barbillas en el maxilar superior y dos o más en el maxilar inferior; su vejiga natatoria se divide en dos cámaras dentro de un recubrimiento óseo. Más de una docena de especies del género *Corydoras* gozan de popularidad en el comercio para acuarios (Migdalski y Fichter, 1989). Pueden respirar aire atmosférico y, por consiguiente, toleran aguas con bajo contenido de oxígeno. Todas las especies son pequeñas: pocas veces superan los 10 centímetros, pero el *Callichthys callichthys* (cascardo) puede alcanzar una longitud de alrededor de 18 cm (Migdalski y Fichter, 1989). Se sabe que una especie de calictido, el *Hoplosternum littorale*, se ha establecido en el sistema lagunar del río Indian, en Florida (Nico *et al.*, 1996). Además, en un informe reciente se indica que esta población se ha propagado por muchas partes del sur y el centro de Florida (Nico y Muench, 2004).

Loricariidae

Los *Loricariidae* son la mayor familia de plecos: aproximadamente 825 especies nominales, 709 de las cuales se consideran válidas, y 83 géneros validados a enero de 2006.¹ Se están realizando estudios taxonómicos para aclarar dudas en lo que respecta a las relaciones sistemáticas de las especies, pues se descubren nuevas especies casi cada año (Nelson, 2006). Una característica distintiva de esta familia de peces de América del Sur es su coraza de placas óseas, que se extiende en tres hileras a lo largo de toda su superficie dorsal. Es de vientre aplanado y, de hecho, la superficie ventral del pez es más ancha que su altura, de tal modo que al hacer un corte transversal muestra una apariencia un tanto triangular. Todas las especies poseen una boca subterminal en forma de ventosa con la que succionan materia orgánica y algas del sustrato; de ahí que se usen comúnmente los nombres de “limpiapeces” o “limpiavidrios” para referirse a

estos peces. La boca en forma de ventosa también ayuda al pleco a mantenerse estable en medio de las fuertes corrientes de sus hábitats originales [pues les permite fijarse al sustrato]. En el cuadro 3.1 se presenta una lista de especies de loricáridos comunes en el comercio para acuarios y en las gráficas 3.1 a 3.11 se ilustran algunas de las similitudes y diferencia entre ellas.

ANÁLISIS DE PROBABILIDAD DE ESTABLECIMIENTO DE LOS LORICÁRIDOS

Evaluación de los loricáridos en su ruta

Comercio de alimento vivo

Si bien es cierto que varias especies de loricáridos se consumen como alimento en sus áreas de distribución originales y se han hecho esfuerzos para utilizar las poblaciones problema como fuente de alimento para seres humanos y animales en otros lugares (véase el capítulo 5), no se espera que se produzca un comercio sustancial de loricáridos. Sin embargo, recientemente, en 2007, se observaron especímenes en el mercado de pescado de Vancouver, Columbia Británica, aunque no se pudo determinar su distribución anticipada (B. Cudmore, comunicación personal). No obstante, de acuerdo con esta observación reciente, la ruta del comercio de alimento vivo no se puede descartar del todo como mecanismo adicional para la propagación de los loricáridos en aguas de América del Norte.

Comercio para acuarios

Los loricáridos están considerados como peces “básicos” en el comercio para acuarios en los tres países de América del Norte (cuadro 3.1). Así pues, hay fuertes posibilidades de introducción de peces de esta familia por la ruta del comercio para acuarios. La mayoría de las especies de loricáridos que llegan al comercio para acuarios en América del Norte vienen de Colombia, Perú o Brasil, en diferentes proporciones dependiendo del país importador. Sin embargo, tanto Estados Unidos como México también producen loricáridos para su distribución en tiendas para acuarios y en otros puntos de venta. En ambos casos, la industria se apoya en poblaciones no-autóctonas que se han establecido en forma silvestre. Un porcentaje considerable de las importaciones a Canadá también proviene de Estados Unidos.

* 1) UANL; 2) ENVIRON International; 3) USGS Center for Aquatic Resources Studies; 4) IIS-UANL; 5) consultora; 6) CIIDIR-IPN; 7) Semarnat; 8) Conabio.

[†] Véase la clave taxonómica de J. Armbruster, en http://auburn.edu/academic/science_math/res_area/loricariid/fish_key/key.html.

Cuadro 3.1. Taxonomía simplificada de géneros y especies de loricáridos comunes en el comercio para acuarios

Subfamilia/tribu	Nombre científico	Nombre común
<i>Pterygoplichthys</i>	<i>Pterygoplichthys* anisitsi</i> (antes <i>Liposarcus</i>)	
	<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i> (antes <i>Liposarcus</i>)	Pleco manchado o vermiculado
	<i>Pterygoplichthys* gibbiceps</i> (antes <i>Glyptoperichthys</i>)	Pleco leopardo
	<i>Pterygoplichthys* joselimaianus</i> (antes <i>Glyptoperichthys</i>)	Pleco de puntos dorados
	<i>Pterygoplichthys* lituratus</i> (antes <i>Glyptoperichthys</i>)	
	<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i> (antes <i>Liposarcus</i>)	Plecostomo del Orinoco
	<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (antes <i>Liposarcus</i>)	
	<i>Pterygoplichthys* parnaibæ</i> (antes <i>Glyptoperichthys</i>)	
	<i>Pterygoplichthys* punctatus</i> (antes <i>Glyptoperichthys</i>)	Limpiador, pleco yogi, pleco trinidad, guimarães plateado o <i>Imperial Ranger</i>
	<i>Pterygoplichthys* scrophus</i> (antes <i>Glyptoperichthys</i>)	Pleco rinoceronte, lagarto o chocolate
	<i>Pterygoplichthys undecimalis</i>	
	<i>Pterygoplichthys xinguensis</i> (antes <i>Glyptoperichthys</i>)	
<i>Loricariinæ</i>	<i>Farlowella acus</i>	Pleco varilla, palito
	<i>Farlowella gracilis</i>	Pleco varilla, palito
	<i>Rineloricaria filamentosa</i>	
	<i>Rineloricaria parva</i>	Pleco cola de látigo
	<i>Ancistrus cirrhosus</i>	Pleco de boca barbada
<i>Ancistrini</i>	<i>Ancistrus spp.</i>	
	<i>Ancistrus* dolichoptera</i> (antes <i>Xenocara</i>)	Xenocara, barbuda
<i>Acanthicus</i>	<i>Pseudacanthicus* leopardus</i> (antes <i>Stoniella</i>)	
<i>Hypoptopomatinae</i>	<i>Otocinclus affinis</i>	Pleco enano
<i>Hypostomini</i>	<i>Hypostomus plecostomus</i>	Pleco, plecostomo, pez diablo
	<i>Hypostomus spp.</i>	Pleco, pez diablo, limpiavidrios, limpiapeces

*Basado en: Armbruster, 1997, 2004; Armbruster y Sabaj, 2002; anotaciones adicionales por Armbruster (en comunicación personal, diciembre de 2008).

Los plecos son muy apreciados por los aficionados a los acuarios debido a su apariencia distintiva, resistencia y propensión a consumir las algas toda superficie sumergida. Sin embargo, varias especies alcanzan un gran tamaño, dejan de caber en su espacio confinado y aparentemente son liberadas por sus propietarios en aguas de los alrededores. Se piensa que estas introducciones constituyen uno de los mecanismos responsables de las poblaciones actualmente establecidas en algunas partes de México (véase el capítulo 4), Texas (Nico y Martin, 2001; López Fernández y Winemiller, 2005) y Florida (Nico *et al.*, 1996; Ludlow y Walsh, 1991). Se considera que las primeras introducciones de plecos en aguas estadounidenses se remontan a los años cincuenta (Burgess, 1958), pero que esta especie no alcanzó niveles poblacionales preocupantes sino hasta los años noventa (Hoover *et al.*, 2007). La presencia del *Pterygoplichthys* en el sureste de Florida se registró por primera vez en 1971 (Courtenay *et al.*, 1984) y tiempo después se confirmó su establecimiento (Courtenay *et al.*, 1986). En informes recientes también se identifica la presencia del *Pterygoplichthys pardalis* en la cuenca Sepulveda y el río Los Ángeles, en Los Ángeles, California (comunicación personal de Camm Swift a Walt Courtenay, 20 de junio de 2007), y recientemente el Sistema de Alerta de Especies Acuáticas No-autóctonas (*Nonindigenous Aquatic Species* [NAS]

Alert System), del Servicio de Estudios Geológicos de Estados Unidos, detectó una población de *P. multiradiatus* en el arroyo Horse, en los condados de Desoto y Hardee, Florida. En estos últimos casos se presume que la liberación de los plecos por aficionados a los acuarios es la fuente probable de introducción.

A continuación se resumen por país los elementos de la ruta del comercio para acuarios que son pertinentes en la evaluación de riesgos de los loricáridos.

CANADÁ

En Canadá, 145 de 243 importadores que llevan peces vivos a Canadá importaron especies de loricáridos entre el 1 de octubre de 2004 y el 30 de septiembre de 2005 (Cudmore y Mandrak, datos no publicados). Un total de 140,362 de estos peces importados se registraron como loricáridos, con 11 especies representadas: 1) *Pterygoplichthys anisitsi*, 2) *P. gibbiceps*, 3) *P. multiradiatus*, 4) *P. joselimaianus*, 5) *Peckoltia brevis*, 6) *P. vermiculata*, 7) *Panaque nigrolineatus*, 8) *Hypostomus plecostomus*, 9) *H. punctatus*, 10) *Beaufortia levereti* y 11) *B. kweichowensis*. Los países de origen de estos peces son Malasia, Hong Kong, Estados Unidos (California, Florida, Michigan), Singapur, Sri Lanka, Colombia, Vietnam, República Checa, Taiwán, Cuba, Tailandia, Trinidad y Tobago, Brasil, Perú, Venezuela y Ecuador.

Gráfica 3.1. *Pterygoplichthys joselimaianus* (antes *Glyptoperichthys*)



Fuente: FishBase/JJPhoto, 2006.

Gráfica 3.2. *Pterygoplichthys gibbiceps* (antes *Glyptoperichthys*)



Fuente: FishBase/JJPhoto, 2006.

Gráfica 3.3. *Pterygoplichthys lituratus* (antes *Glyptoperichthys*)



Fuente: Amazon Exotic Imports, 2005.

Gráfica 3.4. *Pterygoplichthys punctatus* (antes *Glyptoperichthys*)



Fuente: FishBase/JJPhotos, 2004.

Gráfica 3.5. *Pterygoplichthys scrophus* (antes *Glyptoperichthys*)



Fuente: FishBase/JJPhotos, 2004.

Gráfica 3.6. *Pterygoplichthys multiradiatus*



Fuente: FishBase/JJPhotos, 2006.

Gráfica 3.7. *Pterygoplichthys anisitsi*



Fuente: FishBase/JJPhotos, 2006.

Gráfica 3.8. *Pterygoplichthys disjunctivus*



Fuente: FishBase/JJPhotos, 2006.

Gráfica 3.9. *Pterygoplichthys pardalis*



Fuente: FishBase/JJPhotos, 2002.

Gráfica 3.10. *Pterygoplichthys undecimalis*



Fuente: FishBase/JJPhotos, 2005.

Gráfica 3.11. *Pterygoplichthys xinguensis*



Fuente: FishBase/JJPhotos, 2004.

ESTADOS UNIDOS

El comercio estadounidense de peces ornamentales está supervisado, hasta cierto punto, por el Sistema de Información sobre el Manejo de Aplicación de la Legislación (*Law Enforcement Management Information System*, LEMIS) del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (*US Fish and Wildlife Service*, USFWS). En esta base de datos se mantienen registros de todas las plantas y animales importados legalmente a Estados Unidos y exportados de este país; los campos de datos incluyen: información taxonómica, país de importación-exportación, puerto de llegada, propósito y número o volumen de individuos. En una consulta reciente en esta base de datos se identificaron 26,469 registros de peces de agua dulce para el año 2005, con importaciones totales equivalentes a 171,865,168 individuos y exportaciones de 21,029,694 (J. Olden, Universidad de Washington, comunicación personal). En las gráficas 3.12 a 3.14 se presenta un desglose general de las especies más comerciadas (gráfica 3.12) y las rutas de su distribución hacia Estados Unidos (gráficas 3.13 y 3.14), de acuerdo con los registros del LEMIS. Este sistema no mantiene registros de introducciones de loricáridos, de modo que a la fecha no se conoce con precisión el esfuerzo de introducción de los plecos importados a Estados Unidos. Además, aún falta por determinar cabalmente la magnitud de la industria nacional y sigue “en proceso” la obtención de datos cuantitativos sobre el comercio de estas especies en el país.

MÉXICO

En México, se calcula que hay alrededor de diez millones de peces importados por el comercio para acuarios (INEGI, 2005a). De éstos, 20 especies pertenecen a la familia de los loricáridos, lo que representa 5 por ciento del total de importaciones, o unos 500,000 peces al año (Álvarez Jasso, 2004).

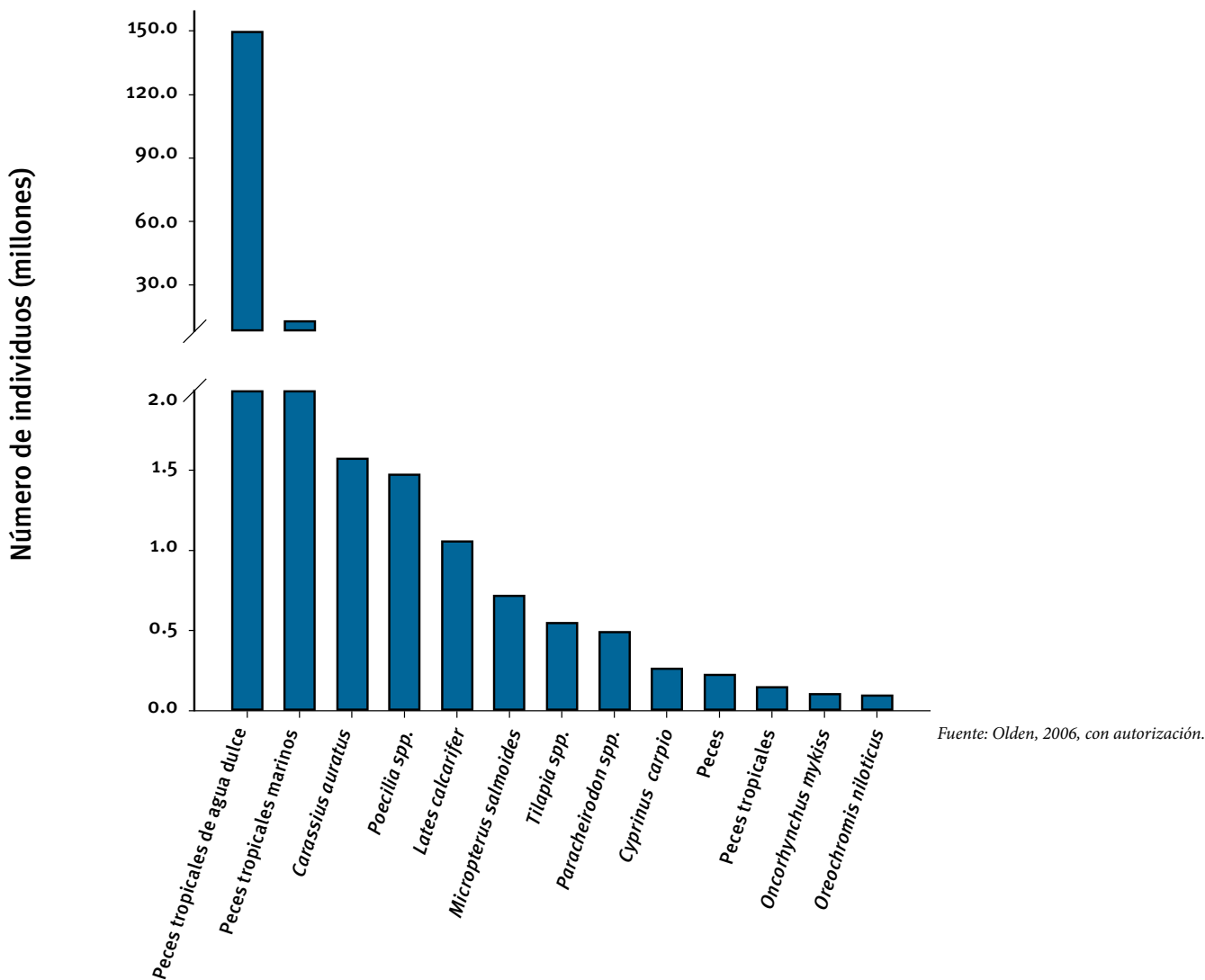
En un taller reciente patrocinado por el Cuerpo de Ingenieros Militares de Estados Unidos (*US Army Corps of Engineers*), Hill y Martínez (2006) presentaron una perspectiva de la industria artesanal que se ha desarrollado en torno de estas especies en Florida. De acuerdo con estos autores, en la actualidad hay alrededor de 170 granjas donde se cultivan loricáridos para abastecer la demanda nacional de variedades comunes (por ejemplo, *Ancistris spp.*, *Hypostomus spp.*, *Pterygoplichthys disjunctivus* y *P. multiradiatus*). Alrededor de 80 por ciento de esta producción ocurre en el condado de Hillsborough (Florida), en especial en uno de los lugares donde se han establecido poblaciones silvestres (Ludlow y Walsh, 1991). Como consecuencia del establecimiento de poblaciones viables en áreas naturales, la industria de Florida se está reorientando del mantenimiento de reproductores a la recolección de huevo depositada en áreas silvestres y, posteriormente, la incubación y el cuidado de las crías (gráficas 3.15 y 3.16). No obstante, la especie más “fina” (colorida e inusual) de pleco continúa siendo el importado de América del Sur.

Potencial de ingreso

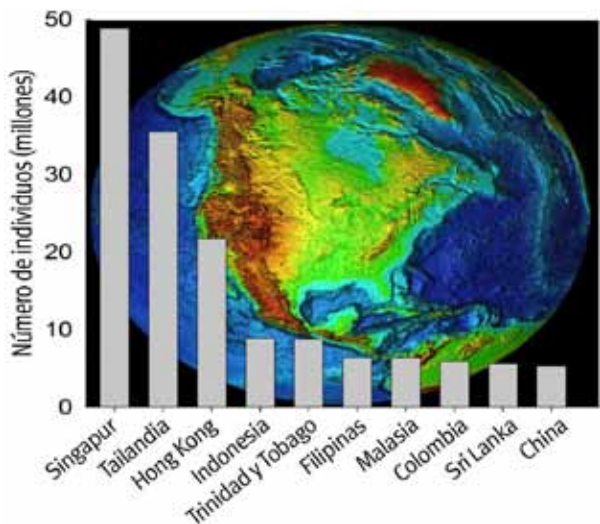
El potencial de ingreso comprende tanto la probabilidad de supervivencia de la especie en su tránsito por las rutas de introducción, como la probabilidad de supervivencia si deliberada o inadvertidamente se libera al medio ambiente. En un análisis del potencial de ingreso también debe considerarse qué motiva la demanda de la especie en el comercio, de modo que no se pasen por alto otras fuentes de entrada.

Hay una historia larga y bien establecida del transporte exitoso de loricáridos desde sus países de origen hasta los países miembros de la CCA por conducto del comercio para acuarios. Por ende, se puede dar por sentado que la probabilidad de supervivencia en el proceso de tránsito es, en esencia, del cien por ciento. Se han estudiado menos las probabilidades de supervivencia si se liberan estas

Gráfica 3.12. Comercio de especies ictiológicas de agua dulce en Estados Unidos (en 2005), de acuerdo con los registros del LEMIS



Gráfica 3.13. Principales fuentes de peces de agua dulce importados a Estados Unidos (en 2005), de acuerdo con los registros del LEMIS



Fuente: Olden, 2006, con autorización.

Gráfica 3.14. Principales puertos de entrada de los peces de agua dulce importados a Estados Unidos y sus territorios (en 2005), de acuerdo con los registros del LEMIS



Fuente: Olden, 2006, con autorización.

Gráfica 3.15. Recolección de hueva en áreas silvestres



Fuente: J. E. Hill y C. V. Martínez, 2006. Cultivo de loricáridos en Florida. Gainesville, Fl, 30-31 de mayo de 2006.

especies, pero los ejemplos en muchas regiones del mundo indican que hay suficientes probabilidades de supervivencia en muchas regiones tropicales y subtropicales. Por ejemplo, se han establecido poblaciones en Filipinas (Chávez *et al.*, 2006); Taiwán (Liang *et al.*, 2005); Puerto Rico, Panamá, Trinidad, Guyana, Japón y Perú (FishBase); Singapur, Sumatra, Malasia y Java (Page y Robins, 2006). Dada la gran ocurrencia de estas especies en el comercio de peces para acuarios, puede ser que haya poblaciones aún no identificadas en otros países.

También existen otras posibles fuentes de entrada que tal vez se deriven del comercio de estas especies para acuarios, entre otras:

- escape de los importadores comerciales de peces tropicales y criadores de peces
- dispersión de adultos de sus poblaciones establecidas
- liberación intencional para el control biológico de caracoles o plantas indeseables (como ocurrió en Puente de Ixtla, Morelos, México).

Los fenómenos naturales, como huracanes (que ocurren regularmente en el sureste de Estados Unidos y México) o tifones (como sucedió en Filipinas), pueden aumentar de manera considerable las probabilidades para el ingreso en aguas no colonizadas de especies procedentes de aguas colonizadas adyacentes (véase Hubilla y Kis, 2006).

CANADÁ

No existen registros que confirmen el establecimiento de poblaciones de loricáridos en aguas canadienses. Sin embargo, el Fondo Canadiense de Información sobre la Biodiversidad (*Canadian Biodiversity Information Facility*) y el Museo Real de Columbia Británica (*Royal British Columbia Museum*) han documentado varios registros de loricáridos capturados en áreas silvestres. Las especies capturadas y registradas por estas fuentes incluyen: *Pterygoplichthys spp.* (lago Erie, cuenca occidental), *Liposarcus (Pterygoplichthys) pardalis* (arroyo Duffins, Ontario), *Panaque nigrolineatus* (río Sydenham, Ontario) y *Panaque suttonarum* (arroyo Shawingan, isla de Vancouver). Se piensa que estas ocurrencias son el resultado de liberaciones de acuarios.

ESTADOS UNIDOS

En este país, las poblaciones de loricáridos se han establecido en Hawai (Sabaj y Englund, 1999), Texas (Nico y Martin, 2001; López Fernández y Winemiller, 2005), Florida (Ludlow y Walsh, 1991; Nico *et al.*, 1996) y Nevada (Courtenay y Deacon, 1982). Se desconoce a ciencia cierta si la población recientemente hallada en el río Los Ángeles se está reproduciendo, pero grandes túneles de anidación en las márgenes de la cuenca lacustre del Sepúlveda en Los Ángeles sugieren que, en efecto, es posible que la reproducción esté teniendo lugar.

MÉXICO

En México se ha establecido una población considerable de plecos en la presa El Infiernillo (véase el capítulo 5). La distribución de las especies de loricáridos en otras partes del país está menos definida, pero también se han establecido poblaciones crecientes de *Pterygoplichthys anisitsi*, *P. disjunctivus*, *P. multiradiatus* y *P. pardalis* en la cuenca del Grijalva y el Usumacinta, y al menos una especie se ha extendido por este sistema a Guatemala (Valdez Moreno y Salvador Contreras, comunicación personal, 2006). Otra población ha colonizado las pequeñas cuencas que rodean la laguna de Términos (Wakida Kusunoki *et al.*, 2007).

Gráfica 3.16. Incubación de huevo de loricáridos



Fuente: Hill y Martínez, 2006.

Potencial de colonización

El potencial de colonización significa la probabilidad de que un organismo pueda establecer poblaciones autosustentables tras ser liberado al medio ambiente, independientemente del mecanismo. Numerosos factores bióticos y abióticos intervienen en la determinación del potencial de colonización y, en el caso de los loricáridos, la falta de información sobre varios parámetros ecológicamente importantes dificulta predecir esta variable para muchas especies presentes en el comercio para acuarios. Enseguida se resumen los factores bióticos y abióticos que pueden influir en el potencial de colonización en su sentido actual. La información biótica pertinente para entender el potencial de colonización incluye características físicas de cada especie (talla, morfología, etc.), tolerancia fisiológica, ciclo de vida, edad de madurez sexual, desove, comportamientos competitivos, necesidades migratorias, fertilidad, presas preferidas e interacciones bióticas. Los factores abióticos se refieren a las condiciones físicas del hábitat que prefiere y tolera la especie en cuestión. Las temperaturas mínimas, la hidrología, la turbidez, el sustrato, la salinidad y la velocidad de la corriente son todos factores importantes para predecir el potencial de colonización.

Factores bióticos con posibilidades de influir en el potencial de colonización

La mayoría de las especies de la familia *Loricariidae* son por lo general peces nocturnos que habitan en corrientes, lagos y canales llenos de algas y de fondo lodoso. Normalmente los detritos del fondo y las algas bentónicas son sus principales fuentes de alimento, pero también se alimentan de gusanos, larvas de insectos y varios animales acuáticos que viven en el fondo (Gestring *et al.*, 2006). Los plecos suelen mostrar altas tasas de digestibilidad para la materia orgánica (Yossa y Araujo Lima, 1998).

Los loricáridos, en particular las especies que pueden alcanzar mayores tamaños, pueden ser agresivos en la defensa de su territorio y competitivos cuando se trata de obtener alimento. Sin embargo, no se conoce bien la mutabilidad de estos comportamientos respecto al tamaño de la población. En la presa El Infiernillo, tema del capítulo 5, se ha documentado un extenso comportamiento de formación de bancos en los loricáridos, lo que indica que en altas densidades poblacionales, cuando los recursos son menos limitados, tal vez tales conductas agonistas se ven reducidas.

La mayoría de las especies de loricáridos ponen sus huevos en cavidades (gráfica 3.17) que ellos mismos cavan en las orillas de las corrientes o estanques: galerías horizontales, de 120 a 150 cm de profundidad y de forma variable, aunque el túnel suele extenderse hacia abajo

Gráfica 3.17. Pleco macho vigilando un nido



Fuente: Hill y Martínez, 2006.

hasta penetrar en la orilla. Estas cavidades donde anidan, custodiadas por los machos hasta que las larvas las abandonan, también les permiten sobrevivir en épocas de sequía. Estos peces pueden sobrevivir en un microhábitat húmedo aunque los niveles de agua descendan más allá de la abertura a las cámaras.

El crecimiento es rápido en los dos primeros años de vida; la longitud total de muchos plecos supera los 30 cm a los dos años (Hoover *et al.*, 2007). Los especímenes en acuarios pueden vivir más de diez años. La variación de tamaño para la mayoría de los adultos de la familia de los loricáridos es de 30 a 50 cm, pero se han observado individuos que alcanzan los 70 cm. La fertilidad de los loricáridos es moderadamente alta: las hembras producen de 500 a 3,000 huevos, según la especie y la talla. Una elevada fertilidad puede facilitar el establecimiento, en tanto que una proporción de sexos inclinada a las hembras posiblemente propicie la expansión de poblaciones recién introducidas (Liang *et al.*, 2005; Page y Robbins 2006).

Liang *et al.* (2005) determinaron que las hembras presentaban características externas considerablemente distintas de los machos en 11 de 13 aspectos morfométricos examinados (por ejemplo, profundidad del cuerpo, longitud predorsal y diámetro de los ojos). Sin embargo, las distinciones eran muy menores y las diferencias estadísticas identificadas eran aparentes gracias a las grandes muestras que recolectaron; la distinción entre sexos en el campo basándose en la morfometría sigue siendo difícil salvo para los taxonomistas más experimentados. La manera más certera de diferenciar entre sexos es la extracción de los huevos de hembras preñadas en las épocas de desove; también puede ser útil la medición de la vitelogenina en plasma si se dispone de laboratorio. Por otro lado, se documentan pautas de crecimiento similares para ambos sexos (Rapp Py Daniel y Cox Fernandes, 2005). No obstante, Moodie y Power (1982) señalaron un dimorfismo sexual basado en la movilidad de las aletas pectorales.

Con frecuencia se observa que en los loricáridos la proporción general entre sexos se inclina a las hembras. Este hallazgo puede representar simplemente un sesgo en el muestreo a causa de que los machos, dedicados al cuidado parental durante la temporada de reproducción, escapan a la captura con mayor facilidad durante las recolecciones. La temporada reproductiva alcanza su auge en el verano (de acuerdo con los valores del índice gonadosomático [IGS]), pero dura varios meses y en algunos lugares tiene lugar todo el año (véase el capítulo 5). Estos peces empiezan a reproducirse cuando alcanzan aproximadamente 25 cm. Hoover (2004) relató que la fertilidad iba de 472 a 1,283 huevos

maduros por hembra. Gestring *et al.* (2006) cuantificaron 1,983 huevos por cada hembra madura en *P. multiradiatus*; por su parte, Escalera Barajas (2005) registró 975 huevos en hembras con un promedio de 245 mm y 280 g, mientras que Mazzoni y Caramaschi (1997) observaron una fertilidad de 912 huevos en *Hypostomus spp.* El intervalo de fertilidad documentado por estos investigadores puede obedecer a variaciones en la conducta parental de las especies representativas de la familia de los loricáridos. En muchas de ellas se observa que el macho se ocupa de cuidar los huevos y las crías jóvenes. Aunque los machos de algunas especies transportan los huevos bajo las prolongaciones de su labio inferior, la mayoría de los machos loricáridos resguardan los huevos y las crías en nidos ubicados en cavidades protegidas. No se ha analizado el grado en que estos comportamientos alteran la fecundidad en comparación con otros factores, como el tamaño.

Los plecos son capaces de respirar aire ingiriéndolo y extrayendo el oxígeno a través de su recubrimiento intestinal (Armbruster, 1998). Esta característica les permite tolerar condiciones de sequía en aguas estancadas o cavidades húmedas (así como largos traslados; por ejemplo, desde la cuenca del Amazonas hasta América del Norte). Los loricáridos poseen glóbulos sanguíneos de gran tamaño y grandes cantidades de ADN por célula, factores ambos relacionados con un bajo índice metabólico y la capacidad de tolerar cambios en la composición del fluido corporal (Fenerich *et al.*, 2004). Estas características celulares permiten su tolerancia a las complejas presiones fisiológicas que pueden presentarse en periodos de sequía (Brauner y Val, 1996; McCormack *et al.*, 2005). En conjunto, estos aspectos de su fisiología han dotado a los plecos de una ventaja competitiva sobre otros peces menos tolerantes (Stevens *et al.*, 2006).

Como han desarrollado fuertes placas óseas externas y los posibles depredadores endémicos en América del Norte tienen poca experiencia, si acaso, con estas especies, la presión de la depredación sobre los individuos jóvenes puede ser menos intensa en lugares donde han invadido que en su área de distribución original. El comportamiento de formación de bancos observado en varios sitios en los que se han establecido también puede reducir la presión de los depredadores.

Factores abióticos que pueden influir en el potencial de colonización

Los loricáridos pueden encontrarse en una gran diversidad de hábitats, que van desde corrientes en tierras altas, frescas, rápidas y ricas en oxígeno, hasta ríos cálidos de corriente lenta en tierras bajas y estanques pobres en oxígeno. Con base en una evaluación de todas las especies registradas en FishBase, el intervalo térmico preferido por los loricáridos es de aproximadamente 20 a 28 °C. Lo que probablemente incida de manera más importante en la restricción de su área de distribución son las temperaturas letales inferiores. Gestring (2006) señaló que estas temperaturas son de 8.8 °C para el *P. multiradiatus* y de 11.1 °C para el *Hypostomus spp.*; se está trabajando en la definición de estos límites para una mayor variedad de especies.

Algunas especies prefieren los hábitats rocosos y los rápidos; otras, las lagunas arenosas poco profundas o hábitats donde abundan los desechos leñosos (por ejemplo, árboles, ramas o tocones). Otras más prefieren los arroyos de poca profundidad en la selva o en regiones más profundas de ríos más grandes. La diversidad de hábitats posiblemente ocupados o buscados por las especies de *Loricariidae* indicaría que casi todos los tipos de ambiente de agua dulce en América del Norte que presentan las condiciones de temperatura adecuadas para su supervivencia durante todo el año podrían sustentar algunas de estas especies. De este modo, cuando el régimen térmico es adecuado, otras adaptaciones al hábitat, como las respuestas a la velocidad del agua o la abundancia de

Cuadro 3.2. Especies de *Loricariidae* registradas en Estados Unidos y en México, y algunos datos sobre sus preferencias biológicas y de nicho

Especies de <i>Loricariidae</i>	Temp. (°C)	°d H ₂ O*	pH	Tamaño (cm)
<i>Pterygoplichthys** gibbiceps</i>	23–27	4–20	6.5–7.8	50
<i>P. joselimaianus**</i>	24–29	4–8	6.5–7	30
<i>P. lituratus**</i>				37
<i>P. parnaibaie**</i>				29
<i>P. punctatus**</i>	22–26			28.5
<i>P. scrophus**</i>				27.5
<i>P. xinguensis**</i>				27
<i>P. anisitsi</i>	21–24	25	6.5–8.2	42
<i>P. disjunctivus</i>				70
<i>P. multiradiatus</i>	22–27	4–20	6.5–7.8	70
<i>P. pardalis</i>	23–28	10–20	7–7.5	70
<i>P. undecimalis</i>				50
TOTAL	21–29	4–20	6.5–8.2	

* Grado de dureza del agua, medida en función de su contenido de calcio (mg/l).

** Armbruster (2004 y comunicación personal, 2008) considera a las especies de loricáridos otrora designadas con el género *Glyptoperichthys* sinónimos de *Pterygoplichthys*.

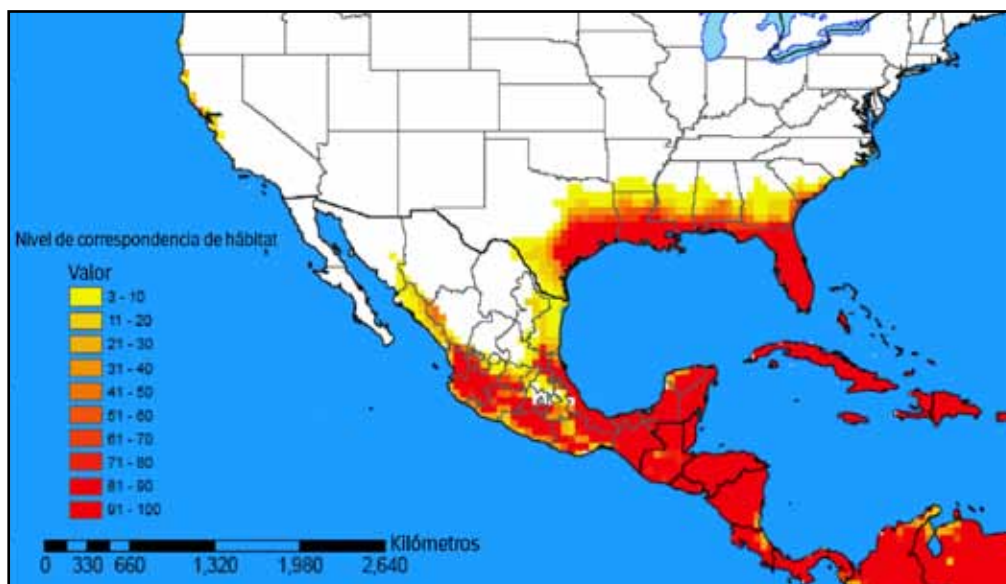
alimento, pueden tener una importancia igual o mayor al configurar la distribución y la propagación de los plecos en nuevos ambientes.

Como muchos otros peces, los loricáridos muestran diferencias en el uso del hábitat entre individuos grandes y pequeños. Los peces más pequeños suelen recolectarse sólo en corrientes tributarias, mientras que los más grandes se encuentran generalmente en la corriente principal (Power, 1984; Liang *et al.*, 2005). Estos hallazgos indican que el desarrollo temprano ocurre en los canales menores. Power (1984) señala que los individuos jóvenes tal vez elijan los canales menores de las corrientes para evitar la velocidad del hábitat de la corriente principal, huir de los depredadores o mejorar sus oportunidades de obtener alimento.

Los loricáridos son muy tolerantes a las aguas contaminadas y se pueden adaptar sin dificultad a condiciones variantes en la calidad del agua (Nico y Martin, 2001). A menudo se encuentran en aguas blandas, pero se pueden adaptar muy rápidamente a aguas duras. Pueden prosperar en distintas calidades de agua en cuanto a su nivel de acidez o alcalinidad (pH 5.5 a 8.0). Además, algunas especies son tolerantes a la sal. Aunque no se ha registrado la salinidad de los sitios donde han sido recolectados, el agua se describe como “bastante salobre”. En el cuadro 3.2 se presenta un resumen de las especies de loricáridos que se han establecido en Estados Unidos y en México, así como algunas de sus preferencias fisiológicas y de hábitat. Gracias a la amplia gama de condiciones toleradas por los plecos y sus características biológicas inherentes (su alta fecundidad y su territorialidad, entre otras), las poblaciones introducidas pueden llegar a abundar (colonizar) en periodos breves (Hoover *et al.*, 2007).

Potencial de propagación

Al analizar el potencial de propagación de los loricáridos, se da por sentado que una población ya ha colonizado. Para considerar las probabilidades de propagación, es necesario evaluar las características ambientales en las áreas vulnerables a una futura colonización de acuerdo con la conectividad hidrológica y otros factores naturales y humanos.

Gráfica 3.18. Posible distribución de los *Loricariidae* en América del Norte según el modelo GARP

Características ambientales de las aguas receptoras vulnerables

Se han estudiado poco los factores ambientales de las aguas receptoras que evitan la colonización o propagación de poblaciones de loricáridos introducidas. Como ya se señaló, los loricáridos muestran tolerancia a una amplia variedad de condiciones de calidad del agua y, por ende, tienen posibilidades de invadir aguas tanto contaminadas como no contaminadas. Los plecos pueden tolerar ambientes contaminados gracias a su capacidad para respirar aire atmosférico. Varias modificaciones experimentadas por su tracto digestivo le permiten funcionar como un órgano respiratorio auxiliar. La respiración de aire atmosférico aumenta en la noche, independientemente de la concentración de oxígeno disuelto. También muestran una considerable tolerancia a la hipoxia cardíaca, gracias a la cual pueden sobrevivir en aguas hipóxicas y contaminadas. No obstante, se alejan de las aguas contaminadas para irse a aguas más limpias corriente arriba.

También están muy adaptados a corrientes de alta velocidad. En túneles de nado de laboratorio pueden mantenerse estables y moverse libremente en corrientes con velocidades superiores a 1 m/s (Hoover *et al.*, 2004). Estas características podrían permitir que los plecos ascendieran a gradientes infranqueables para la mayoría de los peces, como vertederos de presas u otras estructuras casi verticales como cascadas naturales y saltos de agua.

Como expuso ya, se desconocen los umbrales térmicos absolutos de muchas especies de loricáridos en lo relativo a su tolerancia al frío, pero parece probable que se trasladen a refugios térmicos (por ejemplo, manantiales y filtraciones en el invierno) y se ha demostrado el uso de desagües termalmente enriquecidos en Houston (Nico y Martin, 2001). La adaptación paulatina de algunas poblaciones introducidas a climas subtropicales más frescos y templados no debe descartarse como posibilidad.

El potencial de propagación de los loricáridos, por consiguiente, se relaciona con una variedad de rasgos distintivos de esta familia de peces: tasa reproductiva (fertilidad) moderadamente elevada, comportamiento de desove en cavidades profundas (lo que reduce la capacidad de erradicar eficazmente a las poblaciones), cuidado parental, territorialidad, resistencia a la deshidratación, pesada coraza protectora, uso de sus ásperos dientes y su espina dorsal como

defensa, y capacidad de respirar oxígeno atmosférico, lo que les permite sobrevivir fuera del agua mucho más tiempo que otros peces. Los datos disponibles son insuficientes para aseverar cuál de estos factores tiene el mayor peso para determinar el potencial de propagación, pero probablemente todos tengan alguna influencia. No obstante, cabe señalar que los *Loricariidae* presentan una tasa de 80 por ciento de establecimiento en casos de introducción fuera de su área de distribución geográfica en todo el mundo, por lo que reciben la calificación de riesgo más alta en otras evaluaciones de riesgos (Bomford y Glover, 2004).

Modelos GARP

Para calcular de manera más precisa la posible distribución de especies de loricáridos en América del Norte, se aplicó un análisis de Algoritmo Genético para la Proyección del Establecimiento de Reglas (*Genetic Algorithm for Rule-Set Projection*, GARP), similar al aplicado al cabeza de serpiente (véase el capítulo 2) y otros para predecir la posible distribución de especies invasoras (Drake y Lodge, 2006). Se usó información correspondiente a nueve variables ambientales (temperaturas máxima, media y mínima, índice de días lluviosos, descarga fluvial anual, precipitación, índice topográfico compuesto, pendiente y frecuencia de heladas) de las áreas de distribución originales de tres especies de loricáridos a fin de calcular el potencial de propagación de la familia *Loricariidae* en conjunto. Se eligieron estas nueve variables porque son las únicas para las que se cuenta con información de todo el mundo. Los resultados del modelo GARP para la familia *Loricariidae* se presentan en la gráfica 3.18 siguiente. Aunque estos resultados se deben considerar preliminares, por lo general se integran a partir de los hallazgos empíricos a la fecha de Estados Unidos y México, donde se han introducido loricáridos.

Como se demostró antes, extensas partes de México y del suroeste de Estados Unidos parecen vulnerables a la propagación de los loricáridos. Se requiere un modelo definitivo a escala de las cuencas para considerar el potencial de propagación de determinadas especies, y los modelos GARP no ofrecen resolución a esta escala más detallada.

CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

Potencial de impacto económico

Se deben considerar las repercusiones tanto positivas como negativas de los loricáridos en el comercio para acuarios. No se han realizado análisis económicos completos a escala nacional por país. A continuación se presenta un resumen de la información disponible.

CANADÁ

No hay evidencias de que los loricáridos tengan una repercusión socioeconómica negativa en aguas canadienses, ya que no se han identificado poblaciones establecidas.

ESTADOS UNIDOS

Estados Unidos puede identificar repercusiones económicas tanto positivas como negativas derivadas de las poblaciones de loricáridos que se han establecido en el medio silvestre, así como del comercio para acuarios de loricáridos (véase el capítulo 4). Como ya se señaló, los efectos de estas especies pueden ser específicos de una cuenca y depender de factores socioeconómicos locales. La industria artesanal de Florida dedicada a la recolección de hueva en apoyo del comercio para

acuarios tiene efectos económicos positivos, al igual que el comercio mismo de loricáridos para acuarios. No se ha dado plena cuenta de los efectos negativos, pero éstos podrían incluir costos de construcción de estructuras de protección costera en zonas localizadas, pérdida de oportunidades de pesca y daños a los aparejos comerciales (por ejemplo, en el lago Okeechobee), así como posibles pérdidas derivadas de la eliminación por competencia y el hostigamiento ocasionados por los pecos (por ejemplo, los efectos en las especies autóctonas de percas en Texas y el hostigamiento de manatís en Blue Springs, Florida). En el cuadro 3.3 se resumen las percepciones de ocho investigadores de Estados Unidos que cuentan con una experiencia directa en el estudio de poblaciones introducidas de loricáridos. Como se aprecia en el cuadro, hay discrepancias en las opiniones sobre los efectos económicos y ambientales de los loricáridos introducidos.

MÉXICO

La primera especie de estos peces registrada en México fue el *Liposarcus* (luego reclasificada como *Pterygoplichthys multiradiatus* en el río Balsas en 1995. Hace tres años se registró el primer estado invasivo en la cuenca. Actualmente, el problema es grave, pues algunas especies

Cuadro 3.3. Resumen de respuestas de una encuesta entre profesionales sobre los efectos ambientales y económicos de poblaciones introducidas de loricáridos en Estados Unidos

Pregunta 1: ¿Qué especies y en qué regiones estudia usted los pecos introducidos?	
Entrevistado	Respuesta
(#1)	<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i> , <i>P. disjunctivus</i> e <i>Hypostomus spp.</i> en las comunidades pesqueras del sureste de Florida.
(#2)	<i>P. disjunctivus</i> , <i>P. pardalis</i> , <i>P. anisitsi</i> y <i>P. multiradiatus</i> .
(#3)	<i>P. disjunctivus</i> , <i>P. pardalis</i> , <i>P. anisitsi</i> y <i>P. multiradiatus</i> en Florida.
(#4)	<i>Hypostomus spp.</i> en el arroyo San Felipe, Del Rio, Texas.
(#5)	<i>Hypostomus spp.</i> y <i>Pterogoplichthys spp.</i> en los ríos San Marco, Comal y San Antonio.
(#6)	Sobre todo poblaciones de loricáridos en Florida.
(#7)	<i>P. disjunctivus</i> , este y centro de Florida
(#8)	<i>P. disjunctivus</i> en Volusia Blue Springs y Gemini Springs, Florida.
Pregunta 2: ¿Considera posible el control de las poblaciones o su manejo ambiental? De ser así, ¿en qué nivel?	
(#1)	El factor ambiental limitante más crítico para los loricáridos en Florida es la temperatura del agua fría, pero como grupo ya ocupan la mayor parte de su área de distribución posible en Florida. Por consiguiente, a menos que se congelen por completo las aguas de Florida o se desarrolle un mercado comercial viable para esta especie, no habrá un efecto mayor en la abundancia de las especies de loricáridos. Los pescadores comerciales no aplican un control de población cuando existen estas pesquerías de agua dulce.
(#2)	La prevención debe ser la primera barrera. Tal vez sea posible reducir la abundancia en algunas localidades, pero de acuerdo con los estudios en el río Hillsborough, la erradicación no es factible. El manejo ambiental sólo sería útil en hábitats muy modificados dentro de áreas urbanas.
(#3)	Es dudoso que sea posible controlar las poblaciones en grandes áreas. Las estructuras y barreras de protección costera son eficaces, pero caras.
(#4)	La supresión de las poblaciones a partir de la erradicación no parece posible.
(#5)	En el mejor de los casos, es difícil. Actualmente no se sabe.
(#6)	La erradicación es improbable, excepto tal vez en áreas localizadas. Quizá sea posible la supresión de las poblaciones y la reducción del daño.
(#7)	La erradicación es improbable, excepto tal vez en áreas localizadas. Quizá sea posible la supresión de las poblaciones y la reducción del daño.
(#8)	Probablemente sólo sea posible el control de daños porque las densidades de población (en Blue Springs) son demasiado altas.

Cuadro 3.3. Resumen de respuestas de una encuesta entre profesionales sobre los efectos ambientales y económicos de poblaciones introducidas de loricáridos en Estados Unidos (*continuación*)

Pregunta 3: ¿Qué medidas de control y manejo se aplican en su región?	
(#1)	El monitoreo de abundancia relativa y los cálculos de pesca sostenida del plecostomo del Orinoco, el pleco manchado o vermiculado y el limpiavidrios en el sureste de Florida para evaluar los efectos en los peces autóctonos. Algunas empresas privadas de alto nivel están instalando barreras contra la erosión para reducir los efectos exacerbados de los loricáridos.
(#2)	Ninguna fuera del monitoreo de abundancia.
(#3)	No hay programas de control directo, pero hay programas importantes de recolección de hueva para el comercio de peces ornamentales en Florida. Pese a ello, no es probable un efecto negativo en la abundancia de los plecos.
(#4)	Se está trabajando dentro del Programa Estatal de Subsidios para la Vida Silvestre (<i>State Wildlife Grant Program</i>) para determinar cuáles serían las medidas eficaces. El objetivo es cuantificar las preferencias alimenticias y el grado de superposición de la carpa diablo (<i>Dionda diaboli</i>) y los plecos, así como investigar la eficacia de las técnicas de erradicación. Se analiza mensualmente el contenido estomacal y se hará un experimento de cámara de exclusión para evaluar las preferencias alimentarias.
(#5)	Mínimas o ninguna.
(#6)	Ninguna en Florida.
(#7)	Ninguna a la fecha.
(#8)	Ninguna.
Pregunta 4: ¿Qué medidas piensa que serían eficaces?	
(#1)	Las medidas incluyen barreras permanentes a lo largo de la costa, recubrimientos pesados con sobrecarga de escolleras (<i>rip-rap</i>) y bordes de plantas autóctonas, que probablemente sean menos eficaces debido a la actividad cavadora de la especie. Todas las medidas son caras.
(#2)	Las medidas dependen del tamaño de la población y las características de los ecosistemas. En la parte central de Florida, yo restringiría el acceso a los sitios de anidación y mantendría una sobrepesca de las poblaciones de loricáridos. En la cuenca Grijalva-Usumacinta (México), la captura en la temporada seca podría reducir las poblaciones en cuencas no contaminadas donde se debe proteger a otras especies.
(#3)	Tal vez un mayor mercado comercial, sumado a una intensa recolección de hueva, podría reducir la abundancia (probablemente esto sólo sea eficaz en circunstancias aisladas).
(#4)	Se está investigando la eficacia de una variedad de técnicas de captura pasiva, entre otras: nasas, redes de trasmallo, trampas para plecos, redes de marco y diversas carnadas.
(#5)	Educar al público, en especial los aficionados a los acuarios, para evitar que suelten en aguas abiertas los peces que ya no quieren. Películas como <i>Buscando a Nemo</i> le han hecho un flaco favor a la causa.
(#6)	Visitar sistemáticamente las colonias de anidación durante la temporada de reproducción, además de capturar y eliminar a los adultos y cualesquier huevos e individuos jóvenes. Esto puede alcanzar su mayor eficacia en áreas donde los hábitats de reproducción son limitados. Es probable que la prevención requiera más programas educativos y un mayor grado de aplicación de la legislación ambiental.
(#7)	La recolección de adultos y hueva en estanques pequeños y lagos urbanos. En ríos y canales no habría ningún método eficaz, pues se requeriría un uso demasiado intensivo en mano de obra y sería demasiado costoso.
(#8)	No queda claro si habría algún método útil.
Pregunta 5: ¿Considera que los plecos ocasionan efectos ambientales importantes para la biota local? De ser así, ¿esos efectos son elevados, moderados o reducidos?	
(#1)	No. Los investigadores han examinado el contenido estomacal de más de 400 <i>P. multiradiatus</i> durante 12 meses en un canal de Florida canal y el 94% del volumen estomacal se componía de detritos, algas, arena y materia vegetal en descomposición. Los microcrustáceos y los huevos de peces autóctonos constituían 1% o menos del volumen total del estómago. Como los detritos, las algas y la materia vegetal en descomposición son subutilizados como alimento por los peces autóctonos, este investigador considera que los riesgos para los peces autóctonos de Florida son reducidos.
(#2)	Los loricáridos están teniendo efectos moderados en la biota local del río Hillsborough. Hay algunos efectos negativos hipotéticos que deberían estudiarse en hábitats menos modificados que los canales del sur de Florida, lo que incluye la depredación de los huevos de peces demersales (sábalo) en el río St. John, los cambios en la cadena trófica del lagarto, el pelícano y otras aves, y los efectos en las comunidades de otros invertebrados.

Cuadro 3.3. Resumen de respuestas de una encuesta entre profesionales sobre los efectos ambientales y económicos de poblaciones introducidas de loricáridos en Estados Unidos (continuación)

#3)	Los plecos no están perjudicando de manera importante a los peces autóctonos de Florida. Los efectos indirectos podrían estar mediados por invertebrados. Sin embargo, si estos efectos son importantes para la dinámica de los peces autóctonos entonces podría haber un mayor efecto en las poblaciones de peces. Puede haber efectos en los peces autóctonos que usan cavidades para anidar, aunque los túneles cavados por los plecos pueden aumentar la abundancia de sitios de anidación para esos peces. Este asunto no se ha investigado a fondo, pero las evidencias disponibles de las poblaciones de peces autóctonos no indican que los loricáridos estén causando efectos negativos mayores.
#4)	Los efectos son elevados. Hay un declive documentado en la carpa diabla (<i>Dionda diaboli</i>) y su congénere, la carpa de manantial (<i>Dionda argentosa</i>). Las hipótesis actuales incluyen: 1) competencia por los recursos alimentarios y 2) depredación directa de los huevos de carpa por plecos.
#5)	Además de los problemas de competencia identificados entre los algívoros autóctonos como la carpa diabla (<i>Dionda diaboli</i>), que se encuentra en peligro, se ha identificado una competencia considerable por el hábitat e interferencia entre el <i>Hypostomus spp.</i> y la gambusia autóctona de San Felipe, la <i>Gambusia clarkhubbsi</i> .
#6)	Se desconoce en gran medida y no se ha estudiado lo suficiente.
#7)	Los efectos son de bajos a moderados, sobre todo a causa de sus actividades cavadoras, lo que crea condiciones de mala calidad del agua (sedimentación, eutrofización).
#8)	Sí. La densidad de población y el hostigamiento de manatí es un efecto importante, al igual que las actividades cavadoras y el excremento de los plecos, que añade nutrientes a los sistemas acuáticos.

Fuente: J. J. Hoover, con autorización.

ya se han establecido en la presa El Infiernillo, uno de los mayores cuerpos de agua dulce del país (120 km de longitud y 40,000 ha de superficie; casi 12 mil millones de m³). Esta presa era el principal sitio para la pesca de agua dulce del país (varias especies de tilapia constituían 90 por ciento de la población de peces, lo que representa 20 por ciento de la producción nacional en aguas continentales). Antes de la invasión, los pescadores capturaban 20,000 toneladas de tilapia al año, mientras que en los últimos tiempos capturan de 13,000 a 15,000 toneladas de plecos. Estos peces han afectado las artes y los botes de los pescadores y, por ende, su forma de vida. En total, se han perdido cerca de 43,000 empleos (3,500 directos) tan sólo en este lugar. La pérdida de ingresos ya sea directamente de la pesca o indirectamente de los servicios de apoyo a la pesca ha afectado a los pescadores y a quienes dependen de ellos, generando una difícil situación socioeconómica.

La invasión no se limita a esta presa, sino que se ha extendido a toda la cuenca del Balsas, una de las más importantes del país, ya que en ella desaguan varios ríos importantes del sur de México. En 2003 se registraron otras invasiones, esta vez en el río Usumacinta (uno de los mayores del país), que desagua en el océano Atlántico, principalmente en el estado de Tabasco, donde los pescadores han empezado a solicitar al gobierno estatal que adopte medidas inmediatas al respecto.

Como los loricáridos no tienen ningún valor económico para la comunidad vinculada con la presa El Infiernillo ni tampoco aceptación como alimento entre la población en general, las investigaciones en curso se han orientado a obtener un subproducto: la harina de pescado. Por desgracia, la calidad no es muy buena a causa de la estructura ósea de estos peces (el contenido de cenizas de la harina obtenida es bastante alto, lo que da como resultado una baja digestibilidad si se destina a ser ingrediente de alimentos para consumo animal). Con todo, existe la posibilidad de usar esta harina de pescado como fertilizante natural. Se están realizando estudios para entender la manera en que los loricáridos han afectado a la comunidad pesquera. Como ha ocurrido con otras especies introducidas procedentes de América del Sur, cuando estos peces se capturan en su hábitat natural y luego se liberan en una región con características similares, tienen una mayor tendencia a establecerse.

Potencial de impacto ambiental

Varios autores afirman que es posible que las introducciones de loricáridos tengan efectos ambientales para las especies endémicas debido a la competencia directa por alimento y espacio (Nico y Martin, 2001; Flecker, 1992; Devick, 1989; Hubbs *et al.*, 1978; Hoover *et al.*, 2004). Otros autores sostienen que los loricáridos también pueden tener efectos negativos indirectos en especies endémicas por la ingestión accidental de huevos adheridos al sustrato (Hoover *et al.*), caracoles y otros organismos bentónicos (Bunkley y Williams *et al.*, 1994). Por tratarse de peces de alimentación bentónica oportunistas, es factible que estos mecanismos tengan un efecto, independientemente de que se encuentren —o no— indicios de ellos en todos los lugares donde se han introducido loricáridos. El comportamiento cavador de estos peces y su selección de hábitat para la reproducción también puede causar efectos considerables, aunque la intensidad y la interpretación de esos efectos parece estar determinada, al menos en parte, por las características de las aguas invadidas (cuadro 3.3). A continuación se describen las evidencias de estas rutas de impacto.

Los plecos “aran” los cauces de corrientes y lagos cuando se alimentan, y en ocasiones hunden su cabeza en el sustrato y latigean con su cola. Con estos hábitos, arrancan o cortan las plantas acuáticas y reducen la abundancia de lechos de vegetación acuática sumergida, lo que crea capas flotantes que impiden que la luz del sol llegue al bentos. Como alguívoros y detritívoros sumamente eficientes (Power *et al.*, 1989; Armbruster, 2003), los loricáridos pueden competir directamente con otros peces como el *Dionda diaboli* (Garett *et al.*, 2002, en López Fernández y Winemiller, 2005): al alimentarse de algas bentónicas y detritos, los plecos suelen alterar o reducir la disponibilidad de alimento, así como la cobertura física disponible para los insectos acuáticos consumidos por otros peces autóctonos y no-autóctonos donde éstos han sido introducidos (Page y Robbins, 2006; Liang *et al.*, 2005). Cohen (2008) cuantificó el contenido intestinal de plecos procedentes del río San Marcos, en la región central de Texas; evaluó el grado de superposición alimentaria entre el pleco y los peces herbívoros autóctonos comparando el contenido

intestinal y mediante un análisis isotópico, y concluyó que las evaluaciones de contenido intestinal de la carpa manchada (*Dionda nigrotaeniata*) y otras dos especies de *Dionda* indicaban una elevada superposición alimentaria entre este género y los plecos. De acuerdo con estos datos, los plecos introducidos en corrientes alimentadas por manantiales en el centro y el oeste de Texas son posibles competidores directos de los taxones autóctonos de estos cursos de agua.

Los posibles efectos de alterar los conjuntos de comunidades de insectos fueron demostrados por Flecker (1992) con el loricárido *Chaetostoma milesi*, en condiciones controladas dentro de corrientes artificiales neotropicales simuladas. Flecker concluyó que el efecto de peces ramoneadores como el *C. milesi* consiste sobre todo en el cambio en la distribución y la abundancia de recursos importantes para los insectos de corrientes neotropicales, y no en la depredación directa de los insectos. Los peces que se alimentan de lodo y limo pueden resuspender sedimentos, causar turbidez y reducir la profundidad de la zona fótica, o causar cambios en el tamaño del sustrato. Además, los nutrientes se puede desviar prematuramente de los componentes “consumidores” de las redes de alimento y transformarse en heces disponibles sólo para los escatófagos y los desintegradores (es decir, bacterias y hongos).

Siendo consumidores bentónicos que llegan a alcanzar un gran tamaño, los loricáridos pueden desplazar a peces bentónicos de América del Norte más pequeños, menos agresivos o de alguna otra manera menos resistentes (por ejemplo, percas, *madtoms* y peces gato). Por ejemplo, Stevens *et al.* (2006) señaló que las comunidades típicas de peces estuarinos en la desembocadura del río Peace y el puerto Charlotte, aguas arriba, fueron reemplazadas por una comunidad de peces más simples, entre ellos, el hoplo (*Hoplosternum littorale*) y el pleco (*Pterygoplichthys spp.*) introducidos después del huracán Charley. De acuerdo con el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (2005), la carpa diablo está amenazada por la presencia de los plecos. Con base en los peces que recolectó en el arroyo San Felipe en 1997, G. Garrett registró por vez primera la presencia de un loricárido (*Hypostomus spp.*); posteriormente, recolecciones efectuadas en 2001 y 2003 confirmaron que esta especie se estaba reproduciendo y era abundante en el arroyo San Felipe (López Fernández y Winemiller, 2003). También hay poblaciones reproductoras establecidas de *Hypostomus spp.* en el río San Antonio, Texas, citadas por algunos como posibles competidoras del *Dionda episcopa* en este sistema a causa de sus hábitats de alimentación (Hubbs *et al.*, 1978; Hoover *et al.*, 2004). Las especies de *Dionda*, comunes en los manantiales de la región central de Texas, se han ausentado de estos hábitats en el río San Antonio, un indicio más de un posible desplazamiento por parte de los loricáridos (Hubbs *et al.*, 1978).

La mayoría de las especies de loricáridos son relativamente sedentarias y pueden ser una presa atractiva para aves ictiófagas. Si bien se ha señalado que la erección defensiva de sus espinas dorsal y pectoral representa un peligro mortal para aves como los pelicanos, que intentan tragar los peces completos, algunos investigadores no coinciden al respecto (Bunkley-Williams *et al.*, 1994). También es posible que los loricáridos compitan por espacio debido a su selección de hábitat para reproducirse. Los túneles de anidación cavados por los loricáridos en ocasiones forman una gran “colonia de desove” donde muchos ejemplares están muy cerca unos de otros. Estas colonias pueden dañar la estabilidad de las márgenes al aumentar la erosión y las cargas de sedimentos suspendidos. Como

consecuencia puede haber depósitos lodosos, erosión de las márgenes, erosión local en dirección aguas arriba y elevada turbidez (Hoover *et al.*, 2007). Se considera que en Florida los túneles cavados por los plecos dañan los canales y diques, y ocasionan una mayor acumulación de limo (Ferriter *et al.*, 2006), aunque —como se demuestra en el cuadro 3.3— no todos los investigadores concuerdan con esta interpretación del efecto ambiental. Goodyear (2000) afirma que el *Pterygoplichthys multiradiatus* compete directamente con los peces autóctonos e impide que su desove tenga éxito. En el lago Okeechobee, se alimenta y cava en el fondo y destruye la vegetación sumergida, con lo que en esencia desplaza a los peces autóctonos que habrían usado la vegetación acuática para desovar y refugiarse (Fox, 2002).

Por último, como ocurre con todas las introducciones de especies no-autóctonas, los loricáridos pueden hospedar agentes patógenos infecciosos que las especies autóctonas no resisten o a los que no están adaptadas. Por lo general, los loricáridos resisten enfermedades, pero muchos hospedan parásitos, como trematodos, lombrices intestinales o protozoarios. Se ha relacionado a algunos loricáridos con el protozoario *Trypanosoma danilewskyi (carassii)*, conocido por causar anemia, que probablemente cause la muerte (Kailola, 2004), en peces ciprinidos de agua dulce fría (por ejemplo, carpa, pez dorado y tenca). Se han hallado larvas de quironómicos epizoóticas y comensalistas en las barbillas orales de diferentes especies (no se presentan en especies desprovistas de barbillas). Se observó un dinoflagelado no identificado en la piel, las aletas y las branquias del *Pterygoplichthys gibbiceps*. Las tasas de mortalidad llegaron a 100 por ciento en algunos envíos luego de 7 a 14 días y el parásito no era tratable con verde malaquita o formalina, ni se veía afectado por cambios en la salinidad, gracias a que formaba quistes (Pearson, 2005).

RESUMEN DE RIESGOS DE LOS LORICÁRIDOS

En el anexo 2A del apéndice 1, “Formulario para la evaluación de riesgos de organismos”, se resumen los riesgos derivados de la familia *Loricariidae*. En este ejercicio se puso de relieve la manera en que los factores bióticos o abióticos en el ambiente donde se han introducido especies de loricáridos rigen la severidad de su efecto. En el ambiente neotropical de México, las introducciones parecen ser la causa de repercusiones ambientales y socioeconómicas que aún no están bajo control. Las condiciones templadas en Canadá probablemente eviten que los loricáridos lleguen a ser una plaga importante, aunque la vulnerabilidad de algunas zonas occidentales de Canadá requiere un mayor estudio. En Estados Unidos se han identificado efectos considerables en la fauna ictiológica autóctona en los ecosistemas de Texas, pero son menos ambiguos en Florida, donde varios investigadores consideran que la especie ya alcanzó su área de distribución máxima. Sin embargo, los modelos GARP indican que hay una posibilidad importante de que esta familia se propague a aguas de los estados adyacentes a Florida y Texas. Particularmente con base en la experiencia mexicana, el esfuerzo de introducción derivado de la liberación por parte de aficionados a los acuarios o la distribución deliberada en estas aguas aún no colonizadas es motivo de preocupación. Los efectos ecológicos y socioeconómicos de una mayor propagación de los loricáridos en estas aguas no se pueden determinar a partir de los datos disponibles, pero probablemente sean considerables, costosos y nocivos en muchos de los sistemas acuáticos posiblemente vulnerables en el sureste de Estados Unidos.



CAPÍTULO 4

Efectos socioeconómicos de los loricáridos en Florida

Gretchen Greene y Donna Lee*

INTRODUCCIÓN

Los plecos o peces diablo (también conocidos comúnmente como “placostas”, “lacostas”, “lipos”, “limpiapeces” o “limpiavidrios”, entre otros nombres, y en este texto referidos como “loricáridos”) se establecieron en Florida hace muchos años. La mayoría de la gente ubica la llegada de estas especies al estado en algún momento de la década de 1970 (Hoover, 2004, y numerosas entrevistas). Sin embargo, su expansión inusualmente veloz en ciertos lugares ha sido más pronunciada a partir de finales de los noventa y desde el inicio del nuevo milenio. Los investigadores han observado que la población es resistente y parece prosperar en condiciones tanto de inundación como de sequía. En años recientes, los huracanes en Florida han provocado inundaciones y también hubo sequías. Estas especies se expandieron hace poco al lago Okeechobee, en el sur de Florida, y a los lagos de la región central del estado. Sin embargo, los canales del sur de Florida, cerca de Boca Raton, que han albergado poblaciones desde los años setenta, aparentemente no han experimentado crecimientos de magnitudes similares, a pesar de que fenómenos atmosféricos e hidrológicos como huracanes e inundaciones han contribuido a que las poblaciones se propaguen en lagos y estanques.

El propósito de este capítulo es identificar los posibles impactos económicos en estas especies acuáticas invasoras en el estado de Florida. Algunas personas se benefician hoy de la presencia de los loricáridos, pues son peces de acuario valiosos y la hueva de la población silvestre se recolecta y vende a granjas acuícolas que a su vez venden las crías a las tiendas de mascotas. No obstante, pese a su abundancia, hasta el momento no se ha descubierto un valor económico para el pez silvestre adulto. Dejando de lado los beneficios positivos para acuicultores, recolectores de hueva y tiendas de mascotas, algunos consideran que la especie se relaciona con diversos efectos negativos, entre otros:

- Pérdidas para los pescadores de tilapia que usan redes de ribera en los lagos de la región central de Florida.
- Pérdidas para las asociaciones de propietarios de vivienda a causa de los túneles que cavan los peces en las estructuras de retención en los bordes de los estanques.
- Pérdidas para los pescadores que usan atarrayas y redes de ribera en el lago Okeechobee.
- Posibles efectos en especies comerciales y recreativas valiosas.

A continuación abordaremos cada uno de los supuestos efectos, así como la información de mayor calidad disponible para evaluarlos. Prestaremos particular atención en cada caso a los factores concurrentes que afectan las poblaciones de loricáridos en el área en cuestión, así como a los factores económicos concurrentes que influyen en las ganancias o pérdidas atribuibles a estas especies. Con frecuencia, la abundancia de peces se puede relacionar con condiciones deficientes o alteradas en los ecosistemas, y con el declive de las

poblaciones de peces autóctonos. Sin embargo, no es fácil confirmar o cuantificar una relación clara de causa y efecto entre estos peces y otras pérdidas económicas simultáneas. En algunos casos, los efectos económicos pueden distinguirse con claridad y se relacionan directamente con la expansión de las poblaciones de loricáridos. En otros casos, algunos pescadores comerciales consideran que hay una relación entre el crecimiento de las poblaciones de loricáridos y el declive de otras especies, aunque aún no se ha establecido una clara relación causal.

Antecedentes

Se piensa que muchas poblaciones de loricáridos se iniciaron a raíz de las liberaciones de acuarios ilegales. Se cree que las poblaciones no-autóctonas de Hawai, México, Texas y Florida se originaron de esta manera. Como se señaló en el capítulo anterior, este pez crece velozmente hasta alcanzar un gran tamaño, lo que resulta inadecuado para acuarios pequeños. Cuando los propietarios de un acuario consideran que ya no pueden mantener al pez, quizá tienen el impulso de liberarlo en áreas silvestres, suponiendo que la depredación natural se hará cargo del problema (Hoover *et al.*, 2007). No obstante, a menudo esto no sucede.

Los loricáridos han empezado a abundar en muchos lagos, corrientes y canales de Florida. Dentro del estado, figuran entre las muchas especies introducidas que prosperan en ambientes tanto naturales como artificiales. No se sabe mucho de las causas de las invasiones, ni tampoco por qué algunas poblaciones parecen expandirse rápidamente, mientras que otras se mantienen estables.

* Enrix, Inc.

Gráfica 4.1. Loricáridos cavando en el fondo del lago Okeechobee



Fuente: Donald D. Fox, administrador biológico, Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida, Oficina de Pesca de Okeechobee.

Diversidad de hábitats

Los biólogos han identificado varias características que parecen haber permitido que estas especies prosperen en el estado:

- Condiciones de inundación y sequía.
- Suelos arcillosos fáciles de cavar para poner huevos (véase la gráfica 4.1).
- Aguas poco profundas, como las halladas en estructuras artificiales y en lagos naturales en Florida.
- Bordes empinados donde cavar para anidar; por ejemplo, los que tienen los estanques de retención en desarrollos habitacionales.
- Temperaturas templadas.
- Agua corriente, como en los canales de irrigación y corrientes naturales.
- Sistemas degradados con abundancia de detritos de alga que sirven de alimento.

La única característica identificada con certeza como favorecedora de las poblaciones de loricáridos es la temperatura. Se han registrado muertes de peces cuando ha habido heladas fuera de temporada.

Fuentes de información

Para los propósitos de este informe se entrevistó a biólogos y administradores pesqueros, así como a pescadores comerciales. Durante un viaje de campo, los días 26 y 27 de enero de 2007, se realizaron numerosas entrevistas en torno a los loricáridos. El seguimiento se hizo por vía telefónica en meses posteriores.

Planteamiento económico

Este trabajo se basa fundamentalmente en entrevistas con gente informada para describir los posibles efectos económicos generales de esta especie. Algunos efectos están bien definidos y se vinculan sin duda alguna con los loricáridos. Otros, en cambio, no es seguro que se relacionen con la propagación de los loricáridos, pues ésta ocurrió al mismo tiempo que otras alteraciones importantes en el

sistema. En el informe que sigue se identifica, en la medida de lo posible, la confluencia de factores ecológicos y económicos relacionados con una tendencia o consecuencia en particular.

De manera ideal, para medir un efecto particular se requiere extender una tendencia económica vinculada con la especie invasora a un escenario futuro y compararlo con un escenario de control donde la especie esté ausente. Sin embargo, como la propagación de esta especie ha sido tan reciente y, en particular, a causa de fenómenos atmosféricos, hidrológicos y económicos concurrentes, no es posible separar los efectos relacionados con estas alteraciones del sistema de los efectos que podrían atribuirse al pez. La finalidad de este documento es más bien compilar la información disponible a la fecha para que en el futuro las investigaciones puedan basarse en la misma y determinar con mayor claridad los efectos vinculados con la especie. Cuando fue posible, se cuantificaron los efectos anuales atribuidos directamente a esta especie.

Beneficios económicos

No queda claro cuál es el papel que la constante demanda de loricáridos en la industria de peces ornamentales ha desempeñado en la expansión de esta especie en el medio silvestre. Por supuesto, desde hace algún tiempo estos peces se crían y venden con éxito en Florida. No se sospecha que los criadores liberen los peces accidentalmente, sino que son los propietarios de acuarios quienes llegan a liberarlos sin estar conscientes de las posibles consecuencias. Descritos en otros lugares como rutas de riesgo, hay beneficios económicos relacionados con la especie en esta industria.

Comercio para acuarios

Desde principios de los años sesenta ha habido acuicultores que producen crías de loricáridos y peces reproductores en estanques cercanos a Tampa. Según un cálculo conservador, estos criadores venden al menos 10 millones de peces al año a distribuidores que comercian diversos peces ornamentales (Hill, comunicación personal, 2006). Normalmente, para los distribuidores es un buen negocio vender loricáridos porque los hipermercados, como Wal-Mart y PetSmart, también comprarán especies exóticas más caras a un distribuidor que pueda garantizar el suministro de grandes cantidades de loricáridos. Suelen vender peces de alrededor de dos pulgadas (5.08 cm) por 20 centavos de dólar, es decir, alrededor de cinco centavos por cada media pulgada (1.27 cm). Por consiguiente, tan sólo para las granjas acuícolas la venta de loricáridos probablemente sea una industria de cuando menos dos millones de dólares en Florida, que además ayuda a apoyar una parte mucho mayor de la industria de los peces ornamentales.

Recolección de hueva

Los mismos acuicultores pagan cinco dólares por cada hueva de loricáridos. Desde que empezó a proliferar la especie en ciertas áreas, los acuicultores han llegado a depender de los recolectores de hueva en vez de criar a sus propios reproductores. Los recolectores de hueva pueden recolectar de 100 a 150 huevas al día, lo que les deja un ingreso de 500 a 750 dólares. Se desconoce cuánta gente recolecta hueva. La temporada comienza en abril o mayo y dura hasta septiembre u octubre. Los recolectores pueden trabajar seis

o siete días a la semana, dependiendo del tiempo que dediquen a esta actividad.

Con base en cálculos preliminares de supervivencia y en el supuesto de que cada hueva contiene 600 huevos, se necesitan alrededor de 17,000 huevas para proveer a la industria de la acuicultura 10 millones de peces. A un precio de cinco dólares por hueva, esto representa 85,000 dólares de ingresos anuales para los recolectores. Como la gente hace esto para tener una fuente de ingresos complementaria, o los propios acuicultores recolectan la hueva, es difícil saber cuántas personas se benefician de esta industria artesanal.

Posibles usos

Casi todos los entrevistados para este estudio comentaron que dejarían de sentirse frustrados si se descubriera una forma de aprovechar económicamente a los loricáridos. No hay mercado para éstos como alimento, tanto por su sabor como por su espina dura y su recubrimiento óseo, que dificultan manejar y limpiar el pescado. Muchas personas señalan que podría haber posibilidades en la industria de alimentos para mascotas, o que se debería pensar en un uso similar para la proteína y la biomasa. Se dice que un empresario está moliendo y congelando loricáridos en bloques para venderlos como carnada a quienes capturan cangrejos con trampa. Ésta es un área de posible investigación en el futuro.

EFFECTO ECONÓMICO DE LOS TÚNELES CAVADOS

Los loricáridos cavan túneles en las orillas de los ríos o lagos para vivir ahí. Los túneles tienen de medio a metro a un metro de profundidad y son del ancho del pez. El pleco pone sus huevos en estos túneles, que luego custodia el macho. Cuando los plecos forman una “colonia reproductora”, puede haber varias decenas de estos túneles muy cercanos entre sí, formando vastas galerías, lo que pone en riesgo la estabilidad de la orilla y aumenta la erosión. Esto puede causar serios problemas en algunos lugares, como desgajamiento de las orillas y erosión local en dirección aguas arriba. Se afirma que los loricáridos ocasionan hasta cuatro metros de erosión al año (Hoover *et al.*, 2004). Los ríos y lagos de márgenes relativamente abiertas son particularmente susceptibles a la proliferación de galerías cavadas por los loricáridos, lo que hace que se desgaje la orilla (Hoover *et al.*, 2007).

Sin embargo, el grado en que los túneles de los loricáridos provocan erosión es debatible. Aunque, como ya mencionamos, Hoover *et al.* (2004) han señalado que la erosión inducida por los plecos puede disminuir la orilla cuatro metros al año, Gestring (2006) dice que sólo se les puede atribuir de 10 a 25 por ciento de la erosión anual de la orilla. Esto representa una erosión anual considerablemente menor y más localizada de lo indicado por Hoover *et al.* (2004). Gestring (2006) basa su cálculo en los datos de empresas dedicadas al control de erosión de Florida. Aunque estas empresas afirman que un máximo de 25 por ciento de la erosión de la orilla se puede atribuir a los loricáridos, lo que básicamente dicen es que estos peces contribuyen “poco o en nada” a sus ingresos anuales (Gestring, 2006).

En Florida, los propietarios de viviendas ubicadas en lagos de agua dulce pagan por el control de la erosión. Las utilidades brutas

que percibe esta industria en el estado oscilan entre 15 y 22 millones de dólares al año (Gestring, 2006). Cuando se preguntó a las empresas dedicadas al control de la erosión cuál era el porcentaje de sus ingresos anuales atribuible a los túneles cavados por los loricáridos, una empresa respondió que 30 por ciento, mientras que otras cuatro dijeron que poco o ninguno. Suponiendo que estas cinco empresas constituyen la industria de control de la erosión en Florida y que son del mismo tamaño, se pueden calcular los daños económicos relacionados con los túneles de los loricáridos. Para la empresa que respondió que 30 por ciento de sus ingresos brutos se derivan de los daños causados por los loricáridos, esta parte de sus ingresos anuales oscila entre 900,000 y 1.32 millones de dólares. Si suponemos que las otras cuatro empresas mencionaron un promedio de 5 por ciento por este mismo concepto, cada empresa ganaría entre 150,000 y 220,000 dólares gracias a estos peces. Y si suponemos que las utilidades netas equivalen a la mitad del ingreso bruto, el total de utilidades netas anuales atribuibles a los loricáridos en la industria de control de la erosión en el estado se ubica entre 1.5 y 2.2 millones.¹

PESCA EN LA REGIÓN CENTRAL DE FLORIDA: ESTUDIO DE CASO

En años recientes, el rápido aumento de las poblaciones de loricáridos ha alterado al menos dos pesquerías comerciales, o interferido con éstas, en Florida. En los condados de Polk y Lake, ubicados en la región central de Florida, el aumento de estas poblaciones está limitando el número de lagos en el que los pescadores comerciales siguen obteniendo ganancias. Se identifican los efectos económicos de los loricáridos y, cuando es posible, se analizan cuantitativamente. Aunque la pesca con red de ribera en estos condados es reducida, se han mantenido registros por casi 20 años y se ha documentado la captura incidental de loricáridos en los últimos cinco años. Por tanto, esta pesquería se analiza con mayor detenimiento para ofrecer un panorama cuantitativo más completo tanto de las tendencias económicas de las pesquerías como de las tendencias de las poblaciones de loricáridos.

En los condados de Polk y Lake hay varios lagos que sustentan la pesca de pequeña escala. Desde la introducción de la tilapia a principios de los años ochenta, esta pesquería ha generado ingresos para hasta 30 pescadores que usan redes de ribera, 25 personas que trabajan en las empacadoras de pescado y varios otros participantes en la pesca con atarraya. Lamentablemente, se desconoce el número de pescadores que usan atarraya, pues son ellos los interesados en obtener el permiso de pesca comercial, con un costo de 25 dólares, que autoriza al titular a vender pescado a las empacadoras. Se calcula que hasta 75 por ciento de la pesca de estos lagos es vendida por los pescadores de atarraya (Champeau, comunicación personal, 2007). De acuerdo con una estimación, en el pasado había tal vez de 100 a 125 de estos pescadores, que pueden haberse reducido a entre 50 y 75 en años recientes.

Los pescadores que usan redes de ribera operan son coordinados por la Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre (*Fish and Wildlife Conservation Commission*, FWC) de Florida, que expide cinco permisos para pesca con red de ribera. La FWC también registra los datos de captura de esta pesquería y hace poco empezó a registrar los cálculos de captura de peces no comestibles, incluidos los loricáridos.

¹ Todos los cálculos se basan en Gestring, 2006.

El administrador de pesca regional de la FWC, Tom Champeau, proporcionó estos datos para que pudieran analizarse algunos de los efectos en el contexto de otras características económicas de la pesquería. Para el análisis se recurrió también a entrevistas con los pescadores.

Aunque la mayor parte de los cinco permisos, si no es que todos, solían estar en operación, en la actualidad sólo se sabe de un operador que sigue pescando regularmente. La capitana Taren Thomas Wadley opera con este permiso. Nos hizo saber sus preocupaciones respecto a los loricáridos, que empezaron a aparecer a principios de los noventa en algunos lagos. En el cuadro siguiente se presenta un cálculo de cómo ha cambiado la captura de loricáridos y de tilapia (llamada “perca del Nilo” [*Nile perch*] en esta área) en el transcurso de una invasión en varios lagos (véase el cuadro 4.1). Estos cálculos se basan en datos de la capitana sobre la pesca comercial y en lo que recuerda sobre el peso relativo capturado de especies de pesca deportiva, bagres, loricáridos y otras especies que son devueltas a los lagos. En la categoría “otros” peces del cuadro se cuentan el sábalo, el pez aguja y el hoplo o cascarudo (*Hoplosternum littorale*). El hoplo es otra especie exótica que apareció recientemente en algunos de estos lagos. Los datos del cuadro 4.1 se ilustran en la gráfica 4.2.

En el cuadro 4.1 se presentan dos características importantes de la invasión de loricáridos. La primera es que la invasión se produjo en diferentes momentos en diferentes lagos y aumentó a distintos ritmos. De modo que ahora, cuando aparecen loricáridos en un nuevo lago, a los pescadores les preocupa que a la larga proliferen como ha

sucedido en otros lagos. La segunda característica importante es que en muchos de los lagos donde se practica la pesca con red de ribera se capturan más loricáridos que cualquier otra especie. Por ejemplo, en 2007, eran loricáridos 80 por ciento de la peces capturados por la capitana Wadley en el foso Stockade y sólo 10 por ciento era tilapia comercial (véase la gráfica 4.3). Wadley ha dejado de pescar en el arroyo Six-Mile, el foso Stockade, The Reservoir o el lago Hunter. Todavía pesca en los otros lagos, aunque le preocupa la invasión cada vez que hay loricáridos. La capitana Wadley seguirá pescando en el lago Hancock —el principal lago en el que se ha pescado desde la década de 1900—, a pesar de que la temporada pasada produjo loricáridos en cantidad tal que hicieron de la pesca comercial un esfuerzo apenas rentable. Si ya hay un área en la que se capturan demasiados loricáridos, la amplitud de este lago permite ubicar una nueva área de pesca.

La manera en que los loricáridos obstruyen la pesca con red de ribera hace que cada vez valga menos la pena pescar tilapia, porque es muy difícil y tardado zafar a los loricáridos de la red. Por ejemplo, en 1999, la capitana Wadley dejó de pescar en el lago Hunter porque 65 por ciento de su captura eran loricáridos. En una captura típica de 4,536 kg (10,000 libras), esto representaría 2,948 kg (6,500 libras) de loricáridos, junto con sus afiladas espinas y áspero recubrimiento, y sólo 907 kg (2,000 libras) de tilapia. El áspero recubrimiento exterior de los loricáridos puede dañar a la tilapia y otros peces, y las espinas pueden rasgar las redes. Lo más complicado es el tiempo necesario para retirar a todos los plecos de las redes.

Cuadro 4.1. Cambios en la participación en el total de la pesca para ciertos cuerpos de agua en los condados de Lake y Polk, de mediados de la década de 1990 al día de hoy (porcentajes basados en cálculos y recuerdos personales)

Cuerpo de agua	Año(s)	Tilapia	Bagre	Pesca deportiva	Otros ¹	Loricáridos	TOTAL
Foso Stockade ³	1983 – 93 ²	Adecuada					100
	2007	10	8	2		80	100
Arroyo Six-Mile ³	1993					Demasiados como para que la pesca continúe	
The Reservoir ³	1993	70	5	20			95
	2006	30	5	5		60	100
Lago Hunter ³	1995	45	25	30			100
	1999	20	12	3		65	100
Lago Bonnet	1996	75	20	5	4S	5	109
	1999	60	15	12	4S	9	100
	2006	50	12	2	4H	30	98
Lago Banana	1995	45	25	30			100
	2007	30	20	8	2H	40	100
Lago Garfield	2001	50	20	20	10G		100
	2006	17	8	8	56H	11	100
Lago Hancock	2002	80	10	5		5	100
	2005	50	8	2		40	100
	2006	30	8	2		60	100

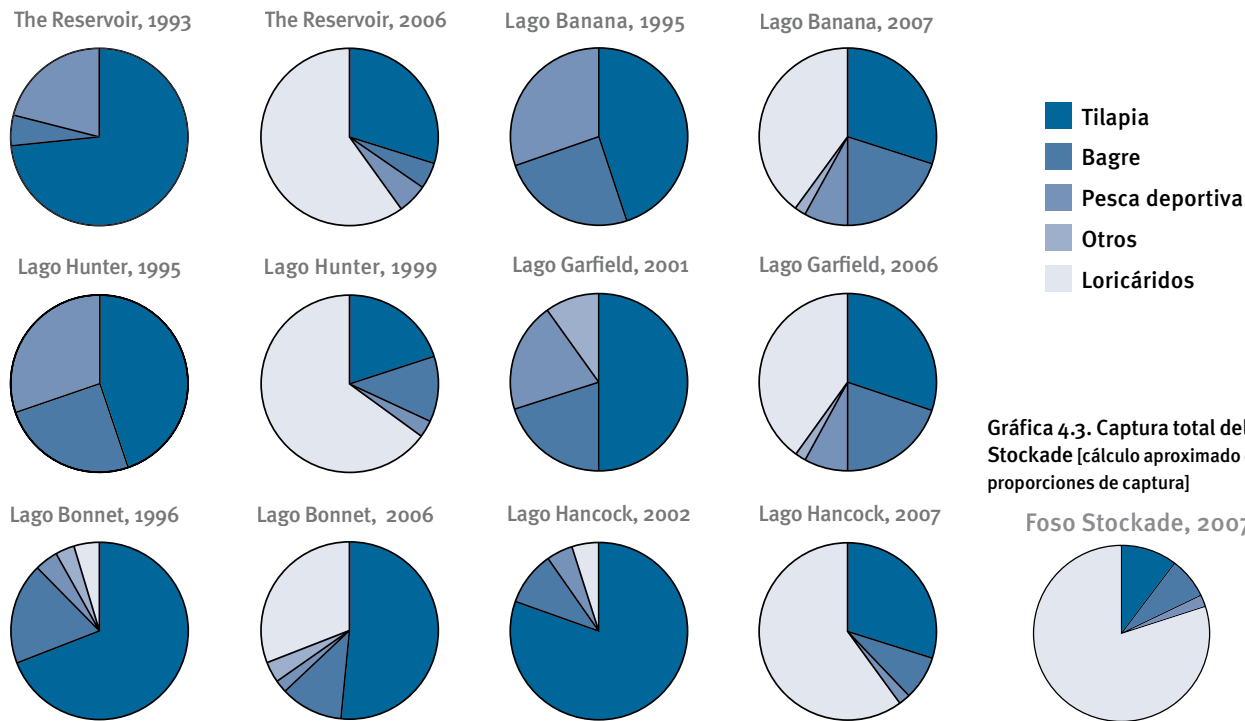
Fuente: Entrevistas con Taren Thomas Wadley.

Notas: 1) “Otros” peces incluye sábalo (S), pez aguja (A) y hoplo (H).

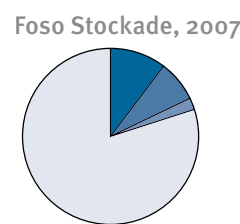
2) La capitana Wadley dejó de pescar en el foso Stockade en 1993, pero volvió a intentarlo en 2007.

3) Cuerpos de agua que ya no son rentables para la pesca.

Gráfica 4.2. Cambios en la proporción de la captura total por peces para los lagos de los condados de Lake y Polk, de mediados de los noventa a la actualidad [cálculo aproximado de las proporciones de captura]



Gráfica 4.3. Captura total del foso Stockade [cálculo aproximado de las proporciones de captura]

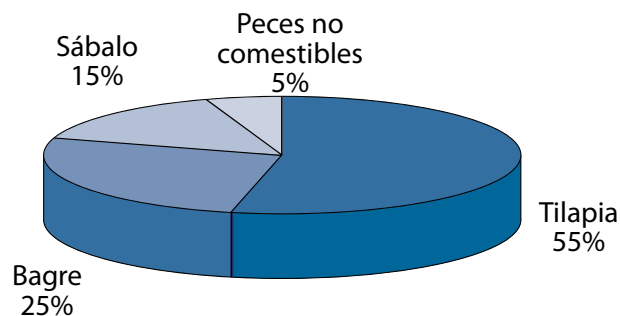


Historia económica de la pesquería

Para el periodo comprendido entre 1996 y 2002, la tilapia representó 55 por ciento de la pesca total, mientras que el bagre autóctono representó apenas 25 por ciento de la pesca; por su parte, el sábalo representó 15 por ciento y la pesca no comestible y no comercial 5 por ciento del total. En la gráfica 4.4 se presenta el desglose por especie.

La pesca anual total ha fluctuado considerablemente desde 1985. En las últimas dos décadas, la mayor pesca comercial ocurrió entre 1987 y 1989, con un total anual de 395,072 kg (870,989 libras), 303,180 kg (668,399 libras) y 357,249 kg (787,599 libras), respectivamente. La tendencia general de la pesca cambia cada año y ha disminuido a un ritmo constante en las últimas cuatro temporadas. En 2006 se pescaron 122,269 kg (269,557 libras). En la gráfica 4.5 se presentan las libras de pesca para comercialización de 1985 a 2006.

Gráfica 4.4. Porcentaje de la pesca por especie, 1996-2002



El valor de mercado de la pesca ha oscilado de manera similar año con año, por lo general acompañando las tendencias en la pesca y mostrando una disminución constante en las últimas cuatro temporadas. En la gráfica 4.6 se presenta el valor de mercado de la pesca entre 1985 y 2006.

La pesca de tilapia concuerda con la teoría económica planteada en la gráfica 4.7, donde se muestra el valor de mercado por libra de pesca y la cantidad de pesca entre 1985 y 2006. Las líneas parecen reflejarse entre sí, lo que indica que a medida que aumenta la cantidad de pesca, disminuye el precio por libra. Esta tendencia se mantuvo más o menos intacta hasta los últimos cinco años, cuando los cambios entre ambas líneas empezaron a fluctuar en la misma dirección; en 2002 se observa un ligero aumento tanto en el precio como en la pesca, pero entre 2003 y 2006 ambos indicadores se reducen. Esto apunta a que otros factores empiezan a desempeñar un papel más importante en el mercado. La competencia de la tilapia importada de bajo precio se señala como la principal causa de la presión para reducir los precios. Sumado a esta presión, los pescadores también han debido enfrentar la invasión de loricáridos.

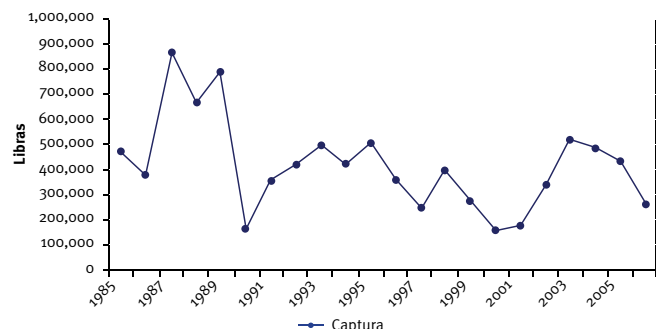
Se han mantenido registros específicos sobre el número de loricáridos en cada red desde 2003, momento en el que se volvieron un problema importante (T. Wadley, comunicación personal, 2007). En la gráfica 4.8 se presenta la captura anual combinada de pesca comercial y el número de loricáridos en los últimos cuatro años. La pesca comercial ha disminuido desde 2003, mientras que la cantidad de loricáridos va en aumento. Las cifras correspondientes a 2005 son un promedio del porcentaje de la pesca en 2004 y 2006, pues no hay datos disponibles por especie para ese año.

Cuadro 4.2. Escenarios de rentabilidad de la pesca de tilapia en presencia de loricáridos

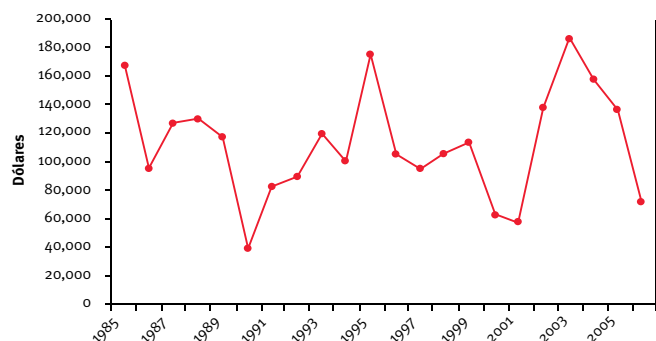
Escenario	Tilapia (libras)	Loricáridos (libras)	Horas de pesca	Participación	Salario por hora	Pérdida por hora	Pérdida/embarcación por día
A	3,000	-	7	\$98.13	\$14.02	\$0.00	\$0.00
B	3,000	3,000	9	\$94.38	\$10.49	-\$3.53	-\$222.50
C	3,000	7,000	11	\$90.63	\$8.24	-\$5.78	-\$445.00
D	3,000	9,000	15	\$83.13	\$5.54	-\$8.48	-\$890.00

Fuente: Comunicación personal de Taren Wadley.

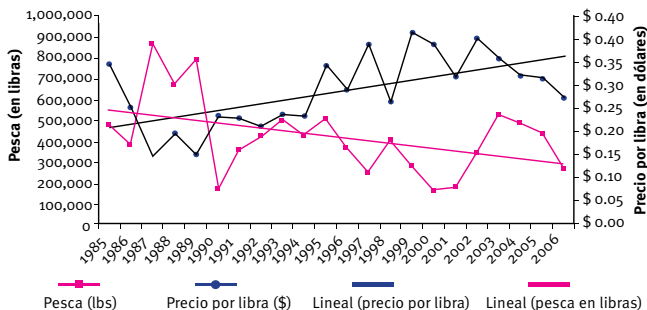
Gráfica 4.5. Libras de pesca para comercialización, 1985-2006



Gráfica 4.6. Valor de mercado de la pesca, 1985-2006



Gráfica 4.7. Volumen de pesca y precio, 1985-2006



Para comparar el precio de mercado asignado a la tilapia, el precio por libra se convierte a dólares reales de 2006. Los dólares reales no son más que el valor nominal de la pesca convertido al valor en dólares de 2006. Por ejemplo, el precio por libra de pesca recibida en el mercado en 1985 era de 0.35 dólares, lo que equivale a 0.70 por libra en dólares de 2006 (el mayor valor de cualquier año). Para 1987, el precio de la pesca comercial se redujo a su nivel más bajo en este periodo de 22 años al llegar a 0.26 dólares por libra, casi igualado por el precio de 0.27 dólares por libra de 2006. Se observa una gran fluctuación en el precio por libra de la pesca comercial en estos años. En la gráfica 4.9 el valor en dólares reales de la pesca comercial se compara con el total en libras de la pesca. Nótese que el precio fijado por libra (hasta 2003) era alto cuando la captura total era baja y viceversa. Esto concuerda con la teoría económica.

Al final de su jornada, los pescadores de tilapia recogen su captura, a esto se le llama lance. El peso promedio de la pesca por lance entre 2003 y 2006 fue de 2,785 kg (6,141 libras). No hay información disponible sobre el peso de la pesca por lance para años anteriores. Con este peso promedio de la pesca por lance se puede derivar el número de lances por año con base en el peso de la pesca comercial. En la gráfica 4.10 se presenta el número anual de lances en comparación con el precio por libra de la pesca comercial en dólares reales de 2006.

Análisis del punto de inflexión

La captura comercial de la tilapia y el sábalo se lleva a cabo de la siguiente manera. En primer lugar, se tiende la red de ribera para que lentamente vaya formando una “C”. Conforme pasan las horas la “C” se va cerrando poco a poco y los peces quedan acorralados en la “bolsa” del extremo inferior de la red. A continuación, esta “bolsa” se debe levantar o arrastrar hacia la embarcación. Entonces se procede a transferir los “peces valiosos” (es decir, la tilapia y el sábalo) de la red al bote. Para todo este proceso se requieren de seis a nueve horas en condiciones favorables para la pesca. Cada vez hay más capturas que incluyen hasta 2,268 kg (5,000 libras) de loricáridos por captura. Se requieren de cinco a seis horas para tender la red, de 30 a 45 minutos para recoger la bolsa y de media hora a dos horas y media para transferir los peces a la embarcación. Si la captura contiene 3,175 kg (7,000 libras) de loricáridos y 1,134 kg (2,500 libras) de tilapia, el tiempo para tender la red y recoger la bolsa será el mismo, pero el tiempo de transferencia de los peces a la embarcación aumenta considerablemente, pues en total se requieren de 11 a 12 horas por día. Cuando aumenta la cantidad de loricáridos en la captura, es necesaria una faena más para liberarlos (T. Wadley, comunicación personal, 2007).

La decisión de salir a pescar en una embarcación se basa en la rentabilidad esperada de la jornada. En el cuadro 4.2 se presenta el nivel de loricáridos que hace que la pesca de tilapia deje de ser rentable. Cuando el índice salarial por hora es inferior al salario mínimo, el costo de oportunidad de la pesca rebasa las utilidades obtenidas, de modo que ya no es viable financieramente. En 2006 el salario mínimo en Florida era de 6.40 dólares la hora.² En este análisis se parte del supuesto de ocho participaciones por embarcación e ingresos por concepto de la pesca comercial de 0.38 dólares por libra, que fue el ingreso promedio por libra entre 1985 y 2006 en dólares reales. Las ocho participaciones se distribuyen entre siete personas más una para la embarcación, que corresponde al capitán. Los costos relacionados con una jornada de pesca incluyen los costos del equipo y el mantenimiento de la embarcación, motor, redes, guantes etc., y se dividen en costos fijos y costos marginales. Los costos fijos ascienden a 250 dólares al día por jornada de pesca independientemente del tiempo que se dedicó a ello. Los costos marginales equivalen a alrededor de 15 dólares por hora, de modo que cuanto más larga sea la jornada, mayores serán los costos marginales en los que incurra la embarcación (T. Wadley, comunicación personal, 2007). En el cuadro 4.2 se presentan cuatro escenarios. En los escenarios A y B se lleva a cabo la jornada de pesca. La decisión de pescar o no pescar podría suceder en el escenario C. El escenario final representa un caso en el que los pescadores, de haber sabido los resultados de antemano, no habrían salido a pescar.

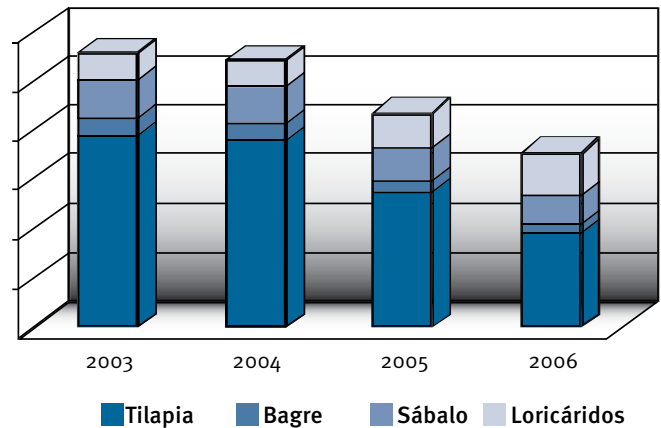
En todos los escenarios se considera una captura de tilapia de 1,360 kg (3,000 libras). En el escenario A no se pescan loricáridos o podría considerarse la escenario anterior a la invasión. En este escenario se espera una participación de 98.13 dólares por la jornada, lo que supone un salario por hora de 14.02 dólares. Las utilidades son ligeramente inferiores y también hay un menor valor en la participación en cada uno de los escenarios siguientes, a causa de los costos marginales por hora de operar la embarcación. Lo que es más importante: como se requiere más tiempo en los últimos tres escenarios, en comparación con el primero, el salario por hora va disminuyendo gradualmente hasta que en el último escenario resulta inferior al salario mínimo y el costo de oportunidad de la pesca se vuelve alto.

Implicaciones del análisis

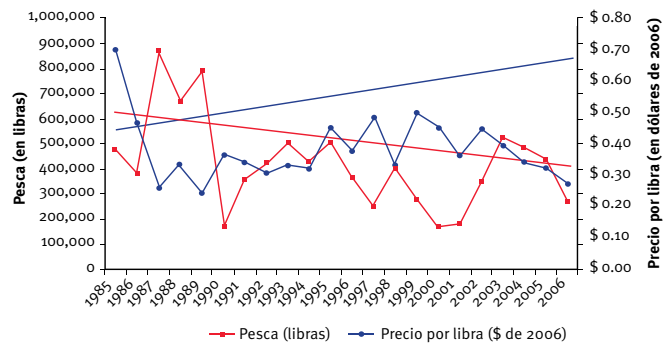
Las pérdidas directamente atribuibles a los loricáridos se pueden calcular a partir de estos cálculos. Por ejemplo, supongamos que la temporada de pesca dura cinco meses, o 20 semanas de oportunidades. No es descabellado suponer que desde esta invasión al menos una captura a la semana ha sido similar a la descrita en el escenario B, y se da por sentado que ocurrirá una así en el escenario C una vez cada dos semanas. Supongamos que durante la temporada el escenario D se presenta en tres ocasiones. Esto representa más de cuatro horas de trabajo no remunerado a la semana, por siete personas, por 20 semanas o 480 horas de trabajo adicionales por temporada.

Por cierto, se ha registrado una gran cantidad de situaciones mucho peores, en las que se capturaron 5,443 kg (12,000 libras) de loricáridos en la red de ribera. Pero también se han presentado situaciones mucho

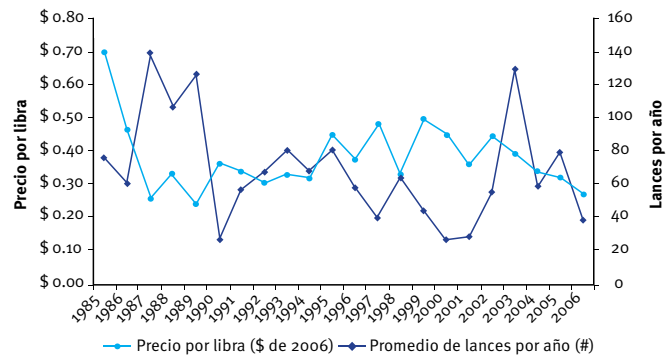
Gráfica 4.8. Pesca por especies, 2003-2006



Gráfica 4.9. Precio de mercado por libra de pesca, 1985-2006



Gráfica 4.10. Número anual de lances y precio de mercado de la pesca, 1985-2006



² “Florida Minimum Wage”, estado de Florida, 2006, disponible en http://www.floridajobs.org/resources/fl_min_wage.html, consultado en abril 2007.

Gráfica 4.11. Esqueletos de loricáridos después de una helada



Fuente: Donald D. Fox, administrador biológico, Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida, Oficina de Pesca de Okeechobee.

Gráfica 4.12. Pescador de sardinitas con loricáridos en su atarraya



Fuente: Donald D. Fox, administrador biológico, Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida, Oficina de Pesca de Okeechobee.

más rentables, donde se pescaron hasta 3,629 kg (8,000 libras) de tilapia y en esos casos el salario por hora es mucho mejor. Para efectos de este análisis, sin embargo, se adoptó un planteamiento conservador, suponiendo que se capturan 4,536 kg (10,000 libras) de tilapia en una semana promedio en tres o cuatro capturas. Otro de los supuestos del análisis es que una vez al mes, o cinco veces al año, ocurre el escenario D.

La pérdida económica por embarcación atribuible a los loricáridos en esta estimación se puede calcular mediante las pérdidas salariales que aparecen en el cuadro 4.2, multiplicadas por el total de horas trabajadas en las jornadas en que se captura una gran proporción de loricáridos. De este modo, no sólo se tiene en cuenta la pérdida en salarios durante las horas que se habrían trabajado incluso en el escenario A, donde hay pocos loricáridos o ninguno, sino también el hecho de que se requiere más trabajo. Multiplicando esta cifra por siete obtenemos la pérdida total por embarcación por día. Si suponemos que hay 20 pérdidas por año en el escenario B, 10 pérdidas en el escenario C y cuatro pérdidas en el escenario D, la pérdida total anula por embarcación a causa de los loricáridos asciende a 12,460 dólares. En los últimos 14 años, esto indica que el valor actual de las pérdidas en el pasado es de 174,440 dólares por permiso de pesca con red de ribera.

Perspectivas para la pesquería

La pesquería de la tilapia en esta región ha enfrentado la competencia de las importaciones durante el mismo periodo en que se observa la invasión de loricáridos. Esta competencia ha mantenido los precios bajos, de modo que la captura en declive no ha hecho que aumenten los precios, como había ocurrido en años anteriores. Por otro lado, los huracanes y los bajos niveles de agua ocasionados por la demanda de agua para uso residencial e irrigación han afectado la pesquería de la tilapia. No obstante, tal vez es más importante para el análisis considerar que en varios lagos la pesca ha dejado de ser rentable porque la población de loricáridos ha aumentado a tal punto que ya no resulta económicamente provechosa. Las pérdidas económicas no se restringen a los pescadores que usan redes de ribera: el desconocido número de pescadores de atarraya ha sufrido pérdidas en forma de daños a sus redes y tiempo adicional necesario para eliminar la pesca no comercial de sus redes. A medida que decae la pesquería de tilapia, lo mismo ocurre con las plantas procesadoras de pescado que llevan esta pesca a la venta. Sin embargo, tal vez el panorama no sea del todo sombrío. En el mismo periodo en el que los loricáridos se volvieron un problema, el hoplo también empezó a prosperar, y los mercados para el hoplo están cobrando fuerza.

PESQUERÍA DEL LAGO OKEECHOBEE: ESTUDIO DE CASO

En el lago Okeechobee, en el sur de Florida, la captura incidental de loricáridos ha aumentado, pues los pescadores que usan redes de ribera buscan capturar mojarra azul (*Lepomis macrochirus*) y mojarra roja (*Lepomis microlophus*). La captura incidental de loricáridos también tiene efectos adversos en la pesquería con atarraya en el lago Okeechobee porque, al igual que con la red de ribera, los pescadores deben pagar para desechar las capturas no deseadas (29 dólares por tonelada). La pesca comercial en este lago incluye diez permisos de pesca con red de ribera, ocho de los cuales están actualmente en operación. Además hay pesca ilimitada con palangre y un número ilimitado de pescadores de atarraya. La pesquería está abierta los doce meses del año de lunes a viernes y ha operado básicamente de la misma manera desde su re-

ordenamiento en 1982 (D. Fox, comunicación personal, 2007). El lago Okeechobee también alberga una de las pesquerías recreativas de lobina más famosas del mundo, de modo que parte del diseño de la pesquería comercial incluye el requisito de descartar la captura incidental de “peces inservibles” o aquellos que no contribuyen a la pesca recreativa de lobina. Entre ellos figuran el pez aguja y el sábalo autóctonos, así como la tilapia y loricáridos no-autóctonos.

Población de loricáridos

La primera identificación documentada de un loricárido en el lago Okeechobee se remonta a 1994 (Florida Game and Fresh Water Fish Commission, 1994). Es posible que entre ese año y 2001 las heladas o las bajas temperaturas periódicas en parte mantuvieran las poblaciones de loricáridos en un bajo nivel. En 2001 hubo una helada que causó la muerte de peces, como se ilustra en la gráfica 4.11. Entre 2001 y 2006 no hubo heladas y en este periodo parece que la población de loricáridos creció. En 2007 de nuevo se produjo una helada y, posteriormente, los pescadores comerciales informaron que en vez de 453.5 kg (mil libras) o más de loricáridos por captura, sólo estaban capturando de 4.53 a 5.44 kg (10 a 12 libras) (D. Fox, comunicación personal, 2007). Además, como las redes de ribera sólo operan en medio del lago Okeechobee, tal vez se vean menos afectados por las poblaciones de loricáridos halladas normalmente en las zonas menos profundas.

Otro factor que probablemente influya en la abundancia de loricáridos en el lago Okeechobee en estos años (antes de 2007) es que en 2004 los huracanes Jeanne y Frances azotaron el lado norte del lago Okeechobee y en 2005 el huracán Wilma azotó el extremo sur del lago. Estos huracanes dañaron el hábitat de la lobina negra y la robaleta prieta, ambas especies autóctonas.

Pesquería comercial de peces para carnada

El éxito de la pesquería de la lobina negra, famosa en el mundo, obedece en parte al uso de sardinitas (género *Notropis*) como carnada. Se paga bien a los pescadores comerciales que usan atarraya por el suministro de sardinitas para la industria. En una marina en el sur del lago había grandes tanques vacíos en pleno torneo de pesca de lobina porque había muy pocas sardinitas a la venta. El propietario y otros explicaron que los pescadores de sardinita habían viajado al centro de Florida en busca de estos peces. Sin embargo, sólo unos años antes, la marina vendía 26,000 sardinitas al año. Cuando la pesquería de sardinita en el lago Okeechobee aún funcionaba, estos pescadores también se sentían frustrados y pasaban dificultades a causa de las poblaciones de loricáridos. Éstos quedaban atrapados en las redes y con frecuencia las dañaban. Además, retirar los loricáridos de las redes podía robar un tiempo valioso a la pesca productiva. La gráfica 4.12 muestra a un pescador de sardinitas frustrado con su captura de loricáridos en su atarraya.

Especies para pesca deportiva y otras poblaciones

El método de choques eléctricos aleatorios en el lago tanto en 2005 como en 2006 permitió capturar entre 2.76 y 4.3 loricáridos por hora por unidad de esfuerzo en esos años.³ Con base en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de 2005, los loricáridos fueron la séptima especie capturada con mayor frecuencia en el lago, luego del bagre blanco, el pejelagarto de Florida, el topote, la cuchilla, el plateadito y la lobina negra (véase el cuadro 4.3). En 2006, los loricáridos se volvieron la quinta especie capturada con más frecuencia, rebasando al plateadito y la lobina negra. Un hecho más importante aún es que los loricáridos fueron los únicos peces en incrementar su

Cuadro 4.3. Datos de las principales especies del lago Okeechobee por número por minuto (captura por unidad de esfuerzo)

Nombre común	Nombre científico	Año	Número	Peso (total en gramos)	Cambio porcentual	CPUE (peces/minuto)	Cambio porcentual
Bagre blanco	<i>Ameriurus catus</i>	2005	272	54,783	-73%	0.275	-66%
		2006	92	14,583		0.093	
Pejelagarto de Florida	<i>Lepisosteus platyrhincus</i>	2005	246	137,327	-55%	0.248	-56%
		2006	108	61,443		0.109	
Topote	<i>Dorosoma petenense</i>	2005	241	1,659	-48%	0.243	-33%
		2006	160	861		0.162	
Cuchilla	<i>Dorosoma cepedianum</i>	2005	233	17,524	-60%	0.235	-31%
		2006	159	6,923		0.161	
Plateadito	<i>Menidia beryllina</i>	2005	19	29	-97%	0.192	-96%
		2006	8	<1		0.008	
Lobina negra	<i>Micropterus salmoides</i>	2005	156	99,630	-70%	0.158	-56%
		2006	69	30,108		0.070	
Plecostomo del Orinoco	<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i>	2005	46	38,571	54%	0.046	57%
		2006	71	59,230		0.072	
Mojarra roja	<i>Lepomis microlophus</i>	2005	42	8,097	-28%	0.042	-29%
		2006	30	5,801		0.030	
Robaleta prieta	<i>Pomixis nigromaculatus</i>	2005	40	9,502	-88%	0.040	-75%
		2006	10	1,114		0.010	

Fuente: Módulo cartográfico 3.4: Condiciones y estructura de las poblaciones de peces, arrastre de todo el lago Okeechobee, otoños de 2006 y 2005, cortesía de la Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida.

³ Con base en los resultados de 0.046 y 0.072 peces capturados por minuto (captura por unidad de esfuerzo).

número capturado por minuto entre 2005 y 2006. Lo mismo se aplica al peso total de la pesca al año siguiente del muestreo, mientras que el resto de las especies comunes sufrieron un declive tanto en peso como en CPUE. La robaleta prieta y la mojarra roja aparecen en este cuadro porque ambas poseen un valor económico: la primera para pesca recreativa y la segunda para la pesca comercial. El daño económico para estas industrias de pesca recreativa y comercial es considerable; por ejemplo, los ingresos de la popular pesquería recreativa de la lobina negra y la robaleta prieta representan alrededor de 100 millones de dólares al año (Egbert, 2007).

Factores concurrentes

Aunque los loricáridos han prosperado al tiempo que otras especies van en declive, es difícil disociar los efectos económicos de la especie en sí de las políticas de gestión del agua y los fenómenos climáticos, en ambos casos concurrentes. La pesquería del lago ha sufrido el efecto de prolongados niveles elevados de agua sobre la vegetación acuática, así como las repercusiones de los huracanes en la turbidez. El siguiente es un resumen de la forma en que ambos sucesos han afectado las poblaciones de lobina negra en años recientes:

El escaso reclutamiento en el periodo 1999-2001 se atribuye a una pérdida de hábitat relacionada con las etapas de niveles excesivamente altos del lago a finales de los noventa. Una recesión manejada en el nivel del agua en 2000, a la que siguió una sequía en 2001, produjo niveles históricamente bajos en el lago, lo que tuvo como consecuencia la estimulación y expansión de comunidades de plantas acuáticas sumergidas y emergentes. En respuesta a este hábitat ampliado y mejorado, la lobina negra mostró un mayor reclutamiento, lo que se evidencia en la gran abundancia de individuos menores de un año (<20 cm) en 2002 y 2003. Los niveles de agua extremadamente altos en el lago a partir de 2003 empezaron a afectar el hábitat, lo que acarreó un menor reclutamiento de lobina negra. Los huracanes Frances y Jeanne en 2004 y Wilma en 2005 redujeron aún más la cobertura de área y la calidad de las comunidades de plantas acuáticas, lo que ocasionó un reclutamiento muy escaso de lobinas negras menores de un año en 2005 y 2006.⁴

Como se describe, a una serie de sucesos que propiciaron un alto o bajo nivel del agua, se sumaron variaciones en las comunidades de plantas acuáticas y la turbidez. En el periodo abordado, los loricáridos lograron sobrevivir y prosperar mientras que otras poblaciones disminuyeron. Con todo, los loricáridos también son vulnerables al frío y es posible que su número se haya reducido, pues de nuevo han aparecido esqueletos en las orillas del lago.

Resumen sobre el lago Okeechobee

No se tiene claro en qué grado el reciente crecimiento de las poblaciones de loricáridos ha afectado la industria de la pesca re-

creativa en el lago Okeechobee. Los operadores de redes de ribera ya se habían quejado de los loricáridos en años anteriores, pero por desgracia disponemos de pocos datos sobre el grado en que se redujeron los salarios en esta pesquería como sucedió en los condados de Polk y Lake. Esto, sin duda, ha ocurrido en años recientes, aunque no se sabe con precisión en qué medida. Es probable que los salarios disminuyeran a causa de los loricáridos, es decir, que fuera necesario incurrir en costos adicionales para desecharlos (\$EU29/ton), además de cargarlos y transportarlos al vertedero local. Por otro lado, hay ocho permisos de pesca en operación en el lago Okeechobee y sólo uno en los condados de Polk y Lake.

Los pescadores de atarraya también se han visto afectados por los loricáridos debido al tiempo adicional necesario para retirarlos de las redes y el daño que hacen a las propias redes. Por otro lado, la población de sardinitas, una de las fuentes de ingreso más lucrativas para estos pescadores, ha disminuido a tal punto que actualmente no se pesca ninguna en el lago Okeechobee.

Si bien se ha observado un declive en la pesca recreativa conforme ha crecido la población de loricáridos, todavía no contamos con evidencias de que estos dos fenómenos ecológicos guarden una relación de causa y efecto, si bien ambos quizá tengan como causa común las modificaciones en el ordenamiento del agua y los huracanes.

DESPLAZAMIENTO DE LAS ESPECIES AUTÓCTONAS

Se ha sostenido que los loricáridos amenazan la supervivencia de las especies autóctonas por su gran tamaño, su largo ciclo de vida y sus altas densidades de población (Hoover, 2004). Por su naturaleza béntica es posible que desplacen a peces bénticos de menor tamaño o menos agresivos, como percas, *madtoms* (*Noturus spp.*) y bagres. Es posible que el declive de la población de sardinitas en el lago Okeechobee se relacione de alguna forma con el desplazamiento ocasionado por los loricáridos. Además, como se alimentan de algas, en ocasiones las poblaciones de loricáridos pueden cambiar la composición o reducir la calidad del hábitat de las algas. Se ha afirmado que esto, a su vez, puede reducir la disponibilidad de hábitats para desove o de alimento para otra ictiofauna. Se cree que la competencia por el alimento que representan los loricáridos afecta a la carpa diablo (clasificada como "amenazada" a escala federal), además de que la pérdida de hábitat y la posible depredación de huevos ocasionados por los loricáridos afectan a la perca de manantial (*Etheostoma fonticola*) (Hoover, 2006). Según informes, en la región central de Florida el fondo de algunos lagos está cubierto de loricáridos y los pescadores piensan que eso está ocasionando una pérdida de hábitat reproductivo no sólo para la tilapia sino también para otras especies, como la lobina, que tienen un valor económico en la pesca recreativa.

Pese a estas aseveraciones de Hoover, existe un debate considerable entre gestores de pesquerías, pescadores y los biólogos pesqueros sobre si los loricáridos están ocupando un lugar en el

⁴Entrevista con Donald D. Fox, administrador biológico II, Oficina de Pesca de Okeechobee, Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida, abril de 2007.

sistema ecológico que de lo contrario ocuparían las especies autóctonas, o si las especies autóctonas pueden cohabitar con ellos y, por consiguiente, aumentar la biomasa total del sistema. En el sistema de canales del sur de Florida, los investigadores de la Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida están analizando este aspecto. Las evidencias preliminares indican que la biomasa total de un sistema puede aumentar con la introducción de loricáridos.⁵ Sin embargo, el sistema de canales, el lago Okeechobee y los sistemas lacustres de la región central de Florida son todos únicos, y en el sistema de canales la población no ha crecido rápidamente como en el lago Okeechobee o el centro de Florida. Los pescadores del centro de Florida y algunos aficionados a la pesca recreativa en el lago Okeechobee opinan que la presencia de los loricáridos es una mala señal para las poblaciones de especies deseadas, aunque una vez más esta opinión parece derivarse de la asociación más que de la causalidad.

CONCLUSIONES

Hay varias realidades económicas relacionadas con la introducción de loricáridos en Florida, entre otras:

- Beneficios de la recolección de huevo de loricáridos silvestres para apoyar a la industria acuícola;
- Costos económicos relacionados con la erosión de los márgenes en desarrollos residenciales a causa de los túneles cavados por los loricáridos, que según cálculos ascienden a entre 1.5 y dos millones de dólares al año;
- Redes de pesca rasgadas y tiempo adicional necesario para capturar la misma cantidad de peces en las pesquerías de atarraya de todo el estado, y
- Trabajo adicional necesario para obtener el mismo nivel de captura en las pesquerías de redes de ribera, así como costos adicionales para desechar los loricáridos pescados en el lago Okeechobee.

Limitaciones de la investigación

Hoy enfrentamos tres dificultades fundamentales para cuantificar los efectos económicos de los loricáridos en Florida. La primera es que en varias áreas con un crecimiento reciente y rápido de las poblaciones de loricáridos han ocurrido tantos sucesos irregulares (a saber, huracanes y estrategias de ordenamiento del agua) simultáneos a la invasión que es muy difícil distinguir entre los efectos de la invasión y los efectos de los otros sucesos. La segunda dificultad es que las pérdidas o ganancias económicas suelen cuantificarse de acuerdo con la siguiente mejor alternativa. Cuando hay muchas alternativas o sustitutos disponibles se minimizan los efectos cuantitativos. Por ello es difícil medir las reducciones de oportunidades que ocasionan las invasiones en varios lagos del centro de Florida, pues quedan muchos otros lagos para pescar. Por último, la escasez de datos sobre los loricáridos dificulta evaluar los cambios en su población, la cual puede crecer a gran velocidad.

Preguntas para mayor investigación

En este capítulo se presentó un panorama general del estado actual de la invasión de loricáridos en Florida. En este momento, estos peces parecen representar una amenaza para la pesca comercial como industria viable en el estado. No obstante, resulta difícil cuantificar cuál será la situación en el futuro. Esto obedece tanto a la falta de datos como a las respuestas inadecuadas para algunas interrogantes biológicas. Las preguntas fundamentales para entender los riesgos económicos a futuro son:

- 1) ¿Qué factores influyen en la capacidad de las poblaciones de loricáridos para estabilizarse o propagarse rápidamente?
- 2) En áreas donde las condiciones ambientales adversas han acarreado un declive de las poblaciones de peces deseables y ha habido un crecimiento simultáneo de las poblaciones de loricáridos, ¿mejores condiciones ambientales tendrían el efecto contrario?
- 3) Si las poblaciones de peces con un valor recreativo y comercial se recuperan en el lago Okeechobee y en los lagos de la región central de Florida que presentan actualmente una gran población de loricáridos, ¿hay probabilidades de que cohabiten ambas poblaciones?

Las preguntas sobre las investigaciones biológicas y económicas en curso incluyen:

- 1) ¿Cuáles son las perspectivas para manejar las poblaciones de loricáridos, reducir la biomasa y mitigar los daños?
- 2) ¿Cuáles son los efectos medidos y posibles en el rendimiento económico de la pesca recreativa?
- 3) ¿Cuáles son los efectos medidos y posibles en la pesca deportiva de competencia?
- 4) ¿Cuáles son las implicaciones a largo plazo para la pesca comercial en la región central de Florida?
- 5) ¿Hay alguna forma de hacer de los loricáridos adultos capturados un producto comercializable?
- 6) ¿Cuáles son los volúmenes actuales de loricáridos capturados incidentalmente y descartados en el lago Okeechobee, y cuáles son los costos relacionados con esta captura?

⁵ Reunión con Kelly Gestring y Paul Shafland, Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida, Boca Raton, Florida, 26 de enero de 2007.



CAPÍTULO 5

Invasión de pecos en la presa El Infiernillo, México: análisis de efectos socioeconómicos (relato de dos invasores)

Roberto Mendoza Alfaro (1), Carlos Escalera Gallardo (2), Salvador Contreras Balderas[†], Patricia Koleff Osorio (3), Carlos Ramírez Martínez (4), Porfirio Álvarez Torres (5), Miriam Arroyo Damián (2), Araceli Orbe Mendoza (6) *

RESUMEN

En este capítulo se documenta el ascenso y la caída de la industria pesquera de la tilapia en la presa El Infiernillo, ubicada en los límites de los estados de Michoacán y Guerrero, México. En un principio, la tilapia y la carpa se introdujeron en la presa para dar oportunidades económicas a las comunidades aledañas. Aunque la carpa y el bagre autóctono eran más valorados en el embalse, las poblaciones de tilapia florecieron. En su apogeo, éste llegó a ser el embalse de agua dulce más productivo de América Latina, al sustentar a más de 3,500 pescadores, además de las industrias conexas de procesamiento y distribución. Las especies exóticas de tilapia constituían una fuente de oportunidades económicas para las comunidades locales superior a las actividades agrícolas anteriores en lo que se refiere a potencial de ingresos. Sin embargo, el manejo inadecuado de la pesquería —incluida la captura de individuos jóvenes antes de que alcanzaran la madurez reproductiva y la sobrepesca—, la contaminación y la incapacidad general para regular y aplicar restricciones respecto a las temporadas y los lugares de pesca tuvieron como consecuencia disminuciones sustanciales en la producción de tilapia.

La pesquería de tilapia ya en declive se vio aún más afectada cuando se introdujeron en el ecosistema de la presa El Infiernillo los loricáridos (peces invasores de la familia Loricariidae). Comúnmente llamados “plecos” —por la especie más conocida, *Hypostomus plecostomus*— o “peces diablo”, los loricáridos —en particular los del género *Hypostomus*— son muy comunes en el comercio para acuarios de América del Norte y se piensa que su introducción en el embalse se inició con ejemplares que fueron escapando de los criaderos de peces ornamentales ubicados aguas arriba. Los loricáridos compiten con la tilapia por alimento y hábitat, pero hasta ahora carecen de valor económico. Además, cuando son capturados dañan las redes y representan un riesgo sanitario porque se descomponen en las orillas.

En la actualidad, los loricáridos constituyen una importante amenaza para la ya frágil pesquería de la tilapia. Para la comunidad, los posibles efectos económicos negativos incluyen pérdidas de ingresos directos derivados de la pesquería, pérdidas de ingresos en las industrias conexas de procesamiento y comercialización del pescado, y pérdidas en los ingresos para las comunidades que dependen de lo que ganan los pescadores.

Al debilitamiento de las comunidades a causa de las pérdidas en la pesca se suman implicaciones internacionales, pues esto hace que los jóvenes mexicanos tengan una mayor necesidad de ir a trabajar a Estados Unidos para mantener a sus familias. Otros problemas internacionales incluyen la competencia del comercio chino y los vínculos con la industria de peces para acuarios de Estados Unidos.

INTRODUCCIÓN

Presa El Infiernillo

La presa Adolfo López Mateos, también llamada “El Infiernillo”, está ubicada en los límites de los estados de Michoacán y Guerrero (18°52'-18°15' norte y 101°54'-102°55' oeste). El embalse creado por la presa tiene una longitud máxima de 120 kilómetros y una capacidad máxima de 11,860 millones de metros cúbicos, lo que representa una superficie inundada de 40,000 hectáreas. La extensión de la superficie mínima que se mantiene en el embalse es de aproximadamente 14 mil hectáreas. Sus principales tributarios son el río Tepalcatepec en Michoacán y el río Balsas en Guerrero (Juárez, 1989).

Esta presa se construyó entre 1962 y 1963, y empezó a funcionar en 1964 con el propósito de generar energía eléctrica.

Varias especies autóctonas habitan el embalse: un cíclido (*Cichlasoma istlanum*), un ciprínido (*Notropis boucardi*), un bagre (*Ictalurus balsanus*), un poecílido (*Poeciliopsis balsas*), un aterínido (*Atherinella balsana*), un carácido (*Astyanax fasciatus*) y un godeido (*Ilyodon whitei*). En 1969 se introdujeron cuatro especies de tilapia (*Oreochromis mossambicus*, *O. aureus*, *Tilapia rendalli* y *T. zilli*) y cuatro especies de carpa (*Cyprinus carpio specularis*, *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix* y

Gráfica 5.1. Imagen satelital de la presa El Infiernillo



Fuente: Google Earth (imagen proporcionada por Carlos Ramírez).

* 1) UANL; 2) CIIDIR-IPN; 3) Conabio; 4) IIS-UANL; 5) Semarnat; 6) consultora.

Mylopharyngodon piceus) para mejorar la economía de la región (Jiménez Badillo *et al.*, 2000; Tomasini, 1989). En los muestreos realizados en 2007 no se registró la presencia de *M. piceus* (Orbe Mendoza, 2007). Jiménez Badillo (1999) sugiere que es necesario efectuar una revisión taxonómica o actualización de las especies que se encuentran en la presa.

La pesca comercial se inició en 1970 y desde entonces representó la principal actividad económica de 119 comunidades ubicadas alrededor de la presa (Torres Oseguera, 2005). Los gobiernos federal y estatales consideran que muchas de estas comunidades viven bajo la línea de pobreza, en el nivel de autosubsistencia o incluso inferior. Actualmente, 44,467 personas dependen de la producción pesquera de este sistema de embalse (Anónimo, 1998).

Durante mucho tiempo, El Infiernillo albergó la pesquería de agua dulce más importante de la nación. En 1987 se consideraba la presa de agua dulce más productiva de América Latina, cuando se registró una captura de 18,953 toneladas de tilapia (Contreras Balderas *et al.*, 2008). Después de 1987, los volúmenes de captura comenzaron a reducirse perceptiblemente y en 1999 sólo se pescaron 4,770 toneladas de tilapia.

El primer daño socioeconómico serio ocurrió cuando el bagre autóctono y la carpa introducida comenzaron a ser desplazados poco a poco por la tilapia, al grado en que dejaron de ser importantes para la pesca local. El bagre autóctono es una especie tradicional y, por consiguiente, muy apreciada por los pobladores locales, dispuestos a pagar más por ella. La carpa, introducida antes de la tilapia, era conocida como el pez comercial común más capturado y tenía un mayor precio que aquella. Entre las poblaciones introducidas de tilapia, la *O. aureus* pronto se volvió dominante: llegó a constituir de 90 a 99 por ciento de la pesquería. En El Infiernillo, las poblaciones de tilapia se pueden reproducir de seis a ocho veces al año y desovar todo el año, aunque su actividad parece tener su auge de mayo a enero (Jiménez Badillo *et al.*, 2000). Los peces alcanzan la madurez reproductiva en torno de los once meses, cuando las hembras miden aproximadamente 175 mm y los machos, 172 mm. Estas dimensiones coinciden con el tamaño al que ya se consideran capturables. Como la tilapia se pesca cuando alcanza un tamaño que corresponde al de su madurez, no ha aumentando su población y probablemente la presión de la selección ha generado un cambio en su estructura poblacional para favorecer la madurez en tamaños menores, lo que podría llegar a ocasionar atrofia y endogamia (Jiménez y Osuna, 1998).

Cadena alimentaria

Las tilapias son omnívoras y su dieta en el embalse formado por la presa El Infiernillo consiste en detritos y residuos de plantas vasculares como principal alimento, algas unicelulares como alimento secundario y restos de insectos y peces. También consumen semillas de gramíneas (caña de azúcar y maíz, principalmente), algas filamentosas y ocasionalmente invertebrados acuáticos como cladóceros, ostrácodos, rotíferos y copépodos (Jiménez Badillo y Nepita Villanueva, 2000). Esta superposición trófica con las carpas y el bagre autóctono indica que la competencia de la tilapia podría haber contribuido a reducir las poblaciones de esta última especie en el embalse.

Gráfica 5.2. Vista panorámica de la presa El Infiernillo



Fuente: Flickr.

Artes de pesca

Para capturar tilapia en El Infiernillo se usan por lo general redes de enmalle de 12 a 35 m de longitud y de 1.75 a 3.5 m de altura. Se han usado diferentes medidas de luz de malla, de 7.9 a 11.4 mm, pero las más habituales son 8.3 y 10.8 mm. Las redes de enmalle se lanzan en la noche y se revisan a la mañana siguiente. La flota pesquera está integrada por 54 por ciento de lanchas de motor de fibra de vidrio y 46 por ciento de botes de madera con remos (Jiménez, 1993). El número de redes por pescador es muy variable (de 3 a 50); lo más común son conjuntos de 10 a 20 redes. La captura por unidad de esfuerzo con estas artes ha variado de 16.9 a 27.7 kg/pescador/día de tilapias pequeñas (14 a 23 cm) y de 6.7 a 13.8 kg/pescador/día de tilapias grandes, de más de 23 cm (Jiménez Badillo, 1999).

CRÓNICA DE UNA MUERTE ANUNCIADA

Tendencias históricas

Aunque la información es escasa y fragmentaria, la tendencia histórica de las poblaciones de tilapias en El Infiernillo puede reconstruirse (véase la gráfica 5.3). Entre 1981 y 2005 se registraron grandes fluctuaciones en la captura de tilapia: de casi 3,000 a casi 20,000 toneladas métricas. En 1987, con más de 3,500 pescadores y 16,150 redes de enmalle, se capturaron 18,953 toneladas de tilapia (22,078 toneladas, considerando la carpa y el bagre). Sin embargo, en 1988, con esfuerzos aun mayores, se usaron 22,422 redes de enmalle y sólo se capturaron 15,076 toneladas de tilapia (Jiménez Badillo *et al.*, 2000).

De 1980 a 1990, la biomasa reproductora se redujo a la tercera parte (Hernández Montaña, 2002). Para 1992 muchas personas habían abandonado la pesca, algunas incluso habían emigrado de la región y sólo quedaban 2,343 pescadores en la comunidad.

Los pescadores que quedaron se valieron de 32,750 redes de enmalle para capturar apenas 12,290 toneladas de tilapia ese año. En 1993, la captura se desplomó hasta 7,964 toneladas de tilapia y sólo 1,229 pescadores seguían activos. En un esfuerzo por mantener su ingreso, los pescadores empezaron a usar más redes de enmalle: pasaron de un promedio de cinco por pescador en 1987 a

14 o 15 en 2000 y en ocasiones hasta 50 (Romero y Orbe Mendoza, 1988). En 1998, los locáridos empezaron a aparecer esporádicamente en la captura (Escalera Barajas, 2005) y a partir de 2000 se volvió común encontrarlos.

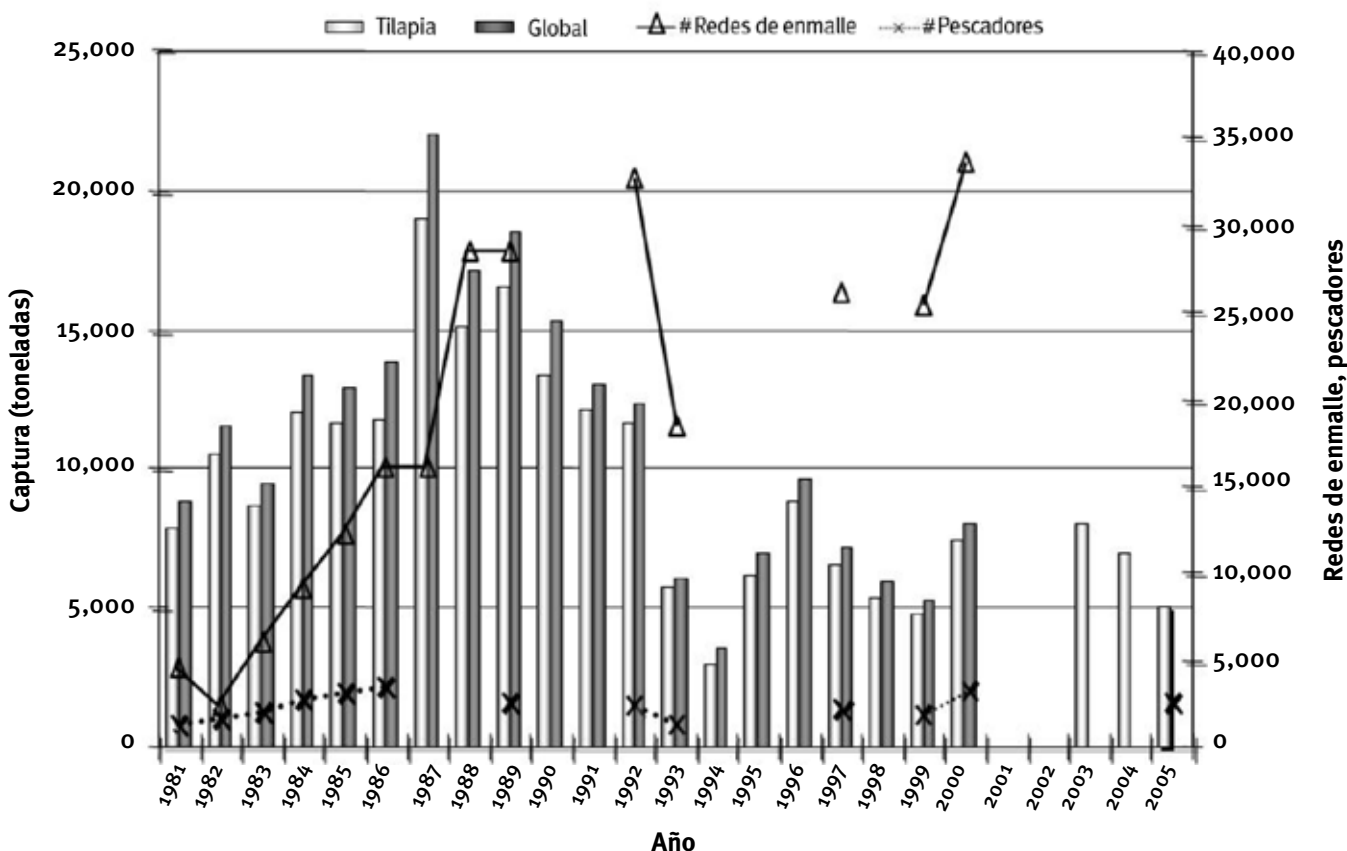
Muchas personas habían abandonado el campo, alentados por los altos rendimientos que se obtuvieron inicialmente con la tilapia. Entonces, esto parecía representar una excelente alternativa para proveer de alimentación y recursos económicos a las comunidades. Por desgracia, la situación resultó efímera, pues la pesquería fallida de la tilapia no podría satisfacer las demandas de estas comunidades a largo plazo. De hecho, combinada con otros efectos ecológicos (por ejemplo, la eutrofización), la introducción de la tilapia contribuyó al declive de las especies autóctonas, como el bagre del Balsas y los cíclidos, que revestían mayor valor ecológico y comercial (Contreras MacBeath, 1998; Huerta y Castañeda Castillo, 1982; Luna Figueroa, 2006).

Infraestructura de la pesquería

Los pescadores están agrupados en 48 organizaciones: 12 en Guerrero, con una población actual de 417 pescadores, y 36 en Michoacán, con una población de 2,069 pescadores (Torres Oseguera, 2005). Como la pesquería de la tilapia es exclusivamente artesanal, no se usa ninguna tecnología avanzada para procesar el pescado. Sin embargo, estas actividades representaban una fuente alternativa de ingresos para las familias y de empleo para

las mujeres de las comunidades. El principal procesamiento es el fileteado del pescado entero para venderlo en los mercados nacionales e internacionales. Los filetes son un producto de mayor valor; de cada tres kilos de pescado entero se obtiene uno de filete. Esta actividad derivada para las mujeres ayuda a entender por qué el declive de la pesquería afecta el flujo de ingresos de toda la familia y no sólo el de los pescadores. Como no hay fábricas de hielo cerca de la presa y la gente de las plantas procesadoras no posee camiones con refrigeración, los filetes de tilapia se llevan al siguiente poblado, donde fijan el precio alrededor de 28 intermediarios, quienes luego transportan el producto a la Ciudad de México. En este momento, el precio de primera venta de la tilapia recién pescada es de tres a cuatro pesos por kilogramo (\$EU0.27-0.36), mientras que los intermediarios compran el filete procesado a ocho pesos el kilo (\$EU0.73), que luego se vende a entre 17 y 22 pesos (\$EU1.54-2.00) en el mercado nacional, por ejemplo en Monterrey. Los precios bajaron recientemente a causa de otro problema no relacionado con el tamaño menor de la tilapia que ahora se pesca en El Infiernillo: las importaciones masivas de la tilapia china, más cara pero a menudo preferida. Estas tilapias se empaican individualmente para fines de control de calidad y los filetes se venden a un precio minorista de entre 30 y 35 pesos (\$EU2.72-3.18). Desde luego, la competencia con estos precios no permite ningún aumento en la tilapia capturada localmente y, en consecuencia, en los ingresos de los pescadores.

Gráfica 5.3. Captura pesquera en la presa El Infiernillo entre 1981 y 2005 (sobre todo tilapia, en redes de enmalle/pescador)



Fuentes: Jiménez Badillo et al., 2000; Hernández Montaña, 2002; Carta Nacional Pesquera, 2000; Martínez V., 2003; Torres Oseguera, 2005.

Gráfica 5.4. Loricáridos capturados incidentalmente en 2006



Fuente: Roberto Mendoza.

Gráfica 5.5. Procesamiento de la tilapia en El Infiernillo



Fuente: Roberto Mendoza.

Medidas administrativas

Debido a la sobrepesca de la tilapia durante años y los volúmenes continuamente a la baja disponibles para captura, en el año 2000 se adoptó una norma oficial federal (NOM-027-PESC-2000) que limita los lugares de pesca, el tamaño de las redes, el número de redes por pescador, las horas de operación y el esfuerzo de pesca total en el embalse. Las actividades pesqueras están restringidas en ciertas zonas de la presa que se sabe son reproductivas; además, el tamaño mínimo para captura debe ser de 17 cm y las redes no pueden rebasar una longitud de 35 m y una altura de 3 m, con una luz de malla de 8.25 cm como mínimo. También se estableció el límite de cinco redes por pescador, con un máximo total de 16,000 redes en uso y de 3,000 pescadores. El horario de trabajo de lunes a viernes está restringido de las 6:00 hrs. a las 15:00 hrs.

Por desgracia, estas medidas restrictivas no se han aplicado de manera adecuada. Además, la luz de malla oficial recomendada permite la captura de peces inmaduros, con lo que se afecta la pauta reproductiva de la población. Tampoco se respetan las zonas protegidas porque esta política afectó a una cantidad considerable de pescadores a los que antes se les habían asignado áreas de pesca que se volvieron protegidas con la nueva reglamentación. A cada pescador le corresponde un área específica en el embalse y la restricción significaría que la pesca en algunas de esas áreas asignadas ahora estaría prohibida. Así, esos pescadores tendrían que llegar a áreas abiertas, lo que representa una mayor inversión en combustible y tiempo. Como resultado, hasta 2002, la pesquería de tilapia en El Infiernillo se seguía considerando un recurso abierto (es decir, entrada ilimitada) sin restricciones para la forma en que se capturaba la especie (Hernández Montaña, 2002).

En marzo de 2006 se anunciaron modificaciones a esta reglamentación. Esto tenía el propósito de evitar la pesca de tilapia de tamaño insuficiente o en proceso de maduración, cambiando el tipo de redes usadas y estableciendo un marco jurídico más restrictivo, lo que incluía sanciones más severas para quienes lo infringieran. Esta modificación reglamentaria se instituyó en vista de la baja competitividad de la pesquería y las repetidas infracciones a la norma anterior (por ejemplo, se han destruido hasta 10,000 redes de enmalle por la medida ilegal de su luz de malla y los inspectores han retenido 51 toneladas de tilapia porque el pescado no alcanzaba el tamaño reglamentario; véase Servín García, 2006).

¿RECUPERACIÓN DE LAS POBLACIONES?

El hecho de que la presión pesquera se ejerza principalmente sobre los peces que apenas inician su etapa reproductiva, junto con el uso de artes de pesca ilegales como las tarrayas y medidas de luz de malla inferiores a las autorizadas, o el uso de diferentes luces de malla en una sola red, han precipitado el declive de la población. También se piensa que este declive ha propiciado que la tilapia alcance la madurez a un menor tamaño. Es común que las tilapias se reproduzcan cuando apenas tienen unos cuantos meses de edad, muchas con un peso inferior al de mercado (Peña Mendoza *et al.*, 2005). No obstante, se ha señalado que la madurez sexual temprana puede influir de manera negativa en la tasa de crecimiento (Morales, 1991). Asimismo, se ha registrado el enanismo como una respuesta normal en la especie *Oreochromis* durante su primer año de vida (Dudley, 1972). La reducción de las poblaciones también se ha atribuido a la presencia de parásitos (Rosas, 1976).

Otra preocupación respecto a la tilapia en la presa El Infiernillo tiene que ver con que su introducción inicial procede de un número reducido de reproductores (3,685 alevines de un solo criadero de Tacámbaro, Michoacán, Rosas, 1976) y la posterior repoblación viene del mismo lugar. Por lo tanto, es probable un alto grado de endogamia. La falta de un estudio de población adecuado confunde más la situación. Por ejemplo, cuando se introdujo la tilapia, no se puso atención en la necesidad de producir híbridos fértiles. En un estudio reciente (Barriga Sosa *et al.*, 2004) se señala que la variabilidad genética [heterozigosidad esperada (H_e)= 0.062] para los individuos de tilapia de esta presa es más bien baja, lo que podría explicar la lentitud con la que se recupera la población.

De acuerdo con García Calderón *et al.* (2002), la construcción de la presa El Caracol en 1987 (INE) aguas arriba de El Infiernillo también contribuyó al declive general de la captura. Además, como el principal propósito de la presa es generar electricidad, el nivel del agua fluctúa continuamente y el volumen del embalse se puede reducir a 37 por ciento. En estos niveles, las zonas de desove de las tilapias quedan expuestas.

Mitigaciones

Se han propuesto varias medidas para solucionar algunas de las causas del declive de la población de tilapias en el embalse, entre otras: repoblar con especies controladas genéticamente, aumentar la medida de la luz de malla de las redes para evitar la falta de crecimiento, respetar las zonas protegidas, restringir las temporadas de captura y cultivar las tilapias en jaulas flotantes para exportación (Jiménez Badillo, 2000; Hernández Montaña, 2002; Torres Oseguera, 2005). Sin embargo, no es probable la aplicación de estas medidas dadas las precarias condiciones socioeconómicas de la región.

LA INVASIÓN DE LORICÁRIDOS EN EL INFIERNILLO

Ruta de introducción

Se introdujeron loricáridos en la presa El Caracol, ubicada aguas arriba de la presa El Infiernillo, con el propósito de controlar las algas y limpiar de ellas este cuerpo de agua. Cuando se abrieron las compuertas de El Caracol, los peces entraron en grandes cantidades al embalse de El Infiernillo (Martínez Elorriaga, 2005). Sin embargo, la gran abundancia de loricáridos en la cuenca alta del Balsas, en particular en los alrededores del estado de Morelos, donde se ubican la mayoría de las granjas acuícolas, hace pensar en la probabilidad de que los escapes continuos de esas granjas hayan contribuido como origen de las poblaciones de cuando menos seis diferentes especies de loricáridos. Además, los loricáridos fueron introducidos masivamente en Morelos en un esfuerzo infructuoso por controlar el jacinto acuático. Con sus temperaturas templadas, altos niveles de oxígeno, baja salinidad, pH casi neutral y abundantes recursos alimentarios, El Infiernillo cuenta con condiciones óptimas para el desarrollo y el establecimiento de poblaciones de loricáridos (Escalera Barajas, 2005). La morfometría de la presa, sumada a la confluencia de ecosistemas lóticos y lénticos, ofrece diferentes tipos de hábitats para la adaptación y la proliferación exitosa de poblaciones de loricáridos (Escalera y Arroyo, 2006). Esto favorece la distribución del uso del hábitat entre loricáridos grandes y pequeños, como se ha observado en diferentes especies de plecos (Liang *et al.*, 2005). Asimismo, los loricáridos introducidos carecen de depredadores naturales conocidos en esta cuenca, lo cual queda demostrado por su éxito como invasores sobre la poblaciones numérica y genéticamente deprimidas de la tilapia, la carpa y el bagre autóctono.

Gráfica 5.6. Ejemplares jóvenes de loricáridos para venta



Fuente: Roberto Mendoza.

Gráfica 5.7. Redes desechadas tras el enmalle de loricáridos



Fuente: Roberto Mendoza.

Gráfica 5.8. Herramienta para cortar la cabeza de los loricáridos



Fuente: Roberto Mendoza.

Gráfica 5.9. Galerías de anidación cavadas en la presa por loricáridos



Fuente: Roberto Mendoza.

Utilización

Como la erradicación es casi imposible, el gobierno de Michoacán, en colaboración con el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, anunció la disponibilidad de fondos para investigaciones orientadas al aprovechamiento de los loricáridos. El gobierno del estado ya financió un proyecto para procesar los loricáridos como harina de pescado para su uso como fertilizante agrícola, además de que se está analizando el valor de esta harina como ingrediente de alimento para ganado (Martínez Elorriaga, 2005) y alimentos acuícolas. Los resultados parecen prometedores a causa del alto nivel proteico (85 por ciento) del músculo y la elevada digestibilidad *in vitro* de la proteína (95 por ciento), así como su rico perfil de ácidos grasos (Vargas Vázquez, 2006; Escalera, 2006, comunicación personal; Escalera y Arroyo, 2006). Sin embargo, resta investigar a fondo la posibilidad de su aprovechamiento para consumo humano —por ejemplo, como complemento alimenticio—, sobre todo dado que algunos informes plantean que ciertas especies de loricáridos tienen tendencia a acumular metales pesados, lo que ha desalentado su consumo (Marcano y Troconis, 2001; Chavez *et al.*, 2005).

Problemas socioeconómicos ocasionados por los loricáridos en la presa El Infiernillo

Problemas económicos

PESQUERÍAS

Al ser capturados, los loricáridos se defienden levantando sus espinas dorsal y pélvica, por lo que se enmallan en las redes de tal modo que hay que cortarlas para retirarlos (Martínez Elorriaga, 2005). El precio aproximado de una red de enmalle es de 900 a 1,000 pesos (\$EU81.81-90.90). Los pescadores han ideado una herramienta especial para tratar de cortar la cabeza de los loricáridos y salvar sus redes (véase la gráfica 5.3).

El efecto de la invasión de los loricáridos en las poblaciones de tilapia es incierto. Los pescadores afirman que están capturando la mitad de tilapia de lo que solían antes de la invasión, mientras que las autoridades locales minimizan esta cifra —señalan que la pérdida en la captura de tilapia es de 10 a 15 por ciento— y sostienen que la contaminación y la degradación natural del embalse también son factores importantes que han contribuido a este declive (Martínez Elorriaga, 2005). Otras fuentes indican que la presencia de loricáridos en la captura puede haber aumentado de 30 a 90 por ciento, dependiendo de la zona de pesca dentro del embalse (Escalera Barajas, 2005; Vargas Vázquez, 2006).

Es difícil determinar la cantidad exacta de loricáridos que realmente se capturan, pues muchos son devueltos al agua y sólo una parte de los capturados se descarta en la orilla. También se han observado daños severos en ciertas partes de los diques de la presa, donde los loricáridos han cavado galerías y túneles para anidar, en conformidad con lo que los investigadores han encontrado en otros lugares (Hoover, 2004; Devick, 1989).

Por su conducta alimentaria, excrementos y suspensión de sedimentos, estos peces generan problemas en la calidad del agua, floraciones de algas microscópicas y cambios en la disponibilidad de nutrientes de plancton (Escalera Barajas, 2005; Novales Flamanrique *et al.*, 1993). Un efecto indirecto de su conducta alimentaria es la modificación de la estructura trófica del ecosistema, como lo indica Power (1990), lo que podría ser nocivo para las poblaciones de tilapia. La conducta agresiva de los loricáridos y la tilapia durante la reproducción y la competencia por sustratos para anidar también pueden ser factores de peso (Escalera Barajas, 2005; Crossland, 2006). El declive acelerado de las poblaciones de tilapia a causa de la presencia de los loricáridos es posible, pues la invasión de éstos y su efecto en las pesquerías ya están documentados (Chávez *et al.*, 2006).

Salud humana

La abundancia de loricáridos representa un problema sanitario en potencia toda vez que los pescadores locales se rehúsan a consumirlos y más bien los desechan en la orilla para que se descompongan (Servín García, 2005). Además, al tratar de zafar los loricáridos de las redes de enmalle, muchas veces los pescadores se lesionan (Escalera, comunicación personal, 2006).

Gráfica 5.10. Captura incidental típica de plecos en la presa El Infiernillo



Fuente: Roberto Mendoza.

Estudio socioeconómico

Se hizo un estudio socioeconómico en un poblado representativo ubicado al este del embalse, Churumuco, que incluye el mayor número de comunidades. Churumuco está a 235 km de Morelia, capital de Michoacán.

El municipio de Churumuco tiene un área de 1,119 km², es decir, casi 2 por ciento del área total de Michoacán. En 1995 había 15,068 habitantes (Gobierno de Michoacán, 2005) y, de acuerdo con el censo más reciente, en 2004 la capital municipal tenía 14,866 habitantes (*Periódico Oficial de Michoacán*, 2005). Un aspecto importante es que se considera que 51 por ciento (7,658 personas) de las comunidades de este municipio viven bajo la línea de pobreza, 13 por ciento (1,968 personas) en pobreza y 36 por ciento (5,330 personas) en pobreza relativa.

Con base en los datos recabados en una encuesta en la que Escalera Barajas (2005) entrevistó a 300 personas, de 15 años o mayores, a lo largo de un mes y en el plan municipal de 2005-2007 (*Periódico Oficial de Michoacán*, 2005), varios hechos socioeconómicos resultan útiles para entender los efectos en la pesquería, como veremos a continuación.

Educación

Hay 56 escuelas primarias, seis secundarias, dos preparatorias y una biblioteca municipal. De acuerdo con las cifras oficiales, 25 por ciento de la población es analfabeta. Sin embargo, los resultados de la

Gráfica 5.12. Ubicación del municipio de Churumuco



Gráfica 5.11. Loricáridos en descomposición



Fuente: Roberto Mendoza.

encuesta indican que 53 por ciento de la población es analfabeta o no ha terminado la primaria. Uno de los principales problemas cuando se realizó la encuesta fue que mucha gente no sabía leer o llenar los cuestionarios y, cuando podía hacerlo, no entendía palabras comunes como “consumo”. Este aspecto limita el desarrollo socioeconómico de la región, pues muchos habitantes no pueden participar en cursos de capacitación o solicitar asistencia estatal aunque sean elegibles por su condición socioeconómica. Esta escasa educación también inhibe la capacidad de los pescadores para organizarse y vender sus productos directamente en el mercado nacional.

Salud

El poblado sólo cuenta con un centro de salud y con una institución que ofrece servicios de diagnóstico y tratamiento médico para pacientes ambulatorios. Hay siete médicos en total.

Edad

Noventa por ciento de la población es adulta, 40 por ciento de la cual es mayor de 46 años de edad. Esta estructura etaria obedece a la migración regular de adultos a otras regiones desde que empezó a deteriorarse la pesquería hace 18 años.

Estado civil

La población casada constituye 89 por ciento del total municipal. Debido a la estructura etaria y la migración de la gente más joven en busca de empleo en otros lugares, sólo 10 por ciento de la población residente pertenece al grupo de edad de 15 a 25 años.

Seguridad

Éste es un aspecto crucial, pues el poblado no cuenta más que con 43 policías y dos patrullas, sólo una de éstas en buenas condiciones. Las autoridades locales, estatales y federales han reconocido que en la región operan importantes narcotraficantes. El consumo de drogas se incrementó y se han registrado algunos secuestros (*Periódico Oficial de Michoacán*, 2005). Estos hechos han ahuyentado a posibles inversionistas.

Sexo de la población relacionada con las actividades pesqueras

Noventa y cuatro por ciento de las personas que respondieron la encuesta eran hombres. Las mujeres entrevistadas sólo representan a sus maridos en las uniones y cooperativas de pescadores; 49 por ciento de los habitantes son varones y 51 por ciento, mujeres. De estas mujeres, 47 por ciento (3,500) son mayores de 12 años y 27 por ciento (2,000) trabajan fuera de casa.

Vivienda

El poblado original de Churumuco quedó inundado por el embalse que se creó al finalizar la construcción de la presa en 1964. Justo antes de que la presa empezara a funcionar para generar hidroelectricidad, se reubicó a la gente y el nuevo territorio se distribuyó de manera equitativa. Esta acción dio oportunidad a todas las familias de ser propietarias de una vivienda; de 2,703 viviendas 2,609 (97 por ciento) están ocupadas por sus propietarios. No obstante, en el año 2000, 76 por ciento de las casas carecían de conexiones para el drenaje, 20 por ciento de electricidad y 54 por ciento de agua potable (INEGI, 2000).

Automóviles

Sólo 30 por ciento de los entrevistados tiene automóvil. En este contexto, un automóvil no es un artículo de lujo, sino una herramienta necesaria. Los pescadores que tienen un vehículo pueden llevar su producto al mercado sin la intervención de intermediarios.

Antigüedad

Veintitrés por ciento de los pescadores empezó a pescar desde que la presa entró en operación y 56 por ciento se incorporó a la pesquería durante el periodo 1976-1990. Por consiguiente, este último grupo estaba activo cuando la captura de tilapia alcanzó sus mayores niveles y la pesca era la actividad más importante de la región.

Tiempo dedicado a la pesca

Cincuenta y siete por ciento de los pescadores tiene una jornada de ocho horas, lo que contraviene la norma oficial aprobada (de 6:00 a 13:00 horas). Ésta es una consecuencia natural de las reducidas poblaciones de tilapia en el embalse. Sin embargo, esta práctica ha acarreado una situación más compleja: como resultado de los bajos volúmenes capturados en el horario oficial, varios pescadores,

tanto registrados como no registrados, han decidido pescar en la noche. Esta situación ya ha provocado un serio conflicto que se suma a la escasa seguridad, así como al analfabetismo y los bajos ingresos de la mayoría de la población en general, y ha dado a los narcotraficantes de la región la oportunidad de ofrecer sus servicios para resolver el problema.

Artes de pesca

Ochenta y ocho por ciento de los pescadores poseen equipo de pesca. Por otro lado, 15 por ciento de los entrevistados mencionaron que de vez en cuando usan artes de pesca o redes de enmalle no oficiales con una luz de malla menor a la autorizada.

Comercialización

Como consecuencia de la falta de recursos para comercializar su captura, la gran mayoría de los pescadores (92 por ciento) prefieren vender su producto a intermediarios y sólo 8 por ciento pesca para satisfacer sus necesidades de alimentación.

Valor del producto

Muchos entrevistados (85 por ciento de los pescadores) se quejan del bajo precio que ofrecen por su captura y 13 por ciento afirma que el principal problema es el tamaño del pescado. El resto (2 por ciento) considera que la calidad es un impedimento para la comercialización.

Ingreso

Noventa por ciento de los entrevistados considera insatisfactorio el ingreso que percibe.

Otras actividades

Cuarenta y cuatro por ciento de los entrevistados pesca como actividad de tiempo completo, mientras que 47 por ciento complementa su ingreso con las remesas que envían a la región nacionales residentes en el extranjero.

Migración

La migración de jóvenes a Estados Unidos que envían dinero a su hogar es crucial para la supervivencia económica actual de la comunidad (Martínez Elorriaga, 2004). En general, la migración tal vez se relacione con el clima caluroso y árido de la región

(22.9 a 36.1 °C, con una precipitación media anual de 639 mm) y con la falta de otras fuentes de empleo (*Periódico Oficial de Michoacán*, 2005). A causa del clima, la agricultura difícilmente es una opción. De acuerdo con la encuesta, 44 por ciento de los pescadores entrevistados tiene al menos un pariente que vive en Estados Unidos y 16 por ciento de los propios entrevistados trabaja allá por temporadas.

Lo paradójico es que la presa se construyó no sólo para generar electricidad, sino también para conservar la ictiofauna autóctona y fomentar el desarrollo económico de la región (Escalera y Arroyo, 2006).

Integrantes de la familia

Las familias viven hacinadas, pues 73 por ciento de los hogares tienen más de cinco individuos. Tal vez esto explique la presión económica que sienten los pescadores y por qué no respetan las medidas de manejo destinadas a restaurar las poblaciones de peces.

Estructura de género de las familias

La mayoría, 54 por ciento, de los niños son varones. Es probable que muchos de ellos no contribuyan al ingreso familiar dentro de la región y que a la larga decidan emigrar en busca de mejores oportunidades de empleo.

Ingreso familiar

Sólo 8 por ciento de las mujeres contribuye directamente al ingreso familiar, en parte porque se considera que la pesca es una actividad exclusivamente masculina y también porque hay muchos niños que cuidar.

Loricáridos

Noventa y seis por ciento de los entrevistados sabían de los loricáridos. Más de 70 por ciento ha tratado de comer el pez diablo de diferentes maneras (sobre todo como condimento para dar sabor a su comida habitual).

Apreciación actual de la actividad pesquera

Para 97 por ciento de los entrevistados, la pesca sigue siendo una actividad fundamental. No obstante, una proporción creciente de la población está considerando emprender otras actividades o reubicarse en otro lugar.

CONCLUSIONES

Durante algunos años, la introducción de la tilapia y la carpa en la presa El Infiernillo, ubicada en los límites de los estados de Michoacán y Guerrero, México, brindó oportunidades económicas a los pescadores locales y la región mediante el procesamiento del pescado y otras industrias relacionadas. Sin embargo, la población de tilapia superó a las de carpa y bagre autóctono, especies más valiosas. Más adelante, las poblaciones de tilapia también empezaron a decaer, quizás a raíz de la insuficiente diversidad genética, la contaminación y el manejo deficiente de la pesquería. En años recientes, el declive de la tilapia se ha acelerado por la llegada de miembros de otra familia de peces exóticos, los loricáridos (Luna Figueroa, 2006). A la fecha no se ha encontrado un valor económico para estos invasores —llamados plecos o peces diablo—, sino que más bien compiten con la tilapia por alimento y espacio.

Las precarias condiciones socioeconómicas de la región ponen de relieve dos conclusiones relacionadas sobre la introducción de estos peces. En primer lugar, introducir una especie exótica, como la tilapia y la carpa, en ocasiones puede generar mejores ingresos y empleos en una región, pero un recurso de este tipo debe manejarse con cuidado para mantener las ganancias económicas en el transcurso del tiempo. Si no se maneja bien, las ganancias económicas irán reduciéndose tan rápidamente como aumentaron, dejando a las comunidades locales en las mismas malas condiciones, o peores, que antes. En segundo lugar, una introducción accidental, como ocurrió con los loricáridos, puede ser devastadora para un recurso ambiental, en especial un recurso no controlado como la pesquería de la tilapia en la presa El Infiernillo. El rápido declive de la pesquería y los problemas relacionados con la introducción de loricáridos en la presa han tenido efectos negativos en una comunidad mexicana pobre, dejando a los jóvenes con cada vez menos opciones de no ser emigrar a Estados Unidos o reubicarse en zonas donde pueda haber mayores posibilidades económicas.

Estos hechos ameritan una profunda reflexión, pues los loricáridos se han extendido a la mitad del territorio mexicano y han prosperado en aguas donde hay comunidades como las que bordean la presa El Infiernillo. La moraleja de este relato puede ser: “Nunca introduzcas una especie exótica invasora donde ya hay otras, porque encontrará el terreno allanado para la invasión”.



CAPÍTULO 6

Análisis socioeconómico de los efectos de la familia *Loricariidae* en México: el caso de la presa Adolfo López Mateos (El Infiernillo)

Omar Stabridis Arana (1), Alejandro Guevara Sanginés (1), Roberto Mendoza Alfaro (2), Carlos Ramírez Martínez (3), Carlos Escalera Gallardo (4), Patricia Koleff Osorio (5)*

INTRODUCCIÓN

Cuando una especie exótica se convierte en invasora, las consecuencias son en general negativas, aunque puede llegar a haber algunos efectos positivos. En este capítulo se exploran las consecuencias de la introducción de peces de la familia Loricariidae (loricáridos) en México. Se analizan por separado los efectos en tres ámbitos: la actividad pesquera, el capital natural y las actividades de acuarismo. Los resultados muestran efectos negativos en el capital natural y la actividad pesquera, pero positivos —generación de ganancias— en la industria del acuarismo. En suma, el impacto de la introducción de los loricáridos se traduce en pérdidas que ascienden a casi 16.5 millones de dólares anuales.

Antecedentes

El acuarismo es una actividad productiva que en México ha crecido más de cien por ciento durante la última década: hoy día genera ingresos superiores a mil millones de pesos anuales, considerando los precios al menudeo (Ramírez Martínez y Mendoza, 2005).

Sin duda, el periodo de expansión más importante del acuarismo en México corresponde a los últimos 12 años. Las causas de este importante crecimiento se relacionan básicamente con dos aspectos: el crecimiento poblacional, sobre todo en las zonas urbanas, y el comportamiento de la economía (Ramírez Martínez, 2007).

La crisis económica que sacudió al país en 1994 provocó una drástica caída en las importaciones de peces de ornato de agua dulce, lo que afectó el proceso de expansión que el acuarismo había empezado a experimentar. Sin embargo, tal situación permitió que los productores nacionales de peces de ornato crecieran de manera importante debido al aumento de la demanda y precio de los peces. Esto no sólo los llevó a elevar su producción, sino a incorporar al cultivo nuevas variedades de peces, incluidas especies de la familia de los loricáridos, comúnmente conocidos como “plecos” o “peces diablo”. Originarios de la cuenca del Amazonas, del Orinoco y del Paraná en Sudamérica, los plecos tienen una gran demanda entre los acuaristas pues se considera que mantienen “limpias” las peceras dado que se alimentan de las algas que se forman en las paredes de vidrio y objetos que se encuentran dentro de la pecera.

Ahora bien, el crecimiento en la producción de peces de ornato de agua dulce significó también que se elevaran los riesgos ecológicos derivados de esta práctica productiva, en particular por la liberación —involuntaria o intencional— de especies exóticas que pueden convertirse en plagas invasoras, causando graves da-

ños ambientales, económicos y sociales. Así ocurrió con los plecos en la cuenca del río Balsas, específicamente en la zona de la presa Infiernillo (Ramírez Martínez, 2007).

La rentabilidad del acuarismo propició un desmedido crecimiento de “granjas caseras” sin las medidas de seguridad adecuadas y cuya manera de enfrentar las caídas de precios de algunas especies fue arrojarlas a los ríos. Así fue como algunos cuerpos de agua dulce recibieron especies exóticas que podían convertirse en plaga, pues se alojaban en ambientes similares al de su origen pero sin los enemigos naturales que suelen garantizar el equilibrio del ecosistema.

Como se mencionó, estos peces amazónicos se introdujeron al país vía la importación y se comenzaron a criar sobre todo en el estado de Morelos, entidad donde se concentra la gran mayoría de los productores acuícolas de México. Sea por descuido, sea porque se les arrojaba intencionalmente en los cuerpos de agua dulce cuando su precio era muy bajo o no se les podía vender, el hecho es que los loricáridos llegaron al río Balsas, adonde, sin enemigos naturales, se volvieron una población muy densa que pronto desplazó a varias especies originarias. El Balsas alimenta la presa Adolfo López Mateos, conocida también como Infiernillo (véase el capítulo 5). Así, conducidos por el río, los plecos se alojaron en la presa y se convirtieron en plaga, agravando la crisis de la pesca de tilapia que ya desde hacía algunos años presentaba problemas de sobreexplotación. Además, dado el comportamiento de los plecos de excavar la costa para construir sus nidos (Mendoza *et al.*, 2007), también se empezaron a detectar ciertos problemas en las características ambientales de la presa, como turbidez en el agua y erosión.

El propósito de este estudio de caso es determinar los efectos económicos y ecológicos, —positivos¹ y negativos— de los loricáridos en la actividad pesquera, el capital natural y el acuarismo.

* 1) Universidad Iberoamericana; 2) UANL; 3) IIS-UANL; 4) CIIDIR-IPN; 5) Conabio.

¹ El término “efectos positivos” no significa que los loricáridos sean benéficos en un sentido intrínseco, sino que se utiliza para hacer referencia a que existe un comercio que genera ganancias que bien pueden cuantificarse.

Entre los principales efectos en la actividad pesquera se cuentan las pérdidas en horas-hombre, así como el deterioro de las artes de pesca. Los efectos en el capital natural incluyen el deterioro en la calidad del agua y la formación de costas. Para el caso del acuarismo, los efectos se determinan a partir de un análisis del volumen de ventas de loricáridos que incluye tanto la producción nacional como las importaciones.

EFFECTOS EN LA ACTIVIDAD PESQUERA

Concluida en 1963, la presa Adolfo López Mateos (Infiernillo) es un embalse artificial construido con el propósito de generar energía eléctrica con una capacidad instalada de 624,000 kilowatts (Orbe Mendoza, 2007). Además de cumplir con su objetivo principal, las presas sirven como fuente de alimentos para autoconsumo y actividades comerciales (Orbe Mendoza *et al.*, 1999). La actividad pesquera en la presa Infiernillo nació pocos años después de su construcción, específicamente a inicios de la década de los setenta. Con la finalidad de generar una oportunidad de desarrollo económico para las comunidades circundantes, las autoridades gubernamentales decidieron introducir peces comerciales, como algunos tipos de mojarra y carpa, que junto con las especies nativas del río Balsas, como el bagre del Balsas (*Ictalurus balsanus*) y la mojarra del Balsas (*Cichlasoma istlanum*), darían lugar a una actividad pesquera de importancia para la zona.

A partir de la década de los setenta comenzó en la presa una actividad pesquera que poco a poco cobró relevancia, a grado tal que en 1987 llegó a ser la reserva de agua con la mayor producción pesquera de América Latina, con 18,953 toneladas de tilapia y 4,888 toneladas de carpa y bagre. Sin embargo, en ese momento el esfuerzo pesquero estaba ya cerca de su máximo sostenible (Jiménez Badillo *et al.*, 2000).

Después de ese año, la producción pesquera comenzó a declinar debido principalmente a la sobreexplotación de la tilapia. La pesca de ejemplares jóvenes y el aumento desmesurado de la pesca (medida en número de redes) tuvieron tal impacto que la producción total del año 2000 se redujo a sólo 7,356 toneladas, incluidas 1,699 toneladas de producto sin registro oficial. Es decir, la captura de dicho año representó apenas 30 por ciento de la de 1987.

La pesca de ejemplares jóvenes (los capturados en su primer periodo de maduración) tiene un efecto negativo en el tamaño promedio de la población de peces y, por tanto, en el precio al que se pueden comercializar. Al respecto, es importante mencionar el caso de la tilapia china, que es más competitiva en mercados y supermercados debido a su menor precio, mayor tamaño, controles de calidad y buena presentación.

La gráfica 6.1 muestra la evolución de la pesca de 1981 a 2003 (Orbe Mendoza, 2007). La mayor parte de la captura corresponde a la tilapia, que desplazó tanto a carpas como a bagres. Incluso la captura de bagre no se consideró en el análisis debido a su casi nula proporción.

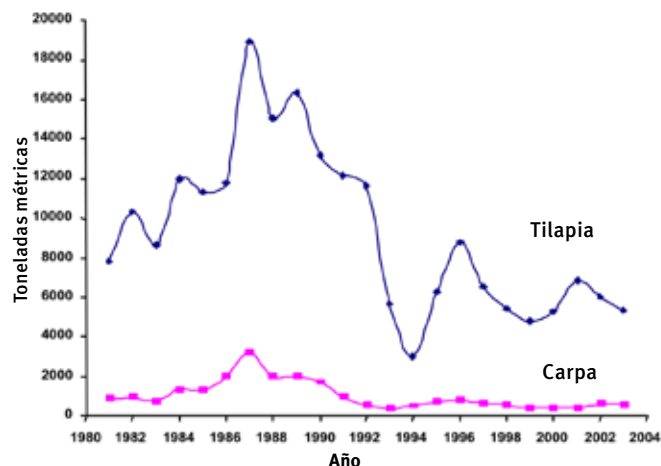
En la gráfica se observa que a partir de 1988, año en que el esfuerzo pesquero rebasó el máximo sostenible, la captura comenzó a caer, y en el caso de la tilapia —la especie comercial más importante del embalse—, la captura de 1997 fue menos de la mitad que la de 1987.

Los loricáridos comenzaron a aparecer en la presa en 1998, y a partir de 2001 aumentó su importancia en la proporción de captura.² El problema es que, al no considerárseles una especie comercial, no se llevó un registro de su captura y por tanto no se sabía el porcentaje que representaban en el total de pesca. Actualmente pueden llegar a representar casi 90 por ciento de la captura (Orbe Mendoza, 2007).

Otro factor que permitió la proliferación de los loricáridos es la eutrofización, dado que el contenido de fósforo del sistema, la baja calidad de agua y la temperatura del agua de la presa —entre 20 y 30 °C— forman un ambiente en el que a otro tipo de peces se le dificulta vivir (Mendoza *et al.*, 2007; Escalera Gallardo y Arroyo Damián, 2005).

Los loricáridos han tenido efectos negativos en la actividad pesquera realizada en la presa. Su estructura ósea de duras espinas daña las redes y algunos pescadores, en su desesperación por liberarlos, se lastiman las manos. Esto puede causarles heridas e incluso tétanos, aunque ellos aseguran protegerse contra ese riesgo mediante las campañas de vacunación de la Secretaría de la Defensa Nacional (Sedena). Este impacto se manifiesta también en el número de horas adicionales que emplean para alcanzar la misma captura de la época previa a la aparición de los loricáridos, así como en el gasto adicional de combustible.

Gráfica 6.1. Evolución de la extracción pesquera en la presa Adolfo López Mateos, 1981-2003



² Datos proporcionados por Carlos Escalera.

Fuente: Orbe Mendoza 2007.

Cuadro 6.1. Información básica sobre la pesca

Tipo de información	Valor mínimo	Valor promedio	Valor máximo
Redes por pescador	20	40	50
Precio de red (tamaño de entre 30 y 40 m)	P\$220	P\$240	P\$250
Apoyo gubernamental (número de redes por año)	3	4	5
Días de pesca a la semana	5	5	5
Días de pesca al año	260	260	260
Precio del kg de tilapia chica	P\$4.00	P\$4.00	P\$4.00
Precio del kg de tilapia mediana o grande	P\$7.00	P\$8.00	P\$10.00
Litros de combustible consumidos por viaje	5	6	8
Número (aproximado) de pescadores	3,000	3,000	3,000

Nota: Los precios de la tilapia son a pie de playa. Los pescadores trabajan cinco días por semana y el gobierno los apoya con la entrega gratuita de entre tres y cinco redes anuales a cada uno. Para cada tipo de información se presenta un valor promedio, así como valores mínimos y máximos.

Para obtener información se entrevistó³ a un grupo de pescadores de los municipios michoacanos de La Huacana, Churumuco y Arteaga, aledaños a la presa. Los principales resultados muestran que cada pescador posee entre 20 y 50 redes, lo que va en contra de la normatividad,⁴ que limita la posesión a cinco redes por pescador. Sin embargo, Orbe Mendoza (2007) apunta que en Nuevo Centro cada pescador tiene entre 20 y 90 redes, en tanto que en Churumuco este número oscila entre 8 y 30, por lo que es probable que el número promedio de redes utilizadas sea incluso mayor que lo registrado en las entrevistas realizadas para este estudio. La longitud promedio de las redes utilizadas por los pescadores entrevistados es de 60 metros, aunque en La Huacana apenas llega a 30 metros. En el cuadro 6.1 se presentan datos relativos a la pesca.

El cuadro 6.2 presenta los efectos de los loricáridos desde su proliferación en la presa, con valores tanto promedio como mínimos y máximos. De los resultados se puede inferir que los mayores daños de los loricáridos a la pesca se reflejan en las redes, cuya vida útil pasa de 1-3 años a 3-6 meses (entre 20 y 30 por ciento de la vida media

anterior), lo que se traduce en su reemplazo varias veces al año. Otro impacto se refleja en el número de horas diarias de pesca, que pasa de 5-7 a 7-9 horas, tiempo perdido que podría destinarse a otras actividades productivas o al ocio.

En cuanto a la captura diaria de tilapia, el registro anterior de entre 200 y 500 kilos se redujo a un máximo de 70 kilos, lo que para los pescadores se ha traducido en pérdidas de ingreso permanentes. Cabe observar que entre 70 y 80 por ciento de la captura total de tilapia corresponde a tilapia chica y el resto, a tilapia mediana.

Un resultado interesante es que los pescadores no reportan gastos de combustible adicionales que obedezcan a la aparición de los loricáridos. En las entrevistas revelan la razón: por la angostura de la presa en las zonas donde pescan, para arrojar los loricáridos a las orillas no necesitan desplazarse tanto, además de que muchos de ellos regresan estos peces al agua.

No se conoce el número exacto de pescadores. Los afiliados a cooperativas son, según se informa, poco más de 2,000, pero la cifra precisa se ignora debido al considerable número —cercano a 40 por

Cuadro 6.2. Efectos en la presa a partir de la aparición de los loricáridos

	Antes de la proliferación de loricáridos			Después de la proliferación de loricáridos		
	Valor mínimo	Valor promedio	Valor máximo	Valor mínimo	Valor promedio	Valor máximo
Duración de las redes en años (y meses)	1 (12)	2 (24)	3 (36)	0.25 (3)	0.33 (4)	0.5 (6)
Horas de pesca por día	5	6	7	7	8	9
Captura diaria de tilapia chica y mediana (kg)	200	300	500	30	50	70
Captura diaria de tilapia chica (kg)	140	225	400	21	38	56
Captura diaria de tilapia mediana (kg)	60	75	100	9	12	14

³ Entrevistas elaboradas por los maestros Carlos Escalera y Miriam Arroyo, septiembre de 2007.

⁴ Véase la NOM-027-PESC-1999, que regula la pesca en la presa, en Semarnap, 2000.

Cuadro 6.3. Pérdidas totales en artes de pesca (en pesos)

Número de pescadores	Valor mínimo	Valor medio	Valor máximo
3,000	\$48,096,000	\$72,000,000	\$86,400,000

ciento del total de registrados en cooperativas— de pescadores libres (Orbe Mendoza, 2007). Para efectos del presente estudio se trabajó con la cifra de 3,000 pescadores.

Pérdidas en redes

Las pérdidas en redes se calculan como el diferencial entre el valor total de las redes anuales compradas antes y el valor total de las que se compran ahora. Por la forma de construcción de la fórmula misma, los valores resultantes serán positivos. Para las operaciones se toman en cuenta los valores mínimos, máximos y promedios. El resultado muestra que en promedio un pescador tiene un gasto adicional de 24,000 pesos (casi 2,200 dólares) al año en redes, en un intervalo de 16,032 a 28,800 pesos (1,400 a 2,600 dólares), lo que representa una pérdida muy importante cuando se considera el total de pescadores. El cuadro 6.3 presenta las pérdidas en redes para el conjunto de la actividad pesquera.

El cuadro muestra que las pérdidas promedio en redes oscilan entre 48 y 86 millones de pesos, cifras considerables que significan un golpe financiero en una actividad ya de por sí deprimida, sobre todo si tomamos en cuenta que además se registra una menor captura.

Es importante destacar que se podrían ahorrar entre nueve y 12 redes por año si los pescadores cumplieran el horario de trabajo de 6:00 a 15:00 hrs y no dejaran las redes en el agua durante toda la noche, ya que, dados los hábitos nocturnos de los loricáridos, éstas son vulnerables a estos peces.⁵ Tal cumplimiento entrañaría una reducción de entre 4,500,000 y 6,500,000 pesos en las pérdidas anuales; sin embargo, en virtud del volumen de loricáridos capturados, las pérdidas en artes de pesca continuarán siendo superiores a 40 millones de pesos.⁶

Dado el escenario de sobreexplotación y eutrofización del embalse, una solución práctica sería hacer efectiva la recomendación de respetar el esfuerzo pesquero a su máximo de cinco redes por año, lo que también contribuiría a disminuir las cuantiosas pérdidas en artes de pesca. El gobierno apoya a cada pescador con el otorgamiento de entre tres y cinco redes por año, pero el sobreuso de éstas y la reducción de su vida útil vuelven insuficiente ese apoyo.

Pérdidas en horas trabajadas

En los cuadros 6.1 y 6.2 se observa que antes de la aparición de los loricáridos el número de horas diarias trabajadas por pescador oscilaba entre cinco y siete. En la zona se suele trabajar cinco días por semana o 260 días por año. A partir de la aparición de los peces invasores, la

Cuadro 6.4. Pérdidas en horas de trabajo por año (en pesos)

Número de pescadores	Pérdida anual
3,000	\$13,622,700

nueva jornada laboral oscila entre siete y nueve horas, lo que representa dos horas adicionales de trabajo por día y, aun así, no se alcanza la captura habitual anterior a la llegada de los loricáridos. Si se considera el salario mínimo diario vigente en la zona⁷ —69.86 pesos— y una jornada de 8 horas, podría pensarse que el salario por hora del pescador sería de \$8.73. Así, los resultados arrojan una pérdida anual por pescador de 4,540.90 pesos, cifra que multiplicada por la cantidad de pescadores arroja los montos de pérdidas totales por año que se indican en el cuadro 6.4.

El cuadro 6.4 representa la pérdida de productividad por trabajador a consecuencia de la proliferación de loricáridos. A diferencia de lo que ocurre con las pérdidas en redes, en este renglón no se visualiza una solución directa para paliar el impacto negativo de las especies invasoras.

Pérdidas en captura

A partir del arribo de los loricáridos la extracción pesquera cayó en más de la mitad (véase la gráfica 1). Este fenómeno ocurre, por un lado, porque al usar más redes de las permitidas y practicar la pesca nocturna, el número de loricáridos atrapados en esas redes es mayor (con el daño consecuente), lo que a su vez disminuye la probabilidad de capturar peces comerciales; por otro lado, influyen también la competencia de los loricáridos por recursos y sitios de anidación, y su ingesta incidental de huevos de tilapia. Dado que la mayor parte de la pesca corresponde a tilapia (aproximadamente 90 por ciento de la captura comercial con acuerdo a las series históricas), se decidió calcular las pérdidas en captura a partir de la disminución en la pesca de tilapia, de modo que el resultado se debe tomar como un valor parcial (mínimo) del valor total de las pérdidas en captura de especies comerciales.

Por las entrevistas se pudo saber que la proporción de tilapia pequeña capturada representa entre 70 y 80 por ciento del total de tilapia capturada, en tanto que a la tilapia mediana correspondería entre 20 y 30 por ciento de dicha captura.

Los resultados indican que desde el arribo de los loricáridos los pescadores pierden en captura entre 200,000 y 580,000 pesos anuales cada cual. Las pérdidas conjuntas, correspondientes a todos los pescadores, se presentan en el cuadro 6.5.

El cuadro muestra que las pérdidas por captura oscilan entre 650 y 1,744 millones de pesos anuales, cantidad que deja ver una actividad pesquera previa muy rentable en el embalse. Sin embargo, *no toda esa pérdida es atribuible a los loricáridos*, pues la sobreexplotación en la

⁵ Carlos Escalera, comunicación personal; datos sustentados en muestreos hechos en la presa.

⁶ Cálculos realizados con base en la NOM-017.PEC-1999. Araceli Orbe, comunicación personal.

⁷ Dato de la Comisión Nacional de Salarios Mínimos (<http://www.conasami.gob.mx>), correspondiente a la zona "C". Para efectos de este estudio, los cálculos se realizan tomando este dato puesto que no existe un salario mínimo establecido para pescadores y la finalidad es obtener cuando menos un valor mínimo de pérdida. Los salarios establecidos por la Conasami son diarios, de manera que se calculó la remuneración por hora al dividir el salario diario entre 8: el número de horas de una jornada ordinaria de trabajo. Los pescadores afirman —como se señaló— que al proliferar los loricáridos ellos trabajan dos horas más que antes.

Cuadro 6.5. Pérdidas en pesca de tilapia (en pesos)

Número de pescadores	Valor mínimo	Valor medio	Valor máximo
3,000	\$649,740,000	\$978,120,000	\$1,744,080,000

pesca de tilapia se remonta a finales de los años ochenta; asimismo, la vida de un embalse artificial es corta con respecto a los embalses naturales,⁸ a lo que hay que sumar sus condiciones eutróficas.

Para obtener el monto de pérdida atribuible a los loricáridos habría que recurrir a un modelo econométrico que proporcione una relación directa entre las variables *captura de tilapia* y *presencia de los loricáridos en la presa*. Desafortunadamente, en este caso no es posible estimar dicho modelo toda vez que se carece de información suficiente.

Pérdidas en combustible

A partir de las entrevistas a los pescadores se determinó que la presencia de los loricáridos no ha generado gastos de combustible adicionales, ya que —explican los entrevistados— cuando capturan pecos los arrojan a la orilla o de plano los devuelven inmediatamente al agua. Se podría pensar que llegar a la orilla y tirarlos requiere de tiempo y combustible, pero los pescadores afirman que generalmente están a un kilómetro de la orilla, de modo que consideran menor dicho gasto adicional en tiempo y combustible.

Pérdidas en salud

Dada la constitución ósea de los loricáridos, la probabilidad de que los pescadores se dañen las manos al liberarlos de las redes es alta y ello, a su vez, puede acarrearles enfermedades como el tétanos, que de no ser atendido llega a causar la muerte. Una vacuna al año, cuyo costo oscila entre 50 y 150 pesos, evita el riesgo de que los pescadores adquieran dicha enfermedad, aunque lo común es que se protejan vía las campañas de vacunación anuales y sin costo que el gobierno federal lleva a cabo por medio de la Sedena. Los pescadores manifiestan que antes de la aparición de los loricáridos en la presa ya se vacunaban, pues los accidentes con las espinas de bagres, carpas y tilapias son comunes. El precio de la vacuna multiplicado por el número de pescadores da el costo total de la prevención (véase el cuadro 6.6).

Dicha vacuna previene el tétanos que las espinas de loricáridos, carpas, bagres o tilapias pueden provocar. Como no se conocen las probabilidades relativas de contagio del tétanos con respecto a cada especie, si las igualamos resulta que una cuarta parte del costo total de la vacuna correspondería a los loricáridos, esto es, entre 37,500 y 75,000 pesos anuales. Recuérdese que este costo lo asume el gobierno federal, que así se ahorra el gasto que el tratamiento de la enfermedad supondría, al margen de que con la prevención los pescadores evitan la enfermedad y los días sin laborar que ella entrañaría.

⁸ Roberto Mendoza, comunicación personal.

⁹ Para más información, véase <http://www.oportunidades.gob.mx>.

¹⁰ Esta investigación culminará con la tesis de maestría en producción agrícola sustentable de Miriam Arroyo.

Cuadro 6.6. Costo de la prevención del tétanos entre pescadores (en pesos)

Número de pescadores	Valor mínimo	Valor medio	Valor máximo
3,000	\$150,000	\$225,000	\$300,000

Cambios en la estructura del hogar

La baja rentabilidad de la pesca ha determinado que los pescadores busquen alternativas en otras actividades productivas, como la agricultura y el comercio. Sin embargo, dado lo inhóspito de la región, el cambio de actividad no resulta sencillo. Más de 40 por ciento de los pescadores no ha podido reconvertirse (Escalera Barajas, 2005), por lo que la migración nacional e internacional es cada vez más frecuente. Como en muchos casos es el jefe de familia quien emigra, las mujeres entran en el mercado laboral con algún negocio propio e incluso es frecuente observar a madres de familia dedicadas a la pesca.

La estructura de los hogares se altera cuando el hombre se ausenta y la mujer deja el cuidado de los hijos para ingresar al mercado laboral. En algunos casos, no obstante, el monto de las remesas enviadas por el emigrante permite mantener inalterada la estructura económica del hogar. Para algunas familias, la migración es también una opción para “capitalizarse”, pues las remesas se destinan a iniciar un negocio o financiar la compra de bienes de capital, como lanchas de motor o camionetas para traslado de mercancías.

Más allá de lo económico, la migración induce cambios como el apoderamiento de las mujeres. En ausencia del esposo, ellas se hacen cargo del hogar y toman decisiones respecto a la educación de los hijos o la forma de gastar el ingreso familiar. Se cree que para distribuir los ingresos entre las distintas necesidades del hogar las mujeres son más eficientes que los hombres. Así, por ejemplo, partiendo de este principio, el programa Oportunidades otorga ayuda económica a los hogares según el número de hijos en edad escolar, pero entrega este apoyo a las madres de familia⁹ precisamente para evitar que los padres se gasten el dinero en cosas ajenas a la educación de los niños.

Alternativas económicas derivadas del aprovechamiento de los loricáridos

Como se mencionó, los loricáridos tienen efectos negativos en la actividad pesquera, si bien los daños podrían compensarse parcialmente con un uso alternativo de su pesca. En busca de un aprovechamiento rentable de estos peces, el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) financia actualmente un proyecto para utilizar los loricáridos en la producción de surimi y extracción de colágeno y enzimas digestivas. El estudio final incluye una valoración sobre la rentabilidad de este destino alternativo para los loricáridos.

Por otro lado, Carlos Escalera y Miriam Arroyo, del CIIDIR-IPN-Michoacán, investigan la posibilidad de utilizar harina de loricáridos en la alimentación de tilapias.¹⁰ Uno de los resultados preli-

minares indica que ejemplares de tilapia alimentados con harina de loricáridos alcanzaron un mayor tamaño respecto a los alimentados con harina comercial.

Orbe Mendoza (2007) afirma que en Brasil los loricáridos se consumen y explica la forma de cocinarlos. Pero Chávez *et al.* (2005) alertan sobre este uso, pues encontraron que los loricáridos de la laguna de Bay acumulan metales pesados, aunque sus resultados no pueden generalizarse ya que cada ecosistema tiene características particulares. Por ejemplo, en la investigación sobre el uso de harina de loricáridos, los investigadores encontraron que los ejemplares provenientes de la presa no presentaban acumulación de metales peligrosos en grandes concentraciones, aunque no se hicieron análisis de mercurio, de modo que lo más recomendable es utilizarlos inicialmente para consumo animal en lo que se realizan los análisis para detectar la bioacumulación.

De hecho, las comunidades aledañas a la presa consumen ya la carne de loricáridos en ceviches y caldos. La dificultad de este consumo es que la capa ósea del loricárido hace más difícil su manipulación respecto a otros pescados, como la tilapia. Sin embargo, se comienza a probar su cocción en estufas solares, que después de unos minutos permite retirar con mayor facilidad esa capa ósea.

EFFECTOS EN EL CAPITAL NATURAL

En sus inicios, la economía sólo tomaba en cuenta, como factores de producción, el capital (máquinas), el trabajo (mano de obra) y la tierra. Sus análisis no consideraban algunos efectos negativos de la actividad productiva, como el que la explotación maderera de los bosques pudiera influir en la calidad del aire o que los desechos fabriles vertidos en cuerpos de agua pudieran matar no sólo a los peces sino también a las personas que consumían productos contaminados por esos desechos. El deterioro y la depredación de los recursos naturales no eran en realidad una preocupación mayor de la economía, pues se partía de que sólo tenía valor aquello que disponía de un mercado, es decir, lo comerciable.

Esta postura cambió a mediados del siglo XX, cuando un grupo de autores se dio cuenta de la importancia de los ecosistemas no sólo por su valor de uso, sino por su función como reguladores de factores climáticos.

Georgescu Roegen (1971) introduce el concepto de entropía para mostrar los efectos nocivos de la sobreexplotación del capital natural. Este concepto establece que la energía se conserva en cantidad pero se degrada en calidad, y de este modo da lugar a un fenómeno de desorden progresivo. Este autor y otros (Pearce *et al.*, 1990 y Dasgupta *et al.*, 1979) van dando forma a la nueva visión de la economía ecológica, que incluye el capital natural como parte fundamental de los procesos económicos.

En la economía ecológica, la contaminación del ambiente resulta un problema tan importante como la pobreza y las epidemias, además de que se reconocen los lazos entre estos fenómenos. Una de las formas de aproximarse al análisis económico de los problemas ambientales es estudiar el capital natural.

Este análisis parte del conocimiento de la actividad económica que genera los bienes y servicios que la sociedad desea. Apunta a que en el proceso de producción se utilizan tecnología y capital (físico, humano y natural). Los recursos naturales y el medio ambiente se incluyen en el concepto *capital natural*. La suma de los tres tipos de capital formaría el capital total.¹¹

La capacidad de cada generación para satisfacer sus propios objetivos —como reducir la pobreza— dependerá de lo que puede producir con el acervo de capital (la combinación de los distintos tipos de capital) con que cuenta, conformado por el capital legado por la generación anterior más lo que ella misma genera. Si se desea asegurar que la generación siguiente tenga como mínimo el mismo nivel de vida que la generación presente, *se le debe heredar el mismo capital total per cápita* (Pearce *et al.*, 1993).¹²

Parece una regla simple. Sin embargo, el problema está en que la actividad económica se vincula con frecuencia a una disminución del capital natural. Por ejemplo, el uso de detergentes para la lavar las redes agalleras contribuye a la contaminación del agua de la presa. En realidad se da lugar a una compensación al aumentar un tipo de capital a costa de otro tipo de capital: el natural. ¿Cómo saber cuál es el efecto neto? En otros términos, ¿en qué momento se viola el principio de sustentabilidad?

Se pueden identificar dos formas básicas de violación a este principio:

1. *Consumir todo el capital natural*. Cuando las ganancias del capital natural se consumen, es decir que no se ahorran o invierten, se transita por un camino insostenible. Es como si de una inversión en el banco cada año se retira una parte del principal y además los intereses. Evidentemente, si no se reinvierte, la cuenta quedará pronto en ceros. Asimismo, una comunidad pesquera que captura más de lo sustentablemente permitido, y además captura peces jóvenes, agotará en el largo plazo su base de recursos pesqueros y la fuente de ingresos de los pescadores.

2. *Reinvertir el capital natural en capital humano o capital físico sin lograr un valor equivalente*. Cuando las ganancias del capital natural se reinvierten en capital manufacturado o capital humano, surge una situación más compleja. En este caso, el punto clave estriba en evaluar cuán sustituible es un tipo de capital por el otro. Por ejemplo, analizar qué sucedería si la comunidad mencionada utiliza los ingresos provenientes de la pesca en la construcción de caminos, compra de maquinaria para instalar una planta de harina de pescado o capacitación técnica, que a la postre le permitieran generar ingresos que compensaran la pérdida en su acervo pesquero.

La tasa de sustitución varía según se disponga de un tipo de capital más que de otro. Por ejemplo, cuando se adolece de capital manufacturado, conviene invertir en él parte de las ganancias; con el tiempo, al contar con una mayor cantidad de este capital, crece la conveniencia de invertir en el capital natural. A una comunidad con acervo pesquero pero de bajos recursos, como el municipio de Churumuco, le convendría comenzar a invertir parte de los rendimientos de la actividad pesquera en técnicas de pesca más modernas. Sin embargo, llegará un momento en que de nada servirán

¹¹ Otros tipos de capital que aparecen con frecuencia en la literatura son el financiero, el social y el político.

¹² En la literatura sobre el desarrollo sustentable, esta *regla del capital constante* se conoce como "axioma de sustentabilidad débil".

más artes de pesca si no hay peces, por lo que entonces lo procedente será reducir la captura para que aumente la biomasa en el futuro.

Es posible que en algunos casos la posibilidad de sustitución sea nula. Se argumenta que todo tipo de capital natural tiene niveles críticos que, de ser rebasados, provocarían pérdidas irreversibles o incluso eventos catastróficos (Rees, 1994; Daly, 1989; Meadows *et al.*, 1993). Pero no es necesario esperar a que un recurso natural alcance un nivel crítico para decidir conservarlo y asegurar que reciba recursos; basta partir de un convencimiento respecto de la conveniencia de invertir en él.

De estas ideas se desprende una regla de sustentabilidad básica: *mantener el capital total constante y cuidar de nunca reducir el capital natural más allá de sus niveles críticos.*

A mayor capital físico y humano, el valor relativo del capital natural tenderá a aumentar, pues con un adecuado funcionamiento del mercado el valor de esa escasez relativa de recursos naturales acabaría por manifestarse en incrementos de precio, que a su vez funcionarían como señales que conducirían a conservar el capital natural e invertir en su mantenimiento. Sin embargo, el problema con los recursos naturales y sus servicios ambientales derivados es que, a menudo, *el mercado no funciona adecuadamente*, lo cual impide que las señales para su conservación y mantenimiento se generen y, por tanto, sean percibidas por quienes toman las decisiones sobre su uso. Tales distorsiones provienen básicamente de dos fuentes: los fallos del mercado y los fallos en la política gubernamental.

El capital natural y su valoración

Sobra señalar la importancia del medio ambiente no sólo para la buena marcha de la economía sino para la sociedad en su conjunto. En economía se puede analizar la riqueza de un ecosistema en términos de los bienes y servicios ambientales que genera. Por ejemplo, los ecosistemas de manglar cumplen funciones muy importantes como barrera natural contra los huracanes y como sitios vitales para los camarones. La clasificación de los servicios ambientales es variable, pero los principales servicios que suelen considerarse son:

- Captura de carbono
- Fijación de suelos
- Filtrado de aguas
- Regulación de gases
- Regulación de nutrientes
- Hábitat para plantas y animales
- Recursos paisajísticos

El problema principal en la medición de los bienes y servicios ambientales es la ausencia de mercados donde negociarlos y, por esta misma razón, la carencia de precios explícitos para los mismos. En efecto, la mayor parte de los usos y funciones de los ecosistemas adolecen de mercado o se encuentran en una etapa de desarrollo incipiente: no hay nadie que compre los servicios de filtrado de aguas, y el mercado de captura de carbono está en desarrollo muy temprano; no son bienes que se comercialicen como los autos, ni son servicios que puedan venderse como la asesoría de un abogado o un corte de cabello.

Debido a que un producto sin mercado carece de precios, el desarrollo de la economía ambiental se ha enfocado en establecer el valor de los beneficios que otorga el medio ambiente a partir no sólo de

sus valores de uso directo (actividades de aprovechamiento dentro del ecosistema), sino también los valores de uso indirecto (efectos fuera del ecosistema). Para el caso que nos atañe, los valores de uso indirecto serían los servicios prestados por la presa, como captura de carbono, formación de costas, calidad del agua. También es importante considerar el valor de existencia de las especies del ecosistema, es decir, su valor por el sólo hecho de existir. Este conjunto de valores forma parte del valor económico total del bien o servicio ambiental.

Por regla general, los métodos de valuación ambiental tienen limitaciones. A pesar de esto, su cálculo es la mejor aproximación al “precio” del bien o servicio ambiental, ya que otorgarle el valor mínimo posible sirve de apoyo en la toma de decisiones.

Por otra parte, hay varias maneras de valorar el impacto ambiental:

- Métodos de valoración directa
- Métodos de bienes y mercados sustitutos
- Métodos de valoración contingente
- Método de costo de viaje
- Método de costo evitado
- Métodos de transferencia de beneficios

Para el caso objeto del presente estudio se decidió valorar los servicios ambientales prestados por la presa, como captura de carbono, calidad de agua y valor de sus especies, y posteriormente calcular los efectos de los lorícáridos en estos servicios ambientales.

Es importante señalar que se consideró el tipo de cambio interbancario vigente al 1 de octubre de 2007: 10.90 pesos por dólar.

Captura de carbono

La captura de carbono consiste en conservar los inventarios de este elemento en suelos, bosques y cuerpos de agua. El carbono es capturado durante los procesos de respiración y fotosíntesis de las plantas, y la importancia de este proceso radica en que contribuye a la regulación de gases en la atmósfera. Dado el actual contexto del calentamiento global, el almacenamiento de CO₂ en suelos, vegetación y cuerpos de agua cobra particular relevancia.

Chmura *et al.* (2003) realizaron un estudio comparativo en varias partes del mundo (México, Estados Unidos, Australia, entre otros países) y encontraron que en México los cuerpos de agua dulce capturan en promedio entre 146 y 194 gramos de carbono por metro cuadrado (g/m²) anuales, y en algunas zonas de manglar, como la laguna de Términos, se llega a capturar más de 300 g/m² por año.

Para estimar el valor económico de la captura de carbono se debe tomar el precio al que se valora una tonelada de carbono. Adger *et al.* (1995) han calculado el valor económico total para México utilizando el costo de oportunidad global y con un precio de \$EU20 la tonelada. Por su parte, Pearce (2001) considera un precio de \$EU10 por tonelada de carbono. Para efectos del presente estudio se decidió tomar el rango calculado por Tol (2005): de 14.43 a 47 dólares la tonelada. En su estudio, Tol revisa más de 20 estudios sobre captura de carbono en distintos países y el intervalo al que llega es resultado de varios ejercicios estadísticos robustos.

Según Orbe Mendoza (2007), la superficie del cuerpo de agua de la presa Infiernillo varía entre 14,000 y 30,000 hectáreas. Para evitar el riesgo de sobrestimar la captura de carbono, en los cálculos de este estudio se tomó el valor de 14,000 ha, como si no se registraran fluc-

Cuadro 6.7. Pérdidas en captura de carbono atribuidas a los loricáridos

Porcentaje de pérdida	Monto anual (inferior) en pesos	Monto anual (superior) en pesos
1%	\$32,149	\$42,719
5%	\$160,747	\$213,596
10%	\$321,495	\$427,191

tuaciones en la superficie. Con base en estos datos, y considerando el intervalo de captura de 146 a 194 gramos de carbono por metro cúbico al año, se calculó que el valor de la captura anual promedio de carbono fluctúa entre 3,214,946 y 4,271,915 pesos.

Dado que los servicios por captura o secuestro de carbono se relacionan con la problemática del calentamiento global y los mercados de funciones ambientales receptoras de gases de efecto invernadero, resulta necesario observar lo que sucede con los ciclos de otros gases. De acuerdo con Gunkel (2000), en los lagos que tienden a ser eutróficos, como la presa Infiernillo (Orbe Mendoza, 2007), la producción de gases como metano y butano es común. Se sabe también que la presencia de ciertas especies influye en los ciclos biogeoquímicos y los loricáridos son un ejemplo de esto (Flecker *et al.*, 2002). Hay que considerar, asimismo, el ya mencionado comportamiento de los loricáridos en el suelo de los cuerpos de agua (Mendoza *et al.*, 2007, y Hoover *et al.*, 2004): al remover el suelo en busca de alimento, los plecos afectan la vegetación que es la fuente de captura de carbono en el agua; además, los sedimentos removidos generan una turbiedad de efecto perjudicial en la luminosidad del agua y, por tanto, en el proceso de fotosíntesis de las plantas. Ahora bien, por no contar con un cálculo siquiera aproximado de la población de loricáridos, no es posible determinar la proporción exacta de pérdida en captura de carbono de la presa. Para calcular este efecto, se decidió considerar rangos de daño de 1, 5 y 10 por ciento.¹³

El cuadro 6.7 muestra los valores de las pérdidas en captura de carbono atribuibles a la presencia de los loricáridos en la presa.

Como se observa, el valor bajo parece conservador y el valor alto, exagerado. Mientras no se tenga una estimación del tamaño de la población de loricáridos en la presa, resultará difícil conocer el valor adecuado. Además, el cuerpo de agua en estudio es muy grande y no se sabe en qué puntos del mismo las especies invasoras pueden estar haciendo mayor daño, aunque se cree que podría ser en las zonas menos profundas. En todo caso, estos valores deben tenerse como el cálculo mínimo.

Calidad de agua

Este concepto se relaciona con la cantidad de agua disponible y la calidad del líquido aprovechable, en términos ecológicos y económicos, tanto por personas como por animales y plantas. Cabe observar que los sistemas de humedales pueden utilizarse en sustitución de plantas de tratamiento tradicionales, toda vez que son más baratos y favorecen la remoción y asimilación de sustancias químicas benéficas para el medio ambiente (Breux *et al.*, 1995; Kazmierczak, 2001, y Day *et al.*, 2004).

La composición química de los cuerpos de agua es un factor que limita o favorece la productividad biológica del sistema, la cual a su vez determina las interacciones tróficas (Fretwell, 1977).

Para valorar la calidad del agua es preciso determinar un precio por hectárea para el cuerpo de agua. En Estados Unidos, Kazmierczak (2001) realizó semejante ejercicio al revisar varios trabajos y encontrar un valor de \$EU567 por acre/año, en tanto que Breux *et al.* (1995) calcularon un valor mínimo de \$EU785 acre/año. Por su parte, Lant y Roberts (1990) han obtenido un valor de entre \$EU39 y \$EU44 acre/año. En razón de la gran diferencia de ingresos promedio entre Estados Unidos y México, estos últimos fueron los valores utilizados en el presente estudio.

A partir de ellos se calculó un valor entre 14,705,708 y 16,591,055 pesos para la calidad de agua de la presa.

Como se indicó, el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos se relaciona con factores fisicoquímicos y biológicos; es decir, la composición del suelo, el agua y la atmósfera está influida por la presencia de distintas especies.

De acuerdo con Hoover *et al.* (2004) y Flecker *et al.* (2002), al cavar sus madrigueras, las poblaciones de loricáridos generan turbidez en el agua, lo que a su vez produce cambios significativos en los niveles de nitrógeno disuelto. Esto significa que los loricáridos son agentes que afectan negativamente la calidad de los servicios ambientales derivados del agua del embalse, aunque es necesario aclarar que no son la única fuente de contaminación del recurso hídrico. Como se mencionó, todo embalse artificial tiene una vida limitada, y al parecer la presa Infiernillo es eutrófica desde tiempo atrás.

El municipio de Churumuco, con más de 10,000 habitantes, arroja sus aguas residuales a la presa, lo que afecta negativamente la calidad de agua. Por otro lado, los pescadores lavan las redes con detergente una o más veces a la semana, otra gran fuente de contaminación por sustancias químicas contenidas en los productos utilizados. Los pescadores argumentan que las tilapias distinguen las redes sucias y las evitan.

Los tres efectos descritos —aguas residuales de la población en general, residuos de detergente para lavado de redes y turbidez generada por los loricáridos—, junto con las descargas de productos agrícolas, que se deslavan a lo largo del río Balsas y que fluyen hacia la presa, generan un ambiente desfavorable para la proliferación de especies comerciales y favorecen la multiplicación de loricáridos.

El daño o pérdida de calidad de agua se calcula mediante la técnica *costo de reemplazo*, que determina el monto requerido para que la calidad de agua se mantenga en los niveles especificados en la NOM-012-SSA1-1993. Considerando la tecnología más extendida en

¹³ La asignación de estos valores se consultó con Roberto Mendoza.

Cuadro 6.8. Pérdidas en calidad de agua atribuida a los loricáridos

Porcentaje de pérdida	Monto anual (inferior) en pesos	Monto anual (superior) en pesos
1%	\$64,944	\$108,240
5%	\$324,720	\$541,200
10%	\$649,440	\$1,082,400

México para la desnitrificación (lagunas de oxidación y aireación en tanques de fases anóxica y aeróbica), resulta que los costos por tratamiento en un sistema con capacidad de entre 3,785 a 25,740 m³/d oscilan entre 0.66 y 1.10 pesos por litro/día con remoción de hasta 94 por ciento de amoníaco y 70 por ciento de nitratos. Dado que la presa tiene una capacidad total de 9,840 metros cúbicos de agua (Conagua, 2006), su limpieza con la tecnología descrita costaría entre 6,494,400 y 10,824,000 pesos, intervalo en que podría estimarse el valor de la pérdida en calidad de agua provocada por las tres condiciones desfavorables en cuestión.

El problema es que no se sabe qué proporción de este daño se debe específicamente a los loricáridos. Al igual que se hizo con la captura de carbono, se le asignó un rango de daño de 1, 5 y 10 por ciento. En el cuadro 6.8 se muestran los valores de pérdida en calidad de agua debida a los loricáridos. Estos valores se deben considerar una cuota mínima.

Formación de costas

Los servicios de formación de costas se relacionan con la prevención de la erosión eólica, las escorrentías, el oleaje, la ausencia de vegetación y otros procesos de remoción de sustratos (Costanza *et al.* 1997).

La erosión en las líneas de costa tiene consecuencias ambientales como la destrucción de hábitat, el aumento en la turbidez de agua y la liberación de nutrientes como el nitrógeno. Los loricáridos cavan sus madrigueras en las orillas de lagos y, al hacerlo, desplazan material que se vuelve sedimento, de modo que si hay muchas madrigueras se erosiona la costa. Flecker *et al.* (2002) encontraron que los loricáridos erosionan una banda de costa de entre 2 y 4 pies de ancho al año y que, además de desplazar sedimento, los pecos ingieren accidentalmente huevos de especies nativas. Walker (1968) también señaló que el hecho de que ingieran lodo y limo puede provocar una resuspensión de sedimentos y cambios en el tamaño del sustrato. Novales Flamanrique *et al.* (1993) apuntan que los pecos aportan nutrientes adicionales mediante su excremento y también como resultado de las enormes cantidades de sedimento que revuelven durante sus actividades de anidación (cientos de toneladas de sedimentos removidas en el embalse Wahiwawa) (Devick *et al.*, 1988). Sin embargo, no son los únicos responsables de la erosión de las orillas, pues el viento, las pendientes inadecuadas y la ausencia de plantas acuáticas superficiales hacen también su parte. Gestring (2006) cuestiona los valores de erosión obtenidos por Hoover *et al.* (2004) y plan-

tea que sólo entre 25 y 40 por ciento de la erosión es causada por los loricáridos. También muestra que el costo de reparación es de \$EU40 por pie de costa reparada.

La presa Infiernillo tiene una línea de costa aproximada de 120 kilómetros de longitud (Escalera Barajas, 2005) y una profundidad muy variable que oscila entre 30 y 70 metros (Orbe Mendoza, 2007). En este caso, para obtener un cálculo mínimo se tomó una profundidad de dos metros, lo que arroja un valor por formación de suelos de por lo menos 343,307,098 pesos.

Para calcular la pérdida de suelos causada por loricáridos en la presa Infiernillo, se tomaron los valores mínimos de Gestring (2006) —una tasa de erosión de 0.15 m— y Hoover *et al.* (2004) —0.6 m—, obteniéndose en el primer caso una pérdida de 51,496,065 pesos y de 205,984,259 pesos en el segundo.

Aunque la diferencia entre los dos cálculos es considerable, en ambos supuestos los resultados sobrepasan los 50 millones de pesos, de modo que puede concluirse que el daño que los loricáridos están causando a la formación de costas es cuantioso.

Pérdida de fauna

Los daños que los loricáridos causan a los servicios ambientales de la presa Infiernillo se han podido corroborar ya, aun cuando se carece de datos suficientes que correlacionen el detrimento de las pesquerías por la presencia de la especie invasora. De hecho, la literatura especializada presenta un consenso sobre la alteración que las especies exóticas causan a los ciclos biogeoquímicos, de cómo actúan como competidores y depredadores sobre las especies nativas y cómo el daño que causan va más allá de la competencia por espacio y alimento (Hastings *et al.* 2006).

Los loricáridos están causando afectaciones no contabilizadas al bagre del Balsas (*Ictalurus balsanus*) y la mojarra del Balsas (*Cichlasoma istlanum*), dos especies muy valoradas localmente por su sabor, precio en el mercado y consumo tradicional.

Ahora bien, cabe recordar que el bagre del Balsas fue desplazado también por la tilapia. El problema es que no se sabe a ciencia cierta la magnitud de la afectación al bagre del Balsas atribuible a los loricáridos y a las tilapias, respectivamente.¹⁴ Con todo, al margen de la magnitud exacta de la afectación, los pecos son la especie invasora más perjudicial y compiten por recursos y áreas de anidación con los bagres, afectándolos directamente.

Una opción para conocer los valores de existencia de las especies nativas es usar un método de valoración contingente que permite obtener un cálculo mínimo del valor de existencia de

¹⁴ Para ampliar la información sobre los efectos negativos que los loricáridos pueden provocar en las poblaciones de peses residentes, véase el apartado “Potencial de impacto ambiental” en el capítulo 2.

Cuadro 6.9. Resumen de efectos atribuidos a los loricáridos (en pesos)

Efectos en la actividad pesquera	
Pérdida en redes	48,000,000
Pérdida en horas trabajadas	13,623,000
Pérdida por disminución en captura (se toma un 10%)	65,000,000
Pérdida por cuestiones de salud	150,000
Subtotal 1	126,773,000
Efectos en el capital natural	
Captura de carbono	32,150
Calidad del agua	64,945
Formación de costas	51,495,000
Pérdida de fauna	79,185
Subtotal 2	51,671,280
Efectos en el acuarismo	(valor desconocido)
Pérdida bruta	178,444,280

las especies. No obstante, debe tenerse cuidado con este método porque con frecuencia el resultado de la valoración depende del grado en que se conoce la especie; es decir, se trata de un método con cierto grado de subjetividad, pero a falta de otro mejor, cuando menos brinda una aproximación gruesa o “el primer escalón” para obtener un valor de referencia.

Dado que no existen estudios en México sobre valor de existencia de bagres o carpas, se decidió tomar el valor de 21 dólares por acre que obtuvieron Roberts y Leite (1997) mediante valoración contingente del valor de los recursos pesqueros y hábitat en lagos y humedales de Minnesota. La presa Infiernillo tiene 14,000 hectáreas, por lo que el valor de existencia calculado asciende a 7,918,458 pesos. Éste es el valor de los recursos pesqueros de especies nativas y podría estar disminuyendo, aunque no se sabe en qué medida ello se debe a los loricáridos. Si al igual que con la captura de carbono se presupone un rango de 1, 5 y 10 por ciento de la pérdida de valor de hábitat atribuible a los loricáridos, entonces los valores de pérdida se ubicarían entre 79,184 y 791,846 pesos (entre 7,200 y 72,000 dólares).

EFFECTOS EN EL ACUARISMO

El acuarismo surgió como industria en México a partir de los años 1950, cuando se establecieron los primeros cultivos comerciales de peces ornamentales y se montaron los primeros acuarios públicos. Fue también en este periodo cuando se conformó la primera asociación de comerciantes en acuarios de la República (Ramírez Martínez y Mendoza, 2005).

A principios de la década de los setenta, apenas cinco personas estaban registradas como dedicadas al cultivo comercial de peces ornamentales en acuarios y estanques. En esta época, la comercialización de peces ornamentales de agua dulce se realizaba en tiendas de animales y mercados populares. Se estima que las ventas anuales ascendían a 500,000 dólares, cifra que iba en aumento debido a la demanda. Por otro lado, la importación de peces ornamentales en 1973 fue del orden de \$EU21,000 (INP [1974], citado en Ramírez Martínez y Mendoza, 2005).

Durante los últimos 12 años el acuarismo en México ha mostrado un crecimiento anual promedio de un poco más del diez por ciento, lo que significa un crecimiento acumulado de más de cien por ciento. Actualmente se comercializan en el país alrededor de 35 millones de peces, con un valor de unos 140 millones de dólares al año (precio de menudeo) (Ramírez Martínez y Mendoza, 2005). Las importaciones de peces ascienden a alrededor de 12 millones de ejemplares anuales, diez por ciento de los cuales son loricáridos.¹⁵

Sin embargo, el rápido crecimiento de la industria de la producción de peces ornamentales de agua dulce trajo consigo también un aumento en los riesgos ecológicos que ésta representa, incluida la liberación —intencional o accidental— de una gran cantidad de organismos a ambientes acuáticos naturales y la consecuente posibilidad de convertirse en especies acuáticas invasoras. Es así como el desarrollo de la industria del acuarismo en México ha provocado efectos negativos en entornos acuáticos de todo el territorio nacional, situación agravada por la falta de una normatividad adecuada. En este momento no existen en el país medidas de regulación que exijan a los productores y comercializadores contar con infraestructura adecuada, en su diseño y operación, y aplicar medidas de bioseguridad que eviten los continuos escapes de especies no nativas al medio ambiente natural (Ramírez Martínez y Mendoza, 2005).

¹⁵ Carlos Ramírez, comunicación personal.

Los loricáridos figuran entre las diez familias de peces de ornato de agua dulce que más se importan y venden en México, a saber: *Cichlidae*, con 107 especies; *Characiidae*, con 64; *Anabantidae*, 12; *Pimelodidae*, 11; *Aplocheilidae*, 13; *Conaitidae*, 15; *Callichthyidae*, 24; *Loricariidae*, 20, y *Cyprinidae*, 27 (Álvarez y Fuentes [2004], citado en Ramírez Martínez, 2007).

Se puede cifrar el comercio de loricáridos en cuando menos unos 1,200,000 peces al año (como se dijo, los plecos representan diez por ciento del total de peces importados); sin embargo, cabe observar que no se tienen datos del volumen del comercio de loricáridos de origen nacional,¹⁶ información difícil de obtener dada la existencia de comercio ilegal de plecos atrapados en estado salvaje en distintos cuerpos de agua en México. La venta furtiva de loricáridos capturados en estado salvaje afectan negativamente las ventas de peces criados en acuarios y vendidos por empresas legalmente establecidas. Para hacer una estimación del valor del comercio de los loricáridos se tendría que hacer un estudio de mercado que incluya lo mismo entrevistas a los principales comerciantes mayoristas de peces que un análisis del comercio furtivo.¹⁷

RESUMEN DE LOS EFECTOS

Luego de revisar diversos posibles efectos de los loricáridos en la presa Adolfo López Mateos, es importante determinar el monto de su valor conjunto.

El cuadro 6.9 resume todos los efectos en un escenario conservador (tomando los valores mínimos de cada rubro), y presenta un valor bruto¹⁸ que resulta de contabilizar todas las pérdidas en capital natural y actividad pesquera. Los resultados indican que las pérdidas brutas derivadas de la presencia de plecos en la presa Infiernillo son del orden de 178 millones de pesos, es decir, unos 16.4 millones de dólares.

Es importante tener que cuenta que estas cifras deben revisarse pues algunas, por ejemplo las relativas a formación de costas, podrían estar sobrestimadas dadas las marcadas diferencias, en este caso, entre Churumuco, Arteaga y La Huacana (municipios donde se ubica la presa Infiernillo) y Florida (entidad estadounidense a la que corresponden las tasas de erosión tomadas para el cálculo). Con todo, los resultados del estudio permiten un primer acercamiento a la problemática de la introducción de loricáridos en la cuenca del río Balsas (específicamente en la presa Infiernillo) y pueden servir de base para otros estudios sobre especies invasoras.

¹⁶ Ibid.

¹⁷ Ibid.

¹⁸ Dado que no ha sido posible obtener el monto de las rentas obtenidas a través del aprovechamiento de loricáridos (con lo cual podría calcularse un valor neto de las pérdidas derivadas de la introducción de la especie), los resultados del presente estudio corresponden a valores brutos.

APÉNDICE A

Formulario para la evaluación de riesgos de organismos

FORMULARIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE ORGANISMOS

(Con códigos de certidumbre y referencia)

ORGANISMO _____ ARCHIVO NÚM. _____

ASESOR _____ FECHA _____

ORIGEN DE LA RUTA _____ ORIGEN _____

I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA E INFORMACIÓN GENERAL

(Resumen de ciclo de vida, distribución e historia natural)

II. INFORMACIÓN SOBRE LA RUTA (incluir referencias)

III. CALIFICACIÓN DE ELEMENTOS: Califique los enunciados como [probabilidad] “baja”, “media” o “alta”. Ponga la información biológica específica en orden descendente de riesgo, con la(s) correspondiente(s) referencia(s) debajo de cada uno de los elementos relacionados con el cálculo de probabilidad o impacto. Use los códigos de referencia al final del enunciado biológico, cuando proceda, y los códigos de certidumbre después de la calificación de cada elemento.

PROBABILIDAD DE ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A) Código de certidumbre (MC - MI)

_____	_____	Cálculo de las probabilidades de que el organismo exótico esté en o dentro de la ruta, o bien la acompañe. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)
_____	_____	Cálculo de las probabilidades de que el organismo sobreviva en su tránsito. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)
_____	_____	Cálculo de las probabilidades de que el organismo colonice el sitio de introducción y mantenga ahí una población. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)
_____	_____	Cálculo de las probabilidades de que el organismo se propague más allá del área colonizada. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)

CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A) Código de certidumbre (MC - MI)

_____	_____	Cálculo del impacto económico si el organismo llega a establecerse. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)
_____	_____	Cálculo del impacto ambiental si el organismo llega a establecerse. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)
_____	_____	Cálculo de los efectos en las prácticas sociales y culturales. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)

I. POTENCIAL DE RIESGO DEL ORGANISMO (PRO) Y DE LA RUTA (PRR)

Probabilidad de establecimiento Consecuencia del establecimiento = PRO/PRR

II. PREGUNTAS ESPECÍFICAS SOBRE MANEJO**III. RECOMENDACIONES****IV. REFERENCIAS****CÓDIGOS DE REFERENCIA PARA LAS PREGUNTAS RESPONDIDAS**

Código de referencia	Tipo de referencia
G)	Conocimiento general, sin fuente específica
(J)	Juicio profesional
(E)	Extrapolación: no se dispone de información específica sobre la especie invasora, pero se aplica información disponible sobre organismos similares
(Autor, año)	Bibliografía citada

CÓDIGOS DE CERTIDUMBRE PARA CADA ELEMENTO

(con base, en la mayor medida posible, en datos científicos revisados por pares)

Código de certidumbre	Símbolo	Descripción
Muy cierto	MC	La mayor certeza posible
Razonablemente cierto	RC	Razonablemente cierto
Moderadamente cierto	MoC	Más cierto que no
Razonablemente incierto	RI	Razonablemente incierto
Muy incierto	MI	Suposición considerando la información disponible

Anexo 1A

Formulario para la evaluación de riesgos de organismos: cabeza de serpiente del norte (*Channa argus*)

FORMULARIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE ORGANISMOS

(Con códigos de certidumbre y referencia)

ORGANISMO Cabeza de serpiente del norte (*Channa argus*) ARCHIVO NÚM. _____

ANALISTA Becky Cudmore y Nick Mandrak FECHA Mayo de 2006

ORIGEN DE LA RUTA Comercio de alimento vivo ORIGEN Manchuria, Rusia, Corea (excepto región noreste), China

I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA E INFORMACIÓN GENERAL

La coloración del pez cabeza de serpiente del norte cuando es joven varía del café dorado al gris pálido; con la edad cambia a un café más oscuro con manchas negras. Superficialmente, su apariencia es similar a la de los siguientes peces originarios de América del Norte: amia (*Amia calva*), lota (*Lota lota*) y anguila americana (*Anguilla rostrata*). Puede alcanzar 1.8 m de largo y pesar hasta 6.8 kg (Courtenay y Williams, 2004; ISSG, 2005). Habita en aguas mansas, por lo general cerca de orillas con sustrato vegetado o fangoso (ISSG, 2005). En su área de distribución autóctona, desova en junio o julio cuando madura, en torno de los dos años (o cuando alcanza 30 cm de largo) (ISSG, 2005). Hace nidos cilíndricos, con trozos de macrófitas de la vegetación acuática poco profunda, que pueden llegar a tener un metro de diámetro (Courtenay y Williams, 2004). Pone entre 1,300 y 1,500 huevos pelágicos, no adhesivos y flotantes (de alrededor de 1.8 mm) por desove, que ocurre hasta cinco veces al año (Courtenay y Williams, 2004). El cabeza de serpiente del norte tiene su mayor actividad al anochecer y al amanecer. Se alimenta cerca de la orilla, por lo general bajo la vegetación acuática, y sólo cuando la temperatura del agua es mayor a 10 °C (ISSG, 2005). Por ser de respiración aérea obligada, esta especie puede sobrevivir hasta cuatro días fuera del agua. La migración por tierra es limitada, aunque los ejemplares jóvenes pueden desplazarse un poco por tierra si disponen de agua suficiente (Courtenay y Williams, 2004).

II. INFORMACIÓN SOBRE LA RUTA

Muy apreciado como alimento, se le encuentra en el comercio de alimento vivo en los sitios donde su comercio es legal (Courtenay y Williams, 2004; Cudmore y Mandrak, datos no publicados).

III. CALIFICACIÓN DE ELEMENTOS

Califique los enunciados siguientes como [probabilidad] “baja”, “media” o “alta”. Ponga la información biológica específica en orden descendente de riesgo, con la(s) correspondiente(s) referencia(s) debajo de cada uno de los elementos relacionados con el cálculo de la probabilidad o el impacto. Use los códigos de referencia al final del enunciado biológico, cuando proceda, y los códigos de certidumbre después de la calificación de cada elemento.

PROBABILIDAD DE ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

<u> A </u> ,	<u> MC </u>	Cálculo de las probabilidades de que el organismo no autóctono esté en o dentro de la ruta, o bien la acompañe. • Courtenay y Williams (2004)
<u> A </u> ,	<u> MC </u>	Cálculo de las probabilidades de que el organismo sobreviva en su tránsito. • Courtenay y Williams (2004) • USGS (2004)
<u> A </u> ,	<u> MC </u>	Cálculo de las probabilidades de que el organismo colonice el sitio de introducción y mantenga ahí una población. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados) • USGS (2004)
<u> A </u> ,	<u> MC </u>	Cálculo de las probabilidades de que el organismo se propague más allá del área colonizada. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados) • USGS (2004)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

<u> </u> ,	<u> </u>	Cálculo del impacto económico si el organismo llega a establecerse. (Datos de apoyo con códigos de referencia)
<u> A </u> ,	<u> RC </u>	Cálculo del impacto ambiental si el organismo llega a establecerse. • Courtenay y Williams (2004)
<u> </u> ,	<u> </u>	Cálculo de los efectos en las prácticas sociales y culturales. (Datos de apoyo con códigos de referencia)

*B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

I. POTENCIAL DE RIESGO DEL ORGANISMO (PRO) Y DE LA RUTA (PRR)

(PRO/PRR): Repercusiones socioeconómicas pendientes

Probabilidad de establecimiento del establecimiento = PRO/PRR

II. PREGUNTAS ESPECÍFICAS SOBRE MANEJO

Esta especie tiene potencial para propagarse rápidamente desde las áreas donde habita. En Estados Unidos ya se erradicó una población establecida no autóctona (estanque Crofton, Maryland).

IV. REFERENCIAS

Courtenay Jr., W. R. y J. D. Williams, *Snakeheads (Pisces: Channidae) – A biological synopsis and risk assessment*, United States Geological Survey Circular 1251, 2004.

US Geological Survey (USGS), “Non-indigenous aquatic species database – northern snakehead (*Channa argus*)”, www.nas.er.usgs.gov, 2004.

Anexo 1B

Formulario para la evaluación de riesgos de organismos: cabeza de serpiente asiático (*Channa asiatica*)

FORMULARIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE ORGANISMOS

(Con códigos de certidumbre y referencia)

ORGANISMO Cabeza de serpiente asiático (*Channa asiatica*) ARCHIVO NÚM. _____

ANALISTA Becky Cudmore y Nick Mandrak FECHA Mayo de 2006

ORIGEN DE LA RUTA Comercio de alimento vivo y para acuarios ORIGEN China

I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA E INFORMACIÓN GENERAL

Especie de temperaturas templadas a subtropicales que probablemente utiliza hábitats ribereños. Crece rápidamente sus dos primeros años de vida hasta llegar a medir 34 cm. No hace nidos, pero sí es agresiva cuando cuida a sus crías (hay indicios de que el macho protege los huevos y las crías llevándolos en la boca). En acuarios puede desovar cada seis a diez días, por lo general de noche. Probablemente sea un depredador que ataca por sorpresa; consume otros peces e invertebrados dependiendo del tamaño (Courtenay y Williams, 2004).

II. INFORMACIÓN SOBRE LA RUTA

Aunque Courtenay y Williams (2004) señalan que probablemente ésta fue la primera especie de cabeza de serpiente importada al territorio de los 48 estados contiguos de Estados Unidos para el comercio para acuarios, después se descubrió que también ha estado presente en el comercio de alimento vivo (W. Courtenay, jubilado del Servicio de Estudios Geológicos de Estados Unidos [*US Geological Survey*, USGS], comunicación personal).

III. CALIFICACIÓN DE ELEMENTOS

Califique los enunciados siguientes como [probabilidad] “baja”, “media” o “alta”. Ponga la información biológica específica en orden descendente de riesgo, con la(s) correspondiente(s) referencia(s) debajo de cada uno de los elementos relacionados con el cálculo de la probabilidad o el impacto. Use los códigos de referencia al final del enunciado biológico, cuando se aplique, y los códigos de certidumbre después de la calificación de cada elemento.

PROBABILIDAD DE ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

—A—,	—MC—	Cálculo de las probabilidades de que el organismo no autóctono esté en o dentro de la ruta, o bien la acompañe. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados)
—A—,	—MC—	Cálculo de las probabilidades de que el organismo sobreviva en su tránsito. • Courtenay y Williams (2004) • Cudmore y Mandrak (datos no publicados)
—A—,	—MC—	Cálculo de las probabilidades de que el organismo colonice el sitio de introducción y mantenga ahí una población. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados) • USGS (2004)
—A—,	—MC—	Cálculo de las probabilidades de que el organismo se propague más allá del área colonizada. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados) • USGS (2004)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

—M—,	—RI—	Cálculo del impacto económico si el organismo llega a establecerse. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)
—M—,	—RI—	Cálculo del impacto ambiental si el organismo llega a establecerse.
—M—,	—RI—	Cálculo de los efectos en las prácticas sociales y culturales. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

I. POTENCIAL DE RIESGO DEL ORGANISMO (PRO) Y DE LA RUTA (PRR)

(PRO/PRR): Repercusiones socioeconómicas pendientes

Probabilidad de establecimiento del establecimiento = PRO/PRR

IV. REFERENCIAS

Courtenay Jr., W. R. y J. D. Williams, *Snakeheads* (Pisces: Channidae) – *A biological synopsis and risk assessment*, United States Geological Survey Circular 1251, 2004.

Anexo 1C

Formulario para la evaluación de riesgos de organismos: cabeza de serpiente manchado (*Channa maculata*)

FORMULARIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE ORGANISMOS

(Con códigos de certidumbre y referencia)

ORGANISMO Cabeza de serpiente manchado (*Channa maculata*) ARCHIVO NÚM. _____

ANALISTA Becky Cudmore y Nick Mandrak FECHA Mayo de 2006

ORIGEN DE LA RUTA Comercio de alimento vivo ORIGEN Sur de China, norte de Vietnam

I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA E INFORMACIÓN GENERAL

De Courtenay y Williams (2004): Esta especie suele tener 33 cm de largo, pero llega a alcanzar longitudes mayores a un metro. El hábitat preferido del cabeza de serpiente manchado son aguas poco profundas con vegetación en corrientes, lagos, estanques y zanjas. Es una especie de temperaturas subtropicales a cálidas, pero se ha registrado que tolera el frío en Japón, adonde se introdujo. Hace nidos cilíndricos y cuida los huevos que flotan ahí. En Japón, desova a principios del verano. Es un voraz depredador que consume crustáceos, insectos grandes, ranas y otros peces. A semejanza de otras especies de cabeza de serpiente, los individuos jóvenes pueden desplazarse en tierra.

II. INFORMACIÓN SOBRE LA RUTA

El cabeza de serpiente manchado es un valioso alimento para peces y se cría en China para su exportación a muchos países. A menudo se confunde esta especie con el cabeza de serpiente del norte.

III. CALIFICACIÓN DE ELEMENTOS

Califique los enunciados siguientes como [probabilidad] “baja”, “media” o “alta”. Ponga la información biológica específica en orden descendente de riesgo, con la(s) correspondiente(s) referencia(s) debajo de cada uno de los elementos relacionados con el cálculo de la probabilidad o el impacto. Use los códigos de referencia al final del enunciado biológico, cuando proceda, y los códigos de certidumbre después de la calificación de cada elemento.

PROBABILIDAD DE ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

— A —,	— MC —	Cálculo de las probabilidades de que el organismo no autóctono esté en o dentro de la ruta, o bien la acompañe. • (Datos de apoyo con códigos de referencia)
— A —,	— MC —	Cálculo de las probabilidades de que el organismo sobreviva en su tránsito. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados) • Courtenay y Williams (2004) • USGS (2004)
— A —,	— MC —	Cálculo de las probabilidades de que el organismo colonice el sitio de introducción y mantenga ahí una población. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados) • USGS (2004)
— A —,	— MC —	Cálculo de las probabilidades de que el organismo se propague más allá del área colonizada. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados) • USGS (2004)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

—	—	Cálculo del impacto económico si el organismo llega a establecerse. • (Datos de apoyo con códigos de referencia)
— M —,	— RI —	Cálculo del impacto ambiental si el organismo llega a establecerse.
—	—	Cálculo de los efectos en las prácticas sociales y culturales. (Datos de apoyo con códigos de referencia)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

I. POTENCIAL DE RIESGO DEL ORGANISMO (PRO) Y DE LA RUTA (PRR)

(PRO/PRR): Repercusiones socioeconómicas pendientes

Probabilidad de establecimiento del establecimiento Consecuencias del establecimiento = PRO-PRR

IV. REFERENCIAS

Courtenay Jr., W. R. y J. D. Williams, *Snakeheads (Pisces: Channidae) – A biological synopsis and risk assessment*, United States Geological Survey Circular 1251, 2004.

US Geological Survey (USGS), “Non-indigenous aquatic species database – northern snakehead (*Channa argus*)”, www.nas.er.usgs.gov, 2004.

Anexo 1D

Formulario para la evaluación de riesgos de organismos: cabeza de serpiente diana (*Channa marulius*)

FORMULARIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE ORGANISMOS

(Con códigos de certidumbre y referencia)

ORGANISMO Cabeza de serpiente diana (*Channa marulius*) ARCHIVO NÚM. _____

ANALISTA Becky Cudmore y Nick Mandrak FECHA Mayo de 2006

ORIGEN DE LA RUTA Comercio para acuarios ORIGEN Pakistán, India, Sri Lanka, Bangladesh, sur de Nepal,
Myanmar, Tailandia, cuenca de Mekong (Laos, Camboya),
sur de China

I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA E INFORMACIÓN GENERAL

Ahora se sabe que el cabeza de serpiente diana es una especie compleja (W. Courtenay, jubilado del Servicio de Estudios Geológicos de Estados Unidos [US Geological Survey, USGS], comunicación personal). De Courtenay y Williams (2004): Esta especie es una de las más grandes de la familia de los cabezas de serpiente, pues por lo general alcanza una longitud de 120 a 122 cm (al año de vida llega a medir 30 cm), aunque se registró un ejemplar en el oeste de la India que medía 180 cm y pesaba 30 kg. Prefiere aguas profundas y transparentes con sustrato arenoso o rocoso en lagos y ríos, pero también se le ha hallado en aguas mansas o estancadas. También se encuentra en aguas con vegetación sumergida. El cabeza de serpiente diana es una especie de climas templados a tropicales. Desova en la primavera (algunas poblaciones tienen otro periodo de desove en el otoño) en nidos donde no hay plantas acuáticas vasculares presentes. Los padres cuidan los huevos y a las crías (normalmente 500, pero llegan a ser hasta 3,600) hasta que éstas tienen alrededor de 10 cm de largo. Esta especie consume otros peces, crustáceos e insectos.

II. INFORMACIÓN SOBRE LA RUTA (incluir referencias)

Es una especie muy apreciada en el comercio para acuarios se le conoce como “cabeza de serpiente cobra”. Courtenay y Williams (2004) indican que es la segunda especie más popular luego del cabeza de serpiente gigante (*Channa micropeltes*). También es una popular especie para pesca deportiva en Tailandia.

III. CALIFICACIÓN DE ELEMENTOS

Califique los enunciados siguientes como [probabilidad] “baja”, “media” o “alta”. Ponga la información biológica específica en orden descendente de riesgo, con la(s) correspondiente(s) referencia(s) debajo de cada uno de los elementos relacionados con el cálculo de la probabilidad o el impacto. Use los códigos de referencia al final del enunciado biológico, cuando proceda, y los códigos de certidumbre después de la calificación de cada elemento.

PROBABILIDAD DE ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

—A—	—RC—	Cálculo de las probabilidades de que el organismo no autóctono esté en o dentro de la ruta, o bien la acompañe. • Courtenay y Williams (2004)
—A—	—MC—	Cálculo de las probabilidades de que el organismo sobreviva en su tránsito. • Courtenay y Williams (2004) • USGS (2004)
—A—	—MC—	Cálculo de las probabilidades de que el organismo colonice el sitio de introducción y mantenga ahí una población. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados)
—A—	—MC—	Cálculo de las probabilidades de que el organismo se propague más allá del área colonizada. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

—	—	Cálculo del impacto económico si el organismo llega a establecerse. (Datos de apoyo con códigos de referencia)
—A—	—RC—	Cálculo del impacto ambiental si el organismo llega a establecerse.
—	—	Cálculo de los efectos en las prácticas sociales y culturales. (Datos de apoyo con códigos de referencia)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

I. POTENCIAL DE RIESGO DEL ORGANISMO (PRO) Y DE LA RUTA (PRR)

(PRO/PRR): Repercusiones socioeconómicas pendientes

Probabilidad de establecimiento de Consecuencias de establecimiento = PRO/PRR

IV. REFERENCIAS

Courtenay Jr., W. R. y J. D. Williams, *Snakeheads* (Pisces: Channidae) – *A biological synopsis and risk assessment*, United States Geological Survey Circular 1251, 2004.

US Geological Survey (USGS), “Non-indigenous aquatic species database – northern snakehead (*Channa argus*)”, www.nas.er.usgs.gov, 2004.

Anexo 1E

Formulario para la evaluación de riesgos de organismos: cabeza de serpiente gigante (*Channa micropeltes*)

FORMULARIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE ORGANISMOS

(Con códigos de certidumbre y referencia)

ORGANISMO Cabeza de serpiente gigante (*Channa micropeltes*) ARCHIVO NÚM. _____

ANALISTA Becky Cudmore y Nick Mandrak FECHA Mayo de 2006

ORIGEN DE LA RUTA Comercio para acuarios y de alimento vivo ORIGEN Sureste de Asia

I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA E INFORMACIÓN GENERAL

De Courtenay y Williams (2004): El cabeza de serpiente gigante es una de las dos especies de cabeza de serpiente que crecen más rápidamente: alcanza una longitud de 1 a 1.5 metros y puede llegar a pesar más de 20 kg. Prefiere las aguas profundas en lagos, ríos, canales y embalses. Es una especie subtropical o tropical. Despeja un área circular en la vegetación para desovar y protege los huevos que flotan en el nido. Se alimenta de noche consumiendo peces, ranas e incluso aves acuáticas.

II. INFORMACIÓN SOBRE LA RUTA (incluir referencias)

De todas las especies de la familia de los cabeza de serpiente, es la más popular para acuarios. En el comercio para acuarios de América del Norte hay demanda de individuos jóvenes, conocidos como cabezas de serpiente “rojos” o “de línea roja”. También es muy apreciado como alimento en el sureste de Asia y se ha importado a Canadá para ese fin.

III. CALIFICACIÓN DE ELEMENTOS

Califique los enunciados siguientes como [probabilidad] “baja”, “media” o “alta”. Ponga la información biológica específica en orden descendente de riesgo, con la(s) correspondiente(s) referencia(s) debajo de cada uno de los elementos relacionados con el cálculo de la probabilidad o el impacto. Use los códigos de referencia al final del enunciado biológico, cuando proceda, y los códigos de certidumbre después de la calificación de cada elemento..

PROBABILIDAD DE ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

— A —,	— MC —	Cálculo de las probabilidades de que el organismo no autóctono esté en o dentro de la ruta, o bien la acompañe. • Courtenay y Williams (2004) • Cudmore y Mandrak (datos no publicados)
— A —,	— MC —	Cálculo de las probabilidades de que el organismo sobreviva en su tránsito. • Courtenay y Williams (2004) • Cudmore y Mandrak (datos no publicados) • USGS (2004)
— A —,	— RC —	Cálculo de las probabilidades de que el organismo colonice el sitio de introducción y mantenga ahí una población. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados)
— A —,	— RC —	Cálculo de las probabilidades de que el organismo se propague más allá del área colonizada. • Cudmore y Mandrak (datos no publicados)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

Calificación del elemento (B, M, A)* Código de certidumbre (MC, RC, RI, MI)**

—	—	Cálculo del impacto económico si el organismo llega a establecerse. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)
— A —,	— RC —	Cálculo del impacto ambiental si el organismo llega a establecerse.
—	—	Cálculo de los efectos en las prácticas sociales y culturales. (Datos de apoyo con códigos de referencia.)

* B = Baja; M = Media; A = Alta

** MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto

I. POTENCIAL DE RIESGO DEL ORGANISMO (PRO) Y DE LA RUTA (PRR)

(PRO/PRR): Repercusiones socioeconómicas pendientes

Probabilidad de establecimiento de Consecuencias de establecimiento = PRO/PRR

IV. REFERENCIAS

Courtenay Jr., W. R. y J. D. Williams, *Snakeheads* (Pisces: Channidae) – *A biological synopsis and risk assessment*, United States Geological Survey Circular 1251, 2004.

US Geological Survey (USGS), “Non-indigenous aquatic species database – northern snakehead (*Channa argus*)”, www.nas.er.usgs.gov, 2004.

Anexo 2A

Formulario para la evaluación de riesgos de organismos: loricáridos

FORMULARIO PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE ORGANISMOS

(Con códigos de certidumbre y referencia)

ORGANISMO Loricáridos en la presa El Infiernillo ARCHIVO NÚM. _____

ANALISTA Roberto Mendoza, Salvador Contreras, Carlos Ramírez, FECHA Mayo de 2007
Patricia Koleff, Carlos Escalera, Porfirio Álvarez,

ORIGEN DE LA RUTA Comercio para acuarios ORIGEN América del Sur

I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA E INFORMACIÓN GENERAL

Los loricáridos (*Loricariidae*) son la mayor familia de los pecos: 825 especies nominales, 709 de las cuales se consideran válidas y 83 géneros validados al 9 de enero de 2006 (Armbruster, 2008). Como la taxonomía de los loricáridos no está totalmente establecida, en esta evaluación de riesgos se consideran principalmente los riesgos de un subconjunto de especies conocidas actualmente en el comercio para acuarios en México.

Origen	América Central y del Sur
Características distintivas	Tres hileras de placas óseas a lo largo de la superficie dorsal y boca subterminal en forma de ventosa.
Hábitos	Peces nocturnos que habitan corrientes, lagos y canales de fondo cenagoso y cubierto de vegetación.
Alimentación	Se alimentan sobre todo de detritos y algas bentónicas, pero también de gusanos, larvas de insectos y varios animales bentónicos (Gestring <i>et al.</i> , 2006). Muestran alta tasas de digestibilidad para la materia orgánica (Yossa y Araujo Lima, 1998).

II. INFORMACIÓN SOBRE LA RUTA

Comercio para acuarios. Liberaciones posteriores originadas en poblaciones silvestres introducidas, ya sea por medio de hueva o adultos introducidos intencionalmente en aguas “vírgenes”.

- La industria de peces ornamentales en México tiene más de 50 años de existencia.
- Cada año se venden más de 40 millones de peces ornamentales en el país..
- De ese total, 44 por ciento son importados y 56 por ciento proceden de más de 250 criaderos de peces ornamentales ubicados en varios esta dos del país (INEGI, 2007).

Producción

Aumentó más de 100 por ciento en la última década.

- La producción nacional da empleo a más de mil personas.
- Según datos del INEGI (2005), hay 5,126 tiendas para acuarios.
- De acuerdo con cifras no oficiales, hay 15,000 tiendas para acuarios que dan empleo a alrededor de 30,000 personas (Ramírez Martínez y Mendoza, 2005).
- El valor anual de la industria de peces ornamentales es superior a \$EU100 millones (precio minorista).
- Quinto lugar de toda la industria acuícola nacional, a semejanza de Estados Unidos (Tlusty, 2002).

Importaciones

- Mil a 1,200 cajas importadas a la semana (Almenara, 2001).
- Importación total de peces ornamentales de Asia, vía Estados Unidos, a México: 7,414,038 individuos
- Importación total de peces ornamentales de América del Sur: 3,313,011 individuos
- Resto del mundo (sobre todo Europa y África): 3,720,156 (INEGI, 2007)
- La práctica común es declarar en promedio 25 por ciento menos del número de peces realmente introducidos. Por tanto, se calcula que en realidad se importan 17,500,000 peces
- Las importaciones de América del Sur han ido aumentando de manera importante en el marco del Tratado de Libre Comercio entre Colombia, México y Venezuela (G-3). Este tratado facilita la importación de bienes procedentes de Colombia y da a este país una considerable ventaja gracias a la eliminación de aranceles.

III. CALIFICACIÓN DE ELEMENTOS

Califique los enunciados como [probabilidad] “baja” (B), “media” (M) o “alta” (A). Use los códigos de referencia al final del enunciado biológico, cuando proceda, y los códigos de certidumbre después de la calificación de cada elemento (MC = Muy cierto; RC = Razonablemente cierto; RI = Razonablemente incierto; MI = Muy incierto).

PROBABILIDAD DE ESTABLECIMIENTO

A, MC Cálculo de las probabilidades de que el organismo no autóctono esté en o dentro de la ruta, o bien la acompañe.

Evaluación de los loricáridos en su ruta

- Los loricáridos son una de las familias de peces más populares en el comercio para acuarios en México.
- En el país también se producen loricáridos para su distribución por medio de tiendas para acuarios y otros establecimientos.
- Una parte sustancial de esta industria se apoya en las poblaciones no-autóctonas establecidas en el medio silvestre.
- Se calcula que los loricáridos representan 5 por ciento del total de las importaciones oficiales (Álvarez Jasso, 2004).

A, MC Cálculo de las probabilidades de que el organismo sobreviva en su tránsito y de supervivencia en caso de que sea liberado de manera deliberada o inadvertida al medio ambiente.

Potencial de entrada

- Elevado, dadas las particularidades fisiológicas de las especies de la familia; por ejemplo, su capacidad para respirar aire ingiriéndolo y extrayendo el oxígeno a través del recubrimiento intestinal (Armbruster, 1998), lo que les permite tolerar condiciones de anoxia (lo que implica que soportan viajes más largos).
- Hay una historia larga y bien establecida de transporte exitoso de loricáridos de sus países de origen a México.
- Se han estudiado menos las probabilidades de supervivencia de estas especies si son liberadas, pero los ejemplos de algunas especies en varias regiones del mundo indican que hay suficientes probabilidades de supervivencia en muchas regiones tropicales y subtropicales. Por ejemplo, se han establecido poblaciones en Filipinas (Chávez *et al.*, 2006); Taiwán (Liang *et al.*, 2005); Puerto Rico (Bunkley Williams *et al.*, 1994); Panamá, Trinidad, Guyana, Japón y Perú (FishBase), y más recientemente en Singapur, Sumatra, Malasia y Java (Page y Robins, 2006).

M, MC Cálculo de las probabilidades de que el organismo colonice el sitio de introducción y mantenga ahí una población.

Evidencia de establecimiento

- En México, desde 1995 se estableció una población considerable de plecos en la cuenca del Balsas, una de las más importantes del país, ya que en ella desaguan varios ríos importantes del sur de México.
- En 2003 se registraron otras invasiones, esta vez en la cuenca del río Usumacinta (uno de los mayores del país) y sus tributarios, que desaguan en el océano Atlántico (Ramírez Martínez *et al.*, 2005), principalmente en el estado de Tabasco, donde los pescadores han empezado a solicitar al gobierno estatal que adopte medidas inmediatas al respecto. Al menos una especie se ha propagado por esta cuenca a Guatemala (Valdez Moreno y Salvador Contreras, comunicación personal, 2006).
- También se han establecido poblaciones crecientes de *Pterygoplichthys anisitsi*, *P. disjunctivus*, *P. multiradiatus* y *P. pardalis* en la cuenca del Grijalva (Waikida *et al.*, 2005)
- La falta de información sobre varios parámetros ecológicamente importantes dificulta predecir el potencial de colonización para muchas especies presentes en el comercio para acuarios

Características biológicas

- Las especies que alcanzan mayores tamaños son agresivas en la defensa de su territorio y competitivas cuando se trata de obtener alimento.
 - Se ha documentado un extenso comportamiento de formación de bancos en los loricáridos, lo que indica que en altas densidades poblacionales, cuando los recursos son menos limitados, tal vez se reducen las conductas agonistas.
- La mayoría de las especies de loricáridos cavan nidos para poner sus huevos.
 - Cavan galerías horizontales, de 120 a 150 cm de profundidad, en las orillas de las corrientes o estanques.
 - Estas cavidades donde anidan, custodiadas por los machos hasta que las larvas las abandonan, también les permiten sobrevivir en épocas de sequía. Estos peces pueden sobrevivir en un microhábitat húmedo aunque los niveles de agua descendan más allá de la abertura a las cámaras
 - Este comportamiento de cavar túneles reduce la capacidad de erradicar eficazmente a las poblaciones
- El crecimiento es rápido los dos primeros años de vida; la longitud total de muchos plecos aleta alta supera los 30 cm a esa edad (Hoover *et al.*, 2006).
 - Se han observado individuos que alcanzan los 70 cm (Fuller *et al.*, 1999) e incluso más (observación personal).
 - Los especímenes en acuarios pueden vivir más de diez años
- Empiezan a reproducirse cuando llegan a aproximadamente 25 cm de longitud.
 - Tienen una fertilidad moderadamente alta: las hembras producen de 500 a 3,000 huevos (Mazzoni y Caramaschi, 1997; Escalera, 2005; Gestring, 2006), según la especie y la talla

- Una elevada fertilidad puede facilitar el establecimiento, en tanto que una proporción de sexos inclinada a las hembras posiblemente propicie la expansión de poblaciones recién introducidas (Liangh y Shieh, 2005; Page y Robbins, 2006).
- La temporada reproductiva en México ocurre todo el año.
- Poseen glóbulos sanguíneos de gran tamaño y grandes cantidades de ADN por célula, lo que se relaciona con un bajo índice metabólico y la capacidad de tolerar cambios en la composición del fluido corporal (Fenerich *et al.*, 2004).
 - Estas características celulares tal vez les permiten tolerar las complejas presiones fisiológicas que pueden presentarse en periodos de sequía (Brauner y Val, 1996; McCormack *et al.*, 2005).
 - En conjunto, estos aspectos de su fisiología los han dotado de una ventaja competitiva sobre otros peces menos tolerantes (Stevens *et al.*, 2006).
- Son muy tolerantes a las aguas contaminadas y se pueden adaptar sin dificultad a condiciones variantes en la calidad del agua (Nico y Martin, 2001).
 - A menudo se encuentran en aguas blandas, pero se pueden adaptar muy rápidamente a aguas duras. Pueden prosperar en distintas calidades de agua en cuanto a su nivel de acidez o alcalinidad (pH 5.5 a 8.0). Además, algunas especies son tolerantes a la sal.
- La gran diversidad de hábitats posiblemente ocupados o buscados por las especies de Loricariidae indicaría que casi todos los tipos de ambiente de agua dulce en México que presentan las condiciones de temperatura adecuadas para su supervivencia podrían sustentar algunas de estas especies.
- El hecho de que no se hayan establecido en algunos estados del noroeste indica que tal vez tengan limitaciones térmicas.

En el siguiente cuadro se presenta un resumen de las especies de loricáridos que se han naturalizado en México y algunas de sus preferencias fisiológicas y de hábitat.

Especies de loricáridos	TEMP (°C)	°d H ₂ O	pH	Tamaño (cm)	Tiempo en duplicarse la población (años)	Velocidad de nado (cm/s)	México
<i>Pterygoplichthys lituratus</i>				37	4.5–14	75	?
<i>P. anisitsi</i>	21–24	25	6.5–8.2	42	4.5–14	75	SÍ
<i>P. disjunctivus</i>				70	4.5–14	75	SÍ
<i>P. multiradiatus</i>	22–27	4–20	6.5–7.8	70	4.5–14	75	SÍ
<i>P. pardalis</i>	23–28	10–20	7–7.5	70	4.5–14	75	SÍ

Gracias a la amplia gama de condiciones toleradas por los plecos y sus características biológicas inherentes —a saber, su elevada tasa reproductiva, comportamiento de desove en cavidades profundas, cuidado parental, feroz territorialidad, resistencia a la deshidratación, pesada coraza protectora, uso de sus ásperos dientes y su espina dorsal como defensa, y capacidad de respirar oxígeno atmosférico, lo que les permite sobrevivir fuera del agua mucho más tiempo que otros peces—, las poblaciones introducidas pueden llegar a abundar (colonizar) localmente en poco tiempo (Hoover *et al.*, 2006). En este contexto, cabe señalar que los *Loricariidae* presentan una tasa de 80 por ciento de establecimiento en casos de introducción fuera de su área de distribución geográfica en todo el mundo, por lo que reciben la calificación de riesgo más alta en otras evaluaciones de riesgos (Bomford y Glover, 2004).

M,RC Cálculo de las probabilidades de que el organismo se propague más allá del área colonizada. .

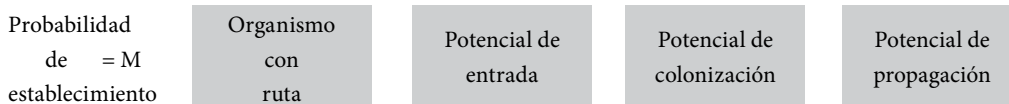
Características ambientales de las aguas receptoras vulnerables

Se han estudiado poco los factores ambientales de las aguas receptoras que evitan la colonización o propagación de poblaciones de loricáridos introducidas.

En vista de las similitudes ambientales entre el Amazonas y ciertas regiones ribereñas de México, a lo que se suma el hecho de que la mayoría de los peces importados se capturan en el medio silvestre (de modo que son más resistentes que los peces cultivados), las probabilidades de supervivencia pueden ser altas (Ramírez Martínez y Mendoza, 2005).

- La capacidad de respirar aire atmosférico y la tolerancia a la hipoxia cardíaca les permiten sobrevivir en aguas hipóxicas y contaminadas.
- Se desconocen los umbrales térmicos absolutos de muchas especies de loricáridos, pero toleran 4 °C durante varias horas (Gestring, comunicación personal, 2006)
- Parece probable que se trasladen a refugios térmicos (por ejemplo, manantiales y filtraciones en el invierno) y se ha demostrado que usan desagües en Houston (Nico y Martin, 2001; Jan Culbertson, comunicación personal, 2006).
- La variedad de especies en cada género indica que, en las generaciones sucesivas, ciertos taxones (o posibles híbridos) se adaptarán a climas subtropicales y templados, por lo que serán cada vez más tolerantes al frío
- Para calcular de manera más precisa la posible distribución de especies de loricáridos en América del Norte, se aplicó un análisis de Algoritmo Genético para la Proyección del Establecimiento de Reglas (*Genetic Algorithm for Rule-Set Projection*, GARP) (Cudmore y Mandrak, capítulo 3).

Según observaciones, extensas áreas de México y el sureste de Estados Unidos parecen vulnerables a la propagación de los loricáridos. Se requiere un modelo definitivo a escala de las cuencas para considerar el potencial de propagación de determinadas especies, y los modelos GARP no ofrecen resolución a esta escala más detallada. Sin embargo, hasta la fecha estas predicciones han resultado precisas respecto a la distribución real de los loricáridos en México.



CONSECUENCIAS DEL ESTABLECIMIENTO

A, MC Cálculo del impacto económico si el organismo llega a establecerse.

Potencial de impacto económico

- La primera especie de esta familia registrada en México fue el *Liposarcus* (= *Pterygoplichthys*) *multiradiatus* en el río Balsas en 1995 (Guzmán y Barragán, 1997). En 2002 se registró el primer estado invasivo en la cuenca. Actualmente, el problema es grave, pues al menos cuatro especies ya se han establecido en la presa El Infiernillo, uno de los mayores cuerpos de agua dulce del país (120 km de longitud, 40,000 ha de superficie y 11.86 mil millones de m³ de capacidad). Esta presa era el principal sitio para la pesca de agua dulce del país (varias especies de tilapia introducidas constituían 90 por ciento de la población de peces, lo que representa 20 por ciento de la producción nacional en aguas continentales). Antes de la invasión, los pescadores capturaban casi 20,000 toneladas de tilapia al año, mientras que en los últimos tiempos capturan de 13,000 a 15,000 toneladas de plecos aleta alta. Estos peces han afectado las artes y los botes de los pescadores y, por ende, su forma de vida. En total se han perdido cerca de 43,000 empleos indirectos y 3,500 directos a causa de la infestación de loricáridos tan sólo en este lugar. La pérdida de ingresos de las personas empleadas ya sea directamente en la pesca o indirectamente en los servicios de apoyo a la pesca también ha afectado a las familias al punto de generar una difícil situación socioeconómica que se está repitiendo en otros lugares (por ejemplo, en la cuenca del Grijalva y el Usumacinta).

A, RC Cálculo del impacto ambiental si el organismo llega a establecerse.

Potencial de impacto ambiental

- Los loricáridos pueden infligir serios daños a aquellas especies endémicas cuyos huevos se adhieren al sustrato, así como a especies que se alimentan de algas bentónicas y detritos.
- Al alimentarse de algas bentónicas y detritos, los plecos pueden alterar o reducir tanto la disponibilidad de alimento como la cobertura física disponible para los insectos acuáticos consumidos por otros peces autóctonos y no-autóctonos en las aguas donde son introducidos (Page y Robbins, 2006; Liang *et al.*, 2005).
- Los posibles efectos de alterar los conjuntos de comunidades de insectos fueron demostrados por Flecker (1992).
- Los peces que se alimentan de lodo y limo pueden resuspender sedimentos, causar turbidez y reducir la profundidad de la zona fótica, o causar cambios en el tamaño del sustrato.
- Además, los nutrientes se puede desviar prematuramente de los componentes “consumidores” de las redes de alimento y transformarse en heces disponibles sólo para los escatófagos y los desintegradores (es decir, bacterias y hongos).
- Como en ocasiones llegan a alcanzar un gran tamaño, los loricáridos pueden desplazar a peces bentónicos más pequeños o menos agresivos (por ejemplo, percas, *madtoms* y peces gato).
- En su mayoría, las especies de loricáridos son relativamente sedentarias y pueden ser una presa atractiva para aves ictiófagas. Sin embargo, la erección defensiva de sus espinas dorsal y pectoral representa un peligro mortal para aves como los pelicanos, que intentan tragar los peces completos (Bunkley Williams *et al.*, 1994).
- Los plecos “aran” los cauces y en ocasiones hunden su cabeza en el sustrato y fatigan con su cola. Con estos hábitos, arrancan o cortan las plantas acuáticas y reducen la abundancia de lechos de vegetación acuática sumergida, lo que crea capas flotantes que impiden que la luz del sol llegue al bentos (Hoover, 2004).
- Las cavidades de anidación de los plecos en ocasiones forman una gran “colonia de desove” donde muchas están muy cerca unas de otras. Estas colonias pueden dañar la estabilidad de las márgenes al aumentar la erosión y las cargas de sedimentos suspendidos. Como consecuencia puede haber depósitos lodosos, erosión de las márgenes, erosión local en dirección aguas arriba y elevada turbidez (Hoover *et al.*, 2006; Ferriter *et al.*, 2006).
- Los loricáridos pueden hospedar agentes patógenos infecciosos que las especies autóctonas no resisten o a los que no están adaptadas, como trematodos, lombrices intestinales o protozoarios. Se ha relacionado a algunos loricáridos con el *Trypanosoma danilewskyi* (*carassii*), agente patógeno de alta prioridad conocido por causar anemia, a menudo fatal, en peces de agua dulce como los ciprínidos de agua fría (por ejemplo, carpa, pez dorado y tenca) (Kailola, 2004). Se han hallado larvas de quironómicos epizoóticas y comensalistas en las barbillas orales de diferentes especies (no se presentan en especies desprovistas de barbillas). Se observó un dinoflagelado no identificado en la piel, las aletas y las branquias del *Pterygoplichthys gibbiceps*. Las tasas de mortalidad llegaron a 100 por ciento en algunos envíos luego de siete a 14 días y el parásito no era tratable con verde malaquita o formalina, ni se veía afectado por cambios en la salinidad, gracias a que formaba quistes (Pearson, 2005).
- La magnitud del impacto dependerá del sitio y la especie de que se trate (por ejemplo, *Hypostomus* o *Pterygoplichthys*).

Consecuencias del establecimiento *Impacto económico + Impacto ambiental = A*

I. POTENCIAL DE RIESGO DEL ORGANISMO (PRO) Y DE LA RUTA (PRR)

Potencial de riesgo del organismo (PRO)

Probabilidad de (M) establecimiento Consecuencias del (A) establecimiento = A

Potencial de riesgo de la ruta (PRP)

Calificación (A)

II. PREGUNTAS ESPECÍFICAS SOBRE MANEJO

- A la fecha sólo se han demostrado tres métodos de erradicación: el uso de paraquat (Tortorelli *et al.*, 1990), el uso de niclosamida (Wu, 2006) y la recolección manual de individuos (Earth Month, 2006).
- En México hay investigaciones en curso sobre el uso de productos atrayentes y trampas (Escalera, comunicación personal).
- Pese al posible uso de los loricáridos como peces comestibles (Carvalho, 2003; Escalera y Arrollo, 2006; Laguna Lake Development Authority, 2006), en algunos estudios se señala que puede ser peligroso consumirlos por su capacidad de acumular mercurio (Nico y Taphorn, 1994; Chavez *et al.*, 2005). Últimamente han surgido varias propuestas, como la utilización de los loricáridos para la producción de biocombustible, jabón, harina de pescado (para alimentos acuícolas o fertilizantes), surimi, la recuperación de enzimas digestivas, etc. (Intel International Science and Engineering Fair, 2006; Martínez, 2007).

III. RECOMENDACIONES

- Como alternativa para la industria del comercio para acuarios, se idearon las listas negras y las listas blancas.
- Son necesarias capacidades de análisis de riesgos y puntos críticos de control (*Hazard Analysis and Critical Control Points*, HACCP) a fin de evitar una mayor expansión de los loricáridos.
- Recomendamos alentar el desarrollo de una alternativa tecnológica que permita aprovechar las poblaciones establecidas que están afectando a los pescadores en diferentes localidades..

IV. REFERENCIAS

- Armbruster, J. W., *Phylogenetic relationships of the suckermouth armored catfishes (Loricariidae) with particular emphasis on the Ancistrinae, Hypostominae, and Neoplecostominae*, tesis de doctorado, Universidad de Illinois, Champaign-Urbana, Illinois, 1997.
- Bomford, M. y J. Glover, "Risk assessment model for the import and keeping of exotic freshwater and estuarine finfish", informe del Bureau of Rural Sciences for the Department of Environment and Heritage, Gobierno de Australia, 2004.
- Bunkley Williams, L., E. H. Williams Jr., C. G. Lilystrom, I. C. Flores, A. J. Zerbi, C. Aliaume y T. N. Churchill, "The South American sailfin armored catfish, *Liposarcus multiradiatus* (Hancock), a new exotic established in Puerto Rican fresh waters", *Caribbean Journal of Science*, núm. 30(1-2), 1994, pp. 90-94.
- Chaves, M.M., R.M. De La Paz, S. K. Manohar, R.C. Pagulayan y J.R. Carandang Vi, "New Philippine record of South American sailfin catfishes (*Pisces: Loricariidae*)", *Zootaxa*, núm. 1109, 2006, pp. 57-68.
- Escalera Barajas, Karla, *Impacto socio-económico del pleco en la presa "El Infiernillo"*, Instituto Tecnológico de Jiquilpan, México, 2005.
- Hoover, J. K., Jack Killgore y Alfred F. Cofrancesco, 2004. *Suckermouth Catfishes: Threats to Aquatic Ecosystems of the United States?* Aquatics Nuisance Species Research Program (ANSRP), vol. 04-1, febrero de 2004.
- Liang, S., H. Wu y B. Shieh, Size structure, reproductive phenology, and sex ratio of an exotic armored catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in Kaoping River of Southern Taiwan", *Zoological Studies*, núm. 44(2), 2005, pp. 252-259.
- Page L. M. y R. H. Robins, "Identification of sailfin catfishes (*Teleostei: Loricariidae*) in Southern Asia", *The Raffles Bulletin of Zoology*, núm. 54(2), 2006, pp. 455-457.

Apéndice B

Cálculo inferencial del riesgo del organismo y el riesgo de la ruta

Paso 1. Cálculo de los elementos en la evaluación de riesgos

En los espacios en blanco al lado de cada uno de los elementos del formulario para la evaluación de riesgos de organismos (apéndice A), indique la calificación [de probabilidad] “alta”, “media” o “baja”. Los enunciados biológicos detallados debajo de cada elemento guiarán el proceso. Elegir una calificación [de probabilidad] “alta”, “media” o “baja”, si bien es subjetivo, obligará al asesor a basar su decisión en los enunciados biológicos. De este modo, el proceso será transparente para la revisión de pares.

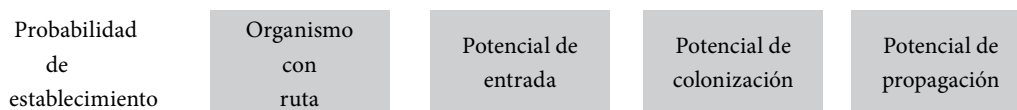
Las calificaciones “alta”, “media” y “baja” de cada elemento no se pueden definir o medir, sino que están sujetas al juicio personal. Esto se debe a que el valor de los elementos contenidos en “Probabilidad de establecimiento” no es independiente de la calificación de las “Consecuencias del establecimiento”. Es importante entender que la solidez de las Directrices no estriba en la calificación de los elementos, sino en los enunciados biológicos detallados —y de otra información pertinente— que los sustentan.

Paso 2. Cálculo del potencial de riesgo del organismo

Las calificaciones “alto”, “medio” y “bajo” para el potencial de riesgo del organismo y el potencial de riesgo de la ruta deben definirse (a diferencia de la calificación de probabilidad para los elementos en el paso 1 que no es preciso definir). Al final del apéndice B se incluyen estas definiciones.

Para calcular el potencial de riesgo del organismo, se deben seguir tres pasos:

Paso 2a. Determinar la probabilidad de establecimiento



Se asigna a la probabilidad de establecimiento el valor del elemento con la menor calificación de riesgo (por ejemplo, las calificaciones “alta”, “baja”, “media” y “media” para los cuatro elementos anteriores arrojaría una probabilidad de establecimiento “baja”).

Como cada uno de los elementos debe ocurrir para que el organismo se establezca, se justifica un cálculo conservador de las probabilidades de establecimiento. En realidad (suponiendo que los elementos son independientes entre sí), cuando se combina una serie de probabilidades (por ejemplo, *media – media – media*) la probabilidad será mucho menor que las calificaciones de cada elemento. Sin embargo, el grado de incertidumbre biológica entre los distintos elementos es tan alto que se justifica un enfoque conservador.

Paso 2b. Determinar las consecuencias del establecimiento

Económicas	Ambientales	Percibidas	Calificación
A	B, M, A	B, M, A	= A
B, M, A	A	B, M, A	= A
M	M	B, M, A	= M
M	B	B, M, A	= M
B	M	B, M, A	= M
B	B	M, A	= M
B	B	B	= B

Obsérvese que no el abordaje para las consecuencias del establecimiento (y los tres elementos que las conforman) es distinto. En este caso, “Consecuencias del establecimiento” recibe la calificación más alta asignada al elemento “Económicas” o “Ambientales”. El elemento “Percibidas” no aporta datos salvo cuando las calificaciones para los elementos “Económicas” y “Ambientales” son bajas (véase al lado de la última columna en el cuadro anterior).

Paso 2c. Determinar el potencial de riesgo del organismo (PRO)

Probabilidad	Consecuencia	Calificación
Alta	Alta	= Alta
Media	Alta	= Alta
Baja	Alta	= Media
Alta	Media	= Alta
Media	Media	= Media
Baja	Media	= Media
Alta	Baja	= Media
Media	Baja	= Media
Baja	Baja	= Baja

El enfoque conservador consiste en equivocarse en cuanto a la protección. Cuando nos topamos con un caso límite, se acepta la calificación más alta. Este enfoque es necesario para ayudar a contrarrestar el alto grado de incertidumbre normalmente relacionado con situaciones biológicas.

Paso 3. Determinar el potencial de riesgo de la ruta (PRR)

PRO		PRR
Calificación	Frecuencia	Calificación
Alta	1 o más	Alta
Media	5 o más	Alta
Media	1 a 4	Media
Baja	Todos	Baja

El PRR refleja el PRO de calificación más alta. La única excepción ocurre cuando el número de organismos de riesgo medio alcanza un nivel en el que el riesgo total de la ruta se vuelve alto. El número “5 o más” usado en el cuadro anterior es arbitrario.

Definición de las calificaciones usadas para el potencial de riesgo del organismo y el potencial de riesgo de la ruta:

- Bajo = riesgo aceptable: organismo(s) de poca preocupación (no justifica una mitigación)
- Medio = riesgo inaceptable: organismo(s) de preocupación moderada (se justifica una mitigación)
- Alto = riesgo inaceptable: organismo(s) de gran preocupación (se justifica una mitigación)

Cuando se evalúa un solo organismo, la determinación del PRO como “medio” o “alto” a menudo se vuelve irrelevante porque ambas calificaciones justifican una mitigación. Por la misma razón, la posible “área gris” entre un PRR medio o alto no es preocupante al evaluar una ruta.

Apéndice C. Definiciones

AGUA DE LASTRE. Cualquier agua usada —y sedimentos que contenga— para manipular el asiento y la estabilidad de una embarcación.

AMBIENTALMENTE ADECUADO. Método, medida, acción o programa para prevenir introducciones o controlar las infestaciones de especies invasoras acuáticas que minimizan los efectos adversos en la estructura y la función de un ecosistema, así como en los organismos y ecosistemas no objetivo aplicando técnicas integrales de manejo de plagas y medidas que no incluyen el uso de productos químicos.

ANÁLISIS DE RIESGOS. Proceso que incluye tanto la evaluación de riesgos como el manejo de riesgos.

COMUNICACIÓN DE RIESGOS. Acto o proceso de intercambiar información concerniente a los riesgos.

CONTROL. Actividades destinadas a eliminar o reducir los efectos de las especies invasoras acuáticas, incluidas aquellas para erradicar infestaciones, reducir poblaciones de especies invasoras acuáticas, establecer medios para adaptar las actividades humanas y las instalaciones a fin de aprovechar las infestaciones, y evitar la propagación de especies invasoras acuáticas desde las áreas infestadas. Puede incluir actividades para proteger especies autóctonas con probabilidades de sufrir efectos nocivos causados por especies invasoras acuáticas. El elemento “Prevención” del programa propuesto se refiere a las actividades para prevenir la propagación de especies invasoras acuáticas; el resto de las actividades de control se incluyen en el elemento “Control”.

ECOSISTEMA. En el sentido más general, los organismos y el hábitat biológico, químico y físico en el que viven. Incluye tanto ambientes naturales o “silvestres” como humanos. En el caso de que la especie en cuestión sea un agente patógeno o un parásito, un ecosistema puede ser un animal o una planta que actúa como hospedero.

ESPECIE. Grupo de organismos, todos ellos con un alto grado de similitud morfológica y genética, que por lo general sólo pueden aparearse entre sí y muestran diferencias persistentes respecto a miembros de especies relacionadas. Las especies pueden incluir subespecies, poblaciones, líneas genéticas u otras clasificaciones taxonómicas que no alcanzan la de especie completa.

ESPECIE ACUÁTICA. Animales y plantas, así como organismos patógenos o parásitos de animales y plantas acuáticas, que dependen por completo de los ecosistemas acuáticos al menos durante una etapa de su ciclo de vida.

ESPECIE AUTÓCTONA. Condición de una especie en su área de distribución natural o en su zona natural de posible dispersión; excluye a las especies que descienden de ancestros domesticados (OTA, 1993).

ESPECIE ESTABLECIDA. Significa que la especie ocurre como una población reproductora autosustentable en un ecosistema abierto, es decir, en aguas adonde los organismos pueden migrar o ser transportados a otras aguas.

ESPECIE [EXÓTICA] INVASORA ACUÁTICA. Especie no autóctona que amenaza la diversidad o la abundancia de las especies autóctonas, la estabilidad ecológica de las aguas infestadas o las actividades comerciales, agrícolas, acuícolas o recreativas que dependen de esas aguas. Las especies invasoras acuáticas incluyen especies no autóctonas que pueden habitar aguas continentales, estuarinas y marinas, y que constituyen una amenaza actual, o posible, para los procesos ecológicos y los recursos naturales. Además de sus efectos nocivos en actividades que dependen de aguas canadienses, estadounidenses o mexicanas, las especies invasoras acuáticas pueden tener efectos adversos en los seres humanos, incluida su salud.

ESPECIE NATIVA. Autóctona.

ESPECIE NO-AUTÓCTONA. Cualquier especie u otro material biológico viable que entra en un ecosistema más allá de su área de distribución histórica, incluido todo organismo transferido de un país a otro.

ESTADOS UNIDOS. Los 50 estados, el Distrito de Columbia, Puerto Rico, Guam y el resto de las posesiones y los territorios de los Estados Unidos de América.

EVALUACIÓN DE RIESGOS. Cálculo de los riesgos.

HIBRIDACIÓN. Apareamiento de organismos de diferentes especies, subespecies, variedades o líneas genética que produce crías.

INTRODUCCIÓN INTENCIONAL. La importación o introducción a sabiendas de una especie no-autóctona a un área o ecosistema en donde no se había establecido anteriormente o bien su transporte atravesando dicha área o ecosistema. Aun cuando no se tenga la intención de introducir un organismo acuático en un ecosistema, el escape, la liberación accidental o una eliminación inapropiada (por ejemplo, el vaciado de peceras) o liberaciones similares son la consecuencia prácticamente inevitable de una introducción intencional, no de una introducción no intencional. *Sinónimo:* introducción deliberada.

INTRODUCCIÓN NO-INTENCIONAL. Introducción de especies no-autóctonas que ocurre como consecuencia de actividades distintas de la introducción intencional o deliberada de las especies en cuestión; por ejemplo, el transporte de especies no autóctonas en el agua de lastre o en el agua usada para transportar peces, moluscos o crustáceos para la acuicultura u otros propósitos. También incluye la liberación, a menudo de manera inadvertida, de organismos no autóctonos sin un propósito específico. El escape prácticamente inevitable, la liberación accidental o la eliminación inapropiada (por ejemplo, el vaciado de peceras) de especies no autóctonas introducidas intencionalmente no constituyen una introducción no intencional.

Sinónimos: introducción accidental, introducción incidental, introducción inadvertida.

MANEJO DE RIESGOS. Proceso pragmático de toma de decisiones sobre lo que se debe hacer en relación con el riesgo.

ORGANISMO. Cualquier etapa activa, infecciosa o latente de una entidad caracterizada como viviente, incluidos animales vertebrados e invertebrados, plantas, bacterias, hongos, microplasmias, viroides, virus y cualquier otra forma de vida, en relación con lo anterior.

POTENCIAL DE INGRESO. Capacidad relativa de un organismo para colonizar un área dada en determinado tiempo.

POTENCIAL DE IMPACTO ECONÓMICO. La variación neta que se espera en el bienestar neto de la sociedad, que es la suma de los excedentes de productores y consumidores derivados de los cambios causados por la plaga en el rendimiento y el costo de la producción.

PREVENCIÓN. Medidas para minimizar el riesgo de introducciones no intencionales de especies invasoras acuáticas que son, o podrían volverse, especies invasoras acuáticas en aguas de Canadá, Estados Unidos y México.

RIESGO. Probabilidad y magnitud de un suceso adverso.

RUTA. Medio por el que las especies acuáticas son transportadas entre ecosistemas.

VECTOR. Ruta biológica para una enfermedad o parásito, es decir, un organismo que transmite agentes patógenos a diversos hospederos. No es sinónimo de “ruta”.

Apéndice D. Bibliografía

- Adger, W. N., K. Brown, R. Cervigni y D. Moran, "Total economic value of forest in Mexico", *Ambio*, núm. 24, 1995, pp. 286-296.
- Almenara Roldán, S., "The current status of the aquarium industry in Mexico", *OFI Journal*, 2001.
- Álvarez Jasso, M., *La introducción de peces ornamentales en México a través de las importaciones durante el año 2001 y su ordenamiento*, tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México, 2004.
- Anónimo, *Diagnóstico socioeconómico pesquero de la presa Lic. Adolfo López Mateos Infiernillo, para la elaboración de la propuesta de Norma Oficial Mexicana*, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnap), México, 1998.
- ANSTF, "Generic Nonindigenous Aquatic Organisms Risk Analysis Review Process (For Estimating Risk Associated with the Introduction of Nonindigenous Aquatic Organisms and How to Manage for that Risk)", Report to the Aquatic Nuisance Species Task Force by the Risk Assessment and Management Committee, 21 de octubre de 1996. Véase http://www.anstaskforce.gov/Documents/ANSTF_Risk_Analysis.pdf.
- Armbruster, J. W., *Phylogenetic relationships of the suckermouth armored catfishes (Loricariidae) with particular emphasis on the Ancistrinae, Hypostominae, and Neoplecostominae*, tesis de doctorado, Universidad de Illinois, Champaign-Urbana, Illinois, 1997.
- Armbruster, J. W., "Modifications of the digestive tract for holding air in Loricariid and Scoloplacid catfishes", *Copeia*, núm. 3, 1998, pp. 663-675.
- Armbruster, J. W., "*Hypancistrus inspector*: A new species of suckermouth armored catfish (Loricariidae: Ancistrinae)", *Copeia*, núm. 1, 2002, pp. 86-92.
- Armbruster, J. W., "The species of the *Hypostomus cochliodon* group (Siluriformes: Loricariidae)", *Zootaxa*, núm. 249, 2003, pp. 1-60.
- Armbruster, J. W. "Phylogenetic relationships of the suckermouth armored catfishes (Loricariidae) with emphasis on the Hypostominae and the Ancistrinae", *Zoological Journal of the Linnean Society*, núm. 141, 2004, pp. 1-80.
- Armbruster, J. W. y F. Provenzano, "Four new species of the suckermouth armored catfish genus *Lasiancistrus* (Loricariidae: Ancistrinae)", *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, núm. 11, 2000, pp. 241-254.
- Armbruster, J. W. y M. H. Sabaj, "A key to the genera of Loricariidae", 2002, en http://www.auburn.edu/academic/science_math/res_area/loricariid/fish_key/key.html.
- Arroyo Damián, M., *Aprovechamiento de la harina de Plecostomus como ingrediente en alimento para el crecimiento de tilapia "Oreochromis Niloticus"*, tesis de maestría, CIIDIR-IPN-Michoacán, mimeo.
- Barriga Sosa I. D. L. A., M. D. L. Jiménez Badillo, A. L. Ibáñez y J. L. Arredondo Figueroa, "Variability of tilapias (*Oreochromis spp.*) introduced in Mexico: Morphometric, Meristic and Genetic Characters", *Journal of Applied Ichthyology*, núm. 20(1), 2004, pp. 7-14.
- Bartley, D. M., "Responsible ornamental fisheries", *FAO Aquat. Newsl.*, núm. 24, 2000, pp. 10-14.
- Bockman, F. A. y A. Ribeiro, "Description of a new suckermouth armored catfish of the genus *Pareiorhina* (Siluriformes: Loricariidae) from southeastern Brazil", *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, núm. 14, 2003, pp. 231-242.
- Bomford, M. y J. Glover, "Risk assessment model for the import and keeping of exotic freshwater and estuarine finfish", informe del Bureau of Rural Sciences for the Department of Environment and Heritage, Gobierno de Australia, 2004.
- Boyes R. W. y A. S. Myers, "Microhabitat selection and preference by size: A look at *Gambusia affinis* and *Heterandria formosa* at the Buck Island Ranch", 2003. <http://newmedia.alma.edu/florida/fish.htm>.
- Boydston, Ch., P. Fuller y J. D. Williams, "Non-indigenous fish", *Our living resources: a report to the nation on distribution, abundance, and health of US plants, animals, and ecosystems*, US Department of the Interior, National Biological Service, USGS, Florida, 1995.
- Brauner, C. J. y A. L. Val, "The interaction between O2 and CO2 exchange in the obligate air breather, *Arapaima gigas*, and the facultative air breather, *Lipossarcus pardalis*", *Physiology and Biochemistry of Fishes of the Amazon*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), 1996.
- Breaux, A., S. Farber y J. Day, "Using Natural Coastal Wetlands Systems for Wastewater Treatment: An Economic Benefit Analysis", *Journal of Environmental Management*, 44, 1995, pp. 285-291.
- Brown, R. L., C. Flavin y F. Hilary, *State of the World 2000*, Worldwatch Books, W.W. Norton & Company, Nueva York, 2001.
- Bunkley Williams, L., E. H. Williams Jr., C. G. Lilystrom, I. C. Flores, A. J. Zerbi, C. Aliaume y T. N. Churchill, "The South American sailfin armored catfish, *Liposarcus multiradiatus* (Hancock), a new exotic established in Puerto Rican fresh waters", *Caribbean Journal of Science*, núm. 30(1-2), 1994, pp. 90-94.
- Burgess, J. E., "The fishes of Six-Mile Creek, Hillsborough County, Florida, with particular reference to the presence of exotic species", *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Game and Fish Commissioners*, núm. 12, 1958, pp. 1-8.
- Burgiel, S., G. Foote, M. Orellana y A. Perrault. *Invasive alien species and trade: Integrating prevention measures and international trade rules*, Center for International Environmental Law and Defenders of Wildlife, 2006.
- Champeau, Tom, administrador de Pesca Regional, Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida (*Florida Fish and Wildlife Conservation Commission*), Lakeland, Florida, entrevista realizada el 11 de abril de 2007.
- Chamsai, S., *Stress response of goldfish (Carassius auratus, linnaeus 1758) cultured with suckermouth catfish (Hypostomus spp.)*, tesis de doctorado, Asian Institute of Technology, 2007.
- Chao, N. L., y G. Prang, "Project Piaba—Towards a sustainable ornamental fishery in the Amazon", *Aquarium Sci. Conserv.*, núm. 1, 1997, pp. 105-111.
- Chávez, H. A., E. Casao, M. Villanueva, M. Guinto Paras y M. Mosqueda, *Heavy Metals and Microbial Analyses of Janitor Fish (Pterygoplichthys sp.) in Laguna de Bay-An Initial Study*, 2005.
- Chávez, M. M., R. M. de la Paz, S. K. Manohar, R. C. Pagulayan y J. R. Carandang Vi, "New Philippine record of South American sailfin catfishes (*Pisces: Loricariidae*)", *Zootaxa*, núm. 1109, 2006, pp. 57-68.

- Chiba, K., Y. Taki, K. Sakai y Y. Oozeki, "Present status of aquatic organisms introduced into Japan", *Proceedings of the Workshop on Introduction of Exotic Aquatic Organisms in Asia*, 1989, pp. 63-70, en S. S. de Silva (comp.), *Asian Fish. Soc. Spec. Publ.*, 3, Asian Fisheries Society, Manila, Filipinas.
- Chmura, G., S. Anisfeld, C. Cahoon y J. Lynch, "Global Carbon Sequestration in Tidal, Saline Wetland Soils", *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 17, núm. 4, 2003, p. 1111.
- Cohen, K. L., *Gut content and stable isotope analysis of exotic sucker-mouth catfishes (Hypostomus) in the San Marcos River, Texas: A concern for spring endemics?*, tesis de doctorado, Texas State University, 2008.
- Cohen, K. L., T. H. Bonner y W. H. Nowlin, "Food habits of the non-indigenous suckermouth catfish in the San Marcos River, Texas: A concern for spring endemics?", *American Fisheries Society, Annual Proceedings of the Texas Chapter*, núms. 2-4, vol. 29, Lake Jackson, Texas, marzo de 2007, p. 2.
- Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, *Reportes mensuales de Pesca*, Delegación Estatal Michoacán, Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa), varios años.
- Comisión Nacional del Agua, *Estadísticas del agua en México*, México, 2006.
- Comisión Nacional de los Salarios Mínimos, "Salarios mínimos vigentes para el 2007", México, 2007, <http://www.conasami.gob.mx>.
- Conabio, *Capital natural y bienestar social*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 2006.
- Contreras Balderas, S., "El hombre, el desierto y la conservación de los recursos naturales", *Armas y Letras* (Universidad de Nuevo León), 1974(1), pp. 43-50.
- Contreras Balderas, S., y A. Ludlow, "*Hemichromis guttatus*. Nueva introducción en Cuatro Ciénegas, Coahuila. Primer reporte para México (Pisces: Cichlidae)", *Vertebrata Mexicana*, núm. 12, 2003, pp. 1-5.
- Contreras Balderas, S., G. Ruiz Campos, J. J. Schmitter Soto, E. Díaz Pardo, T. Contreras McBeath, M. Medina Soto, L. Zambrano González, A. Varela Romero, R. Mendoza Alfaro, C. Ramírez Martínez, M. A. Leija Tristán, P. Almada Villella, D. A. Hendrickson y J. Lyons, "Freshwater fishes and water status in Mexico: A country-wide appraisal", *Aquatic Ecosystem Health and Management*, núm. 11(3), 2008, pp. 246-256, citando un trabajo sobre la presa El Infiernillo de Juárez Palacios, 1989.
- Contreras MacBeath, T., H. Mejía Mojica y R. Carrillo Wilson, "Negative impact on the aquatic ecosystems of the state of Morelos, Mexico, from introduced aquarium and other commercial fish", *Aquarium Sciences and Conservation*, núm. 2, 1998, pp. 67-78.
- Copp, G. H., K. Wesley y L. Vilizzi, "Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): The human vector", *J. Appl. Ichthyol.*, núm. 21, 2005, 263-274.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, S. Naeem, K. Limburg, J. Paruelo, R. V. O'Neill, R. Raskin, P. Sutton y M. van den Belt, "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital", *Nature*, núm. 387, 1997, pp. 253-260.
- Courtenay Jr., W. R., "Biological impacts of introduced species and management policy in Florida", en Roger Mann (comp.), *Exotic species in Mariculture*, The MIT Press, Cambridge, Mass., 1979, pp. 237-256.
- Courtenay Jr., W. R., "Fish introductions in the American Southwest: A case history of Roger Springs, Nevada", *Southwestern Naturalist*, núm. 28, 1983, pp. 221-224.
- Courtenay Jr., W. R., "Fish conservation and the enigma of introduced species", *Proc. Aust. Soc. Fish Biol.*, núm. 8, 1990, pp. 11-20.
- Courtenay Jr., W. R., "The case for caution with fish introductions", *American Fisheries Society Symposium*, núm. 15, 1995, pp. 413-424.
- Courtenay Jr., W. R. y J. Deacon, "Status of introduced fishes in certain spring systems in southern Nevada", *Great Basin Naturalist*, núm. 42, 1982, pp. 361-366.
- Courtenay Jr., W. R., J. E. Deacon, D. W. Sada, R. C. Allan y G. L. Vinyard, "Comparative status of fishes in along the course of the pluvial White River, Nevada", *Southwestern Naturalist*, núm. 28, 1985, pp. 221-224.
- Courtenay Jr., W. R., D. A. Hensley, J. N. Taylor y J. A. McCann, "Distribution of exotic fishes in the continental United States", en W. R. Courtenay Jr. y J. R. Stauffer Jr. (comps.), *Distribution, Biology, and Management of Exotic Fishes*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1984, pp. 41-77.
- Courtenay Jr., W. R., D. A. Hensley, J. N. Taylor y J. A. McCann, "Distribution of exotic fishes in North America", en C. H. Hocutt y E. O. Wiley (comps.), *The Zoogeography of North American Freshwater Fishes*, John Wiley & Sons, Nueva York, 1986, pp. 675-698.
- Courtenay Jr., W. R. y C. R. Robins, "Fish introductions: good management?", *Critical Reviews in Aquatic Science*, núm. 1, 1989, pp. 159-172.
- Courtenay Jr., W. R. y J. R. Stauffer Jr., "The introduced fish problem and the aquarium fish industry", *Journal of the World Aquaculture Society*, núm. 21, 1990, pp. 149-159.
- Courtenay Jr., W. R. y J. D. Williams, "Dispersal of exotic species from aquaculture sources, with emphasis on freshwaters fishes", en Aaron Rosenfield y Roger Mann (comps.), *Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems*, College Park, Maryland Sea Grant College, 1992, pp. 49-81.
- Courtenay Jr., W. R. y J. D. Williams, *Snakeheads (Pisces: Channidae) - A biological synopsis and risk assessment*, United States Geological Survey Circular 1251, 2004.
- Crossman, E. J. y B. C. Cudmore, "Summary of North American introductions of fish through the aquaculture vector and related human activities", en Renata Claudi y Joseph H. Leach (comps.), *Non-indigenous freshwater organisms: vectors, biology, and impacts*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 2000, pp. 297-303.
- Cudmore, B. y N. E. Mandrak, *Risk assessment for northern snakehead (Channa argus) in Canada*, Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2005/075 (texto preliminar), 2005.
- Daly, Herman, *Steady State Economics*, 2a. ed., Island Press, Washington, D.C., 1991.
- Dasgupta, Partha y Geoffrey Heal, *Economic Theory and Exhaustible Resources*, Cambridge University Press, Londres, 1979.

Apéndice D. Bibliografía (cont.)

- Dawes, J., "International experience in ornamental marine species management. Part I: perspectives", *Ornamental Fish Int. J.*, 26 de febrero de 1999, <http://www.ornamental-fish-int.org/marinespecies1.htm>.
- Day, J., J. Barras, E. Clairain, J. Johnston, D. Justic, G. P. Kemp, J. Y. Ko, R. Lane, W. J. Mitsch, G. Steyer, P. Templet, A. Yáñez Arancibia, "Implications of Global Climatic Change and Energy Cost and Availability for the Restoration of the Mississippi Delta", *Ecological Engineering*, núm. 24(4), 2004, pp. 253-265.
- Deacon, J. E., "Endangered and threatened fishes of the West", *The endangered species: a symposium*, Great Basin Naturalist Memoirs 3, 1979, pp. 41-64.
- Devick, W. S., "Disturbances and fluctuations in the Wahiawa Reservoir ecosystem. Project F-14-R-13, Job 4, Study I", Division of Aquatic Resources, Hawaii Department of Land and Natural Resources, 1989.
- Diario Oficial de la Federación*, 2000, "Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente" (última reforma), 7 de enero de 2000, México.
- Diario Oficial de la Federación*, "Carta Nacional Pesquera", México, 2002.
- Diario Oficial de la Federación*, "Carta Nacional Pesquera", México, 2004.
- Dowd, S. y M. F. Tlusty, "Project Piaba—working toward a sustainable natural resource in Amazon freshwater fisheries", *Endangered Species Update 17*, University of Michigan School of Natural Resources, 2000, pp. 88-90.
- Drake, J. M. y D. M. Lodge, "Forecasting potential distributions of nonindigenous species with a genetic algorithm", *Fisheries*, núm. 31, 2006, pp. 9-16.
- Edwards, R. J., "New additions and persistence of the introduced fishes of the upper San Antonio River, Bexar County, Texas", *Texas Journal of Science*, núm. 53, 2001, pp. 3-12.
- Egbert, M. E., "Summary of Roving Creel Survey Results for Lake Okeechobee from 1977 to 2006", presentación para la plataforma del simposio, XXVII reunión anual del capítulo de Florida de la Sociedad Pesquera de Estados Unidos, 2007.
- Escalera Barajas, Karla, *Impacto socio-económico del pleco en la presa "El Infiernillo"*, Instituto Tecnológico de Jiquilpan, México, 2005.
- Escalera Gallardo, C. y M. Arroyo Damián, "Aprovechamiento de la harina de *Plecostomus spp.* como ingrediente en alimento para el crecimiento de tilapia del nilo (*Oreochromis niloticus*)", Tercer Congreso Estatal de Ciencia y Tecnología, México, 2006.
- Escalera Gallardo C., F. F. Zuno y M. Arroyo, "Caracterización fisicoquímica del *Plecostomus* y alternativas de utilización" (informe final), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDR), Instituto Politécnico Nacional, Michoacán, México, 2005.
- Fenerich, P. C., F. Foresti y C. Oliveira, "Nuclear DNA content in 20 species of Siluriformes (*Teleostei: Ostariophysii*) from the Neotropical region", *Genetics and Molecular Biology*, núm. 27(3), 2004, pp. 350-354.
- Ferriter A., B. Doren, C. Goodyear, D. Thayer, J. Burch, L. Toth, M. Bodle, J. Lane, D. Schmitz, S. Snow y K. Langeland, "The status of non-indigenous species in the south Florida environment" (cap. 9), *South Florida Environmental Report*, 2006.
- Fischhoff, B., S. Lichtenstein, P. Slovic, S. L. Derby y R. L. Keeney, *Acceptable risk*, Cambridge University Press, Londres, 1981.
- Fisheries Global Information System (FIGIS), "Database on introductions of aquatic species", Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2005, http://www.fao.org/figis/servlet/static?dom=root&xml=introsp/introsp_search.xml.
- Flecker, A. S., "Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects", *Ecology*, núm. 73, 1992, pp. 927-940.
- Flecker, A. S., "Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical ecosystem", *Ecology*, núm. 77, 1996, pp. 1845-1854.
- Flecker, A. S., B. W. Taylor, E. S. Bernhardt, J. M. Hood, W. K. Cornwell, S. R. Cassatt, M. J. Vanni y N. S. Altman, "Interactions Between Herbivorous Fishes and Limiting Nutrients in a Tropical Stream Ecosystem", *Ecology*, núm. 83(7), 2002, pp. 1831-1844.
- Florida Game and Fresh Water Fish Commission, *Non-Native Fish Collection Report* [Informe de recolección de peces no-autóctonos], Comisión de Caza y Pesca en Agua Dulce de Florida, 24 de mayo de 1994.
- Fox, D. D., "Florida Fish and Wildlife Conservation Commission", comunicación personal citada en *Lake Okeechobee Protection Program Exotic Species Plan*, Florida FWCC, junio de 2002 (actualizada en diciembre de 2003).
- Fox, D. D., administrador biológico, Oficina de Pesca de Okeechobee (*Okeechobee Fisheries Office*), Comisión de Pesca y Conservación de la Vida Silvestre de Florida (*Florida Fish and Wildlife Conservation Commission*), Okeechobee, Florida, entrevista realizada el 13 de abril de 2007.
- Fretwell, S. D., "The Regulation of Plant Communities by Food Chains Exploiting Them", *Perspectives in Biology and Medicine*, núm. 20, 1977, pp. 169-185.
- Fuller, P., "Non-indigenous aquatic pathways analysis for the Gulf and South Atlantic region", Informe para Aquatic Nuisance Species Taskforce, en prensa.
- García Calderón, J. L., G. de la Lanza Espino y A. L. Ibáñez Aguirre, "Las aguas epicontinentales de México y sus pesquerías", *Pesquerías en tres cuerpos de agua continentales de México*, capítulo 1, Instituto Nacional de Pesca, 2002, pp. 23-56.
- Garrett, G. P., C. Hubbs y R. J. Edwards, "Threatened fishes of the world: *Dionda diaboli* Hubbs & Brown, 1956 (*Cyprinidae*)", *Environmental Biology of Fishes*, núm. 65, 2002, pp. 478 ss.
- Georgescu Roegen, N., *The Entropy Law and the Economic Process*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 1971.
- Gestring, K., *Shoreline Erosion Assessment of Loricariid Catfishes in Florida*, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Boca Raton, Florida, 2006.
- Gestring, K., P. L. Shafland y M. S. Stanford, "The status of Loricariid catfishes in Florida with emphasis on Orinoco Sailfin (*Pterygoplichthys multiradiatus*)", *Abstracts for the 26th Annual Meeting of the Florida Chapter American Fisheries Society*, 2006.
- Gobierno de Michoacán, 2005, <http://www.Michoacán.gob.mx/municipios/29sociodemografia.htm>.

- Goldburg, R. J., M. S. Elliott y R. L. Taylor, *Marine aquaculture in the United States: Environmental impacts and policy options*, Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia, 2001.
- Goodchild, C. D., *Non-indigenous freshwater fish utilized in the live food fish industry in Ontario: A summary of information*, Ministerio de Recursos Naturales de Ontario, 1999.
- Goodyear, C., *Draft initial status survey of nonindigenous animals in South Florida. A report by the South Florida Ecosystem Working Group*, 2000.
- Gunkel, G., "Limnology of an Equatorial High Mountain Lake in Ecuador, Lago San Pablo", *Limnologica*, núm. 30(2), 2000, pp. 113-120.
- Guzmán, A. y S. J. Barragán, "Presencia de bagres sudamericanos (*Osteichthyes; Loricariidae*) en el río Mezcala, Guerrero, México", *Vertebrata Mexicana*, núm. 3, pp. 1-4.
- Hamilton, L. A., "Invasive alien species: a major continuing threat to the health and integrity of freshwater ecosystems", *Resource Futures International*, núm. 9, Ottawa, 2001, pp. 1-9.
- Hastings, Alan, Richard J. Hall y Caz M. Taylor, "A simple approach to optimal control of invasive species", *Theoretical Population Biology*, 2006.
- Herborg, L. M., C. L. Jerde, D. M. Lodge, G. M. Ruiz y H. J. MacIsaac, "Predicting invasion risk using measures of introduction effort and environmental niche models", *Ecological Applications*, núm. 17(3), The Ecological Society of America, 2007, pp. 663-674. Véase también <http://web2.uwindsor.ca/courses/biology/macisaac/pages/matt.pdf>.
- Hernández, O. D., "Producción de peces de ornato", *Hypatia*, núm. 4, 2002.
- Hernández Montaña, D., "La pesquería artesanal de la presa Infiernillo", *Memoria del I Foro Científico de Pesca Ribereña*, 17-18 de octubre de 2002, INP CRIP, Guaymas, Sonora.
- Hershberger, W. K., *Aquaculture: Its role in the spread of aquatic nuisance species*, National Center for Cool and Cold Water Aquaculture, Virginia Occidental, 2003.
- Hill, J. E., Tropical Aquaculture Laboratory, Department of Fisheries and Aquatic Sciences, Universidad de Florida, Ruskin, Florida, entrevista realizada el 6 de noviembre de 2006.
- Hill, J. E. y C. V. Martinez, "Culture of loricariid catfishes in Florida", presentación para el Cuerpo de Ingenieros del Ejército Estadounidense (*US Army Corps of Engineers*), Gainesville, Florida, 30-31 de mayo de 2006.
- Hoover, J. J., K. J. Killgore y Alfred F. Cofrancesco, *Suckermouth Catfishes: Threats to Aquatic Ecosystems of the United States?*, Aquatics Nuisance Species Research Program (ANSRP), vol. 04-1, febrero de 2004.
- Hoover, J. J., C. E. Murphy y K. J. Killgore, "Environmental impacts of suckermouth catfishes (*Loricariidae*) in North America: A conceptual model", informe preliminar de Jan Hoover, ictiólogo del US Army Engineering Research and Development Center. 2007.
- Huanqui Canto, G., *El comercio mundial de peces ornamentales*, Prompex, Perú, 2002.
- Hubbs, C., T. Lucier, E. Marsh, G. P. Garrett, R. J. Edwards y E. Milsstead, "Results of an eradication program on the ecological relationships of fishes in Leon Creek, Texas", *Southwestern Naturalist*, núm. 23, 1978, pp. 487-496.
- Hubilla, M., F. Kis y J. Primavera, "Janitor Fish *Pterygoplichthys disjunctivus* in the Agusan Marsh: A threat to freshwater biodiversity", *J. Env. Sci. and Management*, 10(1), junio de 2007, pp. 10-23.
- Huerta, J. A. y A. Castañeda Castillo, "Descripción de la fauna íctica del estado de Morelos", Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, 1982.
- INEGI, *Censos económicos 1999: resultados definitivos*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, 2000.
- INEGI, *Censos económicos 2004: resultados generales*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, 2005a.
- INEGI, *Anuario estadístico del comercio exterior de los Estados Unidos Mexicanos, 2004*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2005b.
- INP, "Estado de la acuicultura en México", *La acuicultura en América Latina*, Informes Nacionales de Pesca, FAO, núm. 159, vol. 3, S/C 13, 1974.
- Invasive Species Specialist Group (ISSG), "Global invasive species database", IUCN-SSC, 2005, <http://www.issg.org/database/welcome/>.
- Jiménez Badillo, M. L., *Análisis de la pesquería de tilapia, Oreochromis spp. (Pisces: Cichlidae), en la presa Adolfo López Mateos, Michoacán-Guerrero*, tesis de doctorado, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México, 1999.
- Jiménez Badillo, M. L. y M. R. Nepita Villanueva, "Espectro trófico de la tilapia *Oreochromis aureus* (Perciformes: Cichlidae) en la presa Infiernillo, Michoacán-Guerrero, México", *Rev. Biol. Trop.*, núm. 48(2-3), junio de 2000, pp. 487-494.
- Jiménez Badillo, M. L. y C. Osuna Paredes, "Estimación de los parámetros de crecimiento de tilapia, *Oreochromis aureus*, de la presa Infiernillo, Mich.-Gro. México", *Memorias del V Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar*, Boca del Río, Veracruz, 1998.
- Jiménez Badillo, M. L., C. Ramírez Camarena y C. Osuna Paredes, "Pesquerías de aguas continentales: presa de Infiernillo", *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México: Evaluación y Manejo, 1999-2000*, Sagarpa-INP, 2000, pp 851-874.
- Kailola, P. J., *Risk assessment of ten species of ornamental fish under the Environmental Protection and Biodiversity Conservation Act 1999*, Camberra, Australia, 2004.
- Kazmierczak Jr. y F. Richard, *Economic linkages between coastal wetlands and water quality: a review of value estimates reported in the published literature*, Staff Paper 2001-02, Department of Agricultural Economics and Agribusiness, Louisiana State University, Baton Rouge, mayo de 2001.
- Kolar, C., "Risk assessment and screening for potentially invasive fishes", *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, núm. 38, 2004, pp. 391-397.
- Lant, C. L. y R. S. Roberts, "Greenbelts in the Cornbelt: Riparian Wetlands, Intrinsic Values, and Market Failure", *Environment and Planning*, vol. 22, 1990, pp. 1375-1388.

Apéndice D. Bibliografía (cont.)

- Lake Okeechobee y Associated Estuaries Issue Team, *Management of Lake Okeechobee and Associated Estuaries*, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, 2003.
- Lake Okeechobee Protection Program: Exotic Species Plan* [Programa de protección del lago Okeechobee: plan sobre especies exóticas] del 1 de junio de 2002; actualización: 10 de diciembre de 2003; Florida Department of Agriculture and Consumer Services (FDACS), Florida Department of Environmental Protection (FDEP) y South Florida Water Management District (SFWMD).
- Lassuy, D. R., "Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species", ponencia en el taller Management, Implications and Co-occurring Native and Introduced Fishes Proceedings, Portland, Oregon, 2002, pp. 27-28.
- Lee, D., Apuntes para la reunión del 24 al 27 de enero de 2007 sobre el impacto económico de los *Loricariidae* en el sur de Florida.
- Leung K. M. Y. y D. Dudgeon, "Ecological risk assessment and management of exotic organisms associated with aquaculture activities", en M. G. Bondad Reantaso, J. R. Arthur y R. P. Subasinghe (comps.), *Understanding and applying risk analysis in aquaculture*, Fisheries and Aquaculture Technical Paper [Documento técnico sobre pesca y acuicultura] núm. 519, FAO, Roma, 2008, pp. 67-100.
- Liang, S., H. Wu y B. Shieh, "Size structure, reproductive phenology, and sex ratio of an exotic armored catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in Kaoping River of Southern Taiwan", *Zoological Studies*, núm. 44(2), 2005, pp. 252-259.
- López Fernández, H. y K. O. Winemiller, "Status of *Dionda diaboli* and established populations of exotic species in Lower San Felipe Creek, Val Verde County, Texas", 2003, http://wfsc.tamu.edu/winemiller/lab/Winemiller_Texas.htm.
- López Fernández, H. y K. O. Winemiller, "Status of *Dionda diaboli* and report of established populations of non-native fishes in San Felipe Creek, Val Verde County, Texas", *Southwestern Naturalist*, núm. 50, 2005, pp. 246-251.
- Ludlow, M. E. y S. J. Walsh, "Occurrence of a South American armored catfish in the Hillsborough River, Florida", *Florida Scientist*, núm. 54(1), 1991, pp. 48-50.
- Luna Figueroa, J., "Bagre del Balsas y mojarra criolla. Desplazamiento de hábitat de especies nativas", *Hypatia*, núm. 20, 2006, pp. 11-12.
- MacCormack, T. J., J. M. Lewis, V. M. F. Almeida Val, A. L. Val y W. R. Driedzic, "Carbohydrate management, anaerobic metabolism, and adenosine levels in the armored catfish, *Liposarcus pardalis* (Castelnaud), during hypoxia", Annual Meeting Canadian Society of Zoologists, Kingston, Ontario, 10-14 de mayo de 2005.
- Mandrak, N. E. y B. Cudmore, "Risk Assessment for Asian Carps in Canada", Canadian Stock Assessment Research Document 2004/103, Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, Ontario, 2004.
- Marcucci, K. M., M. Orsi y O. A. Shibatta, "Abundancia e aspectos reproductivos de *Loricariichthys platymetopon* (*Siluriformes: Loricariidae*) em quarto trechos da represa Caprivarã, medio rio Paranapanema. Iheringia", *Ser. Zool. Porto Alegre*, núm. 95, 2005, pp. 197-203.
- Martínez Elorriaga, E., "Desesperados más de tres mil pescadores de Infiernillo", *La Jornada Michoacán*, 29 de septiembre de 2004.
- Martínez Elorriaga, E., "Emprenderá la Compesca acciones contra el pez diablo en Infiernillo", *La Jornada Michoacán*, 13 de abril de 2005.
- Martínez, V., "Más de 5 mil pescadores de la presa de Infiernillo carecen de apoyo", <http://www.MiMorelia.com>. Noticias, 2003.
- Mazzoni, R. y E. P. Caramaschi, "Observations on the reproductive biology of female *Hypodontomus luetkeni* Lacepede 1803", *Ecology of Freshwater Fish*, núm. 6, 1997, pp. 53-56.
- Meadows, D., *Más allá de los límites del crecimiento*, El País-Aguilar, México, 1993.
- Mendoza, R., S. Contreras Balderas, C. Ramírez, P. Koleff, P. Álvarez y V. Aguilar, "Los peces diablo", *Biodiversitas*, núm. 68, 2007, pp. 1-5.
- Migdalski, E. C. y G. S. Fichter, *The fresh and salt water fishes of the world*, Nueva York, Greenwich House, 1989.
- Minckley, W. L. y J. E. Deacon, "Southwestern fishes and the enigma of endangered species", *Science*, núm. 159, 1968, pp. 1424-1432.
- MIT Sea Grant, "Exotic species an ecological roulette with nature", MIT Sea Grant College Program, Coastal Resources Fact Sheet, 2002.
- Moodie, G. E. E. y M. Power, "The reproductive biology of an armoured catfish, *Loricaria uracantha*, from Central America", *Environ. Biol. Fish.*, núm. 7, 1982, pp. 143-148.
- Morales, D. A., *La tilapia en México: biología, cultivo y pesquerías*, AGT Editor, México, 1991.
- Moyle, P. B. y T. Light, "Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory", *Biological Conservation*, núm. 78, 1996, pp. 149-161.
- NRC, *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC, 1983.
- NRC, *Issues in Risk Management*, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC, 1993.
- Nelson, J. S., *Fishes of the world*, 4a. edición, John Wiley and Sons, Hoboken, Nueva Jersey, 2006.
- Nico, L. G., "Changes in the fish fauna of the Kissimmee River basin, peninsular Florida: nonnative additions", en J. N. Rinne, R. M. Hughes y B. Calamusso (comps.), *Historical Changes in Large River Fish Assemblages of the Americas*, American Fisheries Society Symposium 45, Bethesda, Maryland, 2005.
- Nico, L. G. y R. T. Martin, "The South American suckermouth armored catfish, *Pterygoplichthys anisitsi* (*Pisces: Loricariidae*), in Texas, with comments on foreign fish introductions in the American Southwest", *Southwestern Naturalist*, núm. 46(1), 2001, http://cars.er.usgs.gov/All_Staff/NicoCV_30May07.ForFISC.WebSite.pdf.
- Nico, L. G. y A. Muench, "Nests and nest habitats of the invasive catfish *Hoplosternum littorale* in Lake Tohopekaliga, Florida: A novel association with non-native *Hydrilla verticillata*", *Southeastern Naturalist*, núm. 3, 2004, pp. 451-466.
- Nico, L. G., S. J. Walsh y R. H. Robins, "An introduced population of the South American callichthyid catfish *Hoplosternum littorale* in the Indian River lagoon system, Florida", *Florida Scientist*, núm. 59, 1996, pp. 189-200.

- NOM-010-PESC-1993, Norma Oficial Mexicana que establece los requisitos sanitarios para la importación de organismos acuáticos vivos en cualesquiera de sus fases de desarrollo, destinados a la acuicultura u ornato, en el territorio nacional, *Diario Oficial de la Federación*, 20 de julio de 1994.
- NOM-011-PESC-1993, Norma Oficial Mexicana para regular la aplicación de cuarentenas, a efecto de prevenir la introducción y dispersión de enfermedades certificables y notificables, en la importación de organismos acuáticos vivos en cualesquiera de sus fases de desarrollo, destinados a la acuicultura y ornato en los estados unidos mexicanos, *Diario Oficial de la Federación*, 20 de julio de 1994.
- NOM-027-PESC-2000, Norma Oficial Mexicana, Pesca responsable en la Presa Adolfo López Mateos, El Infiernillo, Michoacán y Guerrero, especificaciones para el aprovechamiento de los recursos pesqueros, *Diario Oficial de la Federación*, 31 de octubre de 2000.
- Novalés Flamarique, I., S. Griesbach, M. Parent, A. Cattaneo y R. H. Peters, "Fish Foraging Behavior Changes Plankton-Nutrient Relations in Laboratory Microcosms", *Limnology and Oceanography*, núm. 38(2), 1993, pp. 290-298.
- Orbe Mendoza, A., *Evaluación de la pesquería de tilapia e impacto de las especies invasoras de la familia Loricariidae ("plecos") en la presa Adolfo López Mateos "Infiernillo"*, Mich-Gro, México, en prensa, 2007.
- Orbe Mendoza, A., C. A. Romero y J. Acevedo, "Producción y rendimiento pesquero en la presa Lic. Adolfo López Mateos (El Infiernillo), Michoacán-Guerrero, México", *Hidrobiológica*, núm. 9(1), 1999, pp. 1-8.
- Ortiz, G. C., "Esfuerzos que se desarrollan para la difusión de la acuariofilia", *Primer Congreso Nacional de Acuariofilia*, Dirección General de Acuicultura, Secretaría de Pesca, México, 1997.
- Page L. M. y R. H. Robins, "Identification of sailfin catfishes (*Teleostei: Loricariidae*) in Southern Asia", *The Raffles Bulletin of Zoology*, núm. 54(2), 2006, pp. 455-457.
- Pearce, D. W., *Blueprint 3: Measuring Sustainable Development*, CSERGE Earthscan Publications, Londres, 1993.
- Pearce, D. W., "The Economic Value of Forest Ecosystems", *Ecosystem Health*, núm. 7(4), 2001, pp. 284-296.
- Pearce, D. W. y Kerry Turner, *Economics of Natural Resources and the Environment*, Harvester Wheatsheaf, Londres, 1990.
- Pearson, D., *Import Risk Analysis: Ornamental Fish Biosecurity*, New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry, Wellington, Nueva Zelanda, 2005.
- Peña Mendoza, B., J. L. Gómez Márquez, I. H. Salgado Ugarte y D. Ramírez Noguera, "Reproductive biology of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) at Emiliano Zapata dam, Morelos, Mexico", *Int. J. Trop. Biol.*, núm. 53(3-4), 2005, pp. 515-522.
- Periódico Oficial de Michoacán*, trigésima sección, tomo CXXXVI, núm. 49, Morelia, Mich., 30 de junio de 2005, H. Ayuntamiento Constitucional de Churumuco, Mich., Plan de Desarrollo Municipal, Presidencia Municipal de Churumuco, 2005-2007.
- Peterson, A. T. y D. A. Viegals, "Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem", *BioScience*, núm. 51(5), mayo de 2001, pp. 363-371.
- Power, M. E., "The importance of sediment in the grazing ecology and size class interactions of an armored catfish, *Ancistrus spinosus*", *Environ. Biol. Fish.*, núm. 10, 1984, pp. 173-181.
- Power, M. E., "Resource Enhancement by indirect effects of grazers: Armored catfish, algae, and sediment", *Ecology*, núm. 71, 1990, pp. 897-904.
- Power, M. E., T. L. Dudley y S. D. Cooper, "Grazing catfish, fishing birds, and attached algae in a Panamanian stream", *Environ. Biol. Fishes*, núm. 26, 1989, pp. 285-294.
- Provenzano, F. R., C. Lasso y V. Ponte, "*Neblichthys roraima*, a new species of armored catfish (*Siluroidei: Loricariidae*) from Rio Kuke-nan, Venezuela, with considerations about the biogeography of the Guyana Shield", *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, núm. 6, 1995, pp. 243-254.
- Ramírez Martínez, C., "La perspectiva de la acuicultura social en México", IV Encuentro de Empresas Sociales de Pesca y Acuicultura, Secretaría de Desarrollo Social, México, 1999.
- Ramírez Martínez, C., "Situación actual y perspectivas de la producción y comercialización de peces de ornato de agua dulce en México", *Memorias del XXII Foro de Seminarios de Postgrado de la Facultad de Ciencias Biológicas*, UANL, México, 2007.
- Ramírez Martínez, C. y R. Mendoza, "La producción y comercialización de peces de ornato de agua dulce en México, como vector de introducción de especies acuáticas invasivas", en *Memorias del XXXVII Simposio del Consejo sobre Peces del Desierto*, Cuatro Cié-negas, Coahuila, México, 2005.
- Rapp Py Daniel, L. y C. Cox Fernandes, "Dimorfismo sexual en Siluriformes e Gymnotiformes (Ostariophysi) da Amazonia", *Acta Amazonica*, núm. 35(1), 2005, pp. 97-110.
- Rees, Colin, "The Ecologist's Approach to Sustainable Development", en Ismail Serageldin y Andrew Steer (comps.), *Making Development Sustainable: From Concepts to Actions*, Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento (BIRF), Banco Mundial, Washington, D.C., 1994.
- Rixon, C., I. Duggan, N. Bergeron, A. Ricciardi y H. Macisaac, "Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes", *Biodiversity and Conservation*, núm. 14, 2005, pp. 1365-1381.
- Roberts, L. y J. Leite, "Economic Valuation of Some Wetland Output of Mud Lake, Minnesota-South Dakota", *Agricultural Economics Report*, núm. 381, Departamento de Economía Agrícola, Universidad Estatal de Dakota del Norte, 1997.
- Romero, C. A. y M. A. Orbe Mendoza, "Análisis de la explotación pesquera en la presa Lic. Adolfo López Mateos, Michoacán, Méx., durante el periodo 1981-1986, Informe final", INP CRIP, Pátzcuaro, Michoacán, México, 1988.
- Rosas, M. M., "Sobre la existencia de un nemátodo parásito de tilapia nilótica (*Goezia spp. Goeziidae*)", Simposio sobre Pesquerías en Aguas Continentales, Tuxtla Gutiérrez, México, 1976, pp. 239-270.
- Rowland, L. y L. Cox, *Opportunities in ornamental aquaculture*, Pacific Business Center Program-NOAA, 1999.
- Sabaj, M. H. y R. A. Englund, "Preliminary identification and current distributions of two suckermouth armored catfishes (*Loricariidae*) introduced to O'ahu streams", *Bishop Museum Occasional Papers*, núm. 59, 1999, pp. 50-55.

Apéndice D. Bibliografía (cont.)

- Sagarpa, Delegación Estatal Morelos, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, <http://www.sagarpa.gob.mx/dlg/morelos/pesca/informacion.htm>, 2005.
- Salcedo, N. J., "New species of *Chaetostoma* (Siluriformes: Loricariidae) from central Peru", *Copeia*, 2006, pp. 60-67.
- Secretaría de Pesca, *Reporte sobre el desarrollo de la acuicultura de subsistencia en Morelos*, Dirección General de Acuicultura, México, D.F., 1984.
- Secretaría de Salud, *Norma Oficial Mexicana NOM 012-SSA1-1993. Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano públicos y privados*, Secretaría de Salud, México, 1993.
- Semarnap, *Norma Oficial Mexicana NOM-027-PESC-2000. Pesca Responsable en la Presa Adolfo López Mateos El Infiernillo, Michoacán y Guerrero. Especificaciones para el aprovechamiento de los recursos pesqueros*, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México, 2000.
- Semmens, B., E. R. Buhle, A. K. Salomón y C. V. Pattengill Semmens, "A hotspot of non-native marine fishes: evidence for the aquarium trade as an invasion pathway", *Marine Ecology Progressive Series*, núm. 266, 2004, pp. 239-244.
- Servín García, L. I., "Destinará Compesca 1.5 millones de pesos para combatir al pez diablo", *La Jornada Michoacán*, 8 de enero de 2005.
- Servín García, L. I., "Anuncia la Sagarpa modificaciones a la Norma Oficial Mexicana NOM-027-PESC-2000", *La Jornada Michoacán*, 11 de marzo de 2006.
- Severinghaus, L. L. y L. Chi, "Prayer animal release in Taiwan", *Biological Conservation*, núm. 89, 1999, pp. 301-304.
- Stevens, P. W., D. A. Blewett y J. P. Casey, "Short-term effects of a low dissolved oxygen event on estuarine fish assemblages following the passage of Hurricane Charley", *Abstracts for the 26th Annual Meeting of the Florida Chapter American Fisheries Society*, 2006.
- Taylor, J. N., W. R. Courtenay Jr. y J. A. McCann, "Known impacts of exotic fishes in the continental United States", en W. R. Courtenay Jr. y J. R. Stauffer Jr. (comps.), *Distribution, Biology, and Management of Exotic Fishes*, Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 1984.
- Thlusty, M., "The benefits and risks of aquacultural production for the aquarium trade", *Aquaculture*, núm. 205, 2002, pp. 203-219.
- Tomasini, E., Informe de FAO-Aquila presentado en el Taller sobre Manejo y Explotación Acuícola de Embalses, FAO-Aquila, Caracas, Venezuela, 16-18 de marzo de 1989.
- Tol, R., "The Marginal Damage Costs of Carbon Dioxide Emissions: An Assessment of the Uncertainties", *Energy Policy*, vol. 33, 2005, pp. 2064-2074.
- Torres Oseguera, C., "Michoacán y Guerrero firmarán convenio para el desarrollo técnico y pesquero en Infiernillo", *La Jornada Michoacán*, 26 de abril de 2005.
- Torres Orozco, B. R. y A. Kobelkowsky, *Los peces de México*, AGT Editor, México, 1991.
- USDA Forest Service, "Pest Risk Assessment of the Importation of *Pinus radiata* and Douglas Fir Logs from New Zealand", *Miscellaneous Publication*, núm. 1508, USDA, 1992.
- USDA Forest Service, "Pest Risk Assessment of the Importation of *Pinus radiata*, *Nothofagus dombeyi* and *Laurelia philippiana* Logs from Chile", *Miscellaneous Publication*, núm. 1517, USDA, 1993.
- USDA Forest Service, "Pest Risk Assessment of the Importation of Larch from Siberia and the Soviet Far East", *Miscellaneous Publication*, núm. 1495, 1991.
- US Fish and Wildlife Service, *Devils River Minnow Recovery Plan*, 2005.
- USGS, "Non-indigenous aquatic species database – northern snakehead (*Channa argus*)", US Geological Survey, 2004, www.nas.er.usgs.gov.
- Vargas Vázquez, C. G., "Extracción y caracterización fisicoquímica del aceite de *Plecostomus spp.*", tesis, Instituto Tecnológico de Jiquilpan, Michoacán, 2006.
- Wadley, Taren T., "Haul Seine Permit Holder and Boat Captain", Lake County, Florida, entrevista realizada en abril de 2007.
- Wakida Kusunoki, A. T., R. Ruiz Carús y E. Amador del Ángel, "The Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in southeastern Mexico", *Southwestern Naturalist*, núm. 52(1), 2007, pp. 141-144.
- Weigle, S., L. D. Smith, J. T. Carlton y J. Pederson, "Assessing the risk of introducing exotic species via the live marine species trade", *Conservation Biology*, núm. 19(1), 2005, pp. 213-223.
- Welcomme, R., *Pesca fluvial*, Documento Técnico de Pesca, FAO, Roma, 1992.
- Wijkström, U., A. Gumy y R. Grainger, *The State of World Fisheries and Aquaculture*, FAO, Sofía, 2002.
- Williams, M. J., "Aquaculture and sustainable food security in the developing world", en John E. Bardach (comp.), *Sustainable Aquaculture*, John Wiley and Sons, Inc., Nueva York, 1997, pp. 15-51.
- Yossa, M. I. y C. A. Araujo Lima, "Detritivory in two Amazonian fish species", *Journal of Fish Biology*, núm. 52(6), 1998, p. 1141.





Comisión para la Cooperación Ambiental

393, rue St-Jacques Ouest, Bureau 200
Montreal (Quebec) Canadá H2Y 1N9
t 514.350.4300 f 514.350.4314
info@cec.org / www.cec.org